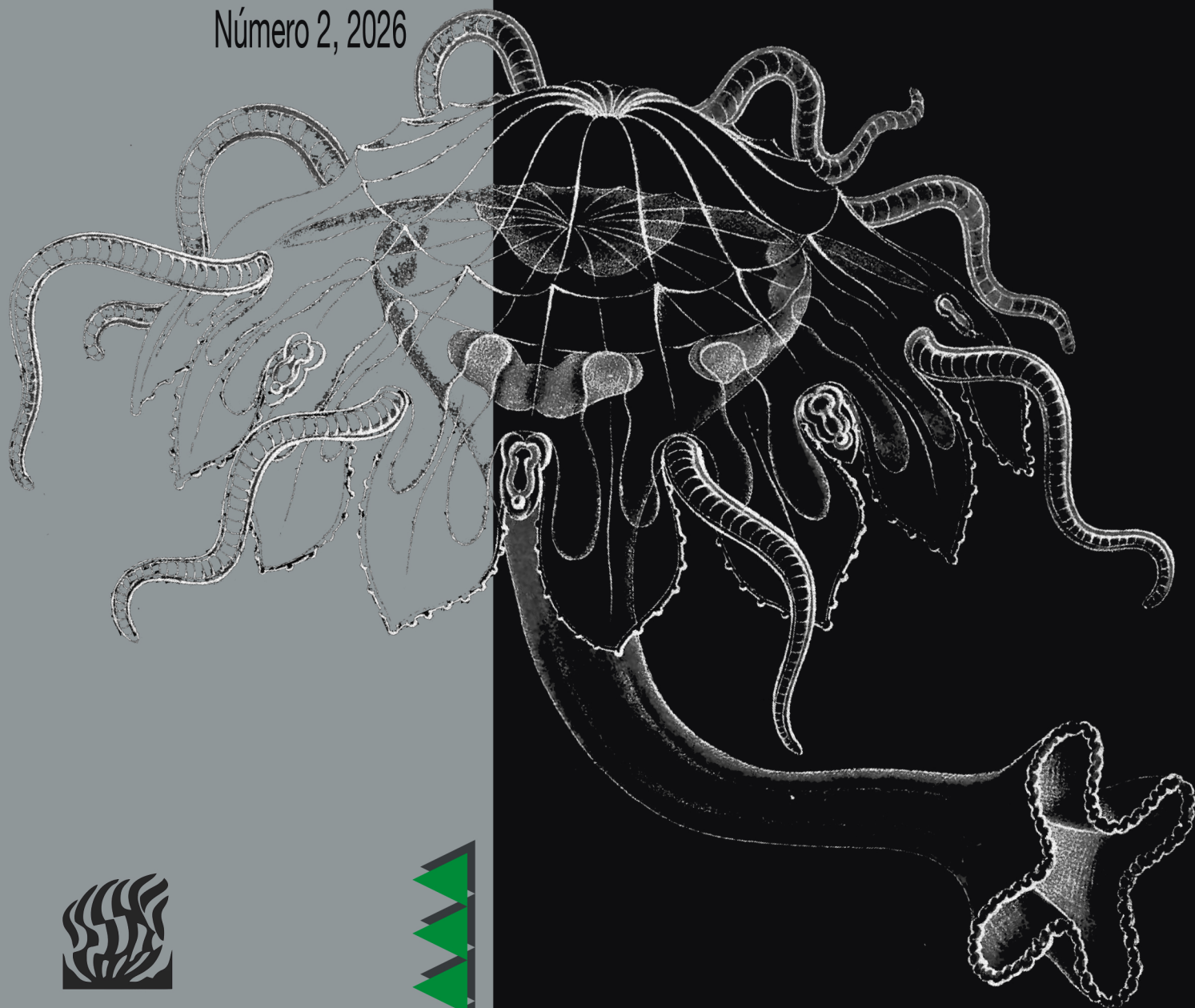


HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 36

Número 2, 2026



UAM
Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa



Mayo-Agosto de 2026

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 36

Número 2

2026

Hidrobiológica es una publicación científica cuatrimestral del Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa creada desde 1991. **Hidrobiológica** está dirigida a publicar investigaciones originales e inéditas sobre la hidrología, biología, pesquerías, acuicultura, contaminación y ecología de los recursos y sistemas acuáticos, realizados en México y en todo el mundo.

Hidrobiológica (ISSN 0188-8897) pertenece al Catálogo de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica del CONACyT desde 1994. Indizada en:

PERIÓDICA. Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias.

Latindex. Catálogo-Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal.

SciELO - Scientific Electronic Library Online.

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA).

ISI-Thomson: Biological Abstracts y Biosis Previews.

E&M Biology (Elsevier)

Journal Citation Reports - Thomson Reuters (JCR)

SCOPUS (Elsevier)

SCImago Journal Rank - SJR

Web of Science

Página electrónica: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/login>

HIDROBIOLÓGICA. Vol. 36 Año 2026, Número 2, mayo-agosto de 2026, es una publicación cuatrimestral editada por la Universidad Autónoma Metropolitana, a través de la Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Hidrobiología. Prolongación Canal de Miramontes 3855, Colonia Ex Hacienda San Juan de Dios, Alcaldía Tlalpan, C.P. 14387, México, Ciudad de México y Avenida Ferrocarril San Rafael Atlixco, número 186, Colonia Leyes de Reforma 1A Sección, Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09310, México, Ciudad de México, teléfono: 5804-6475.

Página electrónica de la revista: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx> y dirección electrónica: rehb@xanum.uam.mx. Editora Responsable: Dra. Ma. del Rocío Torres Alvarado. Certificado de Reserva de Derechos al Uso Exclusivo de Título No. 04-2014-071117092600-102.

Fecha de última modificación: 30 de agosto de 2026. Tamaño de archivo: 2.4 MB.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización de la Universidad Autónoma Metropolitana.

COMITÉ EDITORIAL

Responsable de la edición del número

Editor en Jefe: Dra. María del Rocío Torres Alvarado

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología.

División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

EDITORES ASOCIADOS

ÁREA SISTEMÁTICA, FILOGENIA Y MORFOLOGÍA

Dr. Sergio Díaz Martínez

Laboratorio de Ficología, Herbario FEZA

Universidad Autónoma de México

CDMX, México

Dr. J. Rolando Bastida Zavala

Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Marinos (LABSIM)

Universidad del Mar, Campus Puerto Angel

Oaxaca, México

Dra. María A. Mendoza Becerril

Depto. de Sistemática y Ecología Acuática (Meduzoa)

El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal

Quintana Roo, México

Dr. Francisco F. Pedroche

Área de Ciencias Ambientales

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAML)

Estado de México, México

Dra. María Luisa Núñez Reséndiz

Área de Ficología

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE MANEJO DE RECURSOS ACUÁTICOS

Dr. Manuel Mendoza Carranza

Depto. de Ciencias de la Sustentabilidad,

El Colegio Frontera Sur, Unidad Villahermosa

Tabasco, México

Dr. Pedro Cervantes Hernández

Área de Evaluación Pesquera

Universidad el Mar, Puerto Ángel

Oaxaca, México

Dra. Eloísa Pacheco Almanzar

Área de Producción Acuática

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Ana Laura Ibañez Aguirre

Área de Producción Acuática.

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA AMBIENTAL

Dra. Laura Georgina Calva Benítez

Área de Ecosistemas Costeros.

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Flor de María Cuervo López

Área de Microbiología.

Depto. de Biotecnología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Alma Socorro Sobrino Figueroa

Área de Producción Acuática.

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE ECOLOGÍA

M. en B. E. Sergio Humberto Álvarez Hernández

Área de Producción Acuática.

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dr. Jose Alejandro Zavala Hurtado

Área de Ecología

Depto. de Biología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

EDITORES EXTERNOS

Alberto Delgado Estrella

Facultad de Ciencias Naturales, UNACAR

Dr. León David Olivera Gómez

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
División Académica de Ciencias Biológicas

Nuria Estrada

INAPESCA

Mónica Aurora Reza Sánchez

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR)

Yuriko Jocselin Martínez Hernández

Universidad Autónoma de Baja California Sur

Dr. Oscar Ubisha Hernández Almeida

Laboratorio de Oceanografía, Secretaría de Investigación y Posgrado
Universidad Autónoma de Nayarit

Dr. Saúl Blanco Lanza

Doctorado Ecología y Tecnología Ambiental
Universidad de León Biología

Beatriz Irene Lira Hernández

Universidad Nacional Autónoma de México

Dr. José Félix Aguirre Garrido

Departamento de Ciencias Ambientales
UAM- Lerma

Heliot Zarza Villanueva

Departamento de Ciencias Ambientales, UAM-L

Ricardo González-Muñoz

Laboratorio de Biología de Cnidarios,
Facultad de Ciencias Naturales y Exactas,
Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina

María de los Angeles Mendoza Becerril

Ecosur, Chetumal

Patricio de los Ríos Escalante

Universidad Católica de Temuco

Dra. Carmen María Hernández Alvarez

Facultad de Ciencias UNAM

Alfredo Ramírez Hernández

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica – IPICYT

Miguel Ángel Ruiz-Zarate

ECOSUR

Francisco Medellín

Universidad Autónoma de México

Dr. Fernando Martínez Jerónimo

Escuela Nacional de Ciencias Biológicas
Lab. de Hidrobiología Experimental
Instituto Politécnico Nacional

Dra. Nandini Sarma

FES-Iztacala UNAM

Liliana María Gomez Luna

Centro Nacional de Electromagnetismo Aplicado
Universidad de Oriente

Alfredo Pérez Morales

Universidad de Colima

CONSEJO EDITORIAL

Dr. Raymundo Reyes-Gutiérrez

Área de Recursos Hídricos
Depto. de Recursos de la Tierra
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Lerma (UAM-L)
Estado de México, México

Dra. Hisol Sarai López-Arellanes

Depto. Plancton y Ecología Marina
Instituto Politécnico Nacional, Centro
Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN)
La Paz, BCS, México

Dr. Horacio Lozano-Cobo

Área de Zooplancton y Parasitología Marina
Depto. de Hidrobiología
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dr. Manuel Castillo-Rivera

Área de Zoología. Depto. de Biología
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dra. Miriam Azucena Hernández-Zamora

Área de Ciencias Agrícolas y Biológicas
Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de
Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dr. Roberto Rico-Martínez

Área de Centro de Ciencias Básicas
Depto. de Química
Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)
Aguascalientes, México

Dr. César Meiners-Mandujano

Área de Análisis de Pesquerías y Variables Ambientales
Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (UV)
Universidad Veracruzana
Veracruz, México

Dr. Luis Amado Ayala-Pérez

Área de Sistemas y Procesos Ecológicos de los
Recursos Acuáticos Tropicales
Depto. de El Hombre y su Ambiente
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Xochimilco (UAM-X)
CDMX, México

Dr. Jose Ivan Velázquez-Abunader

Área de Acuacultura, Pesca y Biotecnología
Depto. de Recursos del Mar
Instituto Politécnico Nacional, Centro de
Investigación y de Estudios Avanzados Mérida
(IPN-CINVESTAV)
Yucatán, México

Dra. Nataly Quiroz-González

Laboratorio de Ficología y Sección de Algas del Herbario
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias (UNAM)
CDMX, México

Dra. Gloria Garduño-Solorzano

Laboratorio de Botánica
Universidad Nacional Autónoma de México,
FES Iztacala (UNAM)
Estado de México, México

Dr. José Alberto Ocaña-Luna

Laboratorio de Ecología
Instituto Nacional de Ciencias Biológicas Escuela
Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dra. Rosa maría García-Martínez

Depto. de Zoología
Instituto Politécnico Nacional
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dr. Héctor Omar Mejía-Guerrero

Laboratorio de Variación Biológica y Evolución
Depto. de Zoología
Instituto Politécnico Nacional
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología de la
Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

ÍNDICE AL VOLUMEN 36, NÚMERO 2 • 2026

García Caudillo, J. M.

Impacto de las políticas para la protección de la vaquita marina en la pesca del alto Golfo de California,
México.....67-77

Vicencio de la Cruz, F., G. Bautista Ibarra, E. Araujo Nava and R. Cuervo González

Blanqueamiento coralino generalizado en el arrecife Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan,
México (2024)79-88

De los Santos González, J., D. Alfaro Siqueiros Beltrones y F. J. Gutiérrez Mendieta

Variación espaciotemporal de la estructura comunitaria de diatomeas bentónicas en el área natural
protegida laguna de Términos, Campeche.....89-103

Recino-Reyes E. B., L. D. Olivera-Gómez¹, J. M. Leshner-Gordillo, S. Machkour-M'Rabet,

B. Morales-Vela, N. Álvarez-Pliego, C. E. Zenteno-Ruiz, R. E. Villa-Chavez,

M. I. Gallardo-Alvarez and H. B. Montejó-Méndez

El reto de la extracción de ADN ambiental en ecosistemas acuáticos tropicales: implicaciones
para el seguimiento del manatí105-116

ART. REV.

Carmona-Jiménez, J., A. P. Caro-Borrero, K. P. Marquez-Santamaría,

A. I. Sánchez-Salas y A. Diez Chiappe

Cianotoxinas en México: desafíos para la protección de la salud pública y los ecosistemas acuáticos,
revisión de estrategias nacionales y propuesta de un árbol de decisiones para la evaluación de riesgos.117-135

NOTAS CIENTÍFICAS

Carmona, D., R. Carmona, R. D. Morejón-Arrojo and S. D. Guendulain-García

Medusa bala (*Stomolophus* sp.) en condiciones casi dulceacuícolas en el río Mulegé,
Baja California Sur137-140

Cházaro-Olvera, S., J. C. Taboada-Alcántara and I. Winfield & M. Ortiz

Densidad de larvas de la familia Porcellanidae (Crustacea: Anomura) en un arrecife de coral
en el suroeste del Golfo de México.....141-146

Rodríguez-Contreras, Francia E., L. M. Martínez Rivera y C. A. Llano Arias.

Ampliación de la distribución de *Potamocoris* (Hemiptera: Potamocoridae) en México147-150

Ortiz-González, V. A., E. U. Santamaría-Ventura, J. M. Segura-Campos, M. A. Fernández-Araiza,

M. S. Powell y L. H. Hernández-Hernández

Registros oportunistas de desove de *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767) en el noroeste
de La Habana, Cuba: un momento inesperado para liberar gametos.....151-154

Instrucciones para autores.....155-158

HIDROBIOLÓGICA

A Journal from Departamento de Hidrobiología de la
Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

VOLUME INDEX 36, NUMBER 2 • 2026

García Caudillo, J. M.

Impact of Policies for the Protection of the Vaquita Porpoise on Fishing in the Upper Gulf of California, Mexico.....67-77

Vicencio de la Cruz, F., G. Bautista Ibarra, E. Araujo Nava and R. Cuervo González

Widespread Coral Bleaching at Enmedio Reef, Lobos–Tuxpan Reef System, Mexico (2024)79-88

De los Santos González, J., D. Alfaro Siqueiros Beltrones y F. J. Gutiérrez Mendieta

Space-time variation in the community structure of benthic diatoms in the natural protected area Terminos lagoon, Campeche, Gulf of Mexico89-103

Recino-Reyes E. B., L. D. Olivera-Gómez¹, J. M. Leshner-Gordillo, S. Machkour-M'Rabet, B. Morales-Vela, N. Álvarez-Pliego, C. E. Zenteno-Ruiz, R. E. Villa-Chavez, M. I. Gallardo-Alvarez and H. B. Montejo-Méndez

The challenge of eDNA extraction in tropical aquatic ecosystems: Implications for monitoring the West Indian manatee105-116

ART. REV.

Carmona-Jiménez, J., A. P. Caro-Borrero, K. P. Marquez-Santamaría, A. I. Sánchez-Salas y A. Diez Chiappe

The dangers of cyanotoxins in Mexico: Review of national strategies and decision tree proposal for risk assessment in drinking water and continental aquatic ecosystems117-135

SCIENTIFIC NOTES

Carmona, D., R. Carmona, R. D. Morejón-Arrojo and S. D. Guendulain-García

Cannonball jellyfish (*Stomolophus* sp.) recorded under near-freshwater conditions in the Mulegé River, Baja California Sur137-140

Cházaro-Olvera, S., J. C. Taboada-Alcántara and I. Winfield & M. Ortiz

Density of larvae of the family Porcellanidae (Crustacea: Anomura) on a coral reef in the south-western Gulf of Mexico.....141-146

Rodríguez-Contreras, Francia E., L. M. Martínez Rivera y C. A. Llano Arias.

Expansion of the distribution of *Potamocoris* (Hemiptera: Potamocoridae) in Mexico.....147-150

Ortiz-González, V. A., E. U. Santamaría-Ventura, J. M. Segura-Campos, M. A. Fernández-Araiza, M. S. Powell and L. H. Hernández-Hernández

Opportunistic records of *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767) spawning in northwestern Havana, Cuba: an unexpected time for gamete release.....151-154

Instructions for authors.....159-162

Impacto de las políticas para la protección de la vaquita marina en la pesca del alto Golfo de California, México

Impact of Policies for the Protection of the Vaquita Porpoise on Fishing in the Upper Gulf of California, Mexico

Juan Manuel García Caudillo[®]

Recibido: 19 de enero de 2026.

Aceptado: 02 de marzo de 2026.

Publicado: agosto de 2026.

RESUMEN

Antecedentes: Este estudio evalúa el impacto de las políticas implementadas por México entre 2008 y 2024 para proteger a la vaquita marina, sobre las pesquerías ribereñas del Alto Golfo de California. **Objetivo:** Se utilizaron datos de producción y operación provenientes de avisos de arribo de las pesquerías de camarón, chano y sierra en San Felipe; Baja California; y en el Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco, Sonora. El análisis compara cuatro periodos: preintervención (2000–2007), Programa PACE-Vaquita (2008–2014), veda de dos años (2015–2017) y la prohibición del uso de redes de enmalle (2017–2024). **Métodos:** Los resultados muestran que las medidas de conservación no lograron reducciones sostenidas del esfuerzo pesquero ni del uso de las redes de enmalle. **Resultados:** Durante el PACE, a pesar de las inversiones en reconversión tecnológica y en el retiro de embarcaciones, los desembarques y los indicadores operativos aumentaron en todas las pesquerías. La veda de 2015–2017 generó disminuciones temporales, pero la actividad repuntó rápidamente una vez concluidos los pagos compensatorios, superando los niveles previos a la intervención, incluso después de la prohibición del uso de las redes de enmalle. Estas tendencias se asocian con la permanencia de embarcaciones altamente eficientes, la reinversión de subsidios en actividades pesqueras, la emisión de nuevos permisos y el uso generalizado y persistente de redes de enmalle ilegales, tal como lo documentan organismos de monitoreo nacionales e internacionales. Para 2024, las tres pesquerías se habían expandido sustancialmente, intensificando la presión sobre la población de la vaquita. **Conclusiones:** Los hallazgos demuestran que casi dos décadas de esfuerzos de conservación no han logrado revertir el declive de la especie ni frenar la intensidad pesquera, lo que revela limitaciones estructurales y socioeconómicas, así como debilidades en la aplicación de la normativa, como desafíos centrales para la recuperación de la especie.

Palabras clave: *Phocoena sinus*; políticas públicas, pesca ribereña; Alto Golfo de California; redes de enmalle; conservación.

