



<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v70i1.47625>

## Distribución espacio-temporal de cianobacterias planctónicas y factores ambientales asociados a sus proliferaciones en el embalse Cerrón Grande, El Salvador

Luis Ortez<sup>1\*</sup>; <https://orcid.org/0000-0003-1751-4529>

María Dolores Rovira<sup>1</sup>; <https://orcid.org/0000-0002-4869-2566>

Luis Moran<sup>1</sup>; <https://orcid.org/0000-0002-2767-9936>

1. Departamento de Ingeniería de Procesos y Ciencias Ambientales, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Centroamericana José Simeón Cañas, Bulevar de Los Próceres, Antiguo Cuscatlán, La Libertad, El Salvador; [jsierra@uca.edu.sv](mailto:jsierra@uca.edu.sv) (\*Correspondencia), [mrovira@uca.edu.sv](mailto:mrovira@uca.edu.sv), [cmoran@uca.edu.sv](mailto:cmoran@uca.edu.sv)

Recibido 28-X-2021. Corregido 08-II-2022. Aceptado 20-IV-2022.

### ABSTRACT

#### Spatio-temporal distribution of planktonic cyanobacteria and environmental factors associated with their proliferation in the Cerrón Grande reservoir, El Salvador

**Introduction:** The 135 km<sup>2</sup> Cerrón Grande reservoir is the largest wetland in El Salvador, recognized as “Wetland of International Importance” by the Ramsar Convention. It is also one of the most polluted ecosystems nationwide, facing serious problems, among them, a proliferation of cyanobacteria.

**Objective:** To assess the relationships among environmental factors and the spatial and temporary distribution of cyanobacteria in the reservoir throughout a hydrological year.

**Methods:** We extracted water with cyanobacteria from six fixed sites, from October 2018 through September 2019.

**Results:** We identified 16 genera, the most abundant *Microcystis* sp. And *Dolichospermum* sp.; *Microcystis* sp. reached 1.5 x 10<sup>6</sup> cells/ml in June 2019, mainly in the north-west sector, which is shallow and close to the confluence zones where highly polluted tributaries reach the reservoir. The deeper south-east sector had low concentrations of these organisms. The environmental factors mostly related to this behavior were: phosphorus, electrical conductivity and Secchi value, as expected from a eutrophic body.

**Conclusions:** Variation in the cellular concentration of cyanobacteria in this reservoir is highly influenced by rain, water mixing and nutrient content.

**Key words:** cyanobacteria; tropical reservoir; nutrients; temporality; spatiality.

Las cianobacterias son organismos muy importantes dentro de los ecosistemas acuáticos continentales, puesto que forman, en conjunto con otras microalgas, la base de las redes tróficas. En las últimas décadas, debido a la contaminación antrópica y al aumento de la temperatura global a causa del cambio

climático, este grupo de organismos ha destacado, principalmente por problemas asociados a sus proliferaciones, tales como cambios en las propiedades organolépticas del agua, disminución de la diversidad biológica del ecosistema y la producción de metabolitos tóxicos, siendo este último de especial interés en el área de

salud pública (Giannuzzi, 2009; Lago et al., 2015; UNESCO, 2009).

Las cianobacterias poseen características adaptativas que las hacen organismos muy competitivos frente a otros organismos del fitoplancton (Reynolds, 2006); por ejemplo, la mayor parte de ellas poseen células especializadas llamadas aerótopos que les ayudan a regular su posición en la columna de agua, pudiendo así optimizar su proceso de fotosíntesis, soportando condiciones de alta o baja radiación solar gracias a la presencia de pigmentos accesorios tales como la ficocianina (Chorus & Bartram, 1999; Lee, 2008). Por otra parte, su tasa máxima de crecimiento se encuentra entre los 25 y 30 °C, que corresponde al promedio anual de temperatura en los lagos y embalses de las regiones tropicales, por mencionar algunas (Forján-Lozano et al., 2008; Giannuzzi, 2009; UNESCO, 2009).

A nivel ecológico, la presencia de cianobacterias en ecosistemas acuáticos no representa un peligro *per se*; sin embargo, bajo condiciones ambientales favorables de disponibilidad de luz solar, temperatura, pH (Chorus & Welker, 2021) y enriquecimiento del agua con nutrientes provenientes de actividades antrópicas, estos organismos pueden alcanzar altas densidades celulares aumentando el grado de eutrofia del sistema (Fraile et al., 1995; González et al., 2003; Vásquez et al., 2006). Por otro lado, algunas especies de cianobacterias tienen la capacidad de producir toxinas; a nivel mundial diversos autores han documentado incidentes de intoxicación relacionados a floraciones de cianobacterias lo que consecuentemente puede llegar a representar un problema de salud pública (Betancourt et al., 2009; Cunha et al., 2013; Lamparelli, 2004; Santiago & Vignatti, 2009; Vasconcelos, 2006). A pesar de que las floraciones de cianobacterias se presentan a nivel mundial, la mayoría de los estudios publicados se centran en las toxinas y floraciones de cianobacterias en climas templados, habiendo mucho menos trabajos reportados en áreas tropicales y aún menos en la región de Centro América (Mowe, et al., 2015). Por lo anterior su vigilancia,

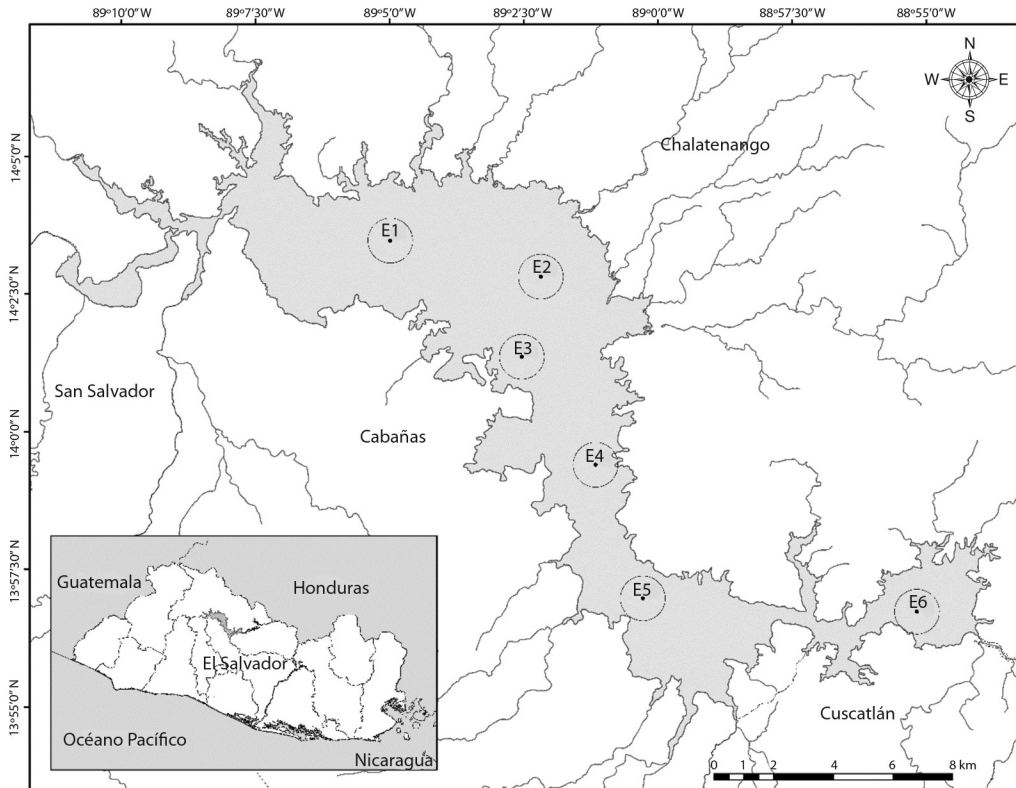
control y monitoreo en estas zonas se vuelve de gran importancia.

