



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Licenciatura en Biología



**Bioacumulación de microcistinas relacionada con la talla del charal
Chirostoma jordani (Teleostei: Atherinopsidae)**

Tesis Individual

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Licenciado en Biología

Presenta:

José Luis Martínez Juárez

Dirigido por:

María Pamela Bermúdez González

Codirigido por:

Enrique Arturo Cantoral Uriza

SINODALES

María Pamela Bermúdez González

Presidenta

Firma

Enrique Arturo Cantoral Uriza

Secretario

Firma

Miriam Guadalupe Bojorge García

Vocal

Firma

Mónica Elisa Queijeiro Bolaños

Suplente

Firma

Isaí Betancourt Resendes

Suplente

Firma

Centro Universitario

Querétaro, Qro.

18 de septiembre de 2025

México

La presente obra está bajo la licencia:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>



CC BY-NC-ND 4.0 DEED

Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

La licenciatario no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:

 **Atribución** — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciatario.

 **NoComercial** — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).

 **SinDerivadas** — Si [remezcla, transforma o crea a partir](#) del material, no podrá distribuir el material modificado.

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas](#) que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia.

Avisos:

No tiene que cumplir con la licencia para elementos del material en el dominio público o cuando su uso esté permitido por una [excepción o limitación](#) aplicable.

No se dan garantías. La licencia podría no darle todos los permisos que necesita para el uso que tenga previsto. Por ejemplo, otros derechos como [publicidad, privacidad, o derechos morales](#) pueden limitar la forma en que utilice el material.

Bioacumulación de microcistinas relacionada con la talla del charal

Chirostoma jordani (Teleostei: Atherinopsidae)

José Luis Martínez Juárez

Dirigido por María Pamela Bermúdez González y Codirigido por Enrique Arturo Cantoral

Uriza

RESUMEN

Las cianobacterias son microorganismos fotoautótrofos que, bajo condiciones favorables como cuerpos de agua estables, temperaturas cálidas, altas concentraciones de nitrógeno y fósforo, pH alcalino y baja disponibilidad de CO₂, pueden proliferar en florecimientos. Durante estos eventos, pueden producir cianotoxinas, metabolitos secundarios que resultan tóxicos para organismos acuáticos, terrestres y humanos. Estas toxinas pueden acumularse en peces que luego son consumidos por humanos, ocasionando un riesgo para la salud.

En México, Berry *et al.*, (2011) observaron la bioacumulación de cianotoxinas en peces del Lago Pátzcuaro: *Goodea* sp. (fitoplancívoro), *Cyprinus carpio* (omnívoro) y *Chirostoma* sp. (zooplancívoro y piscívoro). Se encontró que *Goodea* sp. acumula la mayor concentración de microcistinas (grupo de cianotoxinas más estudiado en Latinoamérica), seguido por *Cyprinus carpio* y finalmente el *Chirostoma* sp. En Querétaro, un estudio realizado en la presa de Santa Catarina reveló la bioacumulación de cianotoxinas en *G. atripinnis*, *Poeciliopsis gracilis* y *Oreochromis niloticus*, subrayando la necesidad de evaluar estos contaminantes en cuerpos de agua sin estudiar.

El presente trabajo, tuvo como objetivo analizar la relación de la talla de *Chirostoma jordani* con la bioacumulación de microcistinas en las presas El Carmen y Mompaní. Para ello, se examinó cómo la talla del pez (peso y longitud estándar) se correlacionaba con la cantidad de microcistinas acumuladas en los peces en comparación con los niveles de microcistinas disueltas en el agua y el sestón, que estuvo compuesto en su mayoría por cianobacterias.

Para esto, se empleó el ensayo por inmunoadsorción ligado a enzimas (ELISA por sus siglas en inglés) para medir las microcistinas en las cianobacterias presentes y en el pez completo de la especie *C. jordani* (que así se consume tradicionalmente). Se evaluó la correlación entre el tamaño de individuos de *C. jordani* y las concentraciones de microcistinas en el tejido, comparando estos niveles con las concentraciones de microcistinas disueltas en el agua y en las cianobacterias.

Este estudio evidenció que las condiciones fisicoquímicas registradas en las presas El Carmen y Mompaní como temperaturas superiores a 25 °C, alta conductividad, elevados niveles de sólidos disueltos totales y bajos niveles de oxígeno disuelto, favorecen la proliferación de

cianobacterias que sintetizan microcistinas, especialmente *Microcystis*, *Dolichospermum* y *Planktothrix*. Se detectaron concentraciones de microcistinas en agua (en promedio 0.163 µg/L en El Carmen y 0.075 µg/L en Mompaní) y seston (en promedio 0.33 µg/L en El Carmen y 0.086 µg/L en Mompaní), así como una importante bioacumulación en *C. jordanii* (en promedio 224.715 µg/Kg en El Carmen y 121.385 µg/Kg en Mompaní), que rebasa los límites diarios de ingesta establecidos por la OMS, lo que representa un riesgo sanitario considerable, sobre todo en El Carmen durante la temporada de lluvias.

Aunque el análisis de regresión solo mostró relación significativa entre talla y bioacumulación en Mompaní en la época de lluvias, el proceso no parece depender del tamaño corporal. En conjunto, estos hallazgos destacan la importancia de implementar monitoreos integrales y estrategias de manejo que incluyan indicadores ambientales, análisis detallados por especie y cuantificación de toxinas, a fin de mitigar riesgos ecológicos y de salud en cuerpos de agua afectados por eutrofización y cambio climático.

Palabras clave: Cianotoxinas; Ecotoxicología; ELISA; Florecimientos de algas nocivas; Ingesta diaria tolerable.

Summary

Cyanobacteria are photoautotrophic microorganisms that, under favorable conditions such as stable water bodies, warm temperatures, high concentrations of nitrogen and phosphorus, alkaline pH, and low CO₂ availability, can proliferate in blooms. During these events, they can produce cyanotoxins, secondary metabolites that are toxic to aquatic, terrestrial, and human organisms. These toxins can accumulate in fish that are later consumed by humans, posing a health risk.

In Mexico, Berry *et al.*, (2011) observed the bioaccumulation of cyanotoxins in fish from Lake Pátzcuaro: *Goodea* sp. (phytoplanktivorous), *Cyprinus carpio* (omnivorous), and *Chirostoma* sp. (zooplanktivorous and piscivorous). It was found that *Goodea* sp. accumulates the highest concentration of microcystins (the most studied group of cyanotoxins in Latin America), followed by *Cyprinus carpio* and finally *Chirostoma* sp. In Querétaro, a study conducted at the Santa Catarina reservoir revealed the bioaccumulation of cyanotoxins in *G. atripinnis*, *Poeciliopsis gracilis*, and *Oreochromis niloticus*, highlighting the need to assess these contaminants in unexplored water bodies.

The present study aims to analyze the relationship between the size of *Chirostoma jordani* and the bioaccumulation of microcystins in the El Carmen and Mompaní reservoirs. To achieve this, the study will examine how fish size (weight and standard length) correlates with the amount of microcystins accumulated in the fish compared to the levels of microcystins dissolved in the water and in seston, which was composed mainly of cyanobacteria.

The main analytical method used was the Enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA) to measure microcystins in cyanobacteria and in the tissues of the whole fish (as it is traditionally consumed). The correlation between the size of *C. jordani* individuals and microcystin concentrations in their tissue will be evaluated, comparing these levels with the concentrations of microcystins dissolved in the water and present in cyanobacteria.

This study showed that the physicochemical conditions registered in the El Carmen and Mompaní reservoirs, such as temperatures above 25 °C, high conductivity, elevated levels of total dissolved solids, and low levels of dissolved oxygen, favor the proliferation of microcystin-synthesizing cyanobacteria, specifically *Microcystis*, *Dolichospermum*, and *Planktothrix*. Microcystin concentrations were detected in water (in average 0.163 µg/L at El Carmen and 0.075 µg/L at Mompaní) and seston (in average 0.33 µg/L at El Carmen and 0.086 µg/L at Mompaní), in addition to an important bioaccumulation of them in *C. jordani* (in average 224.715 µg/Kg at El Carmen and 121.385 µg/Kg at Mompaní), which surpasses the tolerable daily intake limit established by the WHO, which represents a considerable health risk, mainly in El Carmen during rainy season.

Although, the regression analysis only showed a significant relationship between size and bioaccumulation in Mompaní during rainy season, the process does not appear to depend on body size. Taken together, these findings highlight the importance of implementing comprehensive monitoring and management strategies that incorporate environmental indicators, detailed analyses by species, and toxin quantification, in order to mitigate ecological and health risks in water bodies affected by eutrophication and climate change.

Key words: Cyanotoxins; Ecotoxicology; ELISA; Harmful Algal Blooms; Tolerable Daily Intake.

DEDICATORIAS

A mis padres Ana María Juárez Lara y José Luis Martínez Juárez, a quienes amo, admiro y agradezco todo su apoyo pues ellos siempre me han alentado a seguir mis pasiones.

A mis hermanos Diego Martínez Juárez y Megan Mariana Martínez Juárez, con quienes siempre me he divertido y a quienes quiero inspirar a seguir sus sueños como yo lo he logrado.

A mis abuelitos María Félix Lara Arellano y Manuel Juárez Palafox, quienes siempre me apoyaron desde pequeño motivándome a seguir mis metas.

Al amor de mi vida Yoali Fernanda Hernández Gómez, por llenarme de inspiración, conocimiento, cariño, amor y apoyo incondicional.

A mis mejores amigos Juan Pablo Quintana Gracida, Salvador López Mendoza y Guadalupe Viviana Beltrán Salazar, quienes hicieron que estudiar biología fuera divertido, ensoñador, apasionante y muy satisfactorio.

A la memoria del Doctor Carlos Alberto Garita Alvarado.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Dr. Carlos Alberto Garita Alvarado por todo su conocimiento compartido conmigo, por el apoyo en laboratorio y por haber sido una gran persona que inspiró la curiosidad en todos los que llegaron a conocerlo.

Agradezco a mi directora María Pamela Bermúdez González, por su comprensión, paciencia, apoyo y acertadas enseñanzas en este proceso de titulación y la realización de esta tesis.

Agradezco a mi codirector Enrique Arturo Cantoral Uriza y a mis asesores Miriam Guadalupe Bojorge García, Mónica Elisa Queijeiro Bolaños e Isaí Betancourt Resendes por sus importantes aportaciones, consejos y acertados comentarios para perfeccionar la aptitud de esta tesis.

Agradezco al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT-DGAPA), por el proyecto financiado IN 212123 “Bioacumulación de cianotoxinas en ambientes acuáticos del centro de México: impacto ecológico y riesgo potencial a la salud humana”, bajo el cual recibí apoyo para llevar a cabo esta tesis.

Gracias a la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación (UMDI) de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). En particular, al laboratorio de ecología acuática y algas por permitirme llevar a cabo el trabajo de laboratorio en sus instalaciones.

Índice

RESUMEN	2
Summary	4
DEDICATORIAS	6
AGRADECIMIENTOS	7
Índice.....	8
Índice de cuadros	10
Índice de figuras.....	11
1. Introducción	12
1.1 Cianobacterias.....	12
1.2 Las microcistinas	13
1.3 <i>Chirostoma jordani</i> (Charal del río Lerma).....	14
2. Antecedentes	17
3. Objetivos	19
3.1 Objetivo general.....	19
3.2 Objetivos particulares	20
4. Metodología	20
4.1 Zona de estudio.....	20
4.2 Registro de variables ambientales	25
4.3 Colecta de seston para análisis de concentración de microcistinas, identificación y cuantificación de géneros de cianobacterias.	26
4.4 Colecta de muestras de agua para análisis de concentración de microcistinas.....	26
4.5 Colecta de especímenes de la especie <i>C. jordani</i>	26
4.6 Identificación y cuantificación de géneros de cianobacterias productoras de microcistinas presentes en los cuerpos de agua.....	27
4.7 Extracción de microcistinas del agua y seston.....	28
4.8 Colecta de peces y extracción de microcistinas.....	29
4.9 Cálculos de concentración de microcistinas y consumo diario.	30
4.10 Análisis de la concentración de microcistinas en los peces con relación a la talla	31

5. Resultados y discusión	32
5.1 <i>Variables fisicoquímicas del agua</i>	32
5.2 <i>Géneros de cianobacterias</i>	35
5.3 <i>Concentraciones de microcistinas y consumo diario</i>	37
5.4 <i>Relación de la talla de <i>C. jordanii</i> y la acumulación de microcistinas</i>	39
6. Conclusiones	42
7. Literatura Citada	44

Índice de cuadros

Tabla 1: Variables del agua por sitio: Presa El Carmen y Presa de Mompaní durante la temporada de lluvias y secas. Media ± SD para temperatura (TEM), pH, conductividad específica (CE), sólidos totales disueltos (SDT), oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxígeno (%OD), pH (pH), clorofila a (Chl a) y ficocianina. Se resaltan en negrita los valores más altos y bajos de las medias de cada variable medida.	32
Tabla 2. Abundancia relativa (%) de los géneros de cianobacterias presentes en las presas de Mompaní y El Carmen.	37
Tabla 3. Comparación de la media y desviación estándar de las concentraciones de microcistinas obtenidas en las muestras de agua, seston y tejido de pez en cada presa y temporada. SD: sin datos. * En este estudio los resultados se presentan en un rango de concentración.	38