ABSTRACT

Background: This study assesses the impact of the policies implemented by Mexico between 2008 and 2024 to protect the vaquita, on small-scale fisheries operating in the Upper Gulf of California. **Methods:** Using production and operational data derived from landing reports for the shrimp, croaker, and mackerel fisheries in: San Felipe, Baja California; as well as Golfo de Santa Clara and Puerto Peñasco, Sonora, the analysis compares four periods: pre-intervention (2000–2007), implementation of the PACE-Vaquita program (2008–2014), the two-year fishing closure (2015–2017), and the subsequent prohibition of gillnets (2017–2024). **Results:** The results show that the conservation measures did not achieve sustained reductions in fishing effort or in gillnets use. **Discussion:** During the PACE-Vaquita, despite investments in technological conversion and vessel retirement, landings and operational indicators increased across all fisheries. The 2015–2017 closure led to temporary declines, but fishing activity rebounded rapidly once compensatory payments ended, surpassing pre-intervention levels—even after the prohibition on gillnets. These trends are associated with the continued operation of highly efficient vessels, the reinvestment of subsidies into fishing activities, the issuance of new permits, and the widespread and persistent use of illegal gillnets, as documented by national and international monitoring bodies. By 2024, the three fisheries had expanded substantially, intensifying pressure on the vaquita population. **Conclusions:** The findings demonstrate that nearly two decades of conservation efforts have not reversed the species' decline nor curbed fishing intensity, highlighting structural socioeconomic constraints and weak enforcement as key challenges to the species' recovery.

Key words: *Phocoena sinus*, small-scale fishing, Upper Gulf of California, gillnets, conservation.

Maestría en Estudios Regionales en Medio Ambiente y Desarrollo, Universidad Iberoamericana Puebla. Blvd. del Niño Poblano No. 2901, Colonia Reserva Territorial Atlixáyotl, San Andrés Cholula, Puebla. C. P. 72820.

*Corresponding author:

Juan Manuel García Caudillo: e-mail: juanmanuel@pescaresponsable.com.mx

To quote as:

García Caudillo, J. M. 2026. Impacto de las políticas para la protección de la vaquita marina en la pesca del alto Golfo de California, México. *Hidrobiológica* 36 (2): 67-77.

INTRODUCCIÓN

Ubicado en el noroeste de México, El Golfo de California es la principal zona de producción pesquera del país con un promedio anual, de 1,452 millones de toneladas equivalentes al 73% de la producción nacional en el período 2015-2024 (CONAPESCA, 2025a). Es también un importante centro de diversidad biológica y hábitat de especies endémicas, entre otras cualidades que le merecieron ser declarado en 2005, Patrimonio Mundial Natural por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (SEMARNAT, 2018). El Golfo de California contiene más de 8,000 especies animales, incluyendo alrededor de 5 mil especies de invertebrados, mil especies de peces, cinco de las siete especies de tortugas marinas del mundo, 36 especies de mamíferos marinos y 56 especies de aves marinas (Calmus *et al*, 2017).

Dentro del Golfo de California destaca, por su riqueza biológica y producción pesquera, la región conocida como Alto Golfo de California (AGC), delimitada por los estados de Sonora y Baja California, y por el delta del Río Colorado (Fig. 1). En 1993, el AGC fue declarado reserva de la biosfera (SEDESOL, 1993) debido a la abundancia de vida silvestre y la presencia de ecosistemas representativos de notable biodiversidad y productividad. El AGC es también reconocido como una de las áreas más importantes en términos de producción pesquera, especialmente de camarón azul y otras especies como curvina golfina, chano norteño y sierra (CONANP, 2007) que, en el período 2015-2024 aportaron un total de 510,000 toneladas a la producción pesquera nacional, de las cuales, el 75% proviene de la flota ribereña o artesanal y el resto de la flota industrial (CONAPESCA, 2025b).

La pesca en el AGC, particularmente la pesca con embarcaciones menores, también conocida como pesca ribereña o de pequeña escala, conlleva la captura incidental de la vaquita marina (*Phocoena sinus*, Norris & McFarland 1958) que muere atrapada en las redes agalleras y de enmalle¹ utilizadas en las pesquerías más importantes de la zona (Rojas-Bracho y Taylor, 2006). El impacto de la captura incidental de la vaquita marina ha ocasionado que, en la actualidad, la vaquita marina sea el cetáceo marino más amenazado y su extinción es inminente, a menos de que se elimine la mortalidad incidental en redes de pesca (Hohn *et al*, 1996).

Por esta razón, a partir de 2008, organizaciones internacionales declararon la intención de imponer un embargo comercial al camarón mexicano en los Estados Unidos para forzar la protección de la especie por parte de México (Aragón-Noriega, 2023). En respuesta, México estableció distintas medidas encaminadas a la protección y la recuperación de la especie, directamente relacionadas con las actividades pesqueras con embarcaciones menores:

En el sexenio de Felipe Calderón Hinojosa (2006-2012), se otorgaron incentivos económicos para eliminar el uso de redes agalleras y de enmalle en las actividades de pesca comercial, mediante el Programa de Acción para la Conservación de la Especie (PACE Vaquita, SEMARNAT 2008). Este programa se prolongó hasta 2014.

En el sexenio de Enrique Peña Nieto (2012-2018), se suspendieron por dos años las actividades pesqueras que usaban redes de enmalle, cimbras y/o palangres operados con embarcaciones menores, en el Norte del Golfo de California (SAGARPA, 2015). Esta veda se combinó con el Componente de Compensación Social del Programa de Recuperación y Repoblación de Especies en Riesgo (PROCER).

También durante la administración de Enrique Peña Nieto (2017) se dio la prohibición del uso de artes, sistemas, métodos, técnicas y horarios para la realización de actividades de pesca con embarcaciones menores en el Norte del Golfo de California, exceptuando las redes usadas al cerco mediante el sistema de pesca de encierro, operadas de forma activa para la pesca de curvina golfina y sierra (SEMARNAT, 2017).

En 2020, durante el Sexenio de Andrés Manuel López Obrador (2018-2024), se estableció la prohibición total y permanente de todas las redes de enmalle, incluyendo aquellas construidas de hilo de nylon monofilamento o multifilamento, o cualquier modificación de éstas, incluidas las redes agalleras, operadas de forma activa o pasiva para la realización de actividades de pesca en el Norte del Golfo de California (SEMAR, 2020).

Por su parte, el gobierno de los Estados Unidos, con base en el Acta para la Protección de Mamíferos Marinos, ha respondido a la presión de las organizaciones no gubernamentales y al alto riesgo de extinción de la vaquita marina con la prohibición total de las importaciones de productos de la pesca comercial del Norte del Golfo de California (NOAA, 2020).

A pesar de las estrategias implementadas y los recursos económicos invertidos, la situación de la vaquita marina continuó deteriorándose y su población ha disminuido cada vez más. Si bien para 1997 se estimó una abundancia de 597 individuos, para 2016 la estimación fue de 30 y para 2024 se estimó que solamente quedaban entre 6 y 11 individuos (CCA, 2025). El peligro de extinción de la vaquita marina se agravó con el resurgimiento de la pesquería ilegal de totoaba en 2010, en la que se utilizan redes de malla de tamaño y materiales que, al ser de tamaño similar a la vaquita marina capturan fácilmente ejemplares de este cetáceo (CIRVA, 2014). La totoaba se encuentra en veda permanente desde 1975, por lo que toda captura con fines de comercialización posterior a esa fecha es ilegal; no obstante, a partir de la recuperación parcial de la población y del incremento de la demanda en China, la pesca ilegal se intensificó entre 2006 y 2014, centrando su valor comercial en la vejiga natatoria más que en la carne. Este producto era adquirido directamente en playa por intermediarios asiáticos y transportado vía California, en los Estados Unidos de América, para su posterior envío a los mercados asiáticos, reproduciendo así el patrón histórico de explotación (Curiel-Bernal *et al*, 2024).

La revisión de la literatura especializada indica que, si bien las medidas de protección a la vaquita marina lograron reducir el esfuerzo pesquero en una tercera parte hasta 2010, a partir de ese año el interés en el retiro de permisos disminuyó y las embarcaciones más rentables continuaron operando. Esta revisión muestra además que, a pesar de las propuestas para mitigar el impacto de la pesca sobre la vaquita, como la creación de zonas de veda total, la grave situación de la especie plantea incertidumbre sobre su efectividad. Mientras que las iniciativas de protección han sido evaluadas como pertinentes y relevantes, con indicadores claros y una estructura bien definida, las medidas de

¹ Las redes agalleras o de enmalle son artes de pesca que consisten en una pared de malla que va sujeto a un cabo de flotadores y un cabo de plomos. Se coloca en el agua para atrapar peces por las branquias (agallas) o por enredamiento como es el caso de los camarones (Fuente: Cultura marítima de Galicia <https://www.culturamaritima.gal/es>)

conservación, como la reconversión hacia actividades turísticas, han tenido efectos negativos en los pescadores locales, especialmente en El Golfo de Santa Clara, quienes siguen siendo reacios a abandonar la pesca debido a su dependencia económica.

La literatura especializada también indica que, a pesar de la implementación de moratorias pesqueras y la prohibición de ciertos métodos de pesca, no se ha logrado detener el declive de la población de vaquitas. En resumen, a pesar de los esfuerzos, la combinación de factores socioeconómicos y la falta de alternativas viables para los pescadores siguen siendo obstáculos importantes para la efectividad de las políticas de conservación.

Con la finalidad de evaluar el impacto de las medidas establecidas en México para proteger a la vaquita marina, sobre las pesquerías ribereñas más importantes del Alto Golfo de California durante el periodo

2008-2024, se analizaron las estadísticas de producción y operación de las organizaciones de pesca ribereña de las localidades del Alto Golfo de California y se proyectó su comportamiento a partir de las distintas medidas de protección implementadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La evaluación de los impactos de las medidas de protección a la vaquita marina en las actividades pesqueras del Alto Golfo de California se hizo mediante la revisión de las estadísticas de producción y operación de las unidades pesqueras de las localidades beneficiadas en los programas de incentivos económicos y posteriormente afectadas con la prohibición de las redes agalleras y de enmalle en: San Felipe Baja California y el Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco Sonora (Fig. 1).

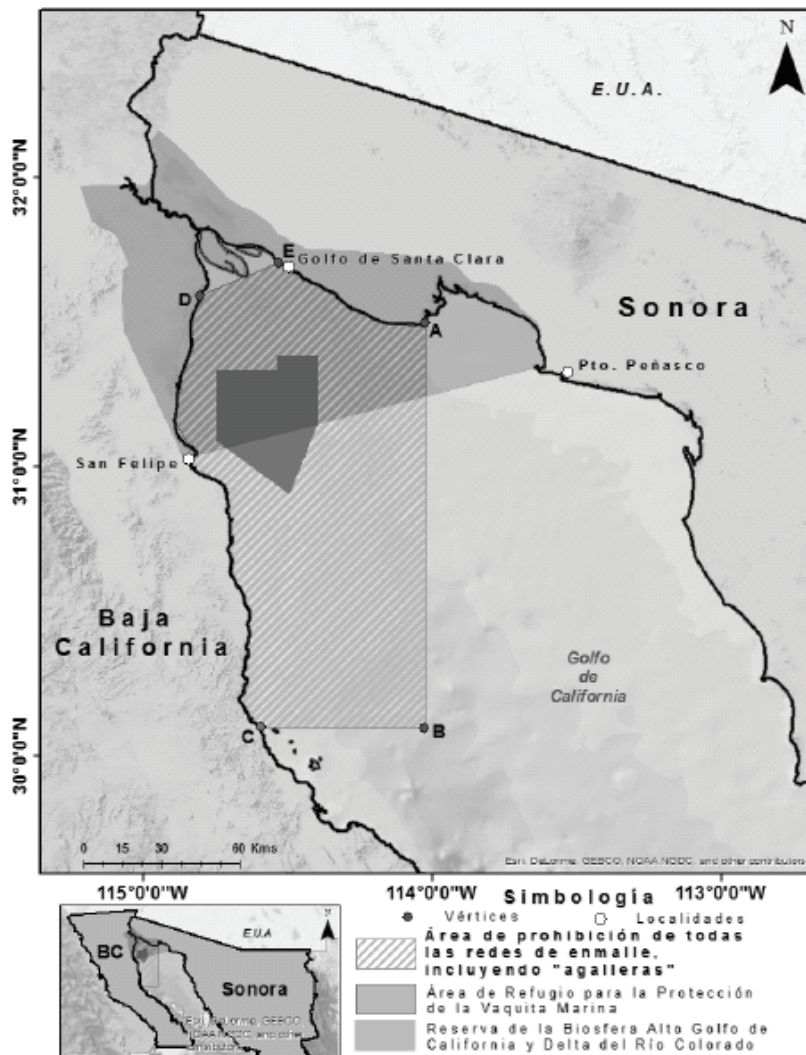


Fig. 1.- Localización del Alto Golfo de California, incluyendo la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, el área de prohibición de las redes agalleras y de enmalle y la ubicación de las comunidades pesqueras impactadas por las medidas aplicadas por México para la protección de la vaquita marina: San Felipe Baja California y El Golfo de Santa Clara Sonora (Tomado de: Diario Oficial de la Federación 30 de junio de 2017).

Para esto se identificaron las pesquerías más importantes en términos de peso desembarcado (kilogramos) y valor de la producción (pesos), combinado con el grado de peligrosidad para la vaquita marina de las redes utilizadas (D'Agrosa *et al*, 2000). Con base en estos criterios, se seleccionaron las pesquerías de camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*, Strimpson 1871), chano (*Micropogonias megalops*, Gilbert 1890) y sierra (*Scomberomorus sierra*, Jordan & Starks, 1895) realizadas por los pescadores de las localidades mencionadas y registradas en las oficinas de la Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura (CONAPESCA) de dichas localidades.

Las estadísticas de las pesquerías seleccionadas se extrajeron de las bases de datos de avisos de arribo² para el período 2000-2017, obtenidas por medio de la Plataforma Nacional de Transparencia, y para el período 2018-2024, disponibles en el sitio de internet de la CONAPESCA. Estas bases de datos se filtraron usando los criterios de estado, oficina de pesca, aviso de arribo de embarcaciones menores, pesquería y peso desembarcado para crear una nueva base de datos para el periodo 2000-2024 y calcular las siguientes variables para cada una de las tres pesquerías:

- 1.- Peso total desembarcado por año (Kilogramos).
- 2.- Valor total por año del peso desembarcado (Pesos).
- 3.- Días efectivos de pesca totales por año.
- 4.- Número total de embarcaciones utilizadas por año.

Con el fin de determinar el impacto de cada regulación sobre las pesquerías seleccionadas, se calculó la producción pesquera anual promedio (peso desembarcado) de la zona en cuatro períodos de tiempo:

- a) 2000-2007: Antes de la aplicación de dichas medidas,
- b) 2008-2014: durante la aplicación del PACE Vaquita,
- c) 2015-2017: suspensión de las actividades pesqueras
- d) 2017-2024: prohibición del uso de las redes agalleras y de enmalle

Se calculó también el diferencial de crecimiento (porcentaje) de la captura anual promedio del lapso de tiempo de cada regulación contra la captura anual promedio del periodo de tiempo de la regulación previa.

Para entender la tendencia de la captura promedio anual en función de la aplicación de las medidas de conservación de la vaquita marina, se calculó el promedio anual acumulado del peso desembarcado entre el año 2000 y el año final del periodo de aplicación de cada una de las medidas de conservación consideradas en el presente estudio.

Con el fin de identificar el comportamiento de las variables seleccionadas tras la aplicación de las medidas de protección a la vaquita marina, los valores promedio del período 2000-2007 para cada una de las variables seleccionadas se definió como línea de base y contra ésta se graficó el valor registrado en cada año del período de estudio, señalan-

do el año de inicio de la aplicación cada una de las medidas con el fin de visualizar el comportamiento del conjunto de variables para cada pesquería en los años posteriores.

Finalmente, la información se analizó considerando tres posibles escenarios:

Impacto positivo: Cuando los valores de las variables seleccionadas, en los años posteriores a la implementación de las medidas, presentaron una tendencia a la baja, reduciendo la fuente de presión sobre la vaquita marina.

Impacto nulo: Si los valores de las variables seleccionadas, en los años posteriores a la implementación de las medidas, se mantuvieron alrededor de la línea de base ($\pm 5\%$) sin influir en la fuente de presión sobre la vaquita marina.

Impacto negativo: Cuando los valores de las variables seleccionadas, en los años posteriores a la implementación de las medidas, presentaron una tendencia al alza incrementando la fuente de presión sobre la vaquita marina.

RESULTADOS

Las medidas implementadas por México para proteger a la vaquita marina en el período analizado tenían como objetivo eliminar el uso de las redes agalleras y de enmalle en el área de distribución de la vaquita marina con el fin de eliminar su mortalidad por pesca (Fig. 1). Por lo tanto, era esperado que después de la entrada en vigor de cada iniciativa, el uso de dichas redes se redujera provocando una tendencia negativa en las estadísticas de producción (peso desembarcado y valor de la captura) y de operación (días efectivos de pesca y embarcaciones utilizadas), relacionada con una menor eficiencia de los nuevos métodos de pesca o con la curva de aprendizaje por la que tendrían que pasar los pescadores en el proceso de adopción de las nuevas tecnologías.

En la tabla 1 se muestra que las medidas implementadas para proteger a la vaquita marina sí tuvieron impacto en cada pesquería. Las tres pesquerías analizadas registraron un crecimiento en su producción pesquera durante el periodo de implementación del PACE-Vaquita. Mientras que la pesquería de camarón creció 69% respecto a la línea de base, la de Chano creció 378% y la de Sierra, 684% en el mismo periodo.

Durante el período de suspensión de las actividades pesqueras, la producción de camarón se contrajo en un 90%, la de chano en un 76% y la de Sierra en un 32% con respecto al crecimiento registrado durante el período de implementación del PACE-Vaquita (Tabla 1).

La contracción registrada durante la suspensión de las actividades pesqueras se revirtió en los años posteriores, aun con la prohibición primero parcial y después total del uso de las redes agalleras y de enmalle. Entre 2018 y 2020, la pesquería de camarón creció 276% con respecto a las producciones registradas durante el período de suspensión de las actividades pesqueras y 326% después de la prohibición total y permanente de dichas redes. Por su parte, las pesquerías de chano y sierra registraron crecimientos del 248% y 238% en el periodo posterior a la suspensión de las actividades pesqueras, y del 326% y 198% después de la prohibición de las redes agalleras y de enmalle.

2 El aviso de arribo es el documento en el que se reporta a la autoridad competente los volúmenes de captura obtenidos por especie durante una jornada o viaje de pesca y es el documento mediante el cual se acredita la legal procedencia de los productos pesqueros. Incluye entre otras cosas la razón social del permisionario, el número de permiso, la especie y los kilos capturados, la zona de pesca, el sitio de desembarque y la oficina de pesca en la que se registró el aviso (Fuente: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/aviso-de-arribo-de-embarcaciones-menores-de-10-toneladas-de-registro-bruto?state=published>)

Tabla 1.- Captura promedio anual registrada por cada una de las pesquerías en los distintos periodos de tiempo analizados.