En El Salvador, uno de los ecosistemas mayormente afectados por su grado de eutrofia es el humedal Embalse Cerrón Grande, de origen artificial y cuya construcción sobre el cauce del río Lempa se remonta a la década de 1970 (CEL, 1999). La importancia ecológica de este humedal fue reconocida en el año 2005 por la Convención Ramsar, al declararlo como Humedal de importancia internacional, debido a que alberga diferentes especies de fauna consideradas como amenazadas o en peligro para El Salvador, además de ser hábitat crucial para miles de aves acuáticas migratorias y sustento regular de la mayor concentración de anátidas del país. Por otro lado, alberga una porción significativa de las especies de peces de agua dulce de la región (Pérez & Gil, 2004). Sin embargo, pese a ello, en años recientes se ha visto seriamente afectado por severas proliferaciones de cianobacterias, las cuales desencadenan una serie de eventos ecológicos que conllevan serias consecuencias económicas y logísticas para sus pobladores y las instituciones estatales que dependen directa o indirectamente de él (MARN, 2017; Escobar, 2011), además de poner en riesgo los invaluable servicios ecológicos que este sitio Ramsar ofrece.

Partiendo de los elementos anteriores, la presente investigación tuvo como objetivo principal caracterizar a las cianobacterias que proliferan en el embalse del Cerrón Grande, establecer su distribución a nivel espacial y temporal, así como la relación que estas poseen con diversos factores ambientales, evaluados a lo largo de un año hidrológico.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** El Humedal Embalse Cerrón Grande, se encuentra ubicado al norte de El Salvador, en los departamentos de Chalatenango, Cuscatlán, San Salvador y Cabañas (14°2'22" N - 89°2'20" W) a 237 m.s.n.m. (Fig. 1); fue formado debido a la inundación de tierras ribereñas sobre el cauce del río Lempa con el fin de almacenar agua para la producción



**Fig. 1.** Área de estudio. Distribución de las seis estaciones de muestreo en el Embalse Cerrón Grande (E1 a E6).

**Fig. 1.** Study area. Distribution of the six sampling stations in Embalse Cerrón Grande (E1 to E6).

de energía hidroeléctrica durante la década de 1970. Posee una profundidad máxima de 45 m, una extensión de 6 900 ha en época seca y 10 224 ha en época lluviosa (MARN, 2018).

Según la clasificación ecológica de zonas de vida de Holdridge, el sector del embalse se cataloga como bosque húmedo tropical, con temperaturas promedio que oscilan entre los 26 y 27 °C, pluviosidad entre los 1 700 y 2 800 mm de lluvia, la cual se concentra principalmente entre mayo y octubre. Posee severos problemas relacionados a la alta carga de nutrientes incorporada a sus aguas desde el río Acelhuate, el cual recoge las aguas residuales no tratadas del área metropolitana de San Salvador (AMSS) y los ríos Suquiapa y Sucio a través del río Lempa; además existen diversos conflictos sociales relacionados al uso de suelo en sus tierras fluctuales y presencia de

especies invasoras tales como *Phalacrocorax brasilianum*, y *Eichornia crassipes*, entre otros (ISCOS, 2017; MARN, 2018; Escobar, 2011).

**Muestreo y medición de parámetros fisicoquímicos:** Se realizaron 12 muestreos con frecuencia mensual de octubre 2018 a septiembre 2019, en 6 estaciones, las cuales fueron divididas estacionalmente en época seca (noviembre - abril) y lluviosa (mayo - octubre) en función de los registros de lluvia promedio mensual de los últimos 10 años en 10 estaciones pluviométricas cercanas a la zona de estudio; mientras que a nivel espacial, el embalse fue dividido en función de su morfometría (presencia de islas en su segmento medio) en 2 sectores. En el sector noroeste, denominado cola (ancho y poco profundo) se ubicaron las estaciones 1, 2 y 3; mientras que, en el

sector sureste, denominado dique (estrecho y profundo), se encontraban las estaciones 4, 5 y 6 (Fig. 1).

En cada uno de estos sectores se midió penetración luminosa (Disco Secchi DS de 30 cm de diámetro), pH, temperatura (Oakton pH 5) y conductividad eléctrica (Oakton CON 6+). Así mismo, se recolectaron muestras de 1 L, para la determinación de nitrógeno total (NT), fósforo (P) como ortofosfato y clorofila  $\alpha$ , las cuales fueron tomadas sub-superficialmente, con el propósito de evitar recoger natas de organismo fitoplanctónicos y la interferencia de los densos bancos de macrófitos que se encontraban presente, flotando en los sitios de muestreo.

Las muestras para NT y P fueron almacenadas en frascos de polietileno a una temperatura de 4 °C para su traslado hasta el laboratorio, en donde se realizaron los análisis de dichos nutrientes por triplicado mediante el método Macro-Kjeldahl (SM 4500-Norg C) para el NT y el método del ácido ascórbico (SM 4500-P E) para el P, dentro de las siguientes 24 h posteriores a la toma de las mismas (APHA, 2017); mientras que el análisis de clorofila  $a$  se realizó mediante el método espectrofotométrico planteado por Aminot y Rey (2000).