Índice de figuras

Figura 1. Estructura de microcistina- leucina arginina (L y R hace referencia a los dos aminoácidos variables en esta, leucina y arginina respectivamente). Tomada de Dawson, 1998.....	13
Figura 2. Fotografía de <i>Chirostoma jordani</i> tomada por C. A. Garita, 2023.....	15
Figura 3. Localización de las presas Mompaní y El Carmen, localizadas en el estado de Querétaro y en los municipios de Querétaro y El Marqués respectivamente.....	21
Figura 4. Vista aérea de la localización de la presa Mompaní. Los puntos indican los sitios de muestreo en la Presa	22
Figura 5. Fotografía de la presa de Mompaní, por C. A. Garita, 2023.	23
Figura 6. Vista aérea de la localización de la presa El Carmen. Los puntos indican los sitios de muestreo en la Presa	24
Figura 7. Fotografía de la presa El Carmen tomada por C. A. Garita, 2023.	25
Figura 8. Gráfica comparativa de los promedios conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y sólidos disueltos totales SDT (mg/L) ambas presas y temporadas.....	34
Figura 9. Fotografías de los tres géneros de cianobacterias identificados en la presa Mompaní y El Carmen: a) <i>Planktothrix</i> , b) <i>Microcystis</i> y c) <i>Dolichospermum</i>	37
Figura 10. Gráficas de regresión lineal de la concentración de microcistinas (MC) vs longitud estándar.	40
Figura 11. Gráficas de regresión lineal de Concentración de microcistinas (MC) vs longitud estándar. 41	

1. Introducción

1.1 Cianobacterias

Las cianobacterias, son un grupo de organismos microscópicos procariotas unicelulares o filamentosos, fotosintéticos que prosperan en diversos ambientes iluminados desde hace 3.5 mil millones de años (Chorus, 2012). Tienen una amplia distribución en aguas dulces, marinas y estuarios de todo el mundo e incluso pueden emplear la humedad atmosférica y así vivir en diferentes sustratos fuera del agua (Singh y Dhar, 2013, Cantoral Uriza *et al.*, 2017). Muchas cianobacterias contienen el pigmento ficocianina, lo que les confiere un tono azulado y les da el nombre de "algas verdiazules", mientras que algunas especies también producen ficoeritrina, un pigmento rojo (Whitton y Potts, 2012). Una característica notable de las cianobacterias es que en condiciones de temperatura elevada del agua, estabilidad en la columna de agua, altos niveles de fósforo y nitrógeno, pH alcalino, baja concentración de dióxido de carbono y herbivoría reducida pueden favorecer el crecimiento excesivo de estas generando "florecimientos" o blooms (en inglés) que pueden repercutir negativamente en los cuerpos de agua (Glibert y Burkholder, 2018) debido a que durante estos blooms pueden producir metabolitos secundarios conocidos como cianotoxinas que son nocivas para una gran cantidad de organismos acuáticos (Singh y Dhar, 2013). Hasta el momento se conocen 150 géneros de cianobacterias de los cuales 40 producen toxinas, de estos los géneros más comunes que producen toxinas son; *Anabaena*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis*, *Aphanizomenon* y *Lyngbya* (Van Apeldoorn *et al.*, 2007). Estos compuestos tóxicos se producen durante la formación de pigmentos y se almacenan en el citoplasma, de acuerdo con su estructura química las cianotoxinas pueden dividirse en tres grupos: 1) péptidos cílicos (ej. microcistinas, nodularinas), 2) alcaloides (ej. cylindrospermopsis, anatoxinas, saxitoxinas) y 3) lipopolisacáridos (Aráoz *et al.*, 2010, Svirčev *et al.*, 2019). De acuerdo a los órganos o sistemas que afectan se dividen en cuatro categorías: 1) Hepatotoxinas (afecta el hígado), 2) Neurotoxinas (afectan el sistema nervioso), 3) Dermatotoxinas (causan una respuesta irritante en la piel) y 4) Citotoxina (causa efectos hepatotóxicos y neurotóxicos). Hasta el momento se sabe que varias especies de

cianobacterias pueden producir cada tipo de toxina y a su vez una especie es capaz de producir más de una toxina (Sanseverino *et al.*, 2017).

1.2 Las microcistinas

Las microcistinas son la familia de cianotoxinas con mayor prevalencia en cuerpos de agua que presentan florecimientos o booms algales. Estas son un grupo de heptapéptidos cílicos que varían en su peso molecular, entre 800 a 1100 daltons (Da), dependiendo de la composición de aminoácidos.

La microcistina-leucina arginina (MC-LR, figura 1) es el miembro más común de la familia de las microcistinas, en ratones y ratas se conoce que es letal en una dosis media de 36 a 122 $\mu\text{g/kg}$, ya que, esta toxina afecta al hígado, dónde se da la inhibición de las proteínas fosfatases 1 y 2A causando una alteración del citoesqueleto que lleva a una hemorragias hepáticas masivas causando la muerte (Dawson, 1998). Mucha de la evidencia de intoxicaciones en humanos ha sido anecdótica donde las afecciones en humanos atribuidas a las cianotoxinas incluyen gastroenteritis y enfermedad hepática, sin embargo, en varios incidentes reportados de toxicosis humana, la evidencia de que las microcistinas fueron el agente causal es indiscutible. (Meneely y Elliott, 2013)

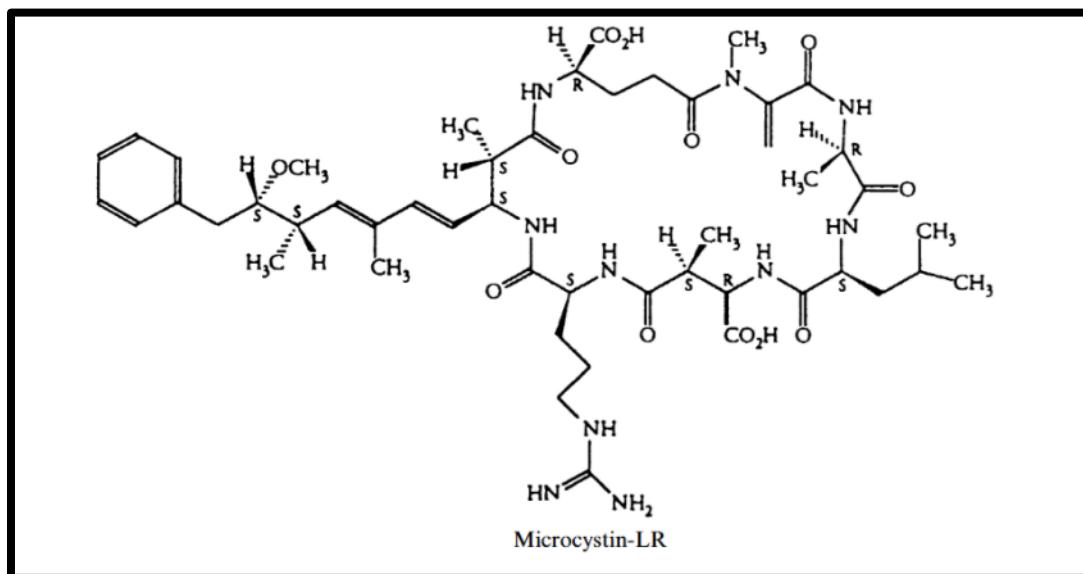


Figura 1. Estructura de microcistina- leucina arginina (L y R hace referencia a los dos aminoácidos variables en esta, leucina y arginina respectivamente). Tomada de Dawson, 1998.

Los efectos de las microcistinas en mamíferos y peces parecen ser muy similares inhibiendo las proteínas fosfatases, no obstante, las dosis letales de toxina pura vía inyección intraperitoneal son de tres a cuatro veces más altas en peces (550 µg/kg). Además, así como en mamíferos, en peces ocurre acumulación de las microcistinas en el hígado; sin embargo, en peces también puede acumularse en otros órganos y tejidos como lo son el riñón, las agallas y el músculo, entre otros (Malbrouck y Kestemont, 2006; Garita-Alvarado *et al.*, 2023).

En peces la exposición a microcistinas puede ocurrir principalmente por dos vías: por consumo de células que contengan la toxina o vía epitelio al estar sumergidos en aguas con microcistinas que se disolvieron por la lisis de florecimientos de cianobacterias (Malbrouck y Kestemont, 2006). Parece ser que los estadios de vida tempranos son más susceptibles a la toxina que los estadios juveniles y adultos, pues los tipos de exposición varían dependiendo del estadio, por ejemplo; los embriones se exponen mayormente por la transferencia de microcistinas desde la madre a través del vitelo, lo que llega a causar efectos adversos en el desarrollo y en el funcionamiento de órganos; además, aunque las microcistinas actúan similarmente en diversas especies, es posible observar diferencias en la sensibilidad a la toxina y en los órganos secundarios en los que se acumula (Malbrouck y Kestemont, 2006). Es importante entonces explorar estas diferencias en la bioacumulación y efectos de las microcistinas entre diferentes especies de peces.

1.3 *Chiostoma jordani* (Charal del río Lerma)

Chiostoma jordani, es una especie de pez del género *Chiostoma*, perteneciente a la familia Atherinopsidae, integrada por peces marinos costeros cosmopolitas y de agua dulce de tamaño pequeño a mediano (hasta 30 cm de longitud total), con un cuerpo comprimido y delgado, una banda lateral plateada ancha y una boca generalmente pequeña con dientes débiles (Miller *et al.*, 2009). Existen 170 especies que habitan mares templados a tropicales, cuentan con varios géneros de agua dulce y algunos otros que pueden sobrevivir en ambos hábitats.

Los peces del género *Chiostoma*, comúnmente conocidos como "charales" o "pescado blanco", comprenden 18 especies endémicas de México, muchas de las cuales representan un recurso clave para la seguridad alimentaria y el sustento económico de comunidades

ribereñas (Barbour *et al.*, 1973; Miller *et al.*, 2009). Su alto valor ecológico, cultural y económico ha motivado su aprovechamiento en acuacultura, siendo *Chirostoma estor*, originario del lago de Pátzcuaro, uno de los casos más representativos por su demanda en mercados locales y regionales. En particular, *Chirostoma jordani* (Fig. 2), conocido comúnmente como Charal del Río Lerma, ha sido señalado por su relevancia alimentaria para combatir la desnutrición (Melo-Ruiz *et al.*, 2013). En la Ciudad de México durante los años 90 se cocinaban a manera de tamales y se vendían en los mercados locales (Miller *et al.*, 2009).



Figura 2. Fotografía de *Chirostoma jordani* tomada por C. A. Garita, 2023.

C. jordani es un pez pequeño que habita lagos y lagunas, suele habitar zonas litorales y poco profundas (Miller *et al.*, 2009). habita aguas claras, turbias o lodosas, tranquilas, de lagos, ríos, estanques, canales y presas, en profundidades de hasta 1 m. Presenta un cuerpo comprimido, de 9 a 21mm en adultos de longitud total (Miller *et al.*, 2009), boca oblicua, ojos grandes, espacio interorbitario translúcido, mejillas reducidas y rectangulares. Escamas pseudocicloideas de borde entero, con 35 a 42 en una línea longitudinal. Dientes pequeños en ambas mandíbulas, no visibles con la boca cerrada. Aletas dorsales próximas, la primera dorsal con 4 o 5 radios y la segunda con 8 a 11 radios. La aleta anal de la base extensa con un rango de 16 a 20 radios. Presenta una banda longitudinal de los flancos estrecha (De Buen, 1945).

En la región central habitan las cuencas endorreicas del Valle de México, las lagunas Atotonilco y San Marcos; en las partes altas de las cuencas de los ríos Pánuco, Cazones y Tecolutla; esta especie es de amplia distribución en la cuenca del Río Lerma-Santiago habitando desde el bajo Lerma hasta el Alto Lerma (Miller *et al.*, 2009). Se propone que *C. jordani*, ha sido introducida en cuerpos de agua de Chihuahua, Coahuila, Colima, Querétaro, Tamaulipas y Zacatecas (Fricke *et al.*, 2025).

Navarrete *et al.*, (1996) describe la dieta de *C. jordani* en un embalse del Alto Lerma, e indica que esta se basa en zooplancton principalmente copépodos del género *Diaptomus*, seguido de los cladóceros *Daphnia*, *Diaphanosoma*, *Bosmina* y finalmente copépodos del género *Cyclops*, rotíferos del género *Asplanchna* y larvas nauplio; además, mencionan que *C. jordani* varía en los recursos alimenticios que ingieren en función de su talla y de la estación del año. El grupo de 10 - 29 mm se alimenta principalmente del género *Diaptomus* en las cuatro estaciones del año. Los charales de 30 - 49 mm se alimentaron de un alto porcentaje de *Diaptomus*, seguido del género *Daphnia* y de *Bosmina* durante todo el año. Para las tallas de 50 - 69 mm consumieron *Diaptomus* y *Daphnia* en las cuatro estaciones del año y los géneros *Diaphanosoma*, *Bosmina* y *Cyclops* sólo se registraron en los contenidos de primavera y verano con bajos porcentajes. Los ejemplares entre las tallas de 70 - 89 mm, al parecer los géneros *Diaptomus*, *Daphnia* y *Bosmina* son los grupos alimenticios más importantes durante todo el año. Finalmente, para los charales más grandes (90 - 109 mm), el género más consumido fue *Daphnia*, siendo el más importante durante el verano, otoño e invierno.

Actualmente, *C. jordani* enfrenta amenazas como la sobre pesca, la pérdida de hábitat y la competencia con especies invasoras, lo que ha impulsado estrategias de conservación como el cultivo en sistemas controlados y la criopreservación de germoplasma (Hernández-Batista *et al.*, 2015). En el estado de Querétaro se tienen 6 registros de *C. jordani* en la base de datos Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México, los registros se han hecho en los municipios de El Marqués, Querétaro y San Juan del Río y pertenecen a distintas colecciones científicas (Díaz-Pardo, 2009; Soto-Galera *et al.*, 2018; Madrigal-Guridi *et al.*, 2019).