Medida de protección	Período	Camarón		Chano		Sierra	
		Captura Promedio anual (Kg)	Diferencial (%)	Captura Promedio anual (Kg)	Diferencial (%)	Captura Promedio anual (Kg)	Diferencial (%)
Línea Base	2000-2007	691,101	--	1,265,499	--	272,451	--
PACE-Vaquita	2008-2014	1,165,056	69	4,781,301	378	1,864,250	684
Suspensión de la pesca	2015-2017	115,256	-90	1,128,521	-76	1,268,608	-32
Prohibición parcial de redes	2017-2019	318,622	276	2,800,105	248	3,015,013	238
Prohibición total de redes	2020-2024	1,038,840	326	6,338,948	226	5,931,661	198

Si se compara la producción anual promedio de las tres pesquerías en el periodo posterior a la prohibición de las redes con respecto a la registrada antes de la implementación de las medidas de protección para la vaquita marina se tiene que la pesquería de camarón es 1.5 veces más grande, la de chano 5 veces y la de sierra 22 (Tabla 1).

El promedio anual acumulado de captura de las pesquerías analizadas, calculado desde el año 1 del periodo de estudio hasta el año de cierre de la implementación de cada medida, indica que ninguna de estas afectó negativamente la producción pesquera. La pesquería de camarón presenta una captura anual promedio cercana a la registrada entre 2000 y 2008 (con una línea de tendencia paralela al eje de las X). En cambio, el promedio de captura anual de las pesquerías de chano y sierra sí registró una tendencia clara de crecimiento, como se puede ver en la figura 2.

El análisis del comportamiento de las variables de producción (Peso desembarcado y Valor de la captura) y operación (Días efectivos de pesca y Embarcaciones utilizadas) muestra que las pesquerías seleccionadas tuvieron comportamientos similares tras la implementación de las medidas de protección a la vaquita marina (Figuras 3, 4 y 5):

Durante los años de implementación del PACE-Vaquita (2008-2014), las pesquerías de camarón, chano y sierra registraron no solo desembarques anuales y por ende valores de captura superiores (Fig. 3 A-B, Fig. 4 A-B y Fig. 5 A-B) sino que también la flota registró incrementos sustanciales en los días efectivos de pesca y el número de embarcaciones utilizadas (Fig. 3 C-D, Fig. 4 C-D y Fig. 5 C-D). Es decir, durante la implementación del PACE-Vaquita, se presentó el escenario con impacto negativo de aumento de la presión sobre la vaquita marina.

Para el período de suspensión de las actividades pesqueras (2015-2017), se observa tendencia negativa en el peso desembarcado y el valor de las capturas de las tres pesquerías (Fig. 3 A-B, Fig. 4 A-B y Fig. 5 A-B) al igual que en los días efectivos de pesca y el número de embarcaciones utilizadas (Fig. 3 C-D, Fig. 4 C-D y Fig. 5 C-D). Lo anterior indica que, durante la suspensión de las actividades pesqueras, se presentó un escenario con impacto positivo al reducirse la presión sobre la vaquita marina.

Finalmente, en los periodos de prohibición parcial (2017-2020) y total (2020-2024) de las redes agalleras y de enmalle, se presentó un escenario negativo, ya que las pesquerías de camarón, chano y sierra

registraron tendencias de crecimiento y, por tanto, de aumento de la presión sobre la vaquita marina. La pesca de camarón tuvo un crecimiento constante hasta alcanzar, para las cuatro variables, los valores que la pesquería tenía los años previos a la implementación de las medidas de protección a la vaquita marina (Fig. 3). Sin embargo, las pesquerías de chano (Fig. 4) y sierra (Fig. 5) presentaron marcadas tendencias de crecimiento en las cuatro variables analizadas para alcanzar cifras mucho mayores a las registradas antes de la implementación de las medidas de protección para la vaquita marina.

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Los resultados del análisis de estadísticas pesqueras desarrollado en el presente estudio, indican que el conjunto de medidas establecidas por México para proteger a la vaquita marina tuvo resultados contrarios a los originalmente planteados, ya que al final del periodo 2008-2024, las variables de productividad y operación de las pesquerías más importantes en términos de producción y peligro para la vaquita marina fueron mucho mayores que los valores registrados en el periodo 2000-2007 (Tabla 1).

Rodríguez-Ramírez (2010) registró que, para finales de 2009 y mediante una inversión de 172 millones de pesos mexicanos (alrededor de 9 millones de dólares estadounidenses), el componente de reconversión productiva del PACE Vaquita logró el retiro de 247 embarcaciones de las 896 del esfuerzo pesquero autorizado para el área de estudio. Sin embargo, esta reducción del esfuerzo pesquero no se tradujo en una disminución de las capturas ni en su valor, ya que las tres pesquerías analizadas registraron valores superiores a la línea de base (Figuras 1ab, 2ab y 3ab). De igual manera, las operaciones de pesca (días efectivos de pesca y embarcaciones utilizadas, Figuras 1cd, 2cd y 3cd) tampoco presentaron la reducción que se esperaría de un esfuerzo pesquero con menos embarcaciones.

Rodríguez-Ramírez (2010) también menciona que el PACE-Vaquita invirtió, entre 2008 y 2010, 183 millones de pesos mexicanos (alrededor de 12.5 millones de dólares estadounidenses) en los componentes de reconversión tecnológica (sustitución de redes agalleras y de enmalle por equipos de pesca no dañinos para la vaquita) y de acciones de conservación de la biodiversidad (dejar de pescar). Para el periodo 2011-2014, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas invirtió 119 millones de pesos mexicanos (alrededor de 9.5 millones de dólares

estadounidenses) adicionales en estos componentes (CONANP, 2025). A diferencia de los apoyos del programa de reconversión productiva, que se entregaban con base en reportes de avances de los proyectos productivos, los 302 millones de pesos mexicanos (alrededor de 22 millones de dólares estadounidenses) de los otros dos programas se entregaron en forma de apoyos directos a los beneficiarios mediante ministraciones periódicas.

Rodríguez-Ramírez (2010) también argumenta que, a partir de 2010 ya no se registraron interesados en el programa de retiro de esfuerzo pesquero por lo que es probable que el total de las pangas que operaban de manera marginal fueron removidas durante los dos primeros años del retiro y que a partir de entonces solo operarían los permisos económicamente rentables, cuyo costo de oportunidad no es equiparable a lo ofertado por el programa. En este sentido, una posible explicación al aumento de las operaciones de pesca y la productividad reportadas en el presente estudio sería que, al prevalecer las embarcaciones más eficientes en combinación con una menor competencia por la biomasa disponible de las especies objetivo, la captura por unidad de esfuerzo se incrementara y al haber menos competencia, las temporadas de pesca se prolongaran.

Otra posibilidad es que al inyectarse grandes flujos de capital adicional, mediante los apoyos directos de los componentes de reconversión tecnológica y actividades de conservación de la biodiversidad a una economía totalmente ligada a la pesca, los beneficiarios reinvirtieran los recursos recibidos en su actividad tradicional generando efectos no contemplados como el “*Relleno de capital*” que, de acuerdo con Rodríguez-Ramírez (2010) se entiende como la reintroducción de capital en la pesquería tras la ejecución de un programa de retiro. Este efecto se produce principalmente porque, una vez finalizado el programa, el aumento de la rentabilidad económica y el incentivo para capturar la mayor proporción posible de dichas rentas en el corto plazo generan presiones para que el capital se filtre gradualmente de nuevo hacia la pesquería.

El hecho es que, de acuerdo con el portal <https://pescandodatos.causanatura.org> (Causa Natura, 2025), para 2014 existían permisos de pesca comercial para camarón y escama (que incluye chano y sierra) para 1,406 embarcaciones menores con redes agalleras y de enmalle. Esto indica que la reducción del esfuerzo pesquero relacionada con el PACE-Vaquita se revirtió debido a la emisión de nuevos permisos de pesca comercial en la zona entre 2010 y 2014.

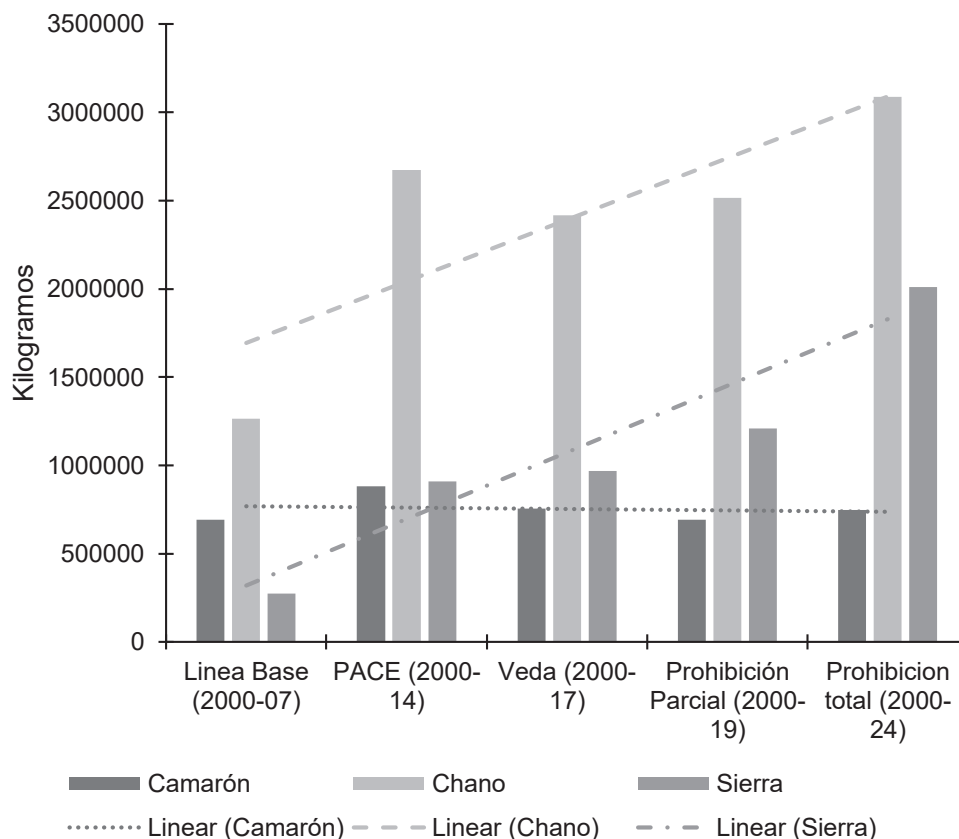


Fig. 2.- Evolución de la captura promedio anual de las pesquerías analizadas a partir de la implementación de cada una de las medidas de protección a la vaquita marina.

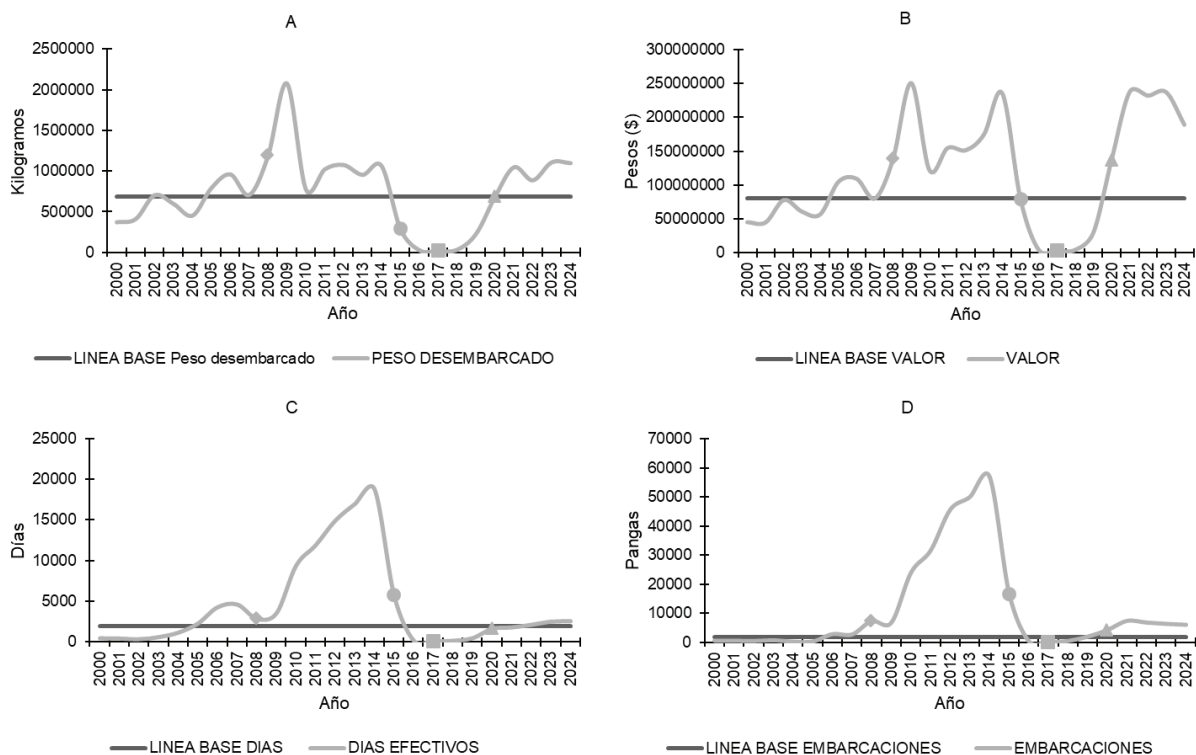


Fig. 3.- Comportamiento de la pesquería de camarón azul en el Alto Golfo de California antes, durante y después de la aplicación de las medidas de protección a la vaquita marina. (A) Captura total, (B) Valor de la captura total, (C) Total de días efectivos de pesca y (D) Total de embarcaciones utilizadas. PACE Vaquita (◇), Veda de dos años (◊), Prohibición parcial de redes agalleras y de enmalle (□) y Prohibición Total de redes agalleras y de enmalle (Δ).

De acuerdo con Cárdenas-Pantoja y Rosete-Vergés (2024) la población de vaquita se redujo de 576 a 30 individuos entre 2012 y 2016. Esta situación derivó en la implementación de medidas extraordinarias que afectan los medios de vida de las comunidades locales. En 2015, se estableció el acuerdo por el que se suspendió temporalmente la pesca comercial mediante el uso de redes de enmalle, cimbras y/o palangres operados en embarcaciones menores, lo que resultó en una veda de dos años.

La veda de dos años se acompañó con un Programa de Recuperación y Repoblación de Especies en Riesgo para la vaquita marina (PROCER-Vaquita). Este programa incluyó un componente de compensación social para contribuir a la conservación de la vaquita, que, entre 2015 y 2018, dispersó 1,390 millones de pesos mexicanos (alrededor de 78 millones de dólares estadounidenses) (CONANP, 2018) entre 17 mil personas, incluidos permisionarios, pescadores y trabajadores de la cadena productiva dependiente de la pesca en el Alto Golfo de California (Alanis-Pasini *et al*, 2022). Los resultados del presente estudio indican que esta medida sí alcanzó, de manera parcial, los resultados esperados, al reducir significativamente las actividades pesqueras. Mientras que el camarón se redujo en 90%, el chano en 76% y la sierra en 32% (tabla 1).

De acuerdo con Rodríguez-Quiroz *et al* (2018), Las autoridades mexicanas y los expertos científicos coinciden en que las acciones más

inmediatas para evitar la extinción de la vaquita son la aplicación efectiva de la veda pesquera, el retiro continuo de las redes que evaden a las autoridades y el desarrollo e implementación de artes de pesca alternativas, pero estas acciones no se implementarían plenamente sin cambiar la cultura pesquera de los habitantes. Al respecto, Aragón-No-riega (2023) documentó que más del 50% de los pescadores en el alto Golfo de California no dejarían de pescar, ya que es la única actividad en la que se sienten cómodos durante años.

A pesar de que en 2018 Comisión Nacional de Pesca culminó el proceso de actualización de los permisos de pesca en el Alto Golfo de California sustituyendo las redes agalleras y de enmalle por equipos de pesca no dañinos para la vaquita marina (CCA, 2025), los resultados del presente estudio indican que, una vez que culminaron la veda de dos años y el componente de compensación social para contribuir a la conservación de la vaquita marina, se registró un crecimiento exponencial (Figuras 3, 4 y 5) de las operaciones y la producción de las tres pesquerías analizadas. Distintos reportes de organismos multilaterales como la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA, 2025), Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2021) y la Comisión Ballenera Internacional (IWC, 2023), han documentado el uso intensivo de las redes agalleras y de enmalle que, como lo indican los resultados de este trabajo, alcanzan niveles superiores a los registrados en los años previos al periodo de estudio.

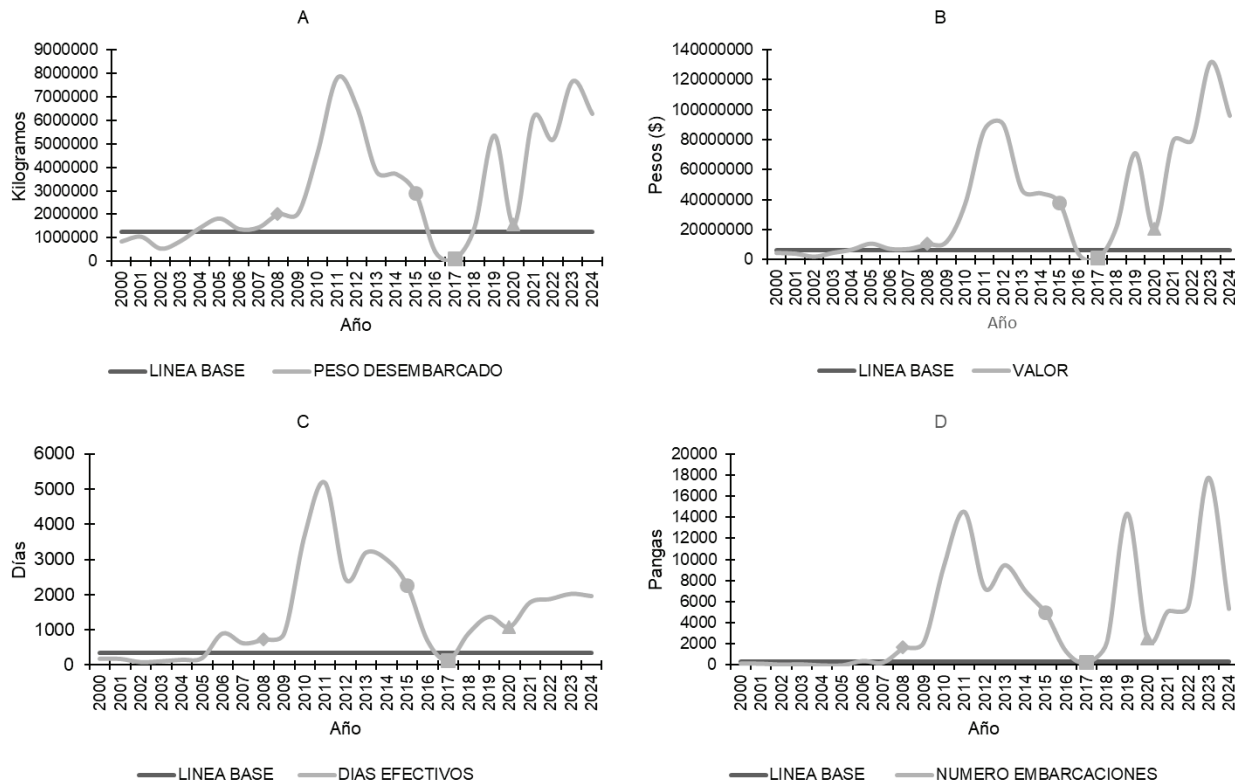


Fig. 4.- Comportamiento de la pesquería de Chano en el Alto Golfo de California antes, durante y después de la aplicación de las medidas de protección a la vaquita marina. (A) Captura total, (B) Valor de la captura total, (C) Total de días efectivos de pesca y (D) Total de embarcaciones utilizadas. PACE Vaquita (◊), Veda de dos años (○), Prohibición parcial de redes agalleras y de enmalle (◻) y Prohibición Total de redes agalleras y de enmalle (Δ).