**Muestreo de fitoplancton:** Con la ayuda de una botella oceanográfica de tipo Van Dorn horizontal (modelo Alfa 2.2 1, Wildco®) se recolectaron muestras de 1 L, a una profundidad Secchi, con el propósito de relacionar estos valores con el contenido de nutrientes del agua; a cada muestra obtenida se le añadieron 10 ml de solución de Lugol al 1 % como preservante y se almacenaron en iguales condiciones que las muestras para determinación de nitrógeno total y fósforo. Para la recolección de muestras cualitativas se utilizó una red de fitoplancton (modelo 3-40-A55, Wildco®) de 80  $\mu$ m de luz de malla, con la cual se realizó un arrastre vertical de la zona fótica de cada punto de muestreo, posteriormente el contenido de la red se vertió en frascos de 100 ml de capacidad y se almacenó a 4 °C durante su traslado al laboratorio.

**Procesamiento de muestras fitoplanctónicas:** Para la identificación de las cianobacterias fitoplanctónicas del humedal, se empleó un microscopio invertido marca Nova modelo IN 833, a una magnificación máxima de 400X; así como claves y bases de datos taxonómicas especializadas tales como UNESCO (2009), Prescott (1982a), Prescott (1982b), Wehr et al. (2015) y Guiry & Guiry (2021). Posterior a la identificación taxonómica, se procedió a realizar la cuantificación de las muestras, para lo cual se tomaba la muestra correspondiente, se agitaba de forma cuidadosa durante 15 segundos. Posteriormente se tomaba 1 ml de muestra con una pipeta Pasteur desechable y se colocaba en la cámara Sedgewick Rafter (modelo 1801-G20, Wildco®) de un 1mm<sup>2</sup>, la cual era contabilizada de forma completa por duplicado, obteniendo de forma directa la concentración celular por volumen (cel/ml).

**Análisis estadístico:** Los factores ambientales Disco Secchi, pH, temperatura y nitrógeno, fueron comparados tanto a nivel estacional como espacial, mediante un Análisis de Varianza (ANOVA) de una sola vía, al 95 %; mientras que la comparación del fósforo y la concentración celular del fitoplancton, para ambos niveles se realizó mediante la prueba de Kruskal-Wallis al 95 % de confianza. Posteriormente con el propósito de establecer el comportamiento de los factores ambientales, los datos obtenidos fueron sometidos a un Análisis de Componentes Principales (ACP), utilizando el software Past 3.26 (Hammer, 2001). Finalmente se evaluó la relación de estos factores ambientales con las densidades celulares de cianobacterias a través de un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), el cual pese a las limitantes teóricas que posee al aplicarse en distribuciones de datos con longitudes de gradiente cortos ( $< 3$  SD), es el análisis más indicado para establecer relaciones significativas entre los factores (Kent, 2012). Para la aplicación ACC los datos fueron transformados aplicando el  $\text{Log}_{10}$  y para verificación de la significancia estadística los ejes canónicos obtenidos, se empleó de un test Monte-Carlo con 999



permutaciones con un  $\alpha$  0.05 (Escudero et al., 1994; Muñoz-López et al., 2017).

## RESULTADOS

**Parámetros fisicoquímicos:** Se analizaron un total de 63 muestras para fósforo y nitrógeno, e igual número para los parámetros de campo, pH, temperatura, conductividad eléctrica y disco Secchi (Tabla 1) la precipitación fue incluida únicamente en el ACP y ACC. Las pruebas de ANOVA mostraron que el comportamiento de la temperatura (5.03,  $P < 0.05$ ) y el contenido de nitrógeno (6.07,  $P < 0.05$ ) en el agua del embalse, presentaron diferencias

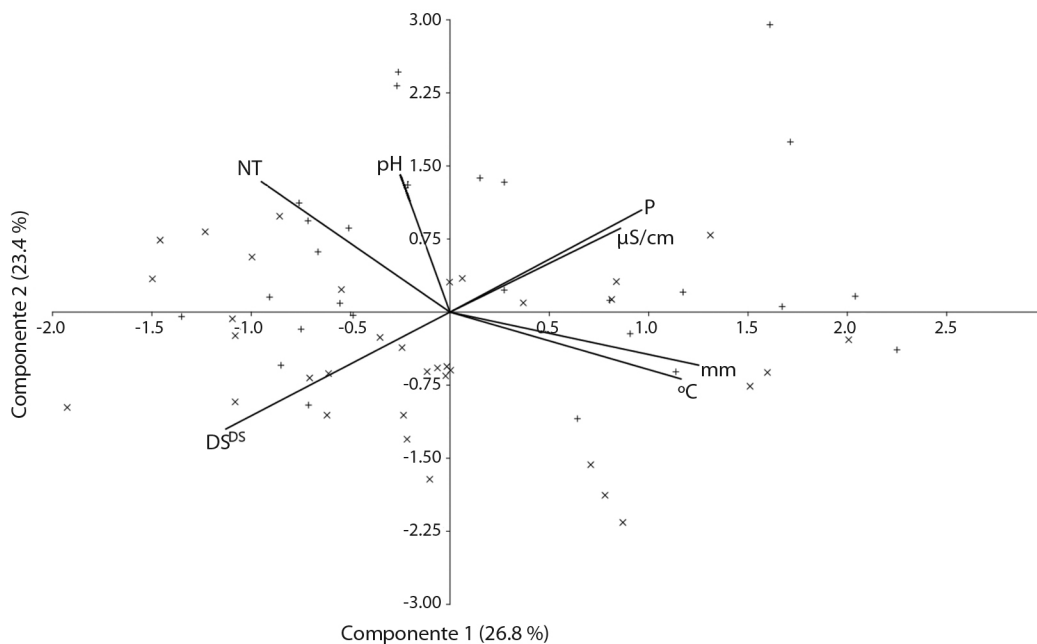
significativas a nivel temporal; mientras que, a nivel espacial lo hicieron, nuevamente, el contenido de nitrógeno (5.69,  $P < 0.05$ ), el fósforo (18.418,  $P < 0.05$ ), la conductividad eléctrica (7.87,  $P < 0.05$ ) y el valor de Disco Secchi (10.01,  $P < 0.05$ ).

El ACP, explicó el 50.2 % de la variabilidad de los parámetros mencionados, por medio de los componentes 1 (26.8 %) y 2 (23.4 %) (Fig. 2). En el componente 1, se asociaron positivamente los parámetros de precipitación ( $r = 0.65$ ), temperatura ( $r = 0.61$ ) y conductividad ( $R = 0.45$ ); mientras que en el componente 2, lo hicieron los parámetros de pH ( $R = 0.64$ ), nitrógeno ( $R = 0.61$ ) y fósforo ( $R = 0.47$ ).