Cabe resaltar que el zooplancton del cual se alimentan también puede alimentarse de cianobacterias, propiciando la biomagnificación de cianotoxinas (Nandini y Sarma, 2012; Guo *et al.*, 2015; Zhu *et al.*, 2024). Su consumo presenta riesgos debido a la bioacumulación de microcistinas, pudiendo superar la ingesta diaria tolerable de 0.04 µg/kg establecida por la OMS (Falconer *et al.*, 1999; Berry *et al.*, 2011; Zamora-Barrios *et al.*, 2019; Garita-Alvarado *et al.*, 2023).

2. Antecedentes

La presencia de microcistinas en cuerpos de agua contaminados representa un riesgo significativo para la salud humana debido a su capacidad de bioacumularse en peces de consumo humano. Esta problemática ha sido documentada en el Lago de Pátzcuaro por Berry *et al.*, (2011), quienes reportaron concentraciones de microcistinas entre 0.02 y 0.36 mg/L en el agua y detectaron su acumulación en peces como *Goodea* sp., *Cyprinus carpio* y *Chirostoma* sp., siendo esta última la especie que presentó menor concentración. Mediante técnicas como ELISA, PPasa y LC-MS, se evidenció que las toxinas se acumularon más en las vísceras, lo que incrementa el riesgo para los consumidores locales que ingieren los peces enteros. Los hallazgos respaldan la necesidad de ampliar las investigaciones sobre la dinámica de las microcistinas en la red trófica y su impacto en la salud pública. En síntesis, este estudio demostró que la contaminación por microcistinas no solo afecta a los ecosistemas acuáticos, sino que también representa una amenaza directa para quienes consumen pescado proveniente de estos entornos.

Este patrón de acumulación alimentaria ha sido corroborado en otros sistemas acuáticos, como lo muestra el caso del lago Zumpango, en el Estado de México. Zamora-Barrios *et al.*, (2019) realizaron un estudio donde analizaron seston, zooplancton y peces, y encontraron concentraciones particularmente altas de microcistinas en seston (hasta 117 µg/g), así como en *C. jordani*, cuyas concentraciones en músculo superaron entre 1.8 y 2.1 veces el límite seguro de 0.04 µg/kg establecido por la OMS. Tal como en el Lago de Pátzcuaro, la vía principal de acumulación fue el consumo directo de células de cianobacterias, lo que pone en

evidencia que la problemática se repite en distintos ecosistemas. Estos resultados hacen evidente la urgencia de establecer monitoreos sistemáticos de cuerpos de agua en México, así como promover estudios similares en otras regiones del país. El caso del lago Zumpango confirma que la exposición a microcistinas mediante el consumo de peces de cuerpos de agua con ocurrencias frecuentes de florecimientos de cianobacterias es una amenaza para la salud pública.

Un factor determinante del riesgo por exposición a microcistinas es el tejido del pez que se consume. Esta variable fue abordada en un estudio realizado en la presa Santa Catarina, Querétaro, por Garita-Alvarado *et al.*, (2024), donde se evaluó la acumulación de microcistinas y saxitoxinas en; *Oreochromis niloticus*, *Goodea atripinnis* y *Poeciliopsis gracilis*. Aunque las tres especies presentaron acumulación de cianotoxinas, solo el consumo de *G. atripinnis* y *P. gracilis* representó un riesgo por exceder el límite de microcistinas permitido por la OMS. En *O. niloticus*, el riesgo solo se presentó al consumir vísceras, ya que el músculo no superó los límites establecidos. Las saxitoxinas, por otro lado, no representaron peligro en ninguna de las especies. Este hallazgo resalta que el nivel de riesgo no depende únicamente de la especie o el ecosistema, sino también de las prácticas alimentarias humanas. Así, este estudio subraya la necesidad de informar adecuadamente a las comunidades ribereñas sobre los riesgos relacionados con el consumo del charal, pues es un pez que a menudo se consume completo sin extraerle las vísceras.

Por otra parte, la longitud del pez puede ser un factor clave en la acumulación de microcistinas, aunque esta relación parece estar mediada por la especie y sus hábitos. Papadimitriou *et al.*, (2012) demostraron en el pez *Rutilus panosi* los ejemplares más pequeños acumularon más microcistinas que los grandes, hallazgo que explicaron por dos posibles mecanismos: una dieta más rica en algas filamentosas (70-90% en peces pequeños frente a 60% en grandes), y diferencias fisiológicas en la capacidad de desintoxicación o excreción. Esta variabilidad interespecífica en la relación entre tamaño y acumulación de microcistinas también fue explorada por Zhang *et al.*, (2013) en carpas plateadas de ocho lagos eutróficos en China. En este estudio, aunque la concentración promedio en músculo fue de 0.028 µg/g peso seco (por debajo del límite de riesgo), se observó una correlación negativa entre la longitud del pez y la

concentración de microcistinas, lo que sugiere que los ejemplares más pequeños presentan mayor acumulación. Los autores atribuyen este fenómeno a diferencias en la eficiencia de desintoxicación, como también lo hicieron Papadimitriou *et al.*, (2012). Sin embargo, Semyalo *et al.*, (2010) no encontraron relación entre el tamaño y la bioacumulación en *O. niloticus*, destacando nuevamente que estas respuestas varían según la especie. En consecuencia, se reafirma que la acumulación de microcistinas no puede explicarse por un solo factor generalizable, sino que está sujeta a una compleja interacción entre ecología, fisiología y comportamiento alimenticio específico de cada especie.

Los peces más pequeños pueden presentar mayores concentraciones de toxina que los peces más grandes. Se sabe que la etapa de vida y el tamaño de los peces influyen en la acumulación y retención de cianotoxina (Shahmohamadloo *et al.*, 2021). Esto podría ser explicado debido a la relación que tiene el tamaño con el estadio del pez, ya que, se ha visto que peces de estadios más tempranos tienen una mayor susceptibilidad a las microcistinas, especialmente durante los estadios larvales y embrionales (Malbrouck y Kestemont, 2006). Otra razón por la cual peces más pequeños podrían presentar concentraciones de microcistinas mayores a las presentes en peces más grandes es debido a que los peces más pequeños aún no han desarrollado completamente la habilidad de depurar estas toxinas en comparación con un pez adulto o de mayor tamaño (Shahmohamadloo *et al.*, 2022). A pesar de toda esta evidencia y aparente relación entre el tamaño, la acumulación y la depuración, aún existe la posibilidad de que estas relaciones sean diferentes dependiendo de la especie de pez o la cianotoxina que se ponga a prueba (Garita-Alvarado *et al.*, 2025). Es por esto que, este estudio pretende generar información que contribuya a comprender la relación entre la talla y la bioacumulación de microcistinas en *C. jordani* en dos presas en Querétaro.

3. Objetivos

3.1 Objetivo general

Analizar la presencia de microcistinas en *Chiostoma jordani* y evaluar su relación entre el tamaño del pez y la cantidad de microcistinas en dos presas de Querétaro.

3.2 Objetivos particulares

- Analizar la presencia de cianobacterias productoras de toxinas en la Presa de Mompaní y el Carmen y relacionarlas con las variables fisicoquímicas del agua durante las temporadas de lluvias y secas, a fin de determinar su posible relación.
- Cuantificar la presencia de toxinas (microcistinas) en *Chirostoma jordani* en individuos de las presas Mompaní y el Carmen, durante las temporadas de lluvias y secas.
- Analizar si la presencia de toxinas en *Chirostoma jordani* se relaciona con la talla del pez en diferentes temporadas (lluvias y secas) y presas (Mompaní y el Carmen).

4. Metodología

4.1 Zona de estudio

Temporalidad y puntos de muestreo

Se seleccionaron dos presas que cumplieron: (i) presencia confirmada de *Chirostoma jordani* y de toxinas en agua (registros previos y verificación *in situ*) (ii) accesibilidad y seguridad para muestreos repetibles con el mismo arte de pesca, y (iii) presencia de agua durante todo el año en el cuerpo de agua, y pertenecía a la misma cuenca (Lerma- Santiago) (Por lo tanto, se eligió hacer la colecta de muestras en las presas de Mompaní y El Carmen (Fig. 3), donde se muestreo en dos temporadas contrastantes: secas (21-abril-2024) y lluvias (20-septiembre-2024). El área de muestreo se eligió considerando que *C. jordani* habita en zonas someras y se encuentra distribuida en todo el embalse, lo que aseguró la representatividad necesaria para cumplir con el objetivo del estudio, enfocado en caracterizar la bioacumulación en la especie y su relación con la talla. Al llegar al sitio, se delimitó un área de muestreo cercana a la cortina de la presa debido a su fácil acceso y mayor estabilidad en el agua, posteriormente se establecieron 3 puntos de muestreo, separados entre sí por 15 m, ubicados a una distancia de 1 a 2 metros desde la orilla hacia el centro del cuerpo de agua.

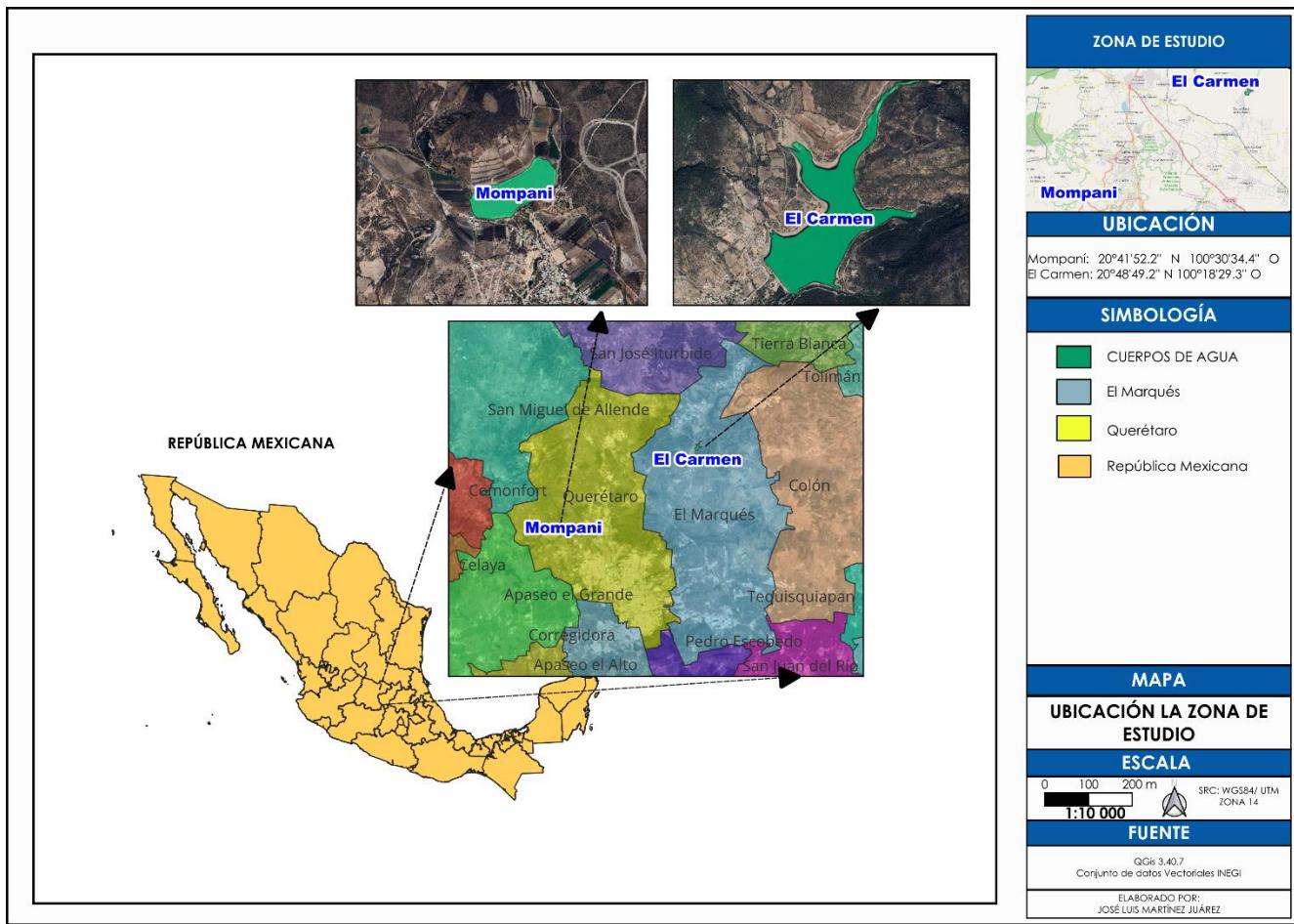


Figura 3. Localización de las presas Mompaní y El Carmen, localizadas en el estado de Querétaro y en los municipios de Querétaro y El Marqués respectivamente.

A continuación, se detalla información referente a cada sitio de estudio:

Presa Mompaní

La presa Mompaní (Fig. 4), se ubica en el municipio de Querétaro en las coordenadas 20°41'55.87" N, 100°30'38.26" O, en la cuenca del río Querétaro dentro de la región hidrológica Lerma-Santiago. Con un área de 18.11 km², fue construida en 1900 para almacenar agua destinada al riego (SEMARNAT, 2012). Este embalse artificial, al igual que la presa El Batán, se encuentra entre las cinco más contaminadas del estado, presentando altos niveles de bacterias, restos fecales y posiblemente metales pesados (Sistema Nacional de Información del Agua, s.f., citado en Hernández, 2022).