De acuerdo con la petición relativa a la aplicación efectiva de la legislación ambiental (Uhlemann *et al*, 2021) presentada por un grupo de organizaciones de la sociedad civil, con base en las previsiones ambientales del Tratado entre México, Estados Unidos y Canadá ante la Comisión para la Cooperación Ambiental, a pesar de estas prohibiciones, planes y décadas de promesas por parte del gobierno mexicano de reducir la pesca incidental de la vaquita, México ha incurrido en omisiones para implementar a cabalidad y aplicar en forma efectiva sus leyes que prohíben el uso de las redes de enmalle y regulan la pesca en favor de la protección de la especie. La información presentada por este grupo de organizaciones puso al descubierto considerables violaciones a tales instrumentos normativos: el Grupo de Especialistas en Cetáceos (GEC) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza informó que en noviembre de 2020 se documentó la presencia de 1,185 embarcaciones en el hábitat de la vaquita, casi todas con redes de enmalle ilegales. Este grupo de especialistas observó, además, que la pesca ilegal se mantiene en niveles altos teniendo lugar de día y de noche.

De acuerdo con el expediente de hechos (CCA, 2025), dos organizaciones de pescadores del Alto Golfo de California manifestaron a representantes de la CCA que continúan utilizando redes agalleras y de enmalle, con el argumento de que no hay alternativas viables o bien porque falta una aplicación uniforme de las restricciones. Como parte de este expediente de hechos, la CCA realizó un análisis de los avisos de arribo desde 2018, lo que confirma que las pesquerías de interés

para el presente estudio recuperaron su productividad luego de la imposición de restricciones al uso de redes agalleras y de enmalle en el Alto Golfo de California. Si bien la CCA no contó con datos sobre la efectividad de los equipos de pesca alternativos, a partir de los datos disponibles sobre producción pesquera en la zona se observa que el uso de los mismos mantiene —e incluso supera— los niveles registrados antes del establecimiento de restricciones. Al respecto, testimonios recabados por los representantes de la CCA sostienen que en realidad nunca se dejaron de usar las redes agalleras y de enmalle prohibidas en 2020 en el área de distribución de la vaquita marina. En distintas reuniones entre la CCA y pescadores del Alto Golfo de California, se expresó abiertamente que “las redes alternativas no sirven”, pues —se alega— no tienen el mismo nivel de captura o producción y, cuando algún pescador las llega a utilizar, sufre competencia desigual debido a la ausencia de la autoridad pesquera e incluso acaba siendo amedrentado por otros pescadores.

De esta forma, para el sexenio de Andrés Manuel López Obrador (2018-2024), según la base de datos 2025 de permisos de pesca comercial (CONAPESCA, 2025c), 1,150 embarcaciones menores se encontraban autorizadas para pescar camarón y escama marina (que incluye chano y sierra) en el Alto Golfo de California. Para este mismo periodo, las tres pesquerías analizadas fueron significativamente mayores al tamaño registrado antes de la puesta en marcha de las iniciativas de protección a la vaquita marina.

Los resultados del presente estudio evidencian que las medidas implementadas por México entre 2008 y 2024 para la protección de la vaquita marina no lograron los efectos esperados en la reducción del esfuerzo pesquero ni en la contención del crecimiento de las principales pesquerías del AGC. Por el contrario, al finalizar el periodo analizado, tanto la productividad como la operación de las pesquerías de camarón, chano y sierra registraron niveles superiores a los observados antes de la puesta en marcha de los programas de conservación, lo que revirtió los avances alcanzados en las primeras etapas de intervención.

A pesar de que el PACE-Vaquita logró inicialmente retirar una proporción significativa de embarcaciones y destinó recursos sustanciales a la reconversión tecnológica y a acciones de conservación, tales esfuerzos no se tradujeron en una disminución sostenida del esfuerzo pesquero. Ello se explica, entre otros factores, por el retiro predominante de unidades marginales, la permanencia de embarcaciones más eficientes y el fenómeno de “relleno de capital”, mediante el cual los apoyos económicos otorgados reingresaron al sector pesquero una vez concluido el programa.

Asimismo, la emisión de nuevos permisos y la limitada aplicación de las prohibiciones sobre artes de pesca dañinas contribuyeron a restablecer e incluso incrementar el número de embarcaciones activas. La

evidencia documentada por organismos nacionales e internacionales sobre el uso continuo de redes agalleras —incluso durante periodos de veda o restricción— confirma la débil capacidad institucional para hacer cumplir la legislación pesquera y ambiental vigente.

Si bien la veda de 2015–2017 y el componente de compensación social del PROCER-Vaquita redujeron temporalmente las actividades pesqueras, su efecto fue transitorio. Al término de estos apoyos, las pesquerías experimentaron un crecimiento acelerado, alcanzando valores de producción y esfuerzo superiores a los previos a la implementación de las medidas de protección.

La persistente resistencia de los sectores pesqueros a abandonar las redes prohibidas, junto con la falta de alternativas tecnológicas plenamente funcionales y culturalmente aceptadas, refleja la complejidad socioeconómica y estructural del problema.

En conjunto, los hallazgos de este estudio confirman que las políticas aplicadas durante casi dos décadas no han logrado revertir la tendencia de deterioro de la vaquita ni han estabilizado el tamaño de la población de la especie. La continuidad de prácticas ilegales, la emisión de permisos adicionales y la vigilancia insuficiente han contribuido a que las pesquerías mantengan niveles de operación incompatibles con la supervivencia de la vaquita marina.

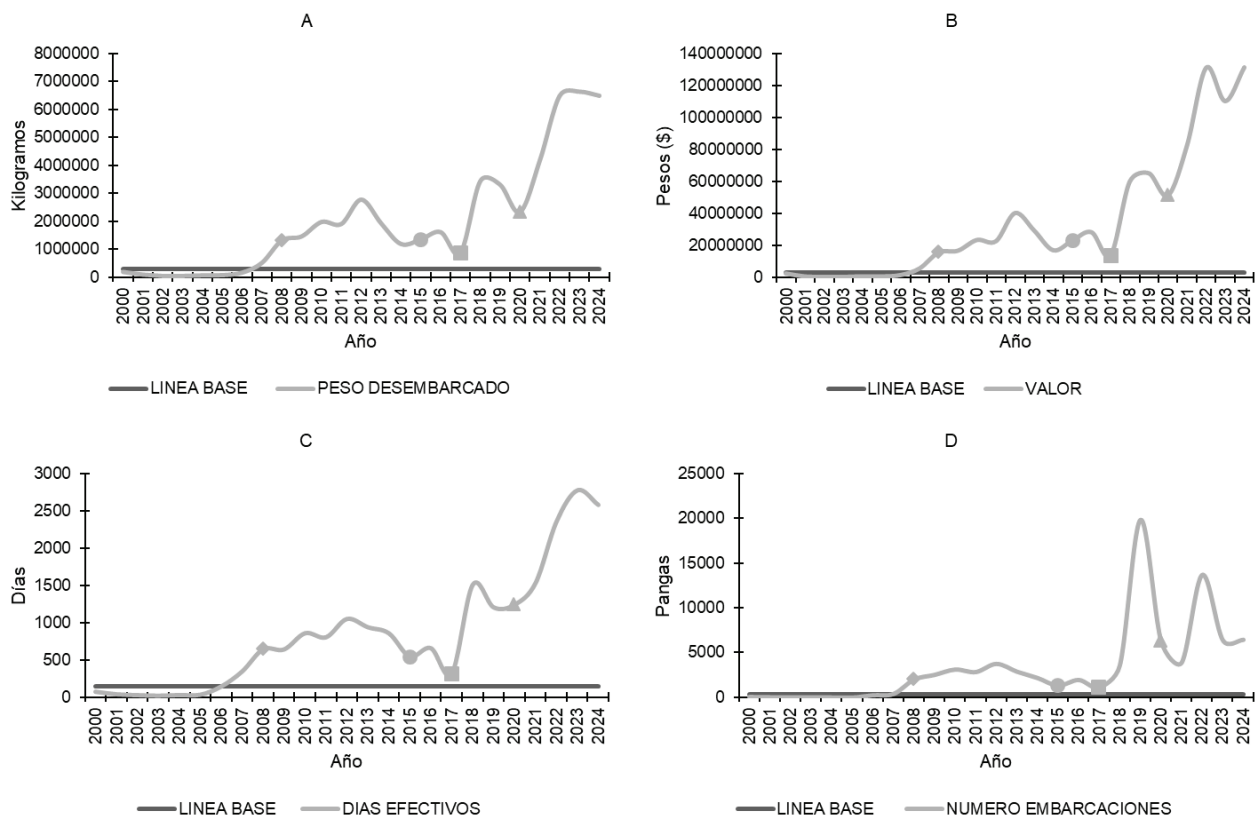


Fig. 5.- Comportamiento de la pesquería de Sierra en el Alto Golfo de California antes, durante y después de la aplicación de las medidas de protección a la vaquita marina. (A) Captura total, (B) Valor de la captura total, (C) Total de días efectivos de pesca y (D) Total de embarcaciones utilizadas. PACE Vaquita (○), Veda de dos años (◊), Prohibición parcial de redes agalleras y de enmalle (◻) y Prohibición Total de redes agalleras y de enmalle (Δ).

RECOMENDACIONES

Derivado de los resultados obtenidos en el presente estudio, se proponen las siguientes recomendaciones:

- 1.- Consolidar un sistema de vigilancia integral que incluya presencia permanente de autoridades pesqueras, ambientales y de seguridad, complementado con mecanismos de supervisión independientes. Es fundamental garantizar la aplicación efectiva de las prohibiciones relativas al uso de redes agalleras y de enmalle, así como establecer sanciones progresivas y ejecutables que desincentiven la reincidencia.
- 2.- Diseñar un programa de retiro de embarcaciones que priorice la salida de unidades de alta eficiencia, a diferencia de los esquemas anteriores que concentraron su efecto en embarcaciones marginales. Asimismo, se recomienda establecer límites máximos de operación por embarcación, supervisados mediante herramientas digitales.
- 3.- Finalmente, se sugiere que los programas de compensación y reconversión incluyan auditorías financieras periódicas que permitan verificar el destino de los recursos y prevenir su reinversión directa en la actividad pesquera tradicional. Dichos mecanismos deben incorporar indicadores de desempeño y trazabilidad del uso del capital recibido. Para evitar la reintroducción de capital en la pesquería, los apoyos deben estar vinculados a compromisos medibles, tales como el retiro definitivo de artes prohibidas, la transición a actividades alternativas o la participación activa en procesos de vigilancia comunitaria. El incumplimiento debería traducirse en suspensión o devolución de recursos.

REFERENCIAS

- ALANIS-PASINI, Y., M. RIVAS-SOTO, M. ANZURES-AGUILAR, L. ROJAS-ORTEGA Y A. OLIVERA-BONILLA. 2022. Vaquita Marina: ¿En qué hemos fallado?. Green Peace México A.C. Ciudad de México. 67pp.
- ARAGÓN NORIEGA, E. A. 2023. Los problemas sociales y pesqueros en el Alto Golfo de California. SIBIUS Revista De La Dirección General De Bibliotecas, (1) 56-63. También disponible en la página web: <https://revistas.uas.edu.mx/index.php/SIBIUS/article/view/15>.
- CALMUS, T., A. BÚRQUEZ Y A. MARTÍNEZ 2017. El Golfo de California: un océano joven, región megadiversa, vínculo entre tectónica y ecología. Ciencia UANL. Año 20, No. 85, julio-septiembre 2017. 59-64. También disponible en la página web: <https://cienciauanl.uanl.mx/?p=7135>.
- CCA (COMISIÓN PARA LA COOPERACIÓN AMBIENTAL). 2025. Vaquita marina: expediente de hechos relativo a la petición SEM-21-002, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, 162 pp. También disponible en la página web: https://www.cec.org/wp-content/uploads/wpallimport/files/21-02-ffr_es.pdf.
- CÁRDENAS-PANTOJA A. B., Y F. A. ROSETE-VERGÉS. 2024. Evaluación de dos instrumentos de política pública para conservar la vaquita marina (*Phocoena sinus*). Desacatos (76) 144-157.
- CAUSA NATURA A. C. 2025. Estado actual de los Permisos y las Concesiones de Pesca Comercial en México. Disponible en línea en: <https://pescandodatos.causanatura.org/permisos.html#estado-actual-permisos> (Consultado el 10 de noviembre de 2025).
- CIRVA (COMITÉ INTERNACIONAL PARA LA RECUPERACIÓN DE LA VAQUITA). 2014. Reporte de la quinta reunión. Ensenada. 46p. También disponible en la página web: https://www.conanp.gob.mx/vaquita_marina/cirva/CIRVA5Reporte2014.pdf.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2007. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F. 323p. También disponible en la página web: https://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/Final_AltoGolfo.pdf.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2018. Programa de recuperación y repoblación de especies en riesgo, componente de compensación social para contribuir a la conservación de la vaquita marina. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México. 137p. También disponible en la página web: <https://www.conanp.gob.mx/InformeRendicion/LibroBlancoPRO-CERVaquitaMarina.pdf>.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2025. Respuesta a su solicitud de acceso a la información con número de folio 340008300019125. Disponible en línea en: https://descarga.plataformadetransparencia.org.mx/buscador-ws/descargaArchivo/SISAI2/2svDk3vn0YPIICm3E4EKHRSYcITV3MJ4SYHy31tv-BA4JR9UgMnB9sAc5g6eKEBTLP-ERzZw4yIAF0Vu53Bv-iT7J-BkNW6cflSv_7JAZW-cM= (Consultado el 17 de noviembre 2025).
- CONAPESCA (COMISIÓN NACIONAL DE ACUACULTURA Y PESCA). 2025a. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca 2024. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. Mazatlán. 344 p. También disponible en la página web: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>.
- CONAPESCA (COMISIÓN NACIONAL DE ACUACULTURA Y PESCA). 2025b. Base de datos de avisos de arribo y cosecha por entidad federativa y por ejercicio fiscal. Disponible en línea en: https://conapesca.gob.mx/wb/cona/avisos_arribo_cosecha_produccion (Consultado el 8 de octubre de 2025).
- CONAPESCA (COMISIÓN NACIONAL DE ACUACULTURA Y PESCA). 2025c. Base de datos de permisos de pesca comercial. Mazatlán. Disponible en línea en: https://nube.conapesca.gob.mx/datosabiertos/permisos_pesca_comercial.xlsx (Consultado el 8 de noviembre de 2025).
- CURIEL-BERNAL, M.V., E. ALCÁNTARA-RAZO Y E.A. ARAGÓN NORIEGA. 2024. Totoaba: La historia de un pez que transformó un desierto. Recursos Naturales y Sociedad. Vol. 10 (Especial): 153-164. DOI:10.18846/renaysoc.2024.10.10.02.0011
- D'AGROSA, C., C. LENNERT-CODY & O. VIDAL. (2000). Vaquita Bycatch in Mexico's Artisanal Gillnet Fisheries: Driving a Small Population to Extinction. Conservation Biology. 14 (4) 1110 - 1119.
- HOHN, A. A., A.J. READ, S. FERNANDEZ, O. VIDAL & L. T. FINDLEY. 1996. Life history of the vaquita, *Phocoena sinus* (Phocoenidae, Cetacea). Journal of Zoology. Londres. (239) 235-251.
- IWC (INTERNATIONAL WHALING COMMISSION). 2023. A statement from the Scientific committee of the IWC: Grave concern for the survival of the vaquita porpoise. Cambridge. 1-6p. Also available at: <https://archive.iwc.int/pages/view.php?ref=20358&k=>.

- NOAA (NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC AGENCY). 2020. Implementation of fish and fish product import provisions of the marine mammal protection act-notification of revocation of comparability findings and implementation of import restrictions; certification of admissibility for certain fish products from Mexico. Federal Register, The daily journal of the United States of America. Available online at: <https://www.federalregister.gov/documents/2020/03/09/2020-04692/implementation-of-fish-and-fish-product-import-provisions-of-the-marine-mammal-protection> (downloaded October 13, 2025).
- RODRÍGUEZ-QUIROZ, G., W. VALENZUELA-QUINÓNEZ, H. GONZÁLEZ-OCAMPO & A. ORTEGA-RUBIO. 2018. Can the vaquita be saved from extinction?. Human-Wildlife Interactions. (12): 284-290. DOI: 10.26077/8dh9-d161.
- RODRÍGUEZ RAMÍREZ R. 2010. Política ambiental, conservación y desarrollo regional sustentable: una aproximación a través de los "buybacks" internacionales y el PACE vaquita en la región del Alto Golfo de California. Tesis de maestría (desarrollo regional). Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. Hermosillo Sonora. 159pp.
- ROJAS-BRACHO, L. & B. TAYLOR. 2006. Risk factors affecting the vaquita (*Phocoena sinus*). Marine Mammal Science. 15(4):974-989. DOI: 10.1111/j.1748-7692.1999.tb00873.
- SAGARPA (SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, DESARROLLO RURAL, PESCA Y ALIMENTACIÓN). 2015. Acuerdo por el que se suspende temporalmente la pesca comercial mediante el uso de redes de enmalle, cimbras y/o palangres operadas con embarcaciones menores, en el Norte del Golfo de California. Diario Oficial de la Federación. México D.F. Abril 10. 40-42.
- SEDESOL (SECRETARÍA DE DESARROLLO SOCIAL). 1993. Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, ubicada en aguas del Golfo de California y los municipios de Mexicali, B.C., de Puerto Peñasco y San Luis Río Colorado, Son. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. Junio 10: 24-28. También disponible en la página web <https://www.conanp.gob.mx/sig/decretos/reservas/Altogolfo.pdf>.
- SEMAR (SECRETARÍA DE MARINA). 2020. Acuerdo por el que se regulan artes, sistemas, métodos, técnicas y horarios para la realización de actividades de pesca con embarcaciones menores y mayores en Zonas Marinas Mexicanas en el Norte del Golfo de California y se establecen sitios de desembarque, así como el uso de sistemas de monitoreo para tales embarcaciones. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México. Septiembre 24: 2-11.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES). 2008. Programa de acción para la conservación de la especie: Vaquita (*Phocoena sinus*): Estrategia integral para el manejo sustentable de los recursos marinos y costeros en el alto Golfo de California. México D.F. 106p. También disponible en la página web: https://www.conanp.gob.mx/pdf_especies/PACEvaquita.pdf.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES). 2017. Acuerdo por el que se prohíben artes, sistemas, métodos, técnicas y horarios para la realización de actividades de pesca con embarcaciones menores en aguas marinas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos en el Norte del Golfo de California, y se establecen sitios de desembarque, así como el uso de sistemas de monitoreo para dichas embarcaciones. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México. Junio 30: 72-74.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES). 2018. Golfo de California, el acuario del mundo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México. También disponible en la página web: <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/golfo-de-california-el-acuario-del-mundo-166100?idiom=es>.
- UHLEMANN, S., A. OLIVERA, K. O'CONNELL, D. J. SCHUBERT, Z. SMITH Y D. FEST-GRABIEL. 2021. Petición relativa a la aplicación efectiva de la legislación ambiental que se presenta ante la comisión para la cooperación ambiental con arreglo al artículo 24.27 del tratado entre México, Estados Unidos y Canadá. Seattle. 53p. También disponible en la página web: https://www.cec.org/wp-content/uploads/wpallimport/files/21-2-sub_es.pdf
- UICN (UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA). 2021. Actualización sobre la vaquita marina: octubre a diciembre de 2020. Grupo de Especialistas en Cetáceos, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Disponible en: <https://iucn-csg.org/vaquita-update-october-through-december-2020>. (Consultado el 18 de noviembre de 2025).