TABLA 1  
Valores de promedio y rango a escala temporal y estacional de los factores ambientales

TABLE 1  
Average values and range on a temporal and seasonal scale of environmental factors

Estación	Época	Valor	Disco Secchi (m)	pH	Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	Nitrógeno total (mg/l)	Fósforo (Ortofosfato) ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	N:P
E1	Seca	Promedio	0.5	7.3	305.0	27.6	21.8	39.0	921
		Rango	0.16-0.89	6.6-8.9	252-336	26.3-29.1	17.7-27.4	8.0-63.2	324-2 738
	Lluviosa	Promedio	0.4	6.0	293.7	29.7	19.7	70.1	321
		Rango	0.18-0.69	5.16-7.09	267-323	29.0-30.3	16.5-22.7	34.8-89.9	221-477
E2	Seca	Promedio	0.6	7.5	311.4	27.8	23.7	83.1	500
		Rango	0.09-1.55	6.53-8.62	284-379	26.5-29.16	21.4-27.3	29.3-241.9	89-793
	Lluviosa	Promedio	0.7	6.1	314.0	30.3	15.3	84.7	201
		Rango	0.50-1.00	5.12-7.36	264-362	29.9-30.6	13.3-17.7	50-102.5	129-299
E3	Seca	Promedio	1.2	6.5	294.8	27.6	24.3	38.5	755
		Rango	0.57-1.83	6.41-7.30	269-369	26.4-30.2	17.2-30.0	14.6-245	342-1 498
	Lluviosa	Promedio	1.0	6.6	285.3	28.7	16.7	108.9	233
		Rango	0.54-1.70	5.16-7.3	231-363	25.3-30.2	13.5-19.9	38.1-245	81-354
E4	Seca	Promedio	1.3	6.8	283.3	28.6	20.5	33.3	1 266
		Rango	0.78-2.11	6.42-7.34	247-298	26.6-31.1	19.1-27.3	4.0-55.2	446-4 792
	Lluviosa	Promedio	1.0	6.9	271.8	29.1	18.7	43.7	497
		Rango	0.24-1.64	5.25-8.39	208-335	25.9-31.1	14.9-31.4	17.3-63.0	298-876
E5	Seca	Promedio	1.5	7.1	284.7	29.2	17.9	29.8	2 466
		Rango	1.00-2.27	6.55-8.25	268-331	26.7-33.3	8.2-24.6	2.0-45.5	204-12 323
	Lluviosa	Promedio	0.9	7.4	270.8	29.0	17.2	20.8	1 159
		Rango	0.53-1.12	5.28-8.39	204-331	26.1-31.4	11.6-28.2	7.2-38.0	406-2 295
E6	Seca	Promedio	1.6	6.5	265.3	29.1	17.9	27.4	1 417
		Rango	0.86-2.63	6.29-6.70	232-303	27.0-30.7	10.9-21.9	4.0-50.6	324-5 435
	Lluviosa	Promedio	1.0	7.0	274.83	29.4	17.1	25.9	794
		Rango	0.72-1.33	5.17-7.97	235-311	26.7-31.4	10.2-25.1	6.9-40.6	409-1 490



**Fig. 2.** Análisis de Componentes Principales de factores ambientales analizados. DS: Disco Secchi (cm); NT: nitrógeno total (mg/l); P: fósforo como ortofosfato ( $\mu\text{g/l}$ ); Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S/cm}$ ); lluvia (mm); Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ).

**Fig. 2.** Principal Component Analysis of environmental factors analyzed. SD: Secchi disk (cm); NT: total nitrogen (mg/l); P: phosphorus as orthophosphate ( $\mu\text{g/l}$ ); Electrical conductivity ( $\mu\text{S/cm}$ ); rain (mm); Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ).

El plano de ordenación del ACP (Fig. 2) mostró que las muestras tomadas en época seca presentan menor variabilidad que las de la época lluviosa, distribuyéndose principalmente en los cuadrantes 2 y 3; por otro lado, en el mismo plano, fue posible observar que, durante la época seca, las estaciones pertenecientes al sector sureste (dique), se asociaron a valores altos de DS y NT, mientras que las del sector noroeste (cabecera), lo hicieron a concentraciones altas de P y conductividad eléctrica, tanto en época seca como en la lluviosa.

**Factores ambientales y concentración de cianobacterias:** Se identificaron un total de 14 géneros de cianobacterias durante el período de investigación (Tabla 2); los más abundantes fueron *Microcystis* sp. y *Dolichospermum* sp., llegando a presentar concentraciones pico de  $1.5 \times 10^6$  cel/ml, durante el mes de junio del 2019 y  $3.5 \times 10^4$  cel/ml en el mes de enero del 2019, respectivamente (Fig. 3A). Las

densidades celulares mostraron diferencias significativas respecto a la escala temporal ( $35.49$ ,  $P < 0.05$ ), mientras que a escala espacial no hubo diferencias significativas ( $1.978$ ,  $P > 0.05$ ), contrastando con los resultados obtenidos para los factores ambientales.

El ACC reflejó que el 78.31 % de la variabilidad de los datos a través del eje canónico 1 (CC1, 41.9 %) y el eje canónico 2 (CC2, 36.41 %), mostrando una relación significativa entre la densidad celular y las variables ambientales (Monte-Carlo,  $P < 0.01$ ). El eje canónico 1 mostró relación positiva con la penetración luminosa Secchi ( $R = 0.23$ ) y negativamente con la conductividad eléctrica ( $R = 0.45$ ). En tanto el eje canónico 2 se relacionó positivamente con la precipitación ( $R = 0.50$ ), la temperatura ( $R = 0.32$ ) y negativamente con el nitrógeno ( $R = 0.42$ ). El plano de ordenación muestra que los géneros más abundantes se encuentran relacionados a condiciones de baja precipitación y altos valores de conductividad





TABLA 2  
Clasificación taxonómica a nivel de géneros de cianobacterias identificados en el Embalse Cerrón Grande

TABLE 2  
Taxonomic classification of cyanobacteria identified in Embalse Cerrón Grande

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus</i> sp.
			Microcystaceae	<i>Gloeocapsa</i> sp. <i>Microcystis</i> sp.
			Nostocales	Aphanizomenonaceae
		Oscillatoriales	Microcoleaceae	<i>Planktothrix</i> sp.
			Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i> sp.
		Spirulinales	Spirulinaceae	<i>Spirulina</i> sp.
		Synechococcales	Leptolyngbyaceae	<i>Romeria</i> sp.
				Merismopediaceae
			Pseudanabaenaceae	<i>Limnothrix</i> sp. <i>Pseudanabaena</i>

y contenido de fósforo; mientras que los géneros menos abundantes como *Limnothrix* sp. y *Chroococcus* sp. se asociaron a condiciones de alta penetración de luz solar, pH básico y altas concentraciones de nitrógeno (Fig. 4).