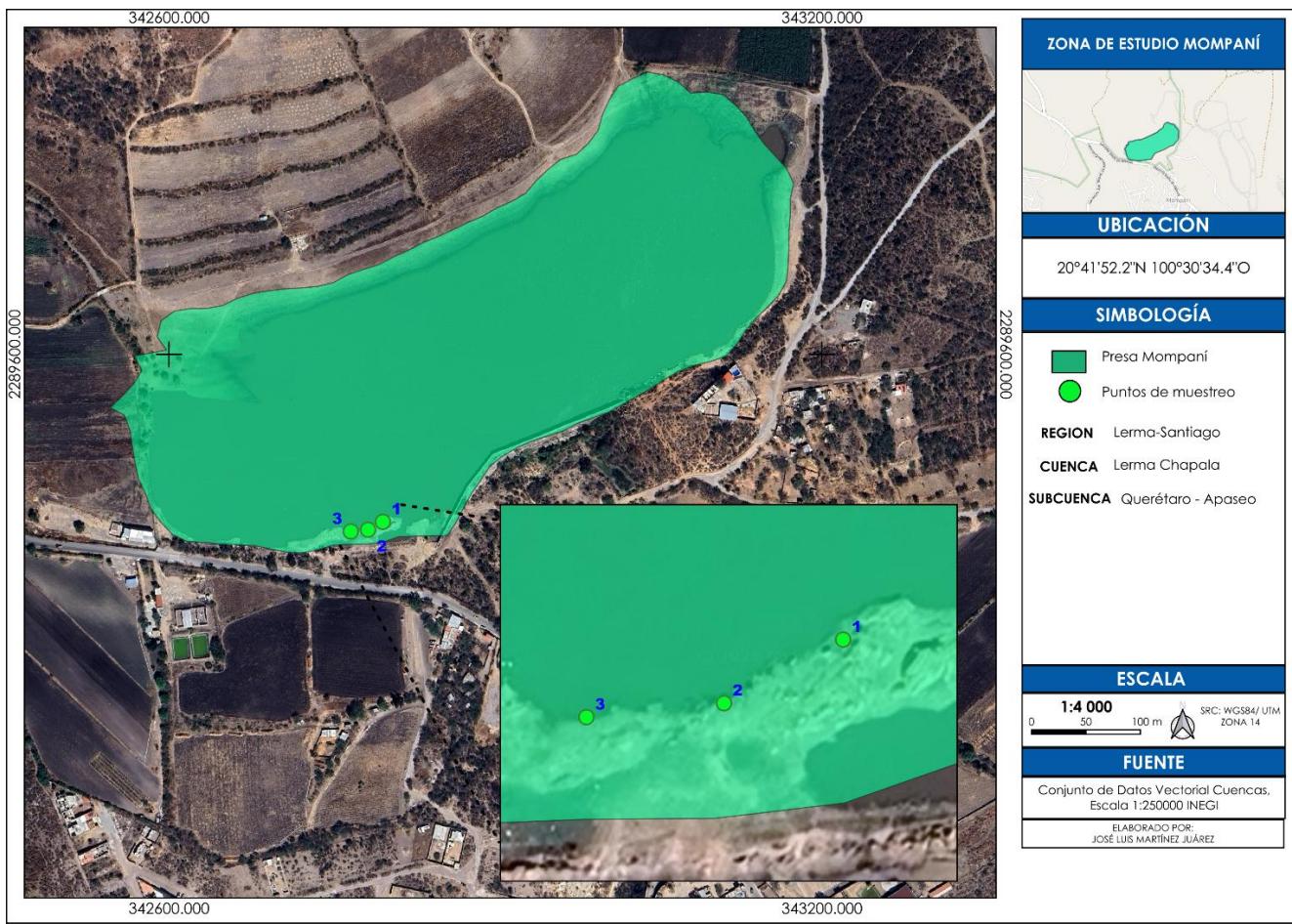


Figura 4. Vista aérea de la localización de la presa Mompaní. Los puntos indican los sitios de muestreo en la Presa



Figura 5. Fotografía de la presa de Mompaní, por C. A. Garita, 2023.

Presa El Carmen

La presa El Carmen (Fig. 6) está ubicada en el municipio El Marqués, en las coordenadas 20°48'50.00" N, 100°18'18.00" O. Se encuentra en la cuenca del río Querétaro, dentro de la región hidrológica Lerma-Santiago. Fue construida en 1939 con el propósito de almacenar agua para riego (SEMARNAT, 2012).

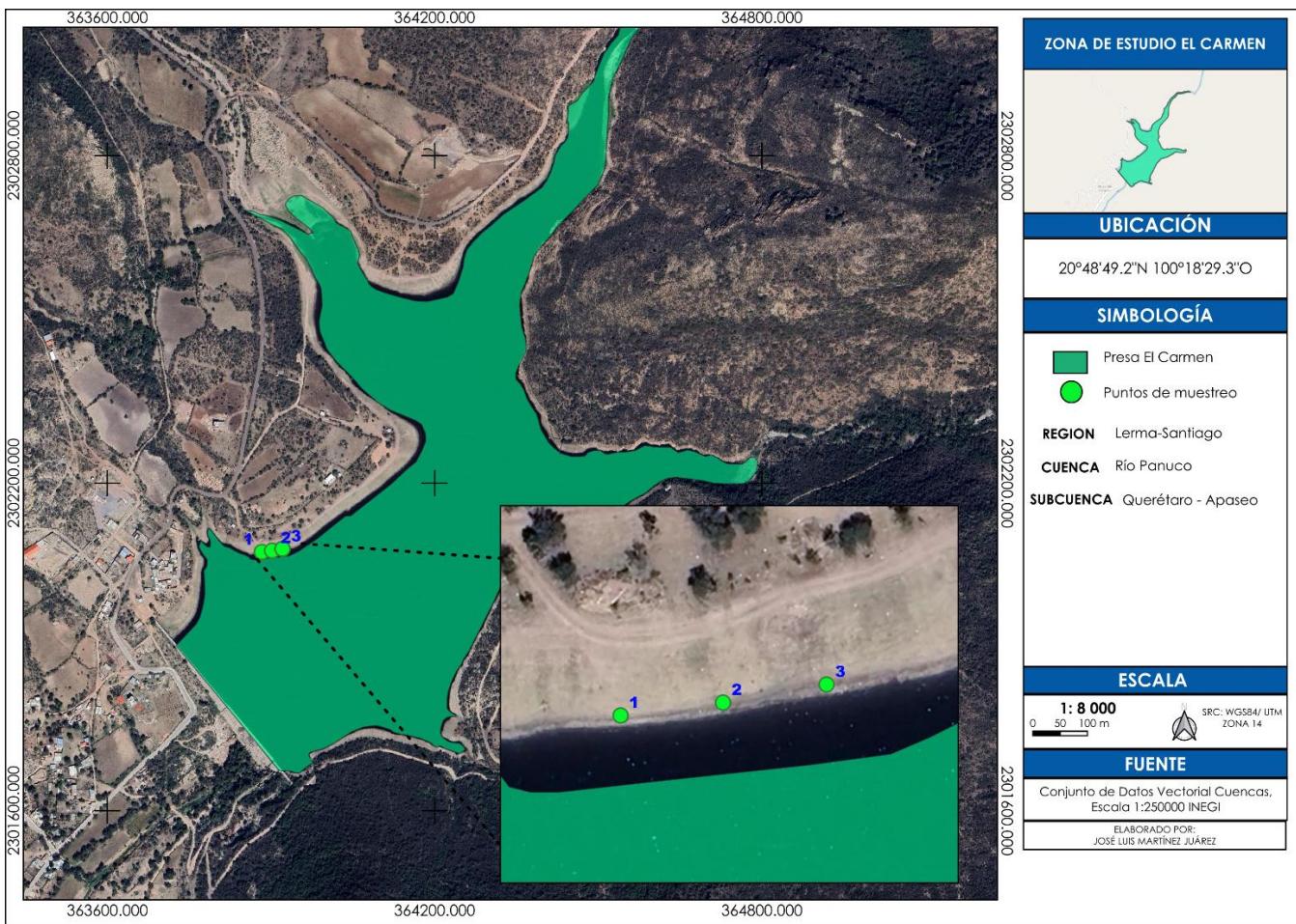


Figura 6. Vista aérea de la localización de la presa El Carmen. Los puntos indican los sitios de muestreo en la Presa



Figura 7. Fotografía de la presa El Carmen tomada por C. A. Garita, 2023.

4.2 Registro de variables ambientales

Para cada una de las presas de estudio se realizó el mismo procedimiento: Se seleccionó la zona de muestreo en un área común de pesca, y se establecieron tres puntos de muestreo como repeticiones con una separación de 15 m aproximadamente uno respecto al otro.

en cada punto de muestreo se midieron variables como: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH y los sólidos totales disueltos (mg/L), con un equipo HANNA HI9812-5. Además, se midió la concentración de oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación utilizando un oxímetro HANNA HI98198. Finalmente, para estimar la abundancia relativa de la comunidad fitoplanctónica (algas eucariontes y cianobacterias) se midieron las concentraciones de fíocianina y clorofila ($\mu\text{g}/\text{L}$) empleando un fluorómetro Turner FluoroSense (Sunnyvale, CA, USA). Finalmente se compararon las variables fisicoquímicas (pH, temperatura, conductividad

eléctrica, sólidos disueltos totales, concentración de oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación) entre ambas presas durante la temporada de secas y de lluvias realizando una prueba de suma de rangos Wilcoxon utilizando *Rstudio*.

4.3 Colecta de seston para análisis de concentración de microcistinas, identificación y cuantificación de géneros de cianobacterias.

Con el objetivo de identificar la presencia de géneros de cianobacterias productoras de microcistinas presentes en el agua y obtener las muestras de seston para el análisis de concentración de microcistinas, se utilizó una red de plancton (20 µm de malla, 20 cm de diámetro) que se arrastró durante un minuto en cada punto de muestreo. El seston colectado se guardó en botellas plásticas de 500 ml y se trasladó al laboratorio (Ecología Acuática y Algas, FC, UNAM Juriquilla). Ya en el laboratorio, para el análisis de concentración de microcistinas se tomaron 50 ml de cada muestra y se filtraron al vacío utilizando un filtro GF/F de 22 µm. Los filtros obtenidos de cada muestra se conservaron en cajas Petri refrigeradas hasta su posterior análisis.

Además, para la identificación (géneros) y cuantificación (abundancia) de cianobacterias en el agua, del seston colectado (500 ml) se tomaron 50 ml, los cuales se fijaron con formol al 4%, y se mantuvieron refrigerados hasta su análisis.

4.4 Colecta de muestras de agua para análisis de concentración de microcistinas

Con la finalidad de detectar la concentración de microcistinas disueltas en el agua, se colectaron 10 ml de agua superficial en frascos de vidrio estériles en cada uno de los puntos de muestreo. Posteriormente, las muestras fueron filtradas mediante filtros de fibra de vidrio GF/F con poro de 0.7 µm, y se conservaron en congelación hasta su análisis.

4.5 Colecta de especímenes de la especie *C. jordani*

Para analizar la bioacumulación de microcistinas en peces, se capturaron ejemplares de *C. jordani* en cada punto de muestreo, mediante el uso de una red tipo chinchorro. Los peces fueron sacrificados en campo mediante hipotermia en agua helada (aproximadamente 4 °C). de acuerdo con el protocolo descrito en el permiso de colecta SGPA/DGVS/02438/16 y protocolo de bioética 077FCN2024. Los ejemplares fueron identificados morfológicamente con

base en la guía "Peces dulceacuícolas de México" (Miller *et al.*, 2009), y posteriormente se conservaron congelados hasta su procesamiento.

4.6 Identificación y cuantificación de géneros de cianobacterias productoras de microcistinas presentes en los cuerpos de agua

De las muestras colectadas con la red de arrastre de cada presa, se filtraron 50 ml de agua utilizando un filtro de nitrocelulosa de 0.2 μm de poro. Posteriormente, el contenido de los tres filtros fue resuspendido en 30 ml de agua destilada y fue utilizado para determinar los géneros de cianobacterias presentes. Se prepararon tres laminillas con la técnica de montado con gelatina glicerinada para muestras semipermanentes modificada (Gaviño *et al.*, 1990): se disolvieron 5 g de grenetina natural en 30 ml de agua destilada tibia, se agregaron unas gotas de fenol y se mezcló con 35 ml de glicerina. Después, se colocaron los portaobjetos en una parrilla tibia y en cada uno se colocaron 15 μl de la muestra correspondiente y se dejaron secar por unos minutos evitando la desecación total y se agregó un poco de la gelatina líquida preparada anteriormente, revolviendo con una aguja de disección cuidadosamente. Ya integradas las muestras con la gelatina, se colocaron los cubreobjetos cuidando que no quedaran burbujas de aire, presionando del centro hacia afuera con la goma de un lápiz. Finalmente se eliminaron los restos de gelatina del borde de los cubreobjetos, para sellar se colocó un poco de esmalte para uñas transparente en los márgenes y se dejaron secar.

Se prepararon 36 laminillas: tres laminillas para cada punto de muestreo (tres puntos de muestreo), por presa (Mompaní y El Carmen) y temporada (secas y lluvias), las cuales se analizaron con un microscopio óptico con objetivo 40X. Se tomaron 20 fotos al azar en cada laminilla usando DinoCapture 2.0 y en cada foto se sobrepuso digitalmente una cuadrícula de 20 μm y se identificaron los géneros de cianobacterias presentes con apoyo de obras taxonómicas especializadas: "Cyanobacteria, Freshwater Algae in Northwest Washington" Volumen I (Matthews, 2016); "Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión" (UNESCO, 2009); y, "The Freshwater Algal Flora of the British Isles" (John *et al.*, 2021). Posteriormente, se cuantificó la presencia de cada género contando el número de cuadros ocupados por cada género de cianobacteria en cada una de las fotos tomadas. Además, se calculó y comparó el porcentaje de cuadros en los que se

encontró cada género identificado entre ambos embalses artificiales calculando la abundancia relativa de cada género para cada presa y temporada en conjunto, usando la siguiente fórmula:

$$\text{Abundancia relativa \%} = \left(\frac{\text{Total de cuadros ocupados por el género}}{\text{Total de cuadros ocupados}} \right) * (100)$$

4.7 Extracción de microcistinas del agua y seston

La extracción de microcistinas se realizó con base en los métodos de Wilson *et al.*, (2008) y Berry *et al.*, (2011) con algunas modificaciones.