Widespread Coral Bleaching at Enmedio Reef, Lobos-Tuxpan Reef System, Mexico (2024)

Blanqueamiento coralino generalizado en el arrecife Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, México (2024)

Vicencio de la Cruz Francisco[✉], Gerardo Bautista Ibarra, Evelin Araujo Nava, Rodrigo Cuervo González

Recibido: 25 de febrero de 2026.

Aceptado: 17 de abril de 2026.

Publicado: agosto de 2026.

ABSTRACT

Background: The Lobos-Tuxpan Reef System (LTRS) experienced a massive coral bleaching event in 2024. We documented the prevalence of bleaching in the Enmedio reef and analyzed data on sea surface temperature and Degree Heating Weeks (DHW) from a time series to determine the periods of greatest thermal stress. **Objectives:** To record coral bleaching on the Enmedio reef during 2024 on the leeward zone of the reef, an area with high abundance of massive corals. The thermal stress was analyzed based on the Nighttime Sea Surface Temperature (NSST). **Methods:** Sampling was performed on the leeward slope and in the western sector of the reef lagoon. Surveys were conducted by free diving along 50 × 2 m transects. Three transects were laid out west of the reef flat at a depth of 1 m, while four transects were established on the leeward slope at depths of 3 and 5 m. Coral colonies were identified to species level and classified as either healthy or bleached. **Results:** We recorded a 60.5% bleaching prevalence across nine coral species. The most susceptible species were *Orbicella annularis* (Ellis, 1786), *Colpophyllia natans* (Houttuyn, 1772), *Pseudodiploria strigosa* (Dana, 1846), and *Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1758). Analysis of the time series revealed that the 2024 bleaching coincided with prolonged and intense thermal stress. **Conclusions:** The severity of bleaching can be directly attributed to a progressive accumulation of thermal stress, that reached level 3 (13.5 DHW) for the first time in 2024. These bleaching episodes occurred during the fourth global coral bleaching event (2023–2024) declared by NOAA, within the context of an increasing trend in the frequency of elevated temperatures affecting mid-latitude reefs (15–20° N), such as Enmedio Reef in the SALT.

Keywords: climate change, coral bleaching, Mexico, thermal stress.

RESUMEN

Antecedentes: El Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (SALT) sufrió un episodio masivo de blanqueamiento de corales en 2024. Documentamos la prevalencia del blanqueamiento en el arrecife Enmedio y analizamos los datos sobre las temperaturas superficiales del mar (TSM) y el grado de calentamiento semanal (GCS) a partir de una serie temporal para determinar los períodos de mayor estrés térmico. **Objetivos:** Registrar el blanqueamiento de corales en el arrecife Enmedio durante 2024 en la zona de sotavento del arrecife, un área con gran abundancia de corales masivos. Analizar el estrés térmico con base en la temperatura nocturna de la superficie del mar (NSST) y el grado de calentamiento semanal (DHW). **Métodos:** Se realizaron muestreos en la pendiente de sotavento y en el sector occidental de la laguna del arrecife. Los estudios se realizaron mediante buceo libre a lo largo de transectos de 50 × 2 m. Se trazaron tres transectos al oeste de la plataforma del arrecife a una profundidad de 1 m, mientras que se establecieron cuatro transectos en la ladera de sotavento a profundidades de 3 y 5 m. Las colonias de coral se identificaron a nivel de especie y se clasificaron como sanas o blanqueadas. **Resultados:** Se estimó una prevalencia de blanqueamiento del 60.5 %, que afectó a nueve especies de corales. Las especies más susceptibles fueron *Orbicella annularis* (Ellis, 1786), *Colpophyllia natans* (Houttuyn, 1772), *Pseudodiploria strigosa* (Dana, 1846) y *Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1758). El análisis de la serie temporal reveló que el blanqueamiento de 2024 coincidió con un estrés térmico

Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Carretera Tuxpan-Tampico, km 7.5, Tuxpan, Veracruz, 92850. México

*Corresponding author:

Rodrigo Cuervo González: e-mail: rodrcuervo@uv.mx

To quote as:

Vicencio de la Cruz, F., G. Bautista Ibarra, E. Araujo Nava & R. Cuervo González. 2026. Widespread Coral Bleaching at Enmedio Reef, Lobos-Tuxpan Reef System, Mexico (2024). *Hidrobiológica* 36 (2): 79-88.

prolongado e intenso. **Conclusiones:** La gravedad del blanqueamiento puede atribuirse directamente a una acumulación progresiva de estrés térmico, que alcanzó el nivel 3 (13.5 DHW) por primera vez en 2024. Estos episodios de blanqueamiento ocurrieron durante el cuarto evento global de blanqueamiento de corales (2023–2024) declarado por la NOAA, en el contexto de una tendencia al aumento en la frecuencia de temperaturas elevadas que afectan a arrecifes de latitudes medias (15–20° N), como el arrecife Enmedio en el SALT.

Palabras clave: blanqueamiento de coral, cambio climático, estrés térmico, México.

INTRODUCTION

Ocean warming due to climate change has led to an increase in sea surface temperature (SST) beyond the thermal limits of many marine organisms. This phenomenon represents the primary threat to coral reefs, acting as the main driver of mass bleaching events worldwide (Frieler *et al.*, 2013; Hughes *et al.*, 2017). This phenomenon occurs when corals undergo prolonged periods of thermal stress and expel their zooxanthellae. These symbiotic microalgae provide energy and give the polyps their characteristic color (Eakin *et al.*, 2009); consequently, the loss of zooxanthellae leaves the white skeleton of the coral visible (Jokiel, 2004). Although corals possess a certain degree of resilience, the frequency and intensity of these episodes affect natural recovery, increase susceptibility to disease and predation, and cause partial or total mortality affecting coral cover, which is essential for sustaining the structural basis of the reef ecosystem (Frieler *et al.*, 2013; Hughes *et al.*, 2018).

Over the last 40 years, four global coral bleaching events have been recorded. The first occurred between 1997 and 1998, with the impacts attributed to the El Niño phenomenon (Wilkinson 2000). Twelve years later, a second global event occurred in 2010, also associated with El Niño (Eakin *et al.*, 2022). The third event was more severe and longer lasting and occurred during the record heat waves from June 2014 to May 2017, which happened before El Niño. Eighty percent of the reefs studied suffered severe bleaching, and 35% experienced significant mortality (Eakin *et al.*, 2022). Recently, a fourth unprecedented coral bleaching event driven by climate change took place in the Caribbean during the summer of 2023 (Reimer *et al.*, 2024). This mass bleaching event affected the reefs of the southwestern Gulf of Mexico in late August of 2023. Although bleaching events in this region are usually occasional and local (Carricart-Ganivet, 1993; Gutiérrez-Ruiz, *et al.*, 2011; Horta-Puga & Tello-Musi, 2009; Pérez-España *et al.*, 2015; Ortiz-Lozano *et al.*, 2018; Carreño-Loaiza *et al.*, 2025), this time the first case of widespread bleaching occurred, simultaneously with events in the western Atlantic and eastern Pacific (Horta-Puga *et al.*, 2023). Following surveys of the Veracruz Reef System (VRS) in September, damage was confirmed in the shallow and deep areas of the Aneгада de Adentro, Blanquilla, and Isla Verde reefs (Horta-Puga *et al.*, 2023). A subsequent bleaching event was recorded in 2024 (Horta-Puga *et al.*, 2024), however, these episodes extended to higher latitudes, reaching the Lobos-Tuxpan Reef System (LTRS). In this reef system, the only documented bleaching event occurred in 2007 in the Tanhuijo and Enmedio reefs, with 20–40% of colonies affected (González-Gándara, 2008). Therefore, after almost two decades, the LTRS experienced a new, more severe bleaching event in 2024.

The present study documents the effects of coral bleaching on the Enmedio reef (part of the LTRS) in 2024, an event that was so extensive that even non-hermatypic species such as hydrocorals and zoanthids exhibited bleaching. Our study focused on the leeward reef area, characterized by high coverage of massive corals (González-González *et al.*, 2016) and provides data on the prevalence of bleaching by species. It also includes photographic records showing the beginnings of recovery in some coral colonies as thermal stress decreased. Although our results show a rapid recovery capacity, an increased risk is anticipated if the frequency of thermal peaks persists, a factor that adds to other local pressures, such as increased pollution from discharges from the Tuxpan River and industrial maritime activity.

MATERIALS AND METHODS

Study area. The Enmedio reef is in the Lobos-Tuxpan Reef System Flora and Fauna Protection Area, between geographical coordinates 21.066667° N and -97.254167° W (Ortiz-Lozano *et al.*, 2021), at 13 km from the mouth of the Tuxpan River (Fig. 1). It has an average coral cover of 19.8% (± 18.8) of 29 species of Scleractinia corals (De la Cruz-Francisco *et al.*, 2016a; González-González *et al.*, 2016). It is a platform-type reef and has three zones. The reef lagoon is heterogeneous, comprising eight benthic habitats dominated by the scleractinian species *Acropora palmata* (Lamarck, 1816), *Orbicella annularis*, *Pseudodiploria clivosa* (Ellis, 1786), and *Porites furcata* (Lamarck, 1816), as well as by *Millepora alcicornis*, *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860), and *Eunicea flexuosa* (Lamouroux, 1821), which correspond to a hydrocoral, a zoantharian, and an octocoral, respectively, and includes two benthic substrates: reef crest and rubble (De la Cruz-Francisco *et al.*, 2016b; González-González *et al.*, 2016). The windward slope is dominated by coral rock with filamentous and crustose algae, while the leeward slope has the highest coral development, with a coverage of 39.2% (± 19.7), dominated by the species *O. annularis*, *O. faveolata*, *Colpophyllia natans*, and *Siderastrea siderea* (Tunnell, 2010; De la Cruz-Francisco *et al.*, 2016b; González-González *et al.*, 2016). It should be noted that this reef has been impacted in recent years by at least two shipwrecks (Nuevo Pemex 1 and Chemstrans) (Ortiz-Lozano *et al.*, 2021).

The LTRS reefs experience annual seasonal changes involving increases and decreases in water temperature and changes in the direction of surface ocean currents driven by prevailing winds. During spring and summer (March–September), the water becomes warm (27–28 °C), and surface currents shift from south to north, influenced by winds reaching speeds of up to 89 km/h, known locally as “suradas”. In fall and winter (September–March), water temperatures drop (22–23 °C) and ocean currents now reverse direction, flowing from north to south, driven by winds known locally as “nortes”, which reach speeds of up to 140 km/h. These cold, dry winds cause the ambient temperature to drop, which induces a cooling of the coastal water column (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003; Ortiz-Lozano *et al.*, 2010; Mendelssohn *et al.*, 2017). During the transition from north to south winds, a third pattern of currents occurs, initially flowing perpendicular to the coast and, upon reaching north of Tecolutla, running parallel to the coastline, moving north towards Tampico, Tamaulipas, influencing the coastal region of Tuxpan and the LTRS (Ortiz-Lozano *et al.*, 2010).

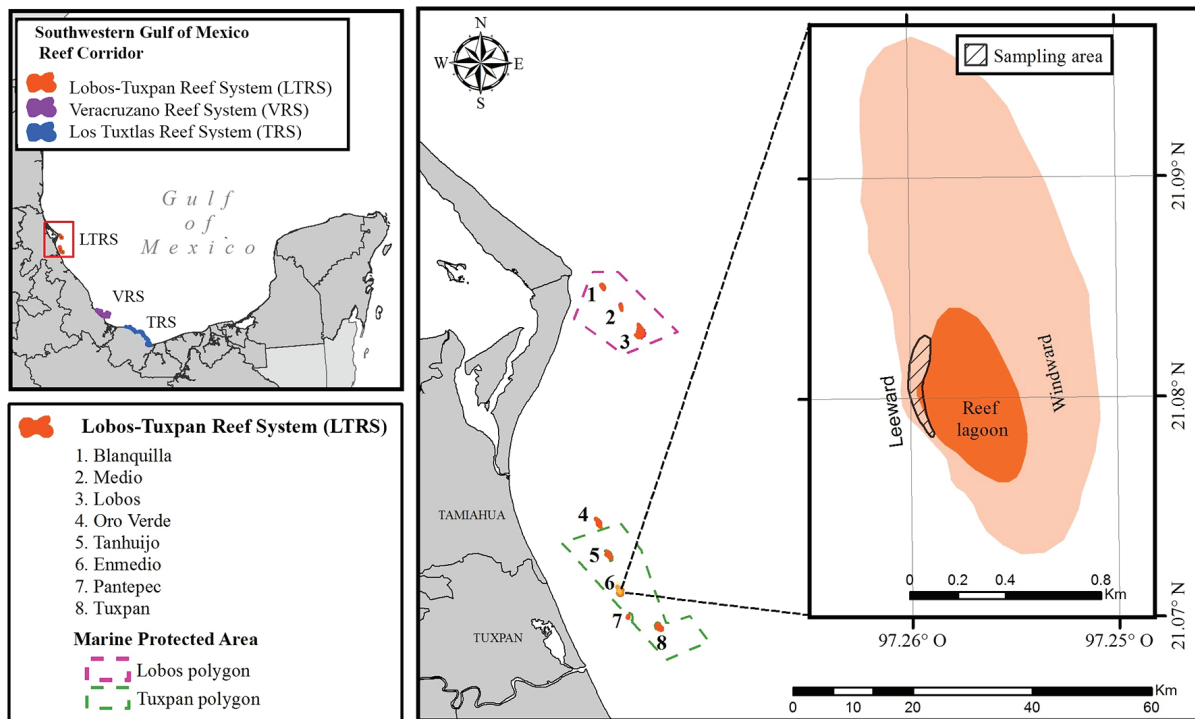


Figure 1. Geographic location of the Enmedio reef, part of the Lobos-Tuxpan Reef System (LTRS), in the reef corridor of the southwestern Gulf of Mexico.

Sampling and data analysis. The Enmedio reef was monitored frequently in 2023 and 2024 for university fieldwork in the leeward area. For example, samples taken in November 2023, as well as a sample taken in August 2024 to document coral spawning, showed no signs of coral bleaching. However, in September 2024, boatmen reported the appearance of bleaching on the LTRS reefs. We then conducted sampling on October 30 and 31 on the leeward slope and in the western part of the reef lagoon, where the presence of bleaching in massive and branching corals was confirmed. Sampling was carried out by free diving along transects measuring 50 x 2 m. Three transects were established west of the plain at a depth of 1 m, and four transects on the leeward slope at depths of 3 and 5 m. In each transect, healthy and bleached colonies were identified and quantified by species. Based on these data, the prevalence of bleaching was estimated using the following formula: Prevalence = (number of bleached and/or partially bleached colonies / total number of colonies in the transect) x 100. Subsequently, on November 14, during another university field trip, follow-up sampling was conducted in the same areas, and photographic records of the bleached colonies were obtained. This allowed for a comparison of the health status of some coral colonies previously photographed to document any signs of recovery. After the winter season, in March 2025, we observed the recovery of the reef.

The thermal stress experienced by corals was analyzed based on the Nighttime Sea Surface Temperature (NSST) and Degree Heating Weeks (DHW), obtained from the CONABIO Coastal Marine Information and Analysis System (Cerdeira-Estrada *et al.*, 2025). DHW is recorded in degree Celsius (°C) and represents the accumulation of thermal stress

above the historical Monthly Mean Maximum Temperature (MMMT) for the last 12 weeks, on a scale ranging from 0 to 20 °C and is directly related to the intensity and timing of coral bleaching (NOAA, 2025). The historical MMMT was calculated from the NSST data for the period 2000-2025, following the NOAA methodology (2025). This procedure consisted of calculating the average monthly temperature for each month of the year throughout the study period. Subsequently, the maximum value among the twelve-monthly averages was selected, which constitutes the MMMT for the entire time series. Time-series data for NSST and DHW from 2000 to 2025 were analyzed to determine monthly temperature averages, with an emphasis on the warmest months to identify the absolute annual maximum. In addition, DHW data were used to obtain the levels of thermal stress that induce bleaching according to the NOAA scale (2025) to compare the thermal stress to which corals were exposed during that period (2000-2025) with confirmed cases of coral bleaching in 2007 (González-Gándara, 2008). Likewise, the NSST and DHW time series data were plotted to show the temporal relationship between accumulated thermal stress, sampling dates, bleaching, and signs of recovery.

Thermal stress levels and bleaching intensity in DHW values are: Warning ($0 < \text{DHW} < 4$, possible bleaching); Alert 1 ($4 \leq \text{DHW} < 8$, risk of bleaching), Alert 2 ($8 \leq \text{DHW} < 12$, bleaching and probable mortality of heat-sensitive corals), Alert 3 ($\text{DHW} 12-16$, bleaching and probable moderate mortality of multiple species), Alert 4 ($\text{DHW} 16-20$, bleaching and probable severe mortality > 50% of corals), Alert 5 ($\text{DHW} > 20$, bleaching and probable near-complete mortality of the reef in > 80% of corals).

RESULTS

During sampling in October and November 2023, the coral community was healthy with no signs of bleaching. One year later, after documenting coral spawning in August and September 2024, the coral community showed no signs of stress or bleaching. However, at the end of October, we confirmed widespread bleaching in the leeward and lagoon areas. Nine species of scleractinian corals were mainly affected, including the hybrid species *Acropora prolifera* (Lamarck, 1816) and one hydrocoral. The most affected species were the massive forms:

C. natans, *P. strigosa*, *O. annularis*, as well as the branching forms *A. palmata*, *A. prolifera*, and the hydrocoral *M. albicornis* (Fig. 2).

Prevalence of bleaching. A total of 658 coral colonies representing 10 species and one hybrid species (*A. prolifera*) were counted in the sampling area, with an overall bleaching prevalence of 60.5%, of which 120 colonies showed partial bleaching and 278 colonies showed total bleaching. The incidence of bleaching gradually decreased with depth. The highest prevalence was observed in the shallow zone (1 m), reaching 79.9%, and decreased to 50.9% in the 5 m depth zone, where the rest of the colonies were found to be healthy (Fig. 3A).