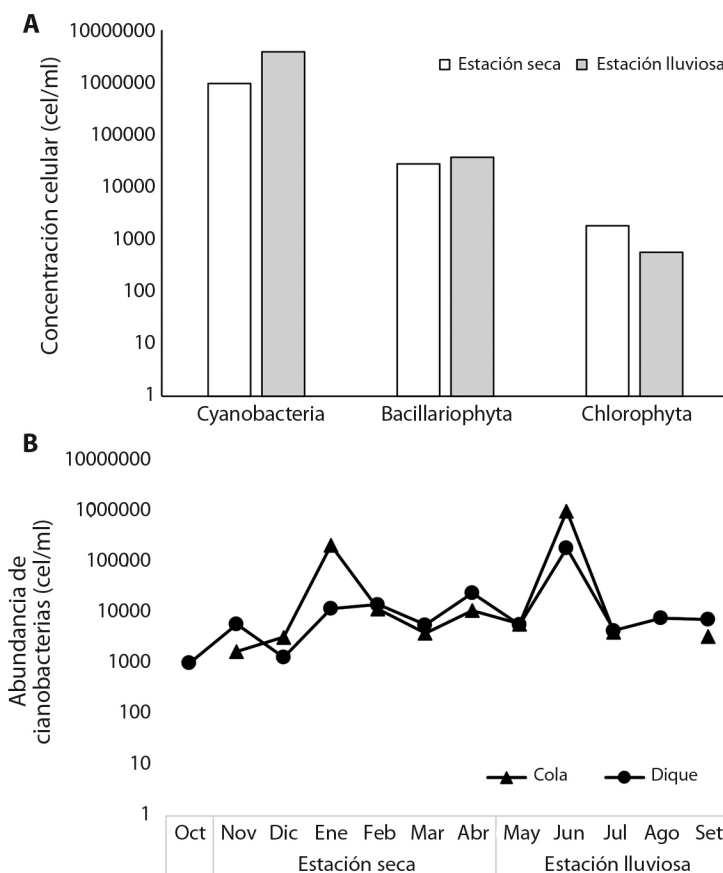
## DISCUSIÓN

Las proliferaciones de cianobacterias en el Embalse Cerrón Grande (ECG) no son consecuencia de un determinado factor ambiental, sino más bien parecen responder a una interacción compleja entre la disponibilidad de luz solar, turbidez, condiciones de lluvia y temperatura, los cuales, a su vez, son factores que están relacionados con el estado trófico del humedal (Chorus & Welker, 2021; Offoro et al., 2019). Estos factores ambientales, así como la concentración de nutrientes, presentan un gradiente espacial, puesto que se observa diferencias significativas en sus valores, los cuales tienden a incrementar a medida que los puntos

de muestreo se acercan a la zona del dique de la presa, contrastando con la abundancia celular de cianobacterias, la cual presentaba sus mayores valores en sector nor-oeste (cabecera) del embalse, coincidiendo con lo observado por Almanza-Marroquin et al. (2016) en lagos urbanos de Chile.

En el caso específico del nitrógeno, además de presentar este patrón de comportamiento, también muestra diferencias significativas a escala temporal, presentando una distribución más homogénea en la zona noroeste (cabecera) del embalse durante la época seca y acentuando sus concentraciones en las estaciones 1 y 4 durante la época lluviosa, comportamiento considerado como típico de la estación debido al arrastre por escorrentía de este nutriente, desde las parcelas agrícolas en este tipo de ecosistemas (Ferat et al., 2020), coincidiendo además, con la acumulación de grandes bancos de *Eichornia crassipes*.

El análisis de componentes principales evidenció que las muestras provenientes del sector



**Fig. 3. A.** Comparativa de los grupos fitoplanctónicos más abundantes durante el período de estudio a escala temporal en el Embalse Cerrón Grande. **B.** Comparativa de la abundancia total de cianobacterias (escala logarítmica) entre el sector de cola (nor-oeste E1, E2 y E3) y dique (sur-este E4, E5 y E6) del Embalse Cerrón Grande.

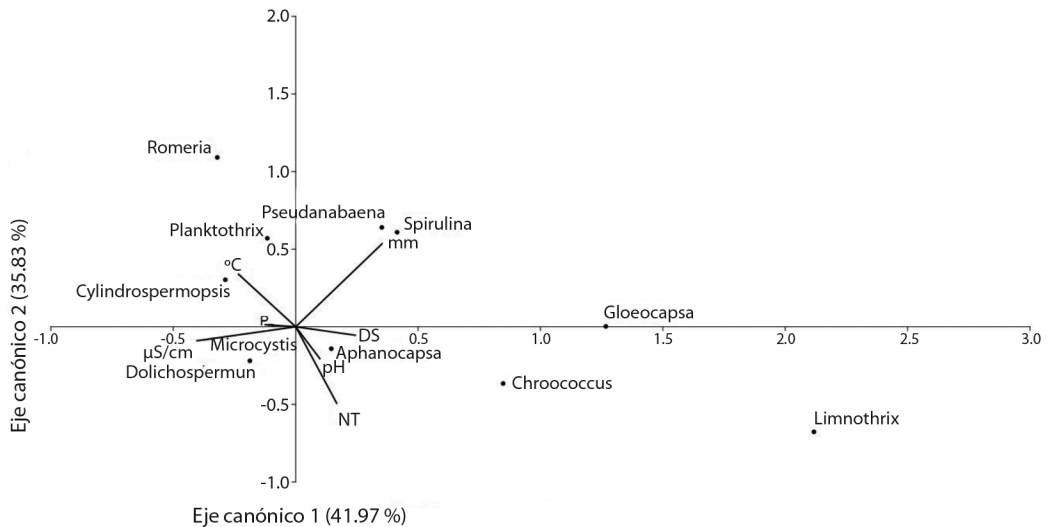
**Fig. 3. A.** Comparison of the most abundant phytoplankton groups during the study on a temporal scale in Embalse Cerrón Grande. **B.** Comparison of the total abundance of cyanobacteria (logarithmic scale) between the tail sector (north-west E1, E2 and E3) and the dike (south-east E4, E5 and E6) in Embalse Cerrón Grande.

nororoeste (cabecera) del embalse, se asociaron a concentraciones altas de fósforo y conductividad eléctrica, tanto en época seca como en la lluviosa; mientras que las muestras provenientes del sector sur-este, lo hicieron a altos valores de Disco Secchi, precipitación y temperatura, presentando este último, variaciones temporales, las cuales en asociación con el fósforo y la variabilidad de la lluvia en los meses considerados de transición aunado a la ocurrencia de la canícula (agosto), podrían generar un efecto sinérgico que facilite la absorción de este nutriente por parte de las cianobacterias lo que

podría explicar el comportamiento errático de la concentración de estos organismos durante el período de estudio (O’Neil et al. 2012; Smol, 2008; UNESCO, 2009).