Extracción de microcistinas en el seston

Para poder llevar a cabo la extracción de microcistina, los filtros que se encontraban en refrigeración, fueron secados en una mufla durante 24 horas a 45 °C y posteriormente se almacenaron en un desecador por otras 24 horas. Para proceder con la extracción de toxinas, se recortó el exceso de filtro (donde no había muestra) y se colocó el fragmento con muestra en tubos de vidrio de 15 ml. Se añadieron 6 ml de metanol al 80% y se homogenizó la mezcla con un homogeneizador IKA T10 hasta disolver el tejido. Luego, los tubos se sellaron con Parafilm M y se sonicaron durante 10 minutos a 20 kHz. Posterior a ello, se incubaron con agitación en un orbitador durante una hora.

Las muestras se centrifugaron por 10 minutos a 2,500 rpm. El sobrenadante se transfirió a un nuevo tubo de vidrio. Al residuo se le agregaron nuevamente 6 ml de metanol al 80% con 0.05% de ácido acético glacial, se agitó por vórtex 10 segundos y se centrifugó nuevamente. El segundo sobrenadante se unificó con el primero, ajustando el volumen total a 15 ml. Finalmente, cada muestra se filtró a través de un filtro GF/F de 2.5 cm de diámetro. Este concentrado se conservó en tubos de cultivo cerrados en refrigeración hasta su análisis mediante ELISA.

Análisis de ELISA para seston y agua

Para determinar la concentración de microcistinas en las muestras de seston, se empleó un kit de inmunoensayo tipo ELISA ABRAxis® Microcystins-ADDA SAES ELISA Microtiter Plate 520011SAES. Primero se tomaron alícuotas de 100 o 200 µL del extracto y se evaporaron en baño María a 50 °C durante aproximadamente cuatro horas. Cabe aclarar que el primero y segundo lote de análisis de ELISA se realizaron tomando 200 µL de muestra mientras que por cuestiones de tiempo para el último lote se tomaron 100 µL de muestra, ya que se identificó que esto no afectaba el resultado obtenido. Una vez que el solvente se eliminó por completo, se reconstituyeron las muestras mediante sonicación a 20 kHz durante 15 minutos. Se añadieron 200 a 300 µL de agua tipo 1 en caso de evaporar 100 µL, o 400 a 600 µL si se evaporaron 200 µL. Las muestras de agua en cambio no se evaporaron ni filtraron, se tomó el volumen necesario para la ELISA directamente de los tubos con las muestras. Finalmente, las microcistinas fueron cuantificadas siguiendo estrictamente las instrucciones del kit de inmunoensayo tipo ELISA ABRAxis® Microcystins-ADDA SAES ELISA Microtiter Plate 520011SAES.

4.8 Colecta de peces y extracción de microcistinas

Extracción de microcistinas en peces

En el laboratorio, se seleccionaron 15 peces de diferentes tallas (2 cm - 7.9 cm) para cada sitio de muestreo (Mompaní y el Carmen) y temporada (lluvias y secas), a los cuales se les midió su peso con una balanza analítica y la longitud estándar (LE) que abarca de la punta del hocico hasta la última vértebra. Esta medida es utilizada en lugar de longitud total debido a que esta última es menos fiable ya que incluye la longitud de la aleta caudal la cual suele sufrir daños. Todas estas medidas, fueron tomadas con los peces frescos.

Los ejemplares se descongelaron y se secaron en horno de secado a 45 °C durante 24 horas. Despues se pesaron nuevamente para contar con el peso en seco de los organismos. Una vez secos los peces se cortaron y homogenizaron completos (pues así se consumen tradicionalmente) para después pesar entre 0.05 y 0.1 g, que se colocaron en tubos de vidrio de 15 ml con 6 ml de metanol al 80%.

Las muestras se homogeneizaron con un homogeneizador IKA T10, se sellaron con Parafilm M, y se sonicaron durante 10 minutos a 20 kHz. Luego se incubaron por una hora en agitación. Se centrifugaron por 10 minutos a 2500 rpm, y el sobrenadante se recolectó. Al residuo se le agregó nuevamente metanol al 80% con 0.05% de ácido acético glacial, se agitó en vórtex por 10 segundos, se centrifugó otra vez, y el nuevo sobrenadante se añadió al anterior, completando 15 ml. Cada muestra de pez fue filtrada a través de filtros GF/F de 2.5 cm de diámetro. Los extractos de microcistinas del pez se conservaron refrigerados hasta su análisis mediante ELISA.

Análisis de ELISA para peces

Se tomaron 100 o 200 µL de muestra de extracto de microcistinas de los peces y se evaporaron en baño maría a 50 °C en alrededor de 3 a 4 horas hasta que no quedara ningún residuo líquido. Los primeros dos lotes de análisis de ELISA para peces se hicieron con 200 de extracto, sin embargo, para el ultimo lote se bajó el volumen a 100 µL, agilizando el método y conservando la proporción al momento de reconstituir las muestras. Luego, se reconstituyeron las muestras con sonicación (20 kHz por 15 minutos) agregando 200–300 µL de agua tipo 1 si se evaporaron 100 µL, o 400–600 µL si se evaporaron 200 µL. Finalmente, se cuantificaron las microcistinas siguiendo las instrucciones del kit ELISA ABRAXIS® Microcystins-ADDA SAES ELISA Microtiter Plate 520011SAES.

4.9 Cálculos de concentración de microcistinas y consumo diario.

Para determinar la concentración de microcistinas (µg/kg) de cada pez en peso fresco, se empleó la siguiente ecuación basada en los parámetros del ELISA:

$$[\text{microcistinas}] = \left(\frac{\text{resultado ELISA} \frac{\text{ng}}{\text{ml}} * \text{volumen en ml}}{\text{peso fresco de la muestra en g}} \right) * \left(\frac{\text{vol. resuspendido}}{\text{vol. evaporado}} \right)$$

Para determinar la concentración de microcistinas ($\mu\text{g/kg}$) en las muestras de seston de cada presa se utilizó la siguiente ecuación de acuerdo con los parámetros utilizados para realizar el ELISA:

$$[\text{microcistinas}] = \left(\frac{\text{resultado ELISA} * \text{volumen en ml}}{50 \text{ ml}} \right) * \left(\frac{\text{vol. resuspendido}}{\text{vol. evaporado}} \right)$$

En el caso de las muestras de agua, el valor reportado por el ELISA correspondió directamente a la concentración ($\mu\text{g/L}$) obtenida directamente del ELISA.

Para calcular la ingesta diaria potencial (IDP), se utilizaron los valores obtenidos de la concentración de microcistinas en el pez ($\mu\text{g/kg}$), la cantidad consumida (considerando el consumo de 100 g), y el peso de la persona que lo consume (suponiendo 70 kg para adultos y 25 kg para niños), aplicados en la siguiente ecuación:

$$IDP = \frac{[\text{microcistinas}] \text{en tejido de pez en } \mu\text{g/kg} * \text{cantidad consumida en kg}}{\text{peso de la persona en kg}}$$

Los resultados obtenidos del IDP para los peces de cada presa se compararon con los valores de referencia sugeridos por la OMS del consumo diario tolerable de microcistinas a largo y corto plazo (Falconer *et al.*, 1999).

4.10 Análisis de la concentración de microcistinas en los peces con relación a la talla

Para evaluar si la bioacumulación de microcistinas se relaciona con la talla del pez, se hicieron primero, una correlación de Pearson, para determinar la fuerza y dirección de la asociación lineal entre ambas variables. Segundo, un análisis de regresión lineal simple, para modelar la asociación entre la longitud estándar del pez y su concentración de microcistinas (Papadimitriou *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2013).

5. Resultados y discusión

5.1 Variables fisicoquímicas del agua

Este estudio revela que las temperaturas medias registradas en ambas presas durante el estudio en ambas estaciones (Tabla 1) se encuentran dentro del rango óptimo (20–25 °C), para la producción de cianotoxinas y que incluso la presa El Carmen, durante la temporada de secas, presentó valores superiores a los 25 °C. Esto resulta relevante si se considera que el cambio climático regional y global puede favorecer la dominancia, persistencia y toxicidad de diversas especies de cianobacterias, especialmente a temperaturas superiores a los 25 °C (Paerl y Huisman, 2009). Aunque la temperatura óptima para la producción de toxinas se sitúa entre los 20 y 25 °C, se ha documentado que los florecimientos pueden persistir entre los 15 y 30 °C (WHO, 2003), por lo que las condiciones térmicas observadas en este estudio son propicias para la proliferación de cianobacterias tóxicas.

Tabla 1: Variables del agua por sitio: Presa El Carmen y Presa de Mompaní durante la temporada de lluvias y secas. Media ± SD para temperatura (TEM), pH, conductividad específica (CE), sólidos totales disueltos (SDT), oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxígeno (%OD), pH (pH), clorofila a (Chl a) y ficocianina. Se resaltan en **negrita** los valores más altos y bajos de las medias de cada variable medida.

Presa/temporalidad		TEM (°C)	pH	CE (μS/cm)	SDT (mg/L)	OD (mg/L)	%OD (Sat)	Chl a (μg/L)	Ficocia- nina (μg/L)
El Carmen	Secas	26±1.73	8.06±0.31	156.67±5.77	73.33±5.77	4.49±0.32	89.6±3.75	7±0	45.33±45.33
	Lluvias	25.5±1.18	9.47±0.2	137.33±1.53	68.67±1.15	5.28±1.48	78.06±23.53	32.33±14.74	34.33±5.86
Mompaní	Secas	23.00±1.00	6.77±0.51	496.67±50.33	250.00±10	2.24±0.03	41.53±0.74	33.67±8.62	47.67±7.23
	Lluvias	21.67±0.58	6.90±0.21	186.67±5.77	90.00±0.00	2.44±0.29	44.27±5.14	21±1.00	22.67±1.15

En relación con el pH, se ha señalado que las floraciones de cianobacterias suelen ocurrir en aguas con valores entre 6 y 9 (WHO, 2003), y que un pH alcalino suele ser más una consecuencia de la fotosíntesis intensiva que una causa directa del florecimiento (Chorus y

Welker, 2021). En este sentido, ambas presas mostraron valores dentro de dicho rango. La presa El Carmen presentó condiciones marcadamente alcalinas, especialmente en temporada de lluvias ($\text{pH} = 9.47$), lo cual sugiere una actividad fotosintética elevada posiblemente relacionada con floraciones cianobacterianas. En contraste con la presa Mompaní, que mostró valores de pH más bajos (6.77 y 6.90), aunque igualmente compatibles con la presencia de estas floraciones (Tabla 1).

Por otro lado, la conductividad eléctrica (σ), aunque no es un factor que directamente favorezca el crecimiento de cianobacterias, se ha relacionado directamente con la presencia de microcistinas (Barros *et al.*, 2019). En este estudio, todas las presas mostraron valores de conductividad dentro del rango favorable para cianobacterias de agua dulce (150–400 $\mu\text{S}/\text{cm}$), con excepción de Mompaní durante la temporada de secas, donde se registró un valor significativamente más alto (496.67 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Tabla 1). Estos datos sugieren posiblemente una mayor concentración de nutrientes disueltos o una mayor evaporación ya que esta también se relaciona con una alta conductividad, lo que podría favorecer condiciones eutróficas propicias para el florecimiento de cianobacterias (Kim *et al.*, 2019; Ortez *et al.*, 2022).

En estrecha relación con lo anterior, a mayor concentración de sólidos disueltos totales, se observa mayor conductividad eléctrica del agua (Fig. 8), lo cual concuerda con lo reportado por Zhang *et al.*, (2017), quienes además señalaron que mayores niveles de SDT se asocian con un incremento en nutrientes clave como el nitrógeno total y el amonio, esenciales para el crecimiento cianobacteriano. Aunque estos nutrientes no fueron medidos en este estudio, los altos valores de SDT observados particularmente en la presa Mompaní durante la temporada de secas (250 mg/L) indican una posible disponibilidad elevada de nutrientes que podría favorecer los florecimientos algales.

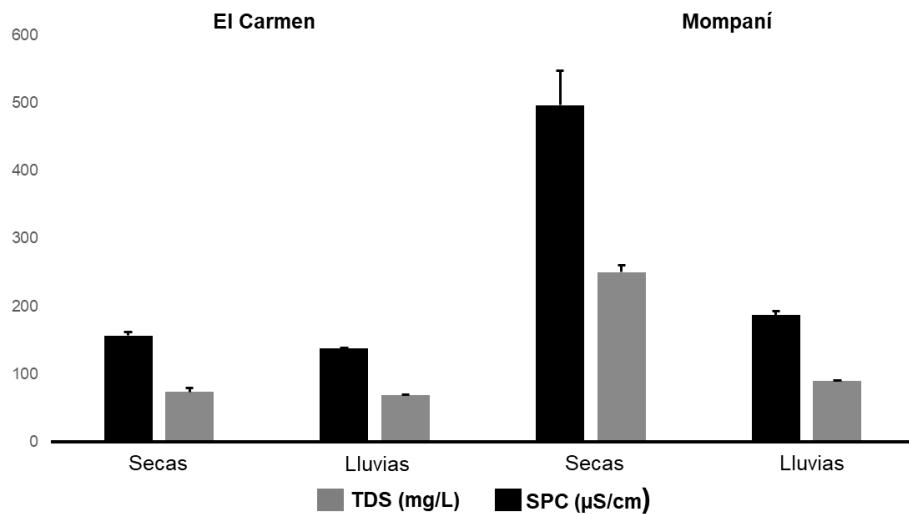


Figura 8. Gráfica comparativa de los promedios de conductividad ($\mu\text{S/cm}$) y sólidos disueltos totales SDT (mg/L) ambas presas y temporadas.