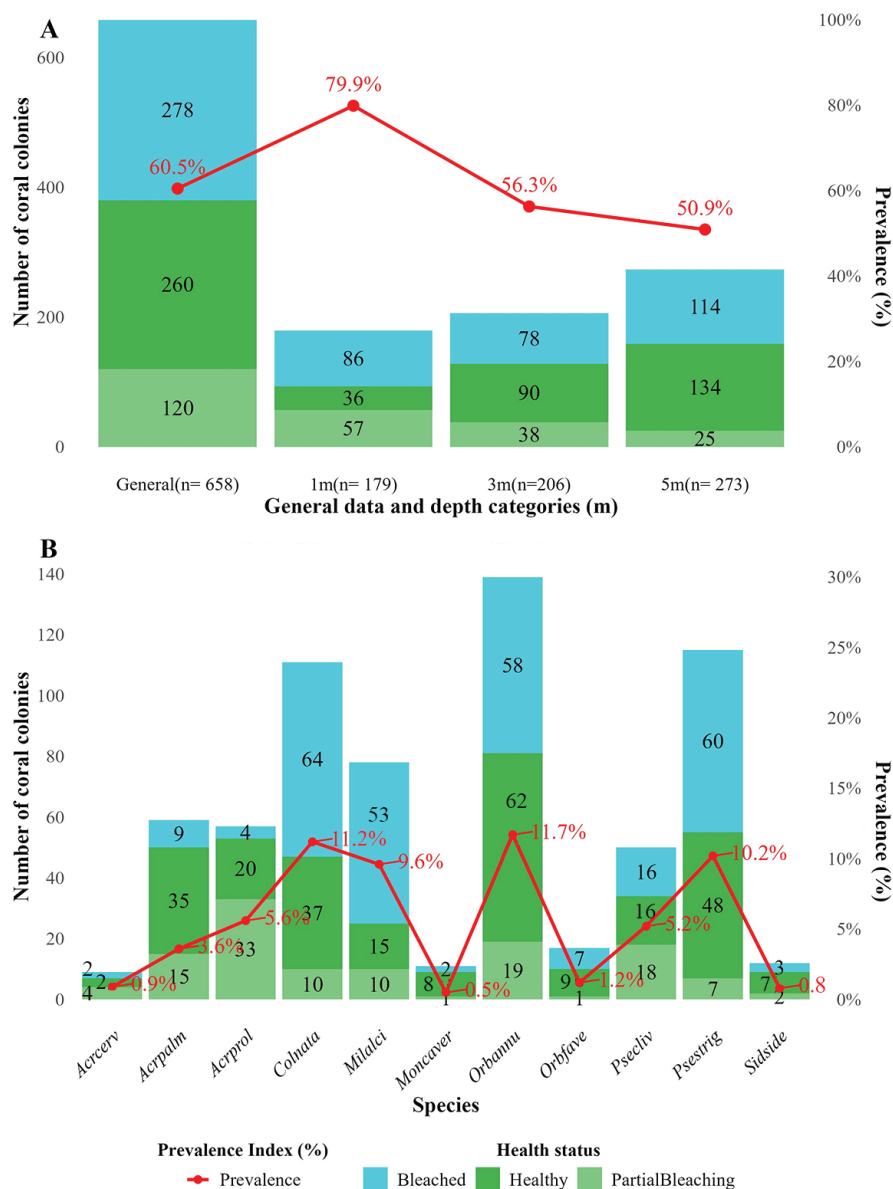


Figure 3. Bleaching and health status of corals on the Enmedio reef in 2024. **A**, prevalence of coral bleaching: general and at depths of 1, 3, and 5 m. **B**, health status of coral species. *Acrerv*, *A. cervicornis*; *Acrpalm*, *A. palmata*; *Acrprol*, *A. prolifera*; *Colnata*, *C. natans*; *Milalci*, *M. albicornis*; *Moncaver*, *M. cavernosa*; *Orbannu*, *O. annularis*; *Orbfave*, *O. faveolata*; *Psecliv*, *P. clivosa*; *Psestrig*, *P. strigosa*; *Sidside*, *S. siderea*.

The most abundant species showed the highest prevalence of coral bleaching, with *O. annularis* registering a prevalence of 11.7%, with a total of 58 bleached colonies and 19 partially bleached colonies. *C. natans* had a prevalence of 11.2%, with 64 bleached colonies and a smaller number partially bleached. The third species was *P. strigosa*, with a prevalence of 10.2%. The hydrocoral *M. alcornis* had a prevalence of 9.6%, affecting 63 of the 78 colonies in total. The rest of the species had a lower prevalence as they were less abundant in the sampling area (Fig. 3B). With regard to depth strata by species, in the 1 m stratum, *M. alcornis* was the most affected with a prevalence of 26.8%, followed by *P. clivosa* with 19%; the hybrid coral *A. prolifera*, although its prevalence was 16.2%, it had a greater number of colonies with partial bleaching. At a depth of 3 m, bleaching was mainly concentrated in the three most abundant species: *O. annularis* (14.1%), *P. strigosa* (12.6%), and *C. natans* (11.7%). At the same depth, *A. palmata* reached a prevalence of 6.8%, with a predominance of partially bleached colonies. At a depth of 5 m, the prevalence of bleaching remained high in the most abundant species: *C. natans* was the most affected (18.4%), followed by *P. strigosa*

(15.1%) and *O. annularis* (11.7%), with total bleaching predominating in these species. However, although *A. palmata* and *M. alcornis* were less abundant, most colonies were found to be healthy compared to those recorded at depths of 1 m and 3 m (Fig. 4). Evidence of recovery (gradual brown pigmentation) was observed in 15 colonies at the 3 m depth (Fig. 5), specifically in *C. natans* (n = 10) and *P. strigosa* (n = 5).

Thermal stress analysis (SST and DHW). The SST analysis for the period 2000–2025 showed a well-defined seasonal pattern. The MMMT calculated for the region was 29.4 ± 0.7 °C, with August (27.5–31.2 °C) and September (26.9–31.4 °C) identified as the warmest months, which, together with October, resulted in the quarter with the highest risk of thermal stress. On an annual basis, temperatures gradually decline from November onwards, reaching minimum values between January and March, with February being the coldest month (18.1–25 °C). The temperature rises again progressively in May (24.1–29.5 °C) until reaching maximum values between August and October. This dynamic shows a pattern that repeats every year (Fig. 6).

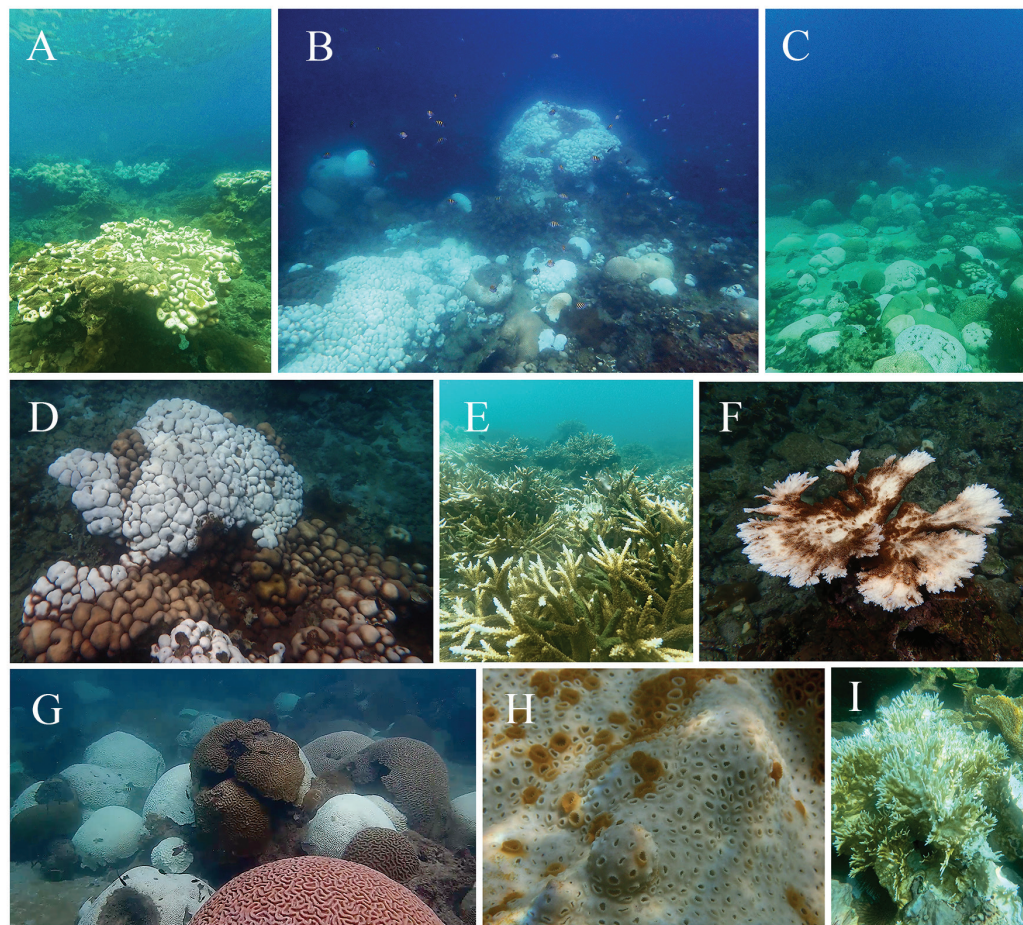


Figure 2. Photographic record of the Enmedio Reef, representative of the leeward area. **A**, large formations of *Orbicella annularis* show extensive bleaching. **B**, another area with bleached *O. annularis* and *Colpophyllia natans*. **C**, colonies of *Pseudodiploria strigosa* and *C. natans*. **D**, close-up of an *O. annularis* colony showing clearly defined areas of bleaching in contrast to healthy areas. **E**, *Acropora prolifera* with bleached tips in an extensive area of the reef. **F**, *Acropora palmata* was one of the most resistant species, but many individuals show extensive bleaching. **G**, bleached *C. natans* in the process of losing zooxanthellae (pink colony in the foreground). **H**, the zoanthid *Palythoa caribaeorum* was severely affected. **I**, the hydrocoral *Millepora alcornis* also showed damage from heat stress.

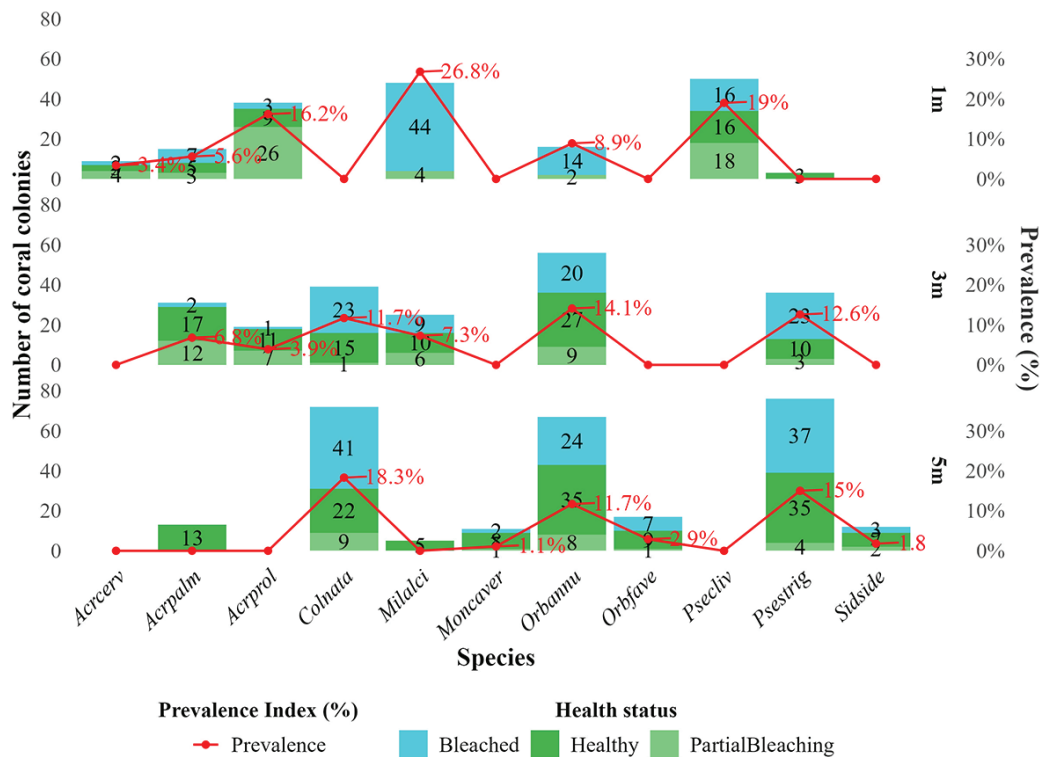


Figure 4. Prevalence of bleaching and health status of coral species by depth stratum, Enmedio Reef, LTRS. *Acrecerv*, *A. cervicornis*; *Acpalm*, *A. palmata*; *Acrprol*, *A. prolifera*; *Colnata*, *C. natans*; *Milalci*, *M. alcornis*; *Moncaver*, *M. cavernosa*; *Orbannu*, *O. annularis*; *Orbfave*, *O. faveolata*; *Psecliv*, *P. clivosa*; *Psestrig*, *P. strigosa*; *Sidside*, *S. siderea*.

Regarding the analysis of the SST and DHW time series, two patterns of increasing thermal stress were identified. First, between 2000 and 2023, a frequency of Level 1 Alert events with probable bleaching was identified, with four events recorded in the first 12 years (2000–2011) and three events in the following eight years (2016–2023) in which the average temperatures in the critical months (August–September) remained between 29.0–29.9 °C compared to the historical average. During this period, only one bleaching event was documented in 2007 (González-Gándara, 2008). A year in which no bleaching alerts were recorded since the maximum value was 2.4 DHW and the warmest average temperatures (August: 28.6±0.5; September: 29.4±0.8 °C) were equal to or lower than the historical average (Fig. 6).

The second pattern corresponds to 2023–2025, which was more critical, with an intensification of heat stress. In 2023, values of 7.5 DHW and a maximum average of 29.8±0.5 °C were recorded in September. The year 2024 was the most severe, with average maximum temperatures (August: 30.2±0.7 °C; September: 30.2±0.4 °C) exceeding the historical average by approximately 1 °C and a record absolute maximum temperature of 31.4 °C in September. This caused a more intense and prolonged heat stress event, with alerts beginning in August (Level 1), increasing to Level 2 in September, and reaching Level 3 in October with a maximum of 13.5 DHW (Fig. 6). Subsequently, temperatures gradually decreased, leading to the first signs of recovery observed in November. It should be noted that, by March 2025, most of the affected colonies had already regained their normal coloration (Fig. 7). Finally, in 2025, a second bleaching event was reported by boat

operators. Although it was not severe, September was the warmest month (30.1±0.3 °C), exceeding the historical average for the second consecutive year. Level 1 alerts were reported in September, reaching Level 2 in October with a maximum of 10 DHW (Fig. 6).

DISCUSSION

The Enmedio reef is characterized by being a healthy ecosystem (Correa *et al.*, 2025) with high coral coverage (González-González *et al.*, 2016). In 2024, the Enmedio reef experienced the most severe bleaching event documented since 2007. The recorded prevalence (60.5%) significantly exceeded the 20–40% reported 17 years ago (González-Gándara, 2008). The species *O. annularis*, *C. natans*, and *P. strigosa* were the most affected due to their local abundance and high susceptibility to thermal stress (González-González *et al.*, 2016). These species have also been described as susceptible in the Caribbean region (McClanahan *et al.*, 2009; Cramer *et al.*, 2021) and in the VRS (Horta-Puga *et al.*, 2023, 2024). Shortly after the temperature dropped to below average maximum levels, the first signs of recovery appeared, such as the return of brown coloration (Fig. 6, 7). Of course, full recovery takes longer, which we confirmed five months later when the coloration of the colonies had returned to normal (Fig. 7). Similarly, most of the VRS colonies that suffered bleaching in 2022 showed recovery over the following 5 months, although species such as *C. natans* took up to 8.5 months to recover their normal coloration (Carreño-Loaiza *et al.*, 2025).

By comparing the bleaching event of 2007 with that of 2024, we can suggest that the local coral community developed thermal tolerance. The first bleaching episode occurred with minimal thermal stress (1.9 DHW) and temperatures within the historical average (González-Gándara, 2008). During the following period (2008-2022), no widespread bleaching was recorded, despite the increase in the frequency of Level 1 Alerts, reaching up to 7.5 DHW in 2023. This period without bleaching indicates coral resilience and increased thermal tolerance, which is consistent with the work of Maynard *et al.* (2008) and Sully *et al.* (2019), who suggest that previous bleaching events cause the mortality of corals with lower thermal tolerance but that surviving colonies increase their thermal threshold. This thermal tolerance was surpassed in 2024, when average maximum temperatures exceeded the historical records by approximately 1°C reaching 30°C with highs of 31.4°C. These thermal conditions are critical for corals in the Gulf of Mexico, where temperatures close to or above 30 °C are known to pose a high

risk of widespread bleaching (Dee *et al.*, 2019). This trend is consistent with what occurred in the VRS in 2022, when the average maximum temperature of 30.5°C exceeded the historical average (Carreño-Loaiza *et al.*, 2025). Similarly, bleaching has been documented in regions of the Caribbean when temperatures reached 30-31 °C (Johnston *et al.*, 2019). Therefore, the severity of bleaching at the Enmedio reef can be directly attributed to a progressive accumulation of thermal stress, that reached level 3 (13.5 DHW) for the first time in 2024. It should be noted that these bleaching episodes occurred during the fourth global coral bleaching event declared by NOAA (2024). The lower intensity of bleaching recorded in 2025, under level 2 alert conditions (10 DHW), confirms the direct relationship between intensity, duration of accumulated heat, and severity of bleaching (NOAA, 2025). This coincides with what happened in the VRS in 2022, when a level 1 alert caused a milder bleaching of 17% (Carreño-Loaiza *et al.*, 2025).

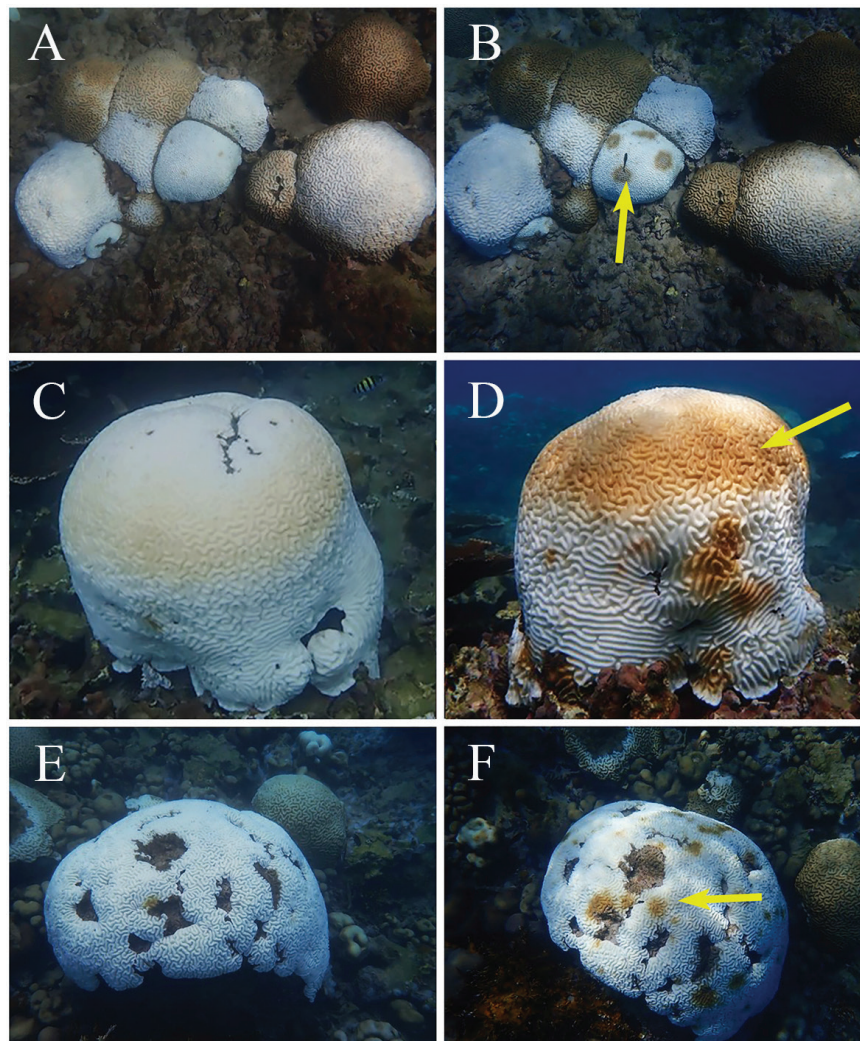


Figure 5. Recovery of zooxanthellae and brown color. **A, C, E**, bleached colonies of *Pseudodiploria strigosa* photographed on October 31 during the widespread bleaching event of 2024. **B, D, F**, the same corals showing the first signs of recovery as early as November 14, during the widespread bleaching event in 2024, Enmedio Reef, LTRS.