La abundancia celular del fitoplancton se encuentra estrechamente vinculada a la disponibilidad de nutrientes en el medio, si bien, existen muchos microelementos que pueden limitar el crecimiento fitoplanctónico, este se encuentra regulado principalmente por el P y el N (Chorus & Welker, 2021; Morales & Chávez, 2010). Diversos autores señalan que relaciones N:P altas (> 20), como las obtenidas en el





**Fig. 4.** Análisis de Correspondencia Canónica para los factores ambientales analizados y la abundancia de cianobacterias. DS: Disco Secchi; NT: Nitrógeno total; P: Fósforo como ortofosfato;  $\mu\text{S}/\text{cm}$ : Conductividad eléctrica; mm: Lluvia promedio mensual;  $^{\circ}\text{C}$ : Temperatura.

**Fig. 4.** Canonical Correspondence Analysis for the environmental factors analyzed and the abundance of cyanobacteria. DS: Secchi disk; NT: total nitrogen; P: Phosphorus as orthophosphate;  $\mu\text{S}/\text{cm}$ : electrical conductivity; mm: Monthly average rainfall;  $^{\circ}\text{C}$ : Temperature.

embalse, sugieren que el elemento limitante de la comunidad fitoplanctónica es el fósforo (Brezonik, 1984; CEPIS, 1989; UNESCO, 2009); sin embargo, cuando en el medio se encuentran concentraciones superiores a  $10 \mu\text{g}/\text{l}$  de P o  $100 \mu\text{g}/\text{l}$  de N, el crecimiento celular del fitoplancton no se ve limitado por la disponibilidad de nutrientes, tal y como ocurre en el ECG (Chorus & Welker, 2021).

Dada la dinámica agroambiental de la cuenca del río Lempa, la comunidad fitoplanctónica del embalse, recibe un suministro permanente de nutrientes, provenientes de la escorrentía de las zonas agrícolas de la cuenca alta de dicho río (CEL, 1999; Sierra, 2019) y de las aguas residuales, sin tratamiento, del Área Metropolitana de San Salvador, que llegan al embalse a través del río Acelhuate (Escobar, 2011), lo cual aunado a la temperatura cálida del agua del embalse ( $29.5^{\circ}\text{C}$  promedio anual), favorece la proliferación de cianobacterias por encima de otros organismos del fitoplancton (Dodds & Whiles, 2010; Offoro et al., 2019; O'Neil et al., 2012).

Así mismo, cambios en el régimen pluvial, tal como intensas precipitaciones, seguida de períodos secos prolongados durante la estación lluviosa, además de aportar aún más nutrientes al medio, contribuyen con la estratificación del sistema, favoreciendo la formación de concentraciones pico de cianobacterias (Paerl, et al. 2016; UNESCO, 2009); muestra de ellos es lo que podemos observar en el sector noroeste (cabecera) del embalse, el cual durante todo el período de estudio presento altos valores de conductividad eléctrica y uniformidad entre la temperatura superficial y de profundidad (una distancia Secchi) del agua, lo que indica una mezcla constante de la columna de agua, la cual se ve favorecida por el ingreso de las aguas de los ríos Lempa y Acelhuate en este sector (García-Sepas et al., 2013).

Aunado a estas condiciones, durante el mes de enero (época seca), se observaron fuertes ráfagas de viento en la zona, las cuales dadas las condiciones del área (mayor amplitud) favorecen la mezcla de la columna de agua, permitiendo la resuspensión de sedimentos

ricos de nutrientes, los cuales pueden ser aprovechados por organismos como los del género *Microcystis* sp., generando concentraciones celulares pico de  $6.5 \times 10^5$  cel/ml similares a las reportadas por Okogwu & Ugwumba (2009) en el río Mid-Cross, Nigeria. Posteriormente, durante el mes de junio esta concentración alcanza las  $1.5 \times 10^6$  cel/ml, influenciadas por el arrastre de nutrientes llevados hasta el sitio por acción de las primeras lluvias de la temporada, el cual es un comportamiento típico ocurrido en los humedales tal y como lo señalan Forján-Lozano et al. (2008), López et al. (2008), Giannuzzi (2009), Cunha et al. (2013) y Paerl & Otten (2013).

Hacia el sur-este (dique) del embalse, se observa un sector mucho más profundo y estrecho, en el cual se observaron valores más bajos de conductividad eléctrica y más altos de DS (hasta 2.6 m) respecto a la cabecera; sin embargo, a pesar de que ya no se observa una intensa proliferación superficial, las cianobacterias, estas continúan dominando el medio, lo cual probablemente se deba al bajo requerimiento energético que necesitan para desarrollar su metabolismo, por lo que pueden mantener una tasa de crecimiento constante incluso cuando la intensidad lumínica es baja, por lo cual podemos encontrarlas distribuidas y dominando toda la columna de agua, inclusive en sitios cercanas al punto de compensación en esta zona del embalse (Chorus & Bartram, 1999; O'Sullivan & Reynolds, 2004; Muñoz-López et al., 2017).

El ACC, mostró que no todas las cianobacterias responden de la misma manera a las condiciones ambientales ya que géneros como *Chroococcus* sp. y *Limnospira* sp., con menor abundancia celular respecto a *Microcystis*, y *Dolichospermum*, responden a factores ambientales característicos de ecosistemas lénticos, tales como alta transparencia, baja turbidez y ambientes alcalinos, condiciones presentes en las estaciones 4, 5 y 6 (Okogwu & Ugwumba, 2009), mientras que las de mayor abundancia, relacionados mundialmente a la presencia de proliferaciones tóxicas (Chorus & Bartram, 1999; Giannuzzi, 2009; O'Neil et al., 2012;

Roset et al, 2001; Walker, 2015) se encontraron en las estaciones que presentaron factores ambientales totalmente opuestos como es el caso de las estaciones 1, 2 y 3.