La estratificación térmica también es un factor importante para el desarrollo de floraciones, ya que limita la mezcla vertical del fitoplancton, aumenta la exposición a la luz y puede conducir a condiciones de anoxia (Mahadevan *et al.*, 2012; Sanseverino *et al.*, 2017). En este contexto, los bajos niveles de oxígeno disuelto en la presa Mompaní (2.24 mg/L en secas y 2.44 mg/L en lluvias) sugieren una posible desoxigenación de la columna de agua, lo cual, además de favorecer la descomposición de biomasa algal, puede tener efectos letales para organismos acuáticos sensibles (Pedrozo y Ramírez, 2020). Esta condición contrasta con los valores registrados en la presa El Carmen, los cuales estuvieron por encima de los 4 mg/L y dentro de los márgenes considerados adecuados para la vida acuática (Carrillo *et al.*, 2012), tanto en términos de concentración de oxígeno como en porcentaje de saturación (superior al 70 %).

Finalmente, los pigmentos fotosintéticos, particularmente la clorofila-a (Chl a) y la ficocianina, proporcionan información directa sobre la biomasa fitoplanctónica y la presencia de cianobacterias (Simis *et al.*, 2005; Sanseverino *et al.*, 2017). En este estudio, los valores de clorofila-a superaron los 10 $\mu\text{g/L}$ en todas las presas y temporadas, salvo en El Carmen durante la temporada de secas, donde se registró una concentración de 7 $\mu\text{g/L}$. Oliveira *et al.*, (2024) en un estudio de 1,399 muestras de 149 presas en ambientes tropicales semiáridos, encontraron que las concentraciones de clorofila-a varían en un rango de 1 $\mu\text{g/L}$ a 1001.78

µg/L, con un promedio de 39.62 µg/L y una desviación estándar de 65.78 µg/L, basándonos en esto podemos concluir que las presas y temporalidades evaluadas se encuentran en un rango normal. No obstante, en el muestreo donde se observó 7 µg/L se observó un valor de ficocianina superior a 45 µg/L, lo cual indica una alta presencia específica de cianobacterias y, por tanto, un riesgo potencial de floración tóxica (Chorus y Welker, 2021). Estos valores refuerzan la utilidad de ambos pigmentos como indicadores tempranos de eventos de mayor abundancia de cianobacterias, especialmente cuando se presentan junto con condiciones ambientales favorables como altas temperaturas.

En conjunto, las condiciones ambientales registradas en ambas presas reflejan un escenario propicio para el desarrollo y persistencia de cianobacterias productoras de microcistinas. Las temperaturas se mantuvieron dentro o por encima del rango óptimo para la producción de toxinas (20–25 °C), con valores superiores a 25 °C en El Carmen durante la temporada de secas, lo que coincide con la evidencia de que el calentamiento regional puede potenciar la dominancia de géneros tóxicos (Paerl y Huisman, 2009; WHO, 2003). Asimismo, los valores de conductividad eléctrica se encontraron mayormente en el rango favorable para cianobacterias de agua dulce y, de acuerdo con Barros *et al.*, (2019), su correlación positiva con taxones como *Microcystis aeruginosa* respalda el potencial de proliferación de especies productoras de microcistinas en las presas estudiadas. A pesar de estas condiciones, la prueba de suma de rangos de Wilcoxon indicó que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) en las variables ambientales entre presas en ninguna de las dos temporadas. En este contexto, la combinación de temperaturas elevadas, conductividad moderada a alta y pigmentos fotosintéticos indicativos de cianobacterias refuerza el riesgo de eventos de floración y subraya la necesidad de un monitoreo continuo ante escenarios de cambio climático.

5.2 Géneros de cianobacterias

El análisis taxonómico reveló la presencia de tres géneros de cianobacterias en ambos cuerpos de agua: *Dolichospermum*, *Microcystis* y *Planktothrix* (Fig. 9). Entre estos, *Microcystis* fue el

género dominante de acuerdo con la abundancia relativa observada (Tabla 2), especialmente en Mompaní durante ambas temporadas ($> 74\%$). Esta dominancia es consistente con lo reportado por Garita-Alvarado *et al.*, (2024) en la presa Santa Catarina, Querétaro, donde estos géneros fueron asociados con la presencia de microcistinas y saxitoxinas, tanto disueltas en el agua como bioacumuladas en peces. El que haya una mayor relación entre ficocianinas: clorofila-a, nos indica una abundancia relativa mayor de cianobacterias, esto puede ser explicado por la abundancia de *Microcystis* lo que puede ser un indicio de un florecimiento dominado por este género.

La prevalencia de *Microcystis* y *Dolichospermum* puede explicarse por su alta tolerancia al estrés térmico, lo que les permite prosperar bajo condiciones de calentamiento del agua (Paerl y Huisman, 2008; Jöhnk *et al.*, 2008). Esta ventaja competitiva se traduce en un mayor potencial de dominancia durante eventos de floración. Además, floraciones dominadas por *Microcystis* se han vinculado con concentraciones de microcistinas superiores al umbral de riesgo medio para la salud humana ($20\text{ }\mu\text{g/L}$), definido por la OMS (Fortin *et al.*, 2015; Kalra *et al.*, 2025), lo cual subraya su importancia ecológica y sanitaria.

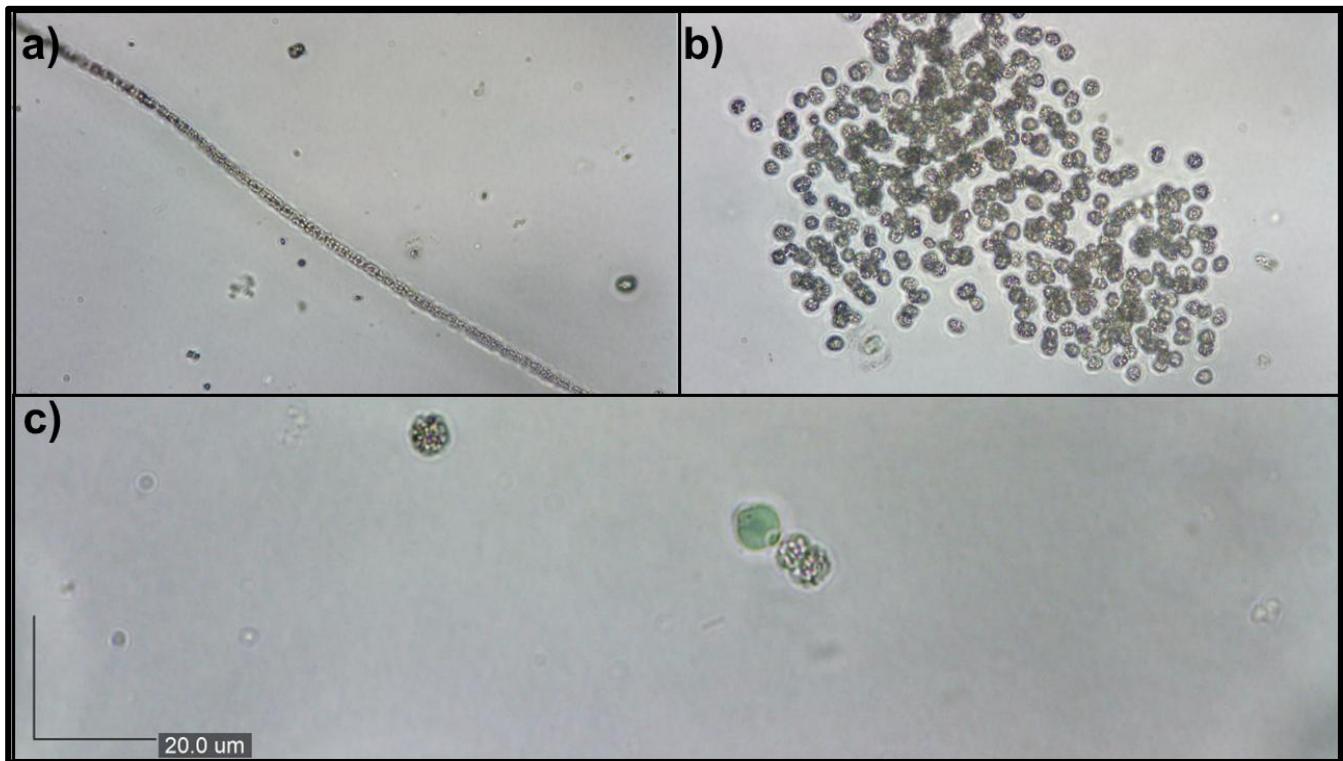


Figura 9. Fotografías de los tres géneros de cianobacterias identificados en la presa Mompaní y El Carmen: a) *Planktothrix*, b) *Microcystis* y c) *Dolichospermum*.

Tabla 2. Abundancia relativa (%) de los géneros de cianobacterias presentes en las presas de Mompaní y El Carmen.

		Abundancia relativa (%)		
Presas	Temporada	<i>Microcystis</i>	<i>Planktothrix</i>	<i>Dolichospermum</i>
Mompaní	Secas	74.19	3.23	22.58
	Lluvias	96.77	0.00	3.23
El Carmen	Secas	59.29	27.08	13.64
	Lluvias	48.42	14.74	36.84

5.3 Concentraciones de microcistinas y consumo diario

Las concentraciones de microcistinas detectadas en el agua y el seston en las presas estudiadas fueron del mismo orden de magnitud que las registradas en otros cuerpos de agua continentales (Tabla 3), lo que coincide con lo reportado por Berry *et al.*, (2011) en el Lago de

Pátzcuaro ($0.16 \pm 0.03 \mu\text{g/L}$ en agua y $0.036 \pm 0.01 \mu\text{g/L}$ en seston) y por Zamora-Barrios *et al.*, (2019) en el Lago Zumpango, donde se encontró un rango más amplio en agua ($0.10 - 1.4 \mu\text{g/L}$).

No obstante, los niveles de microcistinas en el tejido de pez, particularmente en El Carmen durante la temporada de lluvias ($214.72 \pm 133.39 \mu\text{g/kg}$), fueron sustancialmente más elevados en comparación con los reportes de Berry *et al.*, (2011) y Zamora-Barrios *et al.*, (2019), quienes observaron concentraciones de $18.5 \pm 1.92 \mu\text{g/kg}$ y un rango de 1.5 a $7.27 \mu\text{g/kg}$, respectivamente (Tabla 3).

Tabla 3. Comparación de la media y desviación estándar de las concentraciones de microcistinas obtenidas en las muestras de agua, seston y tejido de pez en cada presa y temporada. SD: sin datos. * En este estudio los resultados se presentan en rango de concentración.

		Media de concentración de microcistinas		
Presa	Temporada	Agua ($\mu\text{g/L}$)	Seston ($\mu\text{g/L}$)	Pez ($\mu\text{g/kg}$)
El Carmen	Secas	SD	0.033 ± 0.003	234.71 ± 92.04
	Lluvias	0.163 ± 0.039	0.033 ± 0.013	214.72 ± 133.39
Mompaní	Secas	0.078 ± 0.015	0.026 ± 0.023	63.01 ± 0.09
	Lluvias	0.072 ± 0.004	0.145 ± 0.164	179.76 ± 0.26
Lago de Pátzcuaro (Berry <i>et al.</i> , 2011)	Lluvias	0.16 ± 0.03	0.036 ± 0.01	18.5 ± 1.92
Lago Zumpango (Zamora-Barrios <i>et al.</i> , 2019)	Lluvias	$0.10 - 1.4^*$	SD	$1.5 - 7.27^*$

En términos de riesgo para la salud humana, los valores de consumo diario estimados para charales de ambas presas superaron el límite de $0.04 \mu\text{g/kg}$ por día establecido por la OMS (Falconer *et al.*, 1999). En la presa El Carmen, los valores obtenidos fueron de $0.32 \mu\text{g/kg}$ por día para adultos y $0.90 \mu\text{g/kg}$ por día para niños, mientras que en Mompaní se estimaron en $0.17 \mu\text{g/kg}$ por día para adultos y $0.47 \mu\text{g/kg}$ por día para niños.