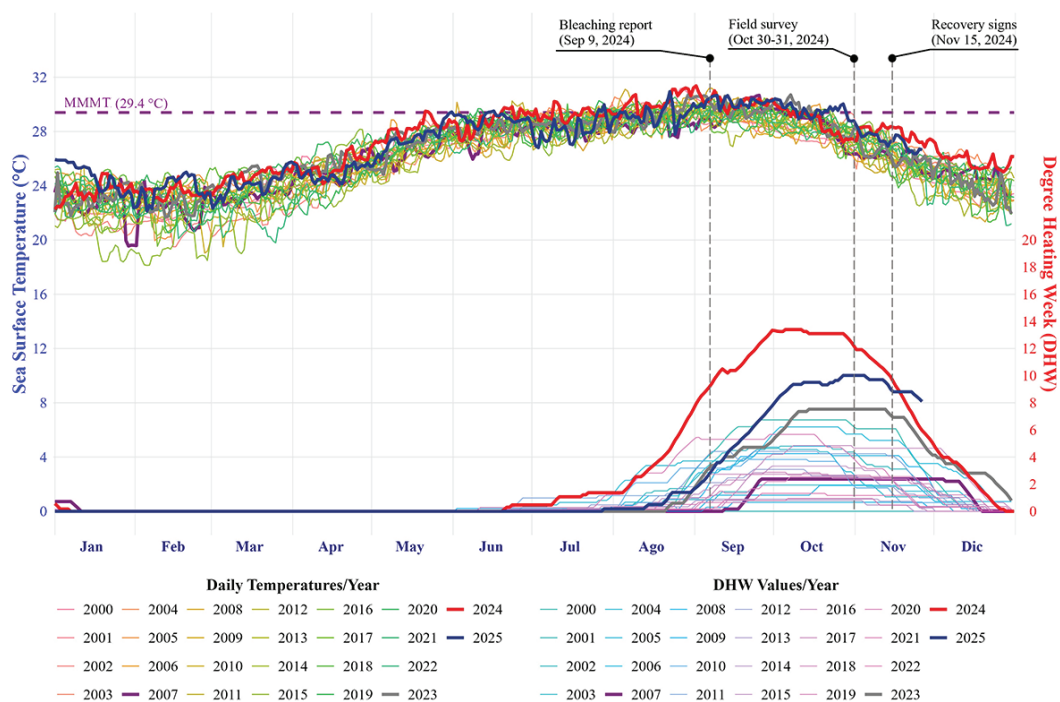


Figure 6. Sea surface temperatures (SST) and degree heating week (DHW) in °C for the Lobos-Tuxpan Reef System (LTRS). Data obtained from SIMAR. Thick lines highlight the years 2007, 2023, 2024, and 2025, corresponding to the only widespread bleaching events recorded at Enmedio Reef, LTRS.

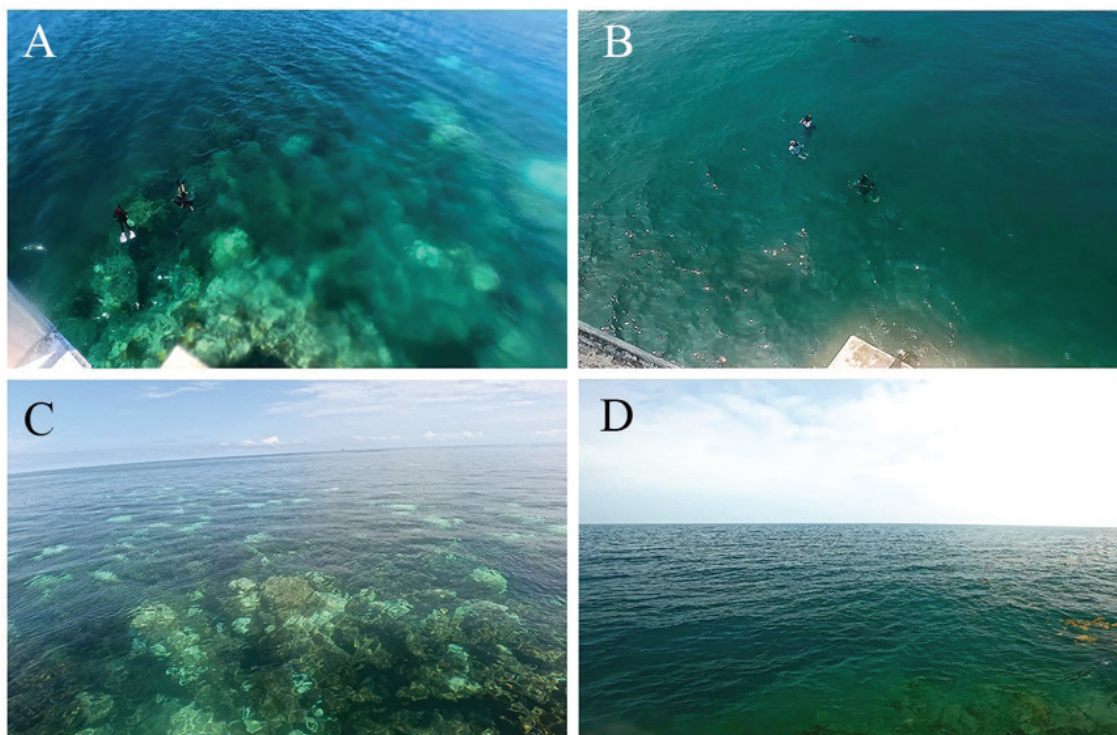


Figure 7. View from the reef lighthouse. **A, C**, in October 2024 during peak whitening. **B, D**, the same area with full recovery in March 2025.

The bleaching episodes of 2024 and 2025 are consistent with projections that anticipate a higher frequency of high temperatures, which affect reefs located in mid-latitudes (15–20° north latitude) (Sully *et al.*, 2019), such as the VRS and the LTRS. High temperatures and other harmful factors are on the rise, such as river wastewater, tourism, port activities, and increasingly frequent tropical storms. Therefore, it is essential to monitor reefs and promote actions that reduce the damage caused by human activities.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank CONANP for granting permission to access the Enmedio reef.

REFERENCES

- CARREÑO-LOAIZA, D., H. PÉREZ-ESPAÑA, A. GRANADOS-BARBA & L. ÁLVAREZ-FILIP. 2025. Recovery and health status of scleractinian corals facing bleaching in the Veracruz Reef System in the southwestern Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas* 50(1B). <https://doi.org/10.7773/cm.y2025.3500>
- CARRICART-GANIVET, J.P. 1993. Blanqueamiento parcial en *Porites porites* (Cnidaria: Scleractinia) en el Arrecife de Isla Verde, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical* 41(3): 495–498.
- CERDEIRA-ESTRADA, S., R. MARTELL-DUBOIS, J. VALDEZ-CHAVARIN, L. ROSIQUE-DE LA CRUZ, H. CABALLERO-ARAGÓN, E. SANTAMARIA-DEL-ÁNGEL, J. LÓPEZ-PEREA, S. PERERA-VALDERRAMA, F. MULLER-KARGER & R. RESSL. 2025. SATcoral: Satellite-based Early Warning System for Coral Bleaching 1-km in Marine-Coastal Information and Analysis System (SIMAR). CONABIO. [accessed 2025 Nov 03]. Available online at: <https://simar.conabio.gob.mx/explorer/?satcoral=r-sba>
- CORREA, D., C.A. VILLEGAS-SÁNCHEZ, H. PÉREZ-ESPAÑA & L. ÁLVAREZ-FILIP. 2025. Reef health status of the southwestern Gulf of Mexico and Mexican Caribbean coral reefs. *Ciencias Marinas* 50(1B): e3501. DOI:10.7773/cm.y2025.3501
- CRAMER, K. L., M.K. DONOVAN, J.B.C. JACKSON, B.J. GREENSTEIN, C.A. KORPANTY, G.M. COOK & J.M. PANDOLFI. 2021. The transformation of Caribbean coral communities since humans. *Ecology and Evolution* 11 (15): 10098–10118. DOI:10.1002/ece3.7808
- DE LA CRUZ-FRANCISCO V., M. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ & I. MORALES-QUIJANO. 2016a. Inventario taxonómico de Hydrozoa (Orden: Anthoathecata) y Anthozoa (Subclases: Hexacorallia y Octocorallia) del Arrecife Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan. *CICIMAR Oceanides* 31 (1): 23–34. DOI:10.37543/oceanides.v31i1.157
- DE LA CRUZ-FRANCISCO, V., M. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ & L. FLORES-GALICIA. 2016b. Distribución de los hábitats bentónicos de la laguna del arrecife Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, México. *Revista Investigaciones Marinas* 36 (1): 63–78.
- DEE, S.G., M. A. TORRES, R. C. MARTINDALE, A. WEISS & K. L. DELONG. 2019. The future of reef ecosystems in the Gulf of Mexico: insights from coupled climated model simulations and ancient hot-house reefs. *Frontiers in Marine Science* 6: 691. DOI:10.3389/fmars.2019.00691
- EAKIN, C.M., J.M. LOUGH, S.F. HERON & G. LIU. 2009. Climate variability and change: monitoring data and evidence for increased coral bleaching stress. In: Van Oppen, M.J.H., Lough, J.M. (eds.) *Coral Bleaching*. Springer, Cham. pp. 51–84. DOI:10.1007/978-3-319-75393-5_4
- EAKIN, C.M., D. DEVOTTA, S. HERON, *et al.* 2022. The 2014–17 Global Coral Bleaching Event: The Most Severe and Widespread Coral Reef Destruction. *Research Square*. DOI:10.21203/rs.3.rs-1555992/v1
- FRIELER, K., M. MEINSHAUSEN, A. GOLLY, M. MENGEL, K. LEBEK, S. DONNER & O. HOEGH-GULBERG. 2013. Limiting global warming to 2 °C is unlikely to save most coral reefs. *Nature Climate Change*, 3 (2): 165. DOI:10.1038/nclimate1674
- GONZÁLEZ-GÁNDARA, C. 2008. Blanqueamiento en arrecifes coralinos de Tuxpan, Veracruz. *La Ciencia y el Hombre*, 21 (2): 11–12.
- GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, C., V. DE LA CRUZ-FRANCISCO, I. MORALES-QUIJANO & R. E. ORDUÑA-MEDRANO. 2016. Diversidad y cobertura de la comunidad bentónica del arrecife Enmedio, Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, México. *Revista Ciencias Marinas y Costeras* 8 (2): 47–65. DOI:10.15359/revmar.8-2.3
- GUTIÉRREZ-RUIZ, C.V., M.A. ROMÁN-VIVES, C.H. VERGARA & E.I. BADANO. 2011. Impact of anthropogenic disturbances on the diversity of shallow stony corals in the Veracruz Reef System National Park. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82 (1): 249–260.
- HORTA-PUGA, G. & J.L. TELLO-MUSI. 2009. Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Primera Etapa. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM005. México, CDMX.
- HORTA-PUGA, G., E. RAMÍREZ-CHÁVEZ & J. BELLO-PINEDA. 2024. Blanqueamiento coralino: ¿El cuarto jinete del apocalipsis para los arrecifes de coral?. *Espacio Profundo* 188:23–28. <https://www.espacioprofundo.com.mx/revistadigital/188/22/>
- HORTA-PUGA, G., J. GUTIÉRREZ-MARTÍNEZ, A.A. MORALES-ARANDA & M. VICTORIA-MUGUIRA. 2023. First report of mass bleaching in the Southwestern Gulf of Mexico. *Reef Encounter*. 54:59–64. DOI:10.53642/AZV6106
- HUGHES, T.P., J.T. KERRY, M. ÁLVAREZ-NORIEGA, *et al.* 2017. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature* 543:373–377. DOI:10.1038/nature21707
- HUGHES, T.P., J.T. KERRY, A. H. BAIRD, *et al.* 2018. Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature* 556: 492–496. DOI:10.1038/s41586-018-0041-2
- JOHNSTON, M.A., E.L. HICKERSON, M.F. NUTTALL, R. D. BLAKEWAY, T. K. STERNE., R. J. ECKERT & G. P. SCHMAHL. 2019. Coral bleaching and recovery from 2016 to 2017 at East and West Flower Garden Banks, Gulf of Mexico. *Coral Reefs* 38: 787–799. DOI:10.1007/s00338-019-01788-7
- JOKIEL, P.L. 2004. Temperature stress and coral bleaching. In: Rosenberg, E., Loya, Y. (eds.), *Coral Health and Disease*. Heidelberg (Germany): Springer Nature, pp. 401–425.
- MAYNARD, J.A., K.R.N. ANTHONY, P.A. MARSHALL & I. MASIRI. 2008. Major bleaching events can lead to increased thermal tolerance in corals. *Marine Biology* 155: 173–182. DOI:10.1007/s00227-008-1015-y

- McCLANAHAN, T.R., E. WEIL., J. CORTÉS, A.H. BAIRD & M. ATEWEBERHAN. 2009. Consequences of coral bleaching for sessile reef organisms. In: van Oppen, M. J. H & Lough, J. M. (eds.). *Coral Bleaching*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 121-138.
- MENDELSSOHN, I.A., M.R. BYRNES, R.T. KNEIB & B.A. VITTOR. 2017. Coastal habitats of the Gulf of Mexico. In: H Ward (ed), *Habitats and biota of the Gulf of Mexico: before the deepwater horizon oil spill*. New York (USA): Springer, pp. 359-640.
- NOAA. 2024. NOAA confirms 4th global coral bleaching event. National Oceanic and Atmospheric Administration; [accessed 2025 Nov 03]. Available online at: <https://www.noaa.gov/news-release/noaa-confirms-4th-global-coral-bleaching-event>
- NOAA. 2025. Methodology, Product Description, and Data Availability of NOAA Coral Reef Watch's Version 3.1 Daily Global 5km Satellite Coral Bleaching Heat Stress Monitoring Products; [accessed 2025 Nov 03]. Available online at: <https://coralreefwatch.noaa.gov/product/5km/methodology.php>
- ORTIZ-LOZANO, L., P. ARCEO-BRISÉÑO, A. GRANADOS-BARBA, D. SALAS-MONREAL & L. JIMÉNEZ-BADILLO. 2010. Zona costera. In G. Benítez & Rodríguez, W. (Eds), *Atlas del Patrimonio Natural, histórico y Cultural de Veracruz*. Tomo 1 Patrimonio Natural, México, pp. 123-146.
- ORTIZ-LOZANO, L., C. COLMENARES-CAMPOS & A. GUTIERREZ-VELÁZQUEZ. 2018. Submerged coral reefs in the Veracruz Reef System, Mexico, and its implications for marine protected area management. *Ocean & Coastal Management*, 158: 11-23. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2018.03.012
- ORTIZ-LOZANO, L., A. GUTIÉRREZ-VELÁZQUEZ, A. AJA-ARTEAGA, J. ARGÜELLES-JIMÉNEZ & V. RAMOS-CASTILLO. 2021. Distribution, threats, and management of submerged reefs in the north of the reef corridor of the Southwest Gulf of Mexico. *Ocean & Coastal Management* 201:105428. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2020.105428
- PÉREZ-ESPAÑA, H., J. BELLO-PINEDA, P. ÁVILA-SANTIAGO, P. BERUMEN-SOLORZANO, S. MELO-MERINO, R.R. FLORES-ARÉVALO, J. SANTANDER-MONSALVO, R.S. GÓMEZ-VILLADA, M.A. ROMÁN-VIVES, C. RUIZ-LOZANO, M. ALVARADO-TEJEDA, A.A. ROLDÁN-UBANDO & A. CABRERA-VALENZUELA. 2015b. Monitoreo del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: Segunda Etapa. Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto GM004, México DF.
- REIMER, J.D., R.S. PEIXOTO, S.W. DAVIES, *et al.* 2024. The Fourth Global Coral Bleaching Event: Where do we go from here? *Coral Reefs* 43: 1121-1125. DOI:10.1007/s00338-024-02504-w
- SULLY, S., D.E. BURKEPILE, M.K. DONOVAN, G. HODGSON & R. VAN WOESIK. 2019. A global analysis of coral bleaching over the past two decades. *Nature communications* 10: 1264. DOI:10.1038/s41467-019-09238-2
- TUNNELL, J. W. JR. 2010. Distribución de los arrecifes. En J. W. Jr. Tunnell, E. A. Chávez & K. Withers (Eds.), *Arrecifes Coralinos del Sur del Golfo de México*. México: Instituto Politécnico Nacional, pp. 17-29.
- WILKINSON, C. 2000. Status of Coral Reefs of the World: 2000. Australian Institute for Marine Science, Townsville.
- ZÁVALA-HIDALGO, J., S.L. MOREY & J.J. O'BRIEN. 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 108(C12). DOI:10.1029/2003JC001879.

Variación espaciotemporal de la estructura comunitaria de diatomeas bentónicas en el área natural protegida laguna de Términos, Campeche

Space-time variation in the community structure of benthic diatoms in the natural protected area Terminos lagoon, Campeche, Gulf of Mexico

Janis De los Santos González^{1,3}, David Alfaro Siqueiros Beltrones^{2*}, Francisco José Gutiérrez Mendieta³

Recibido: 18 de noviembre de 2025.

Aceptado: 06 de mayo de 2026.

Publicado: agosto de 2026.