La abundancia celular de cianobacterias en el ECG sobrepasa por mucho los valores guía propuestos por la OMS para vigilancia de floraciones de este tipo de organismos, en cuerpos de agua destinados al consumo humano (Chorus & Bartram, 1999). Si bien en la actualidad no existen registros de comunidades que consuman agua directamente del embalse, muchas se abastecen de pozos excavados o de afloramientos de agua subterránea cercanos a las riberas del embalse, lo que representa un riesgo potencial de salud pública, puesto que por influencia del gradiente hidráulico y la porosidad del suelo, de los sitios en donde ocurren las proliferaciones de cianobacterias, los metabolitos secundarios producidos por estas, son capaces de alcanzar y contaminar las aguas subterráneas (Yang et al., 2016).

El ingreso de aguas residuales, municipales e industriales, no tratadas a través del río Acelhuate, así como la incorporación de sedimentos provenientes de diversas zonas agrícolas de la cuenca alta del Lempa y otros tributarios al ECG, incorporan una alta concentración de nutrientes (MARN, 2017), contribuyendo a agudizar el proceso de eutrofización, alterando el equilibrio del ecosistema, modificando su funcionamiento y acelerando la ocurrencia de procesos indeseados tales como las proliferaciones de cianobacterias, provocando el aumento de la biomasa y la disminución de la biodiversidad (Aubriot et al, 2005; RAP-AL, 2010; Vasconcelos, 2006).

A nivel mundial, se estima que, a causa de esta situación, las especies dependientes de los humedales, tales como peces, aves acuáticas, tortugas, entre otros, han experimentado una grave disminución en sus poblaciones (Ramsar, 2018). Por todo lo anterior y considerando la importancia ecológica que reviste al Embalse Cerrón Grande por ser considerado un humedal de importancia internacional por la convención Ramsar desde el 2005, es imperativo que el estado salvadoreño promueva esfuerzos para



controlar el ingreso de nutrientes a este ecosistema y no permita que todos los servicios ecosistémicos que brinda al país, se pierdan a causa de esta problemática.

**Declaración de ética:** los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

## AGRADECIMIENTOS

A la Dirección de Investigación de la Universidad Centroamericana José Simeón Cañas (UCA), por sus esfuerzos en promocionar y financiar el ejercicio investigativo en el área medio ambiental de nuestro país. Agradecemos igualmente al Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) y al Instituto Sindical Italiano para el Desarrollo Internacional (ISCOS) por el acompañamiento y apoyo logístico en campo, brindado desde el primer momento hasta el culmen de este proyecto.

## RESUMEN

**Introducción:** El embalse Cerrón Grande de 135 km<sup>2</sup> es el humedal más grande de El Salvador, reconocido como "Humedal de Importancia Internacional" por la Convención Ramsar. Además, es uno de los ecosistemas más contaminados a nivel nacional, enfrentando serios problemas, entre ellos, las proliferaciones de cianobacterias.

**Objetivo:** Evaluar las relaciones entre los factores ambientales y la distribución espacial y temporal de las cianobacterias en el embalse a lo largo de un año hidrológico.

**Métodos:** Extrajimos agua con cianobacterias de seis sitios fijos, desde octubre 2018 hasta septiembre 2019.

**Resultados:** Identificamos 16 géneros, el más abundante *Microcystis* sp. Además, *Dolichospermum* sp.; *Microcystis* sp. alcanzaron 1.5 x 10<sup>6</sup> células/ml en junio 2019, principalmente en el sector noroeste, que es poco profundo y cercano a las zonas de confluencia de afluentes altamente contaminados que llegan al embalse. El sector sureste más

profundo tenía bajas concentraciones de estos organismos. Los factores ambientales mayormente relacionados con dicho comportamiento fueron: fósforo, la conductividad eléctrica y el valor de Secchi, como se esperaba de un cuerpo eutrófico.

**Conclusiones:** La variación en la concentración celular de cianobacterias en este embalse está altamente influenciada por la lluvia, la mezcla de agua y el contenido de nutrientes.

**Palabras clave:** cianobacteria; embalse tropical; nutrientes; temporalidad; espacialidad.

## REFERENCIAS

- Almanza-Marroquín, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yañez, J., & Urrutia, R. (2016). Bases Limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(2), 313–326. <https://doi.org/10.3856/vol44-issue2-fulltext-12>
- Aminot, A., & Rey, F. (2000). *Standard procedure for the determination of chlorophyll a by spectroscopic methods*. International Council for the Exploration of the Sea.
- APHA, AWWA, & WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23<sup>rd</sup> Ed.). American Public Health Association.
- Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V., & Britos, A. 2005. *Vulnerabilidad de una laguna costera en una reserva de biosfera: indicios recientes de eutrofización*. En I. Vila & J. Pizarro (Eds.). Taller internacional de eutrofización de lagos y embalses. Montevideo: CYTED XVIIIB.
- Betancourt, C., Suárez, R., & Toledo, L. (2009). Ciclo anual del nitrógeno y el fósforo en el embalse Paso Bonito, Cienfuegos, Cuba. *Limnetica*, 28(1), 79–90.
- Brezonik, P. L. (1984). Trophic state indices: Rationale for multivariate approaches. *Lake and Reservoir Management*, 1(1), 441–445. <https://doi.org/10.1080/07438148409354553>
- CEL. (1999). *Estudio Global de la Sedimentación en la Cuenca del Río Lempa*.
- CEPIS. (1989). *Curso Básico Sobre Eutrofización*. Organización Panamericana de la Salud.
- Chorus, I., & Bartram, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring, and management*. E & FN Spon.
- Chorus, I., & Welker, M. (2021). *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences Monitoring and Management*. CRC Press.