5.4 Relación de la talla de *C. jordani* y la acumulación de microcistinas

A partir del análisis de regresión lineal realizado, se puede observar que la relación entre la longitud estándar de *Chirostoma jordani* y la concentración de microcistinas (MC) varía considerablemente dependiendo del sitio y la temporada. En la presa El Carmen en la temporada de secas (Fig. 10) claramente no se detecta una tendencia, ya que la pendiente de la recta de regresión es muy ligera ($b_1 = -1.277$, $p > 0.05$) y el coeficiente de determinación es prácticamente nulo ($R^2 = 0.0004$), lo que indica que el tamaño del pez no guarda una relación con la cantidad de microcistinas acumuladas. Esta ausencia de relación puede deberse a una alta variabilidad individual en la depuración o a diferencias en la exposición localizada a las toxinas. En contraste el análisis del muestreo realizado en esta presa en temporada de lluvias presenta una ligera tendencia negativa ($b_1 = -9.663$) en la relación entre la concentración de microcistinas y la talla de los peces. Esta relación en la cual los peces de menor tamaño presentan mayores concentraciones de microcistinas ha sido reportada también por otros autores en otras especies (Papadimitriou *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2013; Shahmohamadloo *et al.*, 2022). Sin embargo, el modelo de regresión no fue estadísticamente significativo para ninguna de las dos temporadas los valores de la prueba de hipótesis para la pendiente fueron ambos $p > 0.05$; $p = 0.947$ (secas), $p = 0.791$ (lluvias), por lo tanto, las pendientes no eran significativamente diferentes de cero lo que indica que no se encontró evidencia suficiente para afirmar que existe una relación lineal entre la longitud estándar y la concentración de microcistinas. Además, el coeficiente de determinación fue bajo en ambas; $R^2 = 0.0004$ (secas), $R^2 = 0.006$ (lluvias), indicando que apenas el 0.04% y el 0.6 % de la variabilidad en la concentración de microcistinas puede explicarse por la longitud estándar respectivamente. En conclusión, en la presa El Carmen, no se encontró ninguna relación estadísticamente significativa entre el tamaño y la concentración de microcistinas. Los modelos explican menos del 1 % de la varianza, y la relación fue negativa pero no significativa. Esto sugiere que, en este sitio, la bioacumulación de microcistinas no depende del tamaño de los organismos, al menos no de forma lineal.

Presa El Carmen

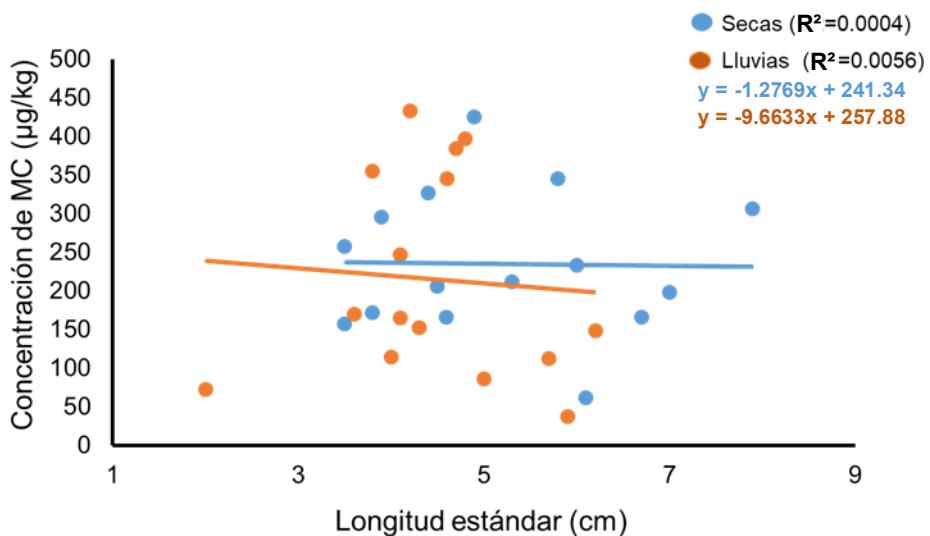


Figura 10. Gráficas de regresión lineal de la concentración de microcistinas (MC) vs longitud estandar.

En contraste, en la presa Mompaní (Fig. 11) durante la temporada seca se observa una pendiente positiva ($b_1= 18.117$, $p = 0.234$, $p > 0.05$), lo que sugiere que peces de mayor longitud tienden a acumular más microcistinas. Por otro lado, durante la temporada de lluvias se ve un incremento en la concentración de microcistinas acumuladas por los peces mientras que a la vez se ve una relación positiva entre la longitud y la concentración de MC en los peces más marcada ($b_1= 124.81$, $p = 0.0015$, $p < 0.05$). A pesar de que las gráficas de regresión parecen mostrar una tendencia a acumular más microcistinas mientras más grande sea el pez, no se puede asegurar esto con certeza pues se obtuvieron resultados contrastantes. El coeficiente de determinación del análisis de la presa durante temporada de secas fue $R^2 = 0.107$, lo que sugiere que el modelo explica únicamente el 10.7 % de la variabilidad en la concentración de microcistinas, además el modelo no resultó estadísticamente significativo. Mientras que el modelo del análisis de los datos de la temporada de lluvias si resultó significativo y con un coeficiente de determinación de $R^2 = 0.616$, lo que implica que el 61.6 % de la variación en la concentración de microcistinas puede explicarse por la longitud estandar. Por lo tanto, en la presa Mompaní, se observó una fuerte relación positiva y significativa en

uno de los análisis, con un coeficiente de determinación de ($R^2 = 0.616$). En este caso, la longitud estándar fue un predictor de la concentración de microcistinas, indicando que los organismos más grandes podrían estar acumulando más toxinas. Esto puede deberse a diferencias en las condiciones ambientales, la exposición prolongada, la edad o hábitos alimenticios de los peces más grandes.

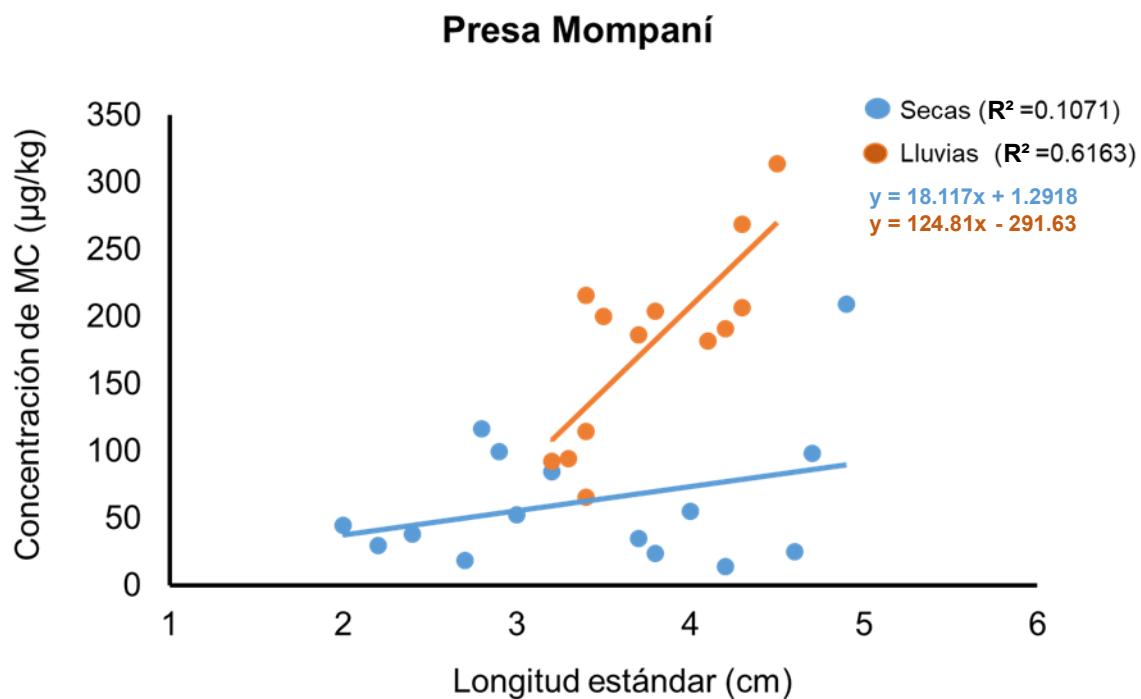


Figura 11. Gráficas de regresión lineal de Concentración de microcistinas (MC) vs longitud estándar.

Estos hallazgos coinciden en parte con lo reportado por Semyalo *et al.*, (2010) quienes no encontraron relación entre la bioacumulación de MC y el tamaño en *Oreochromis niloticus*. Sin embargo, difieren de los estudios de Papadimitriou *et al.*, (2012) y Zhang *et al.*, (2013), quienes reportaron una mayor acumulación en individuos de tallas menores. En el presente estudio, en cambio, se observa una tendencia opuesta en ciertos casos, lo que podría explicarse por diferencias en las condiciones ambientales o los mecanismos de depuración de *C. jordani*. Berry *et al.*, (2011) y Zamora-Barrios *et al.*, (2019) también sugirieron que la bioacumulación de MC en *Chirostoma* sp. está más relacionada con el consumo directo de cianobacterias y de ciertos géneros de zooplancton que con la biomagnificación, lo que apoya la idea de que factores como la dieta y las condiciones ambientales específicas del sitio tienen mayor peso

que la longitud corporal como tal. En conjunto, estos resultados refuerzan la hipótesis de que la bioacumulación de microcistinas es un proceso complejo influido por múltiples factores y que la longitud del pez, aunque relevante en algunos contextos, no es un predictor universal de la carga tóxica acumulada.

Este patrón sugiere que, en términos generales, la bioacumulación de microcistinas no está fuertemente determinada por el tamaño del organismo en esta especie. Resultados similares han sido reportados por Semyalo *et al.*, (2010) quienes encontraron que el tamaño corporal no es un buen predictor del nivel de toxinas en peces planctívoros o de hábitos mixtos. La amplia dispersión de los datos, particularmente en longitudes menores a 2 cm, podría reflejar la influencia de factores ecológicos o fisiológicos más relevantes, como el tipo de alimento ingerido, la tasa de depuración de toxinas o la etapa ontogénica como se propone por Garita-Alvarado *et al.*, (2025) donde encontraron una persistencia de microcistinas en *Goodea atripinnis* y *Oreochromis niloticus* aun después de pasar por eventos de depuración por 32 días y diferencias en la eficiencia de depuración entre ambas especies. Finalmente cabe mencionar que la concentración de microcistinas en peces y disueltas en el agua de la presa Mompaní fueron menores a las registradas en la presa El Carmen, sin embargo no se encontraron diferencias significativas entre las variables ambientales de ambas presas, se necesitaría un análisis más exhaustivo para determinar que variables ambientales son las más importantes para monitorear en cada presa en relación a las concentraciones de microcistinas ya que el que se hizo en este estudio fue más que nada descriptivo y con un numero de muestras bajo.

6. Conclusiones

Este estudio demuestra que las condiciones fisicoquímicas observadas en las presas El Carmen y Mompaní durante ambas temporadas son propicias para la proliferación de cianobacterias, especialmente aquellas capaces de producir microcistinas. Las temperaturas superiores a 25 °C, la elevada conductividad eléctrica, los altos niveles de sólidos disueltos totales (SDT) y los bajos niveles de oxígeno disuelto, en particular en la presa Mompaní, indican un entorno eutrófico favorable para floraciones cianobacterianas. Además, la alta

alcalinidad en El Carmen durante la temporada de lluvias sugiere intensa actividad fotosintética, probablemente asociada a estos eventos.

La presencia dominante de *Microcystis*, seguida en otra escala por *Dolichospermum* y *Planktothrix*, refuerza la preocupación por la producción de toxinas, dado su historial como géneros toxigénicos. La detección de concentraciones de microcistinas tanto en agua como en seston, y su significativa bioacumulación en los Charales (*Chirostoma jordani*), especialmente en El Carmen durante la temporada de lluvias, representa un riesgo sanitario importante, superando ampliamente los límites de ingesta diaria tolerable establecidos por la OMS.

El análisis de regresión sugiere que la bioacumulación de microcistinas no se explica de forma consistente por la longitud estándar del pez, ya que sólo en Mompaní durante la temporada de lluvias se encontró una relación estadísticamente significativa y positiva. Este hallazgo resalta la complejidad del proceso de acumulación de toxinas, influido por factores como la exposición ambiental, hábitos alimenticios, fisiología del pez y eficiencia de depuración, más que por el tamaño corporal *per se*.

En conjunto, los resultados obtenidos subrayan la necesidad de monitoreos periódicos y multidimensionales en cuerpos de agua utilizados para consumo humano o actividades pesqueras. La combinación de indicadores ambientales, pigmentos fotosintéticos, análisis taxonómico y cuantificación de toxinas ofrece un enfoque robusto para la evaluación del riesgo ecológico y sanitario asociado a floraciones de cianobacterias. La bioacumulación de microcistinas en peces representa una vía crítica de exposición para las comunidades locales, por lo que se recomienda establecer programas de vigilancia y estrategias de manejo que consideren tanto la calidad del agua como la seguridad alimentaria en sistemas acuáticos continentales afectados por eutrofización y cambio climático.

7. Literatura Citada

- Aráoz, R., Molgó, J., y de Marsac, N. T. (2010). Neurotoxic cyanobacterial toxins. *Toxicon*, 56(5), 813-828.
- Barbour, C. D. (1973). A biogeographical history of *Chirostoma* (Pisces: Atherinidae): a species flock from the Mexican Plateau. *Copeia*, 533-556.
- Barros, M. U., Wilson, A. E., Leitão, J. I., Pereira, S. P., Buley, R. P., Fernandez-Figueroa, E. G., y Capelo-Neto, J. (2019). Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful algae*, 86, 128-137.
- Berry, J. P., Lee, E., Walton, K., Wilson, A. E., y Bernal-Brooks, F. (2011). Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lago de Pátzcuaro (Michoacan, Mexico). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(7), 1621-1628.
- Cantoral Uriza, E. A., Asencio Martínez, A. D., y Aboal Sanjurjo, M. (2017). Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención. *Hidrobiológica*, 27(2), 241-251.
- Carrillo, D., Carvajal, S., Coto, J., Salgado V., Herrera, J., Rojas, D. y Benavidez, C. (2012). Variación del oxígeno disuelto en el Río Burío-Quebrada Seca, Heredia, Costa Rica, en el periodo 2005 – 2010. Recurso Hídrico. Universidad Nacional de Costa Rica. Disponible en: <https://repositorio.una.ac.cr/bitstream/handle/11056/7468/variacion%20del%20oxigeno.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Chorus, I. (Ed.). (2012). *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. Springer Science & Business Media.
- Chorus, I., y Welker, M. (2021). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. Crc Press / Tayldor y Francis Group.

Dawson, R. M. (1998). The toxicology of microcystins. *Toxicon*, 36(7), 953–962.
[https://doi.org/10.1016/s0041-0101\(97\)00102-5](https://doi.org/10.1016/s0041-0101(97)00102-5)

De Buen, F. (1945). Investigaciones sobre Ictiología Mexicana. An. Ins. Biol. UNAM. México. XIV: 475-532.

Díaz-Pardo E. 2009. Sistematización de la colección de peces del centro de México. Colección BUAQ-P. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto EC007. México, D. F.
<http://www.snib.mx/snibgeoportal/Ejemplar.php?id=41cb1f531f9c23110b845edd76e4bb9c>

Falconer, I., J. Bartram, I. Chorus, T. Kuiper-Goodman, H. Utkilen, M. Burch y G. A. Codd. (1999). Safe levels and safe practices. En: Chorus, I. y J. Bartram (Eds.) Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. *E y FN Spon*, pp. 161-182

Fortin, N., Munoz-Ramos, V., Bird, D., Lévesque, B., Whyte, L. y Greer, C. (2015). Toxic Cyanobacterial Bloom Triggers in Missisquoi Bay, Lake Champlain, as Determined by Next-Generation Sequencing and Quantitative PCR. *Life*, 5(2), 1346–1380.
<https://doi.org/10.3390/life5021346>

Fricke, R., Eschmeyer, WN y R. van der Laan (eds.) (2025). CATÁLOGO DE PECES DE ESCHMEYER: GÉNEROS, ESPECIES, REFERENCIAS. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Versión electrónica consultada el 08/09/2025.

Garita-Alvarado, C. A., Bermúdez-González, M. P., Bojorge-García, M. G., y Cantoral Uriza, E. A. (2024). Cyanotoxins bioaccumulation by fish in an anthropized reservoir in central Mexico. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 40, 54932. Epub 12 de agosto de 2024.<https://doi.org/10.20937/rica.54932>

Garita-Alvarado, C. A., Bojorge-García, M. G., y Cantoral-Uriza, E. A. C. (2023). Cyanotoxins bioaccumulation in freshwater ecosystems in Latin America: a review. *Hidrobiológica*, 33(3).

Garita-Alvarado, C. A., Hernández-Luna, L., Bermúdez-González, M. P., Bojorge-García, M. G., y Cantoral Uriza, E. A. (2025). Persistence of microcystins and saxitoxins in tissues of wild-caught fish after an experimental depuration. *Toxicon*, 261, 108364. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2025.108364>

Glibert, P. M., y Burkholder, J. M. (2018). Causes of harmful algal blooms. *Harmful algal blooms: A compendium desk reference*, 1-38.8

Guo, N., Xie, P., y He, J. (2015). The feeding behavior of freshwater copepods on cyanobacteria. *Journal of Plankton Research*, 37(1), 25–34. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbu094>

Hernández, G. (2022). Altos índices de contaminación en 5 presas del estado de Querétaro: SNIA. Presencia Universitaria UAQ. Disponible en: <https://presenciauniversitariauaq.com/altos-indices-de-contaminacion-en-5-presas-del-estado-de-queretaro-snia/>

Hernández-Batista, A. F., Ramírez-Torrez, J. A., Mayorga-Reyes, A. A. E. L., y Monroy-Dosta, M. D. C. (2015). The genus *Chiostoma* (Actinopterygii: Atheriniformes) in Mexico: Challenge for conservation and aquaculture technology. *International Journal of Aquatic Science*, 6(1), pp. 67-83.

IUPUI. (2023). Cyanotoxins. *Center for Earth and Environmental Science*. Disponible en: <https://cees.iupui.edu/research/algal-toxicology/cyanotoxin-fact-page.html>

John, D. M., Whitton, B. A. y Brook, A. J. (Ed.). (2021). *The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*. Cambridge University Press.

- Jöhnk, K. D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P. M. y Stroom, J. M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*, 14(3), 495–512. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x>
- Kalra, I., Stewart, B. P., Florea, K. M., Smith, J., Webb, E. A., y Caron, D. A. (2025). Temporal and spatial dynamics of harmful algal bloom-associated microbial communities in eutrophic Clear Lake, California. *Applied and Environmental Microbiology*, 91(4). <https://doi.org/10.1128/aem.00011-25>
- Kim, S., Chung, S., Park, H., Cho, Y. y Lee, H. (2019). Analysis of Environmental Factors Associated with Cyanobacterial Dominance after River Weir Installation. *Water*. 11(6):1163. <https://doi.org/10.3390/w11061163>
- Kosten, S., Huszar, V. L. M., Bécares, E., ... y Scheffer, M. (2011). Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18, pp. 118-126.
- Madrigal-Guridi, X., O. Domínguez-Domínguez, G. Palacios-Morales y L. F. Martínez-García. 2019. NE001 “Computarización de la base de datos de la Colección Ictiológica de la Universidad Michoacana”. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Facultad de Biología. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyectos No. NE001, HB010, HJ021, y AE002. Ciudad de México <http://www.snib.mx/snibgeoportal/Ejemplar.php?id=4c99c02fa31aa50b91c2d2a8e87a1df4>
- Mahadevan, A., D'asaro, E. Lee, C. y Perry, M. J. (2012). Eddy-Driven Stratification Initiates North Atlantic Spring Phytoplankton Blooms. *Science*. 337: 54-58. <https://doi.org/10.1126/science.1218740>
- Martins, J. C., y Vasconcelos, V. M. (2009). Microcystin dynamics in aquatic organisms. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 12(1), 65-82.
- Matthews, R. A. (2016). *Cyanobacteria: Freshwater Algae in Northwest Washington*. Vol. I. Western Washington University (Books and Monographs).

Melo-Ruiz, V., Schettino-Bermúdez, B., Herrera, K. S., Vargas-Martínez, N., Quirino-Barreda, T., & Juárez-Sandoval, J. (2014). The Importance of Consuming Charales (*Chirostoma jordani*) for Human Nutrition. *Journal of Life Sciences*, 8(1).

Meneely, J. P., y Elliott, C. T. (2013). Microcystins: measuring human exposure and the impact on human health. *Biomarkers*, 18(8), 639-649.
<https://doi.org/10.3109/1354750X.2013.841756>

Miller, R. R., Minckley, W. L., y Norris, S. M. (2009). Peces dulceacuícolas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sociedad Ictiológica Mexicana, A.C. El Colegio de la Frontera Sur. Consejo de los peces del Desierto, México – Estados Unidos. – xxiii, 559.

Montero, E., Vázquez, G., Caballero, M., Favila, M. E., y Martínez-Jerónimo, F. (2021). Seasonal variation of *Microcystis aeruginosa* and factors related to blooms in a deep warm monomictic lake in Mexico. *Journal of Limnology*, 80(2).
<https://doi.org/10.4081/jlimnol.2021.2013>

Nandini, S., y Sarma, S. S. S. (2012). Ingestion and growth of rotifers fed cyanobacteria. *Aquatic Ecology*, 46(4), 465–475. <https://doi.org/10.1007/s10452-012-9415-9>

Navarrete, N. A., Sánchez, R., y Rojas, M. L. (1996). Selección del zooplancton por el charal *Chirostoma jordani* (Atheriniformes: Atherinidae). *Revista de Biología Tropical*, 44(2B), 757-761.

Oliveira Santos, V., Guimarães, B. M. D. M., Neto, I. E. L., de Souza Filho, F. D. A., Costa Rocha, P. A., Thé, J. V. G., y Gharabaghi, B. (2024). Chlorophyll-a Estimation in 149 Tropical Semi-Arid Reservoirs Using Remote Sensing Data and Six Machine Learning Methods. *Remote Sensing*, 16(11), 1870.

Ortez, L., Rovira, M. D. y Moran, L. (2022). Distribución espacio-temporal de cianobacterias planctónicas y factores ambientales asociados a sus proliferaciones en el embalse Cerrón Grande, El Salvador. *Revista de Biología Tropical*. 70(1): 250-262. DOI: <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v70i1.47625>

Paerl, H. W., y Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1(1), 27–37. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>

Papadimitriou, T., Kagalou, I., y Leonardos, I. D. (2012). Seasonally accumulation of microcystins in the various tissues of an endemic and protected fish species (*Rutilus frisii*) with different sizes. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 40(4), 402-407.

Pedrozo, A. y Ramírez N. (2020). La eutrofización de cuerpos de agua: un síntoma antropogénico que requiere atención. *Perspectivas IMTA*. (8). DOI: doi.org/10.24850/b-imta-perspectivas-2020-08

Rastogi, R. P., Sinha, R. P., y Incharoensakdi, A. (2014). The cyanotoxin-microcystins: current overview. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 13(2), 215–249. <https://doi.org/10.1007/s11157-014-9334-6>

Sanseverino, I., António, D. C., Loos, R., y Lettieri, T. (2017). Cyanotoxins: methods and approaches for their analysis and detection. *Centre, JR, Ed.*

SEMARNAT (2012). Sistema de Seguridad de Presas. Comisión Nacional de Agua. Disponible en: <https://presas.conagua.gob.mx/inventario/>

Semyalo, R., Rohrlack, T., Naggawa, C., y Nyakairu, G. W. (2010). Microcystin concentrations in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) caught from Murchison Bay, Lake Victoria and Lake Mburo: Uganda. *Hydrobiologia*, 638(1), 235–244. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0047-8>

Shahmohamadloo, R.S., Ortiz Almirall, X., Simmons, D.B., Lumsden, J.S., Bhavsar, S.P., Watson-Leung, T., Eyken, A., Hankins, G., Hubbs, K., Konopelko, P., Sarnacki, M., Strong, D., Sibley, P.K., 2021. Cyanotoxins within and outside of *Microcystis aeruginosa* cause adverse effects in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Sci. Technol.* 55 (15), 10422–10431. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01501>.

Shahmohamadloo, R. S., Ortiz Almirall, X., Simmons, D. B. D., Poirier, D. G., Bhavsar, S. P., y Sibley, P. K. (2022b). Fish tissue accumulation and proteomic response to microcystins

is species-dependent. *Chemosphere*, 287, 132028.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132028>

Simis, S. G. H., Peters, S. W. M., y Gons, H. J. (2005). Remote sensing of phycocyanin pigment in highly turbid inland waters. *Limnology and Oceanography*, 50*(1), 237–245. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.1.0237>

Singh, N. K., y Dhar, D. W. (2013). Cyanotoxins, related health hazards on animals and their management: A Review. *The Indian Journal of Animal Sciences*, 83(11), 1111-1127.

Soto-Galera, E., L. Alcántara-Soria y J. Paulo-Maya. 2018. Estado actual, identificación de riesgos y propuestas para el manejo de las especies invasoras presentes en las regiones hidrológicas prioritarias, Confluencia de las Huastecas, Media Luna y Cabecera del río de La Laja. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. Base de datos SNIB-CONABIO, Proyecto No. LI038, HA026, FM027, FM017, W040, Y026, T027, S115, L051 y P006. Ciudad de México <http://www.snib.mx/snibgeoportal/Ejemplar.php?id=31bb2e8e58ef11f5e2fdb9b0557671bf>

Svirčev, Z., Lalić, D., Bojadžija Savić, G., Tokodi, N., Drobac Backović, D., Chen, L., ... & Codd, G. A. (2019). Global geographical and historical overview of cyanotoxin distribution and cyanobacterial poisonings. *Archives of toxicology*, 93(9), 2429-2481. <https://doi.org/10.1007/s00204-019-02524-4>

UNESCO. (2009). Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Technical Document PHI-LAC, No. 16.

Van Apeldoorn, M. E., Van Egmond, H. P., Speijers, G. J., y Bakker, G. J. (2007). Toxins of cyanobacteria. *Molecular nutrition y food research*, 51(1), pp. 7-60.

Whitton, B. A., y Potts, M. (2012). Introduction to the cyanobacteria. In *Ecology of cyanobacteria II: their diversity in space and time* (pp. 1-13).

Wilson, A. E., Gossiaux, D. C., Höök, T. O., Berry, J. P., Landrum, P. F., Dyble, J., & Guildford, S. J. (2008). Evaluation of the human health threat associated with the hepatotoxin

microcystin in the muscle and liver tissues of yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 65(7), 1487-1497.

Wood, R. (2016). Acute animal and human poisonings from cyanotoxin exposure—A review of the literature. *Environment international*, 91, pp. 276-282.

Zamora-Barrios, C.A., S. Nandini, y S.S.S. Sarma. 2019. Bioaccumulation of microcystins in seston, zooplankton and fish: a case study in Lake Zumpango, México. *Environmental Pollution* 249: pp. 267-276

Zhang, C., Zhang, W., Huang, Y., y Gao, X. (2017). Analysing the correlations of long-term seasonal water quality parameters, suspended solids and total dissolved solids in a shallow reservoir with meteorological factors. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(7), 6746–6756. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8402-1>

Zhang, D., Deng, X., Xie, P., Chen, J., y Guo, L. (2013). Risk assessment of microcystins in silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) from eight eutrophic lakes in China. *Food Chemistry*, 140(1-2), 17–21. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.01.124>

Zhu, J., He, H., y Zhang, X. (2024). Feeding of *Chydorus sphaericus* on colonial cyanobacteria: Effects of morphology and toxicity. *Aquatic Ecology*, 58(2), 215–228. <https://doi.org/10.1007/s10452-024-09987-9>