- Cunha, D. G. F., Calijuri, M. C., & Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI<sub>SR</sub>). *Ecological Engineering*, 60, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- Dodds, W., & Whiles, M. (2010). *Freshwater Ecology. Concepts & Environmental Applications of Limnology* (2<sup>nd</sup> Ed.). Elsevier.
- Escobar, E. (2011). *Estudio agroambiental de las tierras fluctuantes del Humedal Cerrón Grande*. PRISMA.
- Escudero, A., Gavilan, R., & Rubio, A. (1994). Una breve revisión de técnicas de análisis multivariantes aplicables en Fitosociobiología. *Botanica Complutensis*, 19, 9–38.
- Ferat, M. A., Galaviz-Villa, I., & Partida-Sedas, S. (2020). Evaluación de nitrógeno y fósforo total en escorrentías agropecuarias en la cuenca baja del río Usumacinta (Tabasco, México). *Ecosistemas*, 29(1), 1–5. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1879>
- Forján-Lozano, E., Domínguez Vargas, M. J., Vilchez Lobato, C., Miguel, R., Costa, C., & Reis, M. P. (2008). Cianoalerta: estrategia para predecir el desarrollo de cianobacterias tóxicas en embalses. *Ecosistemas*, 17(1), 37–45. <https://doi.org/10.7818/re.2014.17-1.00>
- Fraille, H., Pozo, E. O. J., Ciencias, F., & Vasco, P. (1995). Evaluación del estado trófico y comparación de modelos relativos al fosforo en los embalses de Cernadilla y Valparaíso (Río Tera, Zamora). *Limnetica*, 11(2), 29–37.
- García-Sepas, C. E., Henríquez-Chávez, D. E., & Moz-Galdámez, G. A. (2013). *Simulación de la hidrodinámica y del comportamiento diario del oxígeno disuelto en el embalse cerrón grande* (Tesis de maestría). Universidad Centroamericana José Simeón Cañas, El Salvador.
- Giannuzzi, L. (2009). *Cianobacterias y Cianotoxinas - Identificación, Toxicología, Monitoreo y Evaluación de Riesgo* (1st Ed.).
- González, E. J., Ortaz, M., Peñaherrera, C., Montes, E., & Matos, M. L. (2003). Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica*, 22, 15–35. <https://doi.org/10.23818/limn.22.02>
- Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2021). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>
- Hammer, D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis (reference manual). *Oslo: Natural History Museum*. <https://doi.org/10.1093/cid/ciq238>
- ISCOS. (2017). *Plan de Manejo Integral Participativo de los Recursos Naturales del Humedal Embalse Cerrón Grande 2017 - 2022*. Ministerio de Medioambiente y Recursos Naturales, San Salvador.
- Kent, M. (2012). *Vegetation Description and Data Analysis: a practical approach* (2<sup>nd</sup> Ed.). Wiley-Blackwell.
- Lago, L., Barca, S., Viera-Lanero, R., & Cobo, F. (2015). Características ambientales, composición del fitoplancton y variación temporal de microcistina-LR disuelta en el embalse de As Forcadas. *Limnetica*, 34(1), 187–204.
- Lamparelli, M. C. (2004). *Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento* (Tese de doutorado). Instituto de Biocinecias Da Universidade de Sao Paulo, Brasil.
- Lee, R. E. (2008). *Phycology*. Cambridge.
- Lopez, C. B., Jewett, E. B., Dortch, Q., Walton, B. T., & Hudnell, H. K. (2008). *Scientific Assessment of Freshwater Harmful Algal Blooms*. Interagency Working Group on Harmful Algal Blooms, Hypoxia, and Human Health of the Joint Subcommittee on Ocean Science and Technology.
- MARN. (2017). *Informe de la calidad del agua de los ríos de El Salvador*. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- MARN. (2018). *Inventario Nacional de Humedales*. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Morales, B., & Chávez, G. (2010). Estimación de la carga de nutrientes procedentes de la cuenca de drenaje superficial del río Tepenaguasapa. *Nexo Revista Científica*, 23(1), 18–26. <https://doi.org/10.5377/nexo.v23i1.35>
- Mowe, M. A. D., Mitrovic, S. M., Lim, R. P., Furey, A., & Yeo, D. C. J. (2015). Tropical cyanobacteria blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. *Journal of Limnology*, 2015, 74(2), 205. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014>.
- Muñoz-López, C. L., Aranguren-Riaño, N. J., & Duque, S. R. (2017). Morfología funcional del fitoplancton en un lago de alta montaña tropical: Lago de Tota (Boyacá-Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 65(2), 669–684. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i2.23903>
- O'Sullivan, P. E., & Reynolds, C. S. (2004). *The Lakes Handbook. Limnology and Limnetic ecology* (Vol. 1). Blackwell Publishing. <https://doi.org/10.2989/16085910409503823>
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, J. C. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313–334. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>



- Offoro, N. K., Gumbo, J. R., & Chikoore, H. (2019). The occurrence of cyanobacteria blooms in freshwater ecosystems and their link with hydro-meteorological and environmental variations in Tanzania. *Heliyon*, 5(3), E01312. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01312>
- Okogwu, O. I., & Ugwumba, A. O. (2009). Cyanobacteria abundance and its relationship to water quality in the Mid-Cross River floodplain, Nigeria. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2), 33–43.
- Paerl, H. W., Gardner, W. S., Havens, K. E., Joyner, A. R., Mccarthy, M. J., Newell, S. E., Qin, B., & Scott, J. T. (2016). Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.009>
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Environmental Microbiology*, 65, 995–1010. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
- Pérez, I. J., & Gil, L. S. M. (2004). Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar. *Ramsar*.
- Prescott, G. (1982a). *Algae of the Western Great Lakes Area*. Brown Publishers.
- Prescott, G. (1982b). *How to know the freshwater algae*. University of Montana.
- Ramsar. (2018). *Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas*. Secretaría de la Convención de Ramsar. [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/gwo\\_s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/gwo_s.pdf)
- RAPAL, Uruguay. (2010). *Contaminación y eutrofización del agua*. RAPAL Uruguay.
- Reynolds, C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge.
- Roset, J., Aguayo, S., & Muñoz, M. J. (2001). Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Revista de Toxicología*, 18(2), 65–71. <https://www.redalyc.org/html/919/91918202/>
- Santiago, E., & Vignatti, A. (2009). Determinación del estado trófico y de la capacidad de Carga del embalse Casa de Piedra. *BioScriba*, 2(1), 41–51.
- Sierra Ortez, J. L. (2019). *Influencia de las características morfológicas en la erosión de la cuenca del Río Tamulasco y su efecto en el aporte de sedimentos al Embalse Cerrón Grande, El Salvador* (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Managua.
- Smol, J. P. (2008). *Pollution of lakes and rivers. A paleo-environmental perspective* (Second Ed.). Blackwell Publishing.
- UNESCO. (2009). *Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión*. En S. Bonilla (Ed.). Documento técnico PHI-LAC, N° 16.
- Vasconcelos, V. (2006). Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins. *Limnetica*, 25, 425–432.
- Vásquez, C., Ariza, A., & Pinilla, G. (2006). Descripción del estado trófico de diez humedales del altiplano cundiboyacense. *Universitas Scientiarum*, 11(2), 61–76.
- Walker, H. W. (2015). *Harmful Algae Blooms in Drinking Water. Removal of Cyanobacterial Cells and Toxins*. CRC Press.
- Wehr, J. D., Sheath, R. G., & Kociolek, J. P. (Eds.) (2015). *Freshwater Algae of North America*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/c2010-0-66664-8>
- Yang, Z., Kong, F., & Zhang, M. (2016). Groundwater contamination by microcystin from toxic cyanobacteria blooms in Lake Chaohu, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(5). <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5289-0>