RESUMEN

Antecedentes: Las diatomeas bentónicas han sido poco estudiadas en los ambientes estuarinos tropicales, orientando la mayor parte de los estudios hacia aspectos florísticos y en menor grado en la estructura de sus asociaciones. **Objetivo:** Describir la variación espaciotemporal de la composición específica, asociaciones de diatomeas bentónicas (ADB), la diversidad, y taxones dominantes en sedimentos de la laguna de Términos. Se contrastó la hipótesis de que la composición de especies de las ADB variaría significativamente entre temporadas y dentro de cada temporada se presentaría una distribución espacial homogénea. **Métodos:** se recolectaron muestras de sedimento en dos temporadas climáticas (lluvias y nortes) y se midieron variables fisicoquímicas de la columna de agua de cada sitio. Las muestras de sedimento se procesaron para separar y limpiar las frústulas de diatomeas mediante oxidación con ácido nítrico, y se fijaron en resina sintética para su inspección bajo el microscopio. **Resultados:** se identificaron 434 taxones de diatomeas epipélicas, destacando numéricamente: *Haslea staurosigmoidea*, *Cymatosira belgica*, *Navicula salinarum* var. *rostrata*, *Paralia grunowii*, *Anaulus minutus*, *Cyclotella choctawhatchee*, *Fallacia pygmaea* y *Tryblionella coarctata*. En temporada de lluvias se registraron 276 taxones, mientras que en nortes fueron 256, con 194 taxones compartidos entre ambas. Se registraron valores elevados de diversidad ($H' = 5.35$ en lluvias y $H' = 5.04$ en nortes), aunque con marcada heterogeneidad espacial. **Conclusiones:** Un recambio de taxones dominantes entre temporadas respalda la primera hipótesis. El análisis ANOSIM confirmó diferencias significativas con magnitud débil entre temporadas ($R = 0.1655$, $p = 0.0146$). Sin embargo, se encontraron diferencias significativas a nivel espacial (ANOSIM $R = 0.4329$, $p = 0.0013$), evidenciando que las ADB no se distribuyen homogéneamente, sino que responden a gradientes ambientales y presentan la típica distribución agregada (en parches) de diatomeas bentónicas. Este patrón refleja la influencia de los aportes fluviales y marinos sobre la estructura de las ADB.

Palabras claves: diatomeas bentónicas, diversidad, estuario, laguna de Términos

ABSTRACT

Background: Studies on benthic diatoms in tropical estuarine environments are scarce, most research has focused on floristics aspects, rarely addressing their ecological role or their spatial and temporal variation. **Objective:** to determine the space-time variation in the structure of benthic diatom assemblages (BDA), in the surrounding sediments of Terminos Lagoon. We tested the hypothesis that the species composition of BDA would show significant differences between seasons and within each season, albeit BDA would show a homogeneous spatial distribution. **Methods:** sediment samples were collected during climatic seasons (rainy and nortes), and hydrological variables were measured at each site. Diatom frustules were cleaned by oxidation with nitric acid and mounted in synthetic resin for light microscopy examination. **Results:** A total of 434 diatom taxa were identified; the most numerically important were: *Haslea staurosigmoidea*, *Cymatosira belgica*, *Navicula salinarum* var. *rostrata*, *Paralia grunowii*, *Anaulus minutus*, *Cyclotella choctawhatchee*, *Fallacia pygmaea*, and *Tryblionella coarctata*. During the rainy season 276 taxa were recorded and 256 during nortes; 194 taxa were shared between the two seasons. High diversity values were estimated ($H' = 5.35$ for the rainy season and $H' = 5.04$ for nortes), although these values were spatially heterogeneous. **Conclusions:** The more conspicuous taxa were replaced from one season to another, supporting our first hypothesis. Multivariate analysis (ANOSIM) confirmed significant but weak differences between seasons ($R = 0.1655$, $P = 0.0146$). However, spatially,

¹ Maestría en Biología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186, Leyes de Reforma 1ra. Secc. CDMX 09340. México.

² Departamento de Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, Av. IPN s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, BCS. 23096. México.

³ Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186, Leyes de Reforma 1ra. Secc. CDMX 09340. México.

*Corresponding author:

David Alfaro Siqueiros Beltrones: e-mail: dsiquei@gmail.com

To quote as:

De los Santos González, J., D. A. Siqueiros Beltrones & F. J. Gutiérrez Mendieta. 2026. Variación espaciotemporal de la estructura comunitaria de diatomeas. *Hidrobiológica* 36 (2): 89-103.

our hypothesis was rejected, as strong spatial structuring was detected (ANOSIM $R=0.4329$, $p=0.0013$), indicating that BDA are not homogeneously distributed. Instead, they respond to environmental gradients and exhibit the typical patchy distribution of benthic diatoms. This pattern reflects the influence of fluvial and marine inputs in the structure of microphytobenthic communities in the lagoon.

Keywords: Benthic diatoms, diversity, estuary, lagoon, Terminos

INTRODUCCIÓN

Las comunidades microfítobentónicas de ambientes costeros están constituidas principalmente por asociaciones de diatomeas epipélicas y episámicas (Underwood & Peterson, 1993); estas juegan un papel importante en el ambiente (Admiraal *et al.*, 1984) y contribuyen de manera significativa al aumento de biomasa en la columna de agua, a la producción primaria y en general a la dinámica de los sedimentos. Asimismo, la distribución espacial y temporal que presentan las diatomeas bentónicas determinan la forma en que se distribuyen otros microorganismos como bacterias, hongos, micro, meio y macrofauna (Siqueiros-Beltrones, 2002). Weilhöfer *et al.* (2021a, 2021b) proponen que la composición de especies y sus cambios en el microfítobentos se encuentran relacionados con el sitio en el que están ubicados dentro del sistema y con las temporadas.

Las asociaciones de diatomeas bentónicas (ADB) pueden cambiar y ser remplazadas rápidamente en respuesta a variaciones de temperatura, salinidad, intensidad de luz e hidrodinámica del sistema que determinan la presencia o ausencia de las especies (Holdridge, 1978; MacIntyre *et al.*, 1996; Cibic *et al.*, 2012); lo mismo puede suceder con el sustrato donde se encuentran (Benny *et al.*, 2021). Dichas variaciones ambientales pueden ser evaluadas por temporadas climáticas para establecer referentes taxonómicos y ecológicos relacionados con las características que definen las estaciones del año y sus transiciones.

Independientemente de lo anterior, las ADB presentan una estructura similar, caracterizada por la presencia de pocas especies abundantes y comunes, junto con muchas especies raras y poco frecuentes, indistintamente de la riqueza total de especies presentes (Siqueiros-Beltrones, 2002). Las variaciones en esta estructura se reflejan en los valores obtenidos de diversos índices ecológicos que miden parámetros comunitarios como diversidad de especies, dominancia, y equidad, entre otros.

La investigación sobre diatomeas bentónicas en sistemas costeros en México ha generado un sólido conocimiento florístico, particularmente para la península de Baja California (Siqueiros-Beltrones & Sánchez-Castrejón, 1999; Siqueiros-Beltrones & Hernández-Almeida, 2006; López-Fuerte & Siqueiros-Beltrones, 2006; López-Fuerte & Siqueiros-Beltrones, 2010; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2021, 2023), así como para el Atlántico (López-Fuerte *et al.*, 2013; Hernández-Almeida *et al.*, 2017; Okolodkov & Huerta-Quintanilla, 2018; López-Fuerte *et al.*, 2022; Nienow & Prasad 2023). No obstante, los estudios que integran dimensiones temporales y espaciales para comprender la dinámica estructural de estas asociaciones en sistemas lagunares estuarinos tropicales protegidos como la laguna de Términos, son considerados aún incipientes. Esta carencia es relevante porque la caracterización espaciotemporal de las ADB permite no solo consolidar la florística regional, sino también estimar parámetros ecológicos clave como riqueza de especies, abundancias relativas, equidad y dominancia que descri-

ben la estructura de estas comunidades y su respuesta a los cambios ambientales. Dicha información es fundamental para la conservación de los ecosistemas costeros, ya que las ADB han sido reconocidas como indicadores clave para la toma de decisiones sobre ecología y conservación, particularmente en áreas naturales protegidas (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2017), debido a sus cortos ciclos de vida y a su alta sensibilidad a las variaciones fisicoquímicas de agua y sedimento, incluyendo gradientes de salinidad, fluctuaciones de temperatura y cambios en las concentraciones de nutrientes (Martínez *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2026).

En el contexto del Gran Caribe, esfuerzos recientes en el Atlántico mexicano han generado información sobre diatomeas bentónicas marinas (López-Fuerte *et al.*, 2013; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2013; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2020, López-Fuerte *et al.*, 2022; López-Mejía *et al.*, 2022), incluyendo datos florísticos y descripciones de la estructura de las asociaciones en algunas áreas marinas protegidas. En un estudio reciente se registró una alta diversidad de diatomeas bentónicas en áreas marinas protegidas en litorales cubanos (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2025), la flora encontrada en un área marina protegida, la cual, sumada al estudio primario de Foged (1984) alcanzó los 595 taxones, lo que subraya la relevancia de profundizar el conocimiento de las ADB en la región y sirve como marco de referencia para el presente estudio.

El Área Natural Protegida Laguna de Términos se ubica en la costa de Campeche; es considerado un sistema lagunar-estuarino de alta productividad. Estudios previos han documentado una taxocenosis notablemente rica de diatomeas bentónicas (ADB) en esta área con 562 taxones identificados en diversos sustratos (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2020; López-Mejía *et al.*, 2021; López-Mejía, 2022; López-Mejía *et al.*, 2022), una cifra superior a cualquier estudio previo en costas mexicanas. Esta elevada riqueza sugiere condiciones de un ambiente no perturbado (Siqueiros-Beltrones, 2002), caracterizado por la coexistencia de formas marinas, dulceacuícolas y estuarinas. Sin embargo, estos trabajos se han centrado principalmente en inventarios florísticos y en la evaluación ecológica de la laguna a partir de diatomeas bentónicas, pero deja sin explorar la variación en la composición y estructura de las ADB a lo largo de los márgenes lagunares.

La investigación de López-Mejía (2022), que abarcó tres temporadas climáticas: lluvias, secas y nortes (2017-2018), e incluyó sedimento de la orilla y del centro de la laguna con el objetivo de evaluar el estado ecológico del sistema, evidenció que los escurrimientos epicontinentales actúan como un factor de perturbación que disminuye la riqueza y diversidad de las ADB. En un estudio complementario, López-Mejía *et al.* (2022), analizaron la distribución de las ADB en distintos sustratos vivos e inertes (sedimento, macroalgas y pasto marino), lo que redujo 259 taxones (epifitas y episámicas). De este conjunto, el 16% de estos taxones fueron dominantes (representando casi el 90% de abundancia relativa total), otro 16% fueron constantes, 8% ocasionales, y el 65% restante fueron raras; sus distribuciones variaron según el sustrato, sitio o zona. No obstante, dicho estudio consideró un solo muestreo en cuatro sitios, mismos que mostraron baja similitud en su composición específica (similitud <0.5), un patrón consistente con la distribución agregada (en parches) típica para diatomeas bentónicas (McIntire & Overton, 1971).

Dado la limitación espacial de los muestreos previos, el presente estudio aborda una escala espacial complementaria. A diferencia de los trabajos antecedentes, se implementó un diseño con 13 sitios fi-

jos localizados exclusivamente en los márgenes internos de la laguna, muestreados en dos temporadas. Este enfoque permite caracterizar la variación espaciotemporal de las ADB en el sedimento de la zona litoral, una dimensión no explorada sistemáticamente en estudios anteriores, y contrastar la hipótesis: la composición de las ADB variará significativamente entre temporadas y, dentro de cada temporada presentarán una distribución espacial homogénea y una alta diversidad a lo largo de los márgenes lagunares.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El Área Natural Protegida de La laguna de Términos se ubica en el estado de Campeche al suroeste del Golfo de México (Fig. 1). Es el segundo sistema lagunar costero más grande de México (Ramos-Miranda *et al.*, 2005) con 70 km de largo y 40 km de ancho, y una profundidad promedio de 3.5 m (Robadue *et al.*, 2004). Se conecta con el Golfo de México a través de dos Bocas: Puerto Real al noroeste que tiene de ancho 3.4 km y la Boca del Carmen al noreste, con 3.2 km de ancho (Contreras-Ruiz *et al.*, 2014).

La cuenca de la Laguna de Términos recibe agua principalmente de tres ríos: el Palizada al suroeste, el Chumpán al sur y el Candelaria al sureste (Barba, 2000). Estos ríos aportan anualmente $11.76 \times 10^9 \text{ m}^3$ (Contreras-Espinosa, 2010), lo que influye directamente en la salinidad de la laguna que varía entre 5 y 32 durante el ciclo anual, aunque cerca del río Palizada se registran intervalos de salinidad de 0 a 30 (Bach *et al.*, 2005). Además, la laguna se encuentra rodeada por diversos sub-sistemas y sustratos variados, lo que favorece alta diversidad y heterogeneidad biológica.

Para la zona se identifican tres temporadas climáticas: secas de marzo a mayo; lluvias de junio a septiembre; y nortes de octubre a

febrero (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; Ayala *et al.*, 2003). Sin embargo, durante el año de muestreo la temporada de lluvias se prolongó hasta noviembre (SMN, 2019).

Muestreo: Los muestreos se realizaron a inicios de octubre 2018 (lluvias) y enero 2019 (nortes; Fig. 1). Se establecieron 13 sitios de muestreo distribuidos alrededor de los márgenes de la laguna para ambas temporadas. En cada sitio, para la obtención de diatomeas, se recolectó sedimento superficial en los primeros 2 cm de la columna sedimentaria, debido a que se considera la zona de máxima actividad y biomasa del microfitobentos (Underwood & Paterson, 1993; Sundbäck *et al.*, 2004). Para ello, se tomaron tres réplicas de sedimento utilizando tubos de plástico de 50 ml. Posteriormente, las tres réplicas de sedimento del mismo sitio se homogeneizaron manualmente en un contenedor estéril para conformar una muestra compuesta por sitio con el fin de integrar la variabilidad a microescala y obtener una representación robusta de la comunidad del ADB por sitio.

En cada sitio, las variables fisicoquímicas se midieron *in situ*, temperatura con termómetro de mercurio ($\pm 0.1^\circ \text{C}$), salinidad con refractómetro manual (Orion, ± 1), pH con potenciómetro portátil (Conductronic PH10, ± 0.02), transparencia con un disco de Secchi de 30 cm de diámetro; y oxígeno disuelto (OD) mediante la técnica de Winkler (Strickland & Parsons, 1972). Adicionalmente, para el análisis de nutrientes se recolectaron muestras de agua a mitad de columna utilizando una botella Van Dorn de 1.5 L. Las muestras se filtraron mediante filtros GF/F de $0.7 \mu\text{m}$ de abertura de poro, y posteriormente se conservaron en hielo hasta su análisis en laboratorio. Las concentraciones de amonio (NH_4^+), nitratos+nitritos ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), ortofosfatos (PO_4^{3-} , reportados como FRS) y silicatos (SiO_4), se cuantificaron mediante espectrofotometría (espectrofotómetro SHIMADZU UV-1700 PharmaSpec), siguiendo las técnicas estandarizadas de Strickland & Parsons (1972).

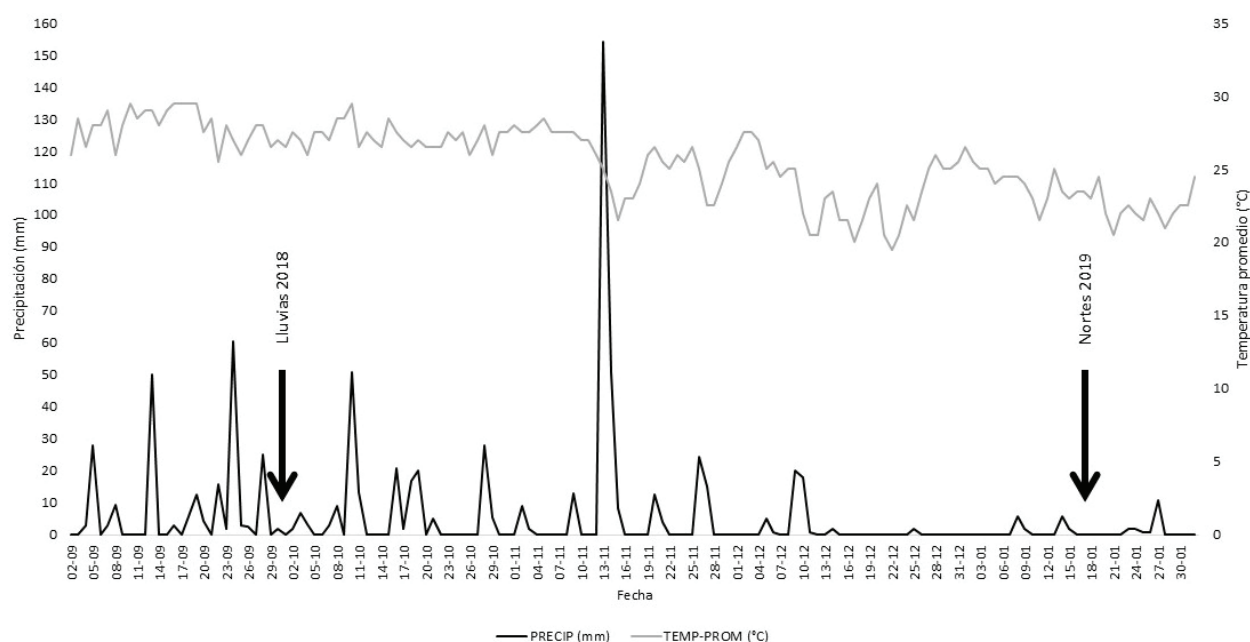


Fig. 1. Precipitación (mm) y temperatura media diaria ($^\circ\text{C}$) en la región de la laguna de Términos durante el periodo de septiembre de 2018 a enero 2019. Los valores fueron graficados con una frecuencia de tres. Las flechas indican las fechas de muestreo (octubre 2018 y enero 2019).

Procesamiento de muestras: Para las muestras de diatomeas se realizó la limpieza de frústulas por medio de la oxidación de materia orgánica con una mezcla (3:1) de ácido nítrico-etanol comercial (Siqueiros-Beltrones & Voltolina, 2000); posteriormente se montaron muestras por triplicado en laminillas con resina sintética Pleurax (IR=1.7). Para la identificación taxonómica se inspeccionaron las laminillas mediante microscopía de luz a 1000× en campo claro, y con contraste de fases, utilizando un microscopio Olympus modelo U-CMAD3 con cámara integrada. Se tomaron fotografías de los taxones representativos de diatomeas y se elaboró un catálogo iconográfico.

Los taxones se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible tomando como referencia literatura clásica y relativamente reciente, como: Peragallo & Peragallo (1908), Hustedt (1955, 1959, 1961-66), Schmidt *et al.* (1874-1959), Krammer & Lange-Bertalot (1991), Moreno *et al.* (1996), Tomas (1997), Witkowski *et al.* (2000), Siqueiros-Beltrones (2002), Siqueiros-Beltrones *et al.* (2004), López-Fuerte *et al.* (2010), Novelo *et al.* (2007), Stidolph *et al.* (2012) y López-Fuerte *et al.* (2013). Se actualizaron los nombres con base en la plataforma AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2025).

Estructura comunitaria: Para el análisis cuantitativo, el tamaño de muestra se estableció en 1000 valvas por sitio, de acuerdo con lo sugerido por Siqueiros-Beltrones (2002) para ambientes productivos. Para cada sitio de muestreo, con base en el conteo de valvas, los taxones se clasificaron de la siguiente manera según sus abundancias: especies con abundancias de 1 a 15 se consideraron raras (RA), especies comunes (CM) de 16 a 100, abundantes (AB) de 101 a 200, y especies con abundancias mayores a 200 valvas se consideraron como muy abundantes (MA). Los cálculos de los parámetros comunitarios se basaron en la abundancia relativa de cada taxón (i/N). La diversidad se estimó mediante el índice de Shannon ($H' \log_2$), la dominancia con el índice de Simpson (λ), y la equidad con el índice de Pielou (J'). La similitud entre sitios se midió mediante el índice de Bray-Curtis. Los cálculos se realizaron con el programa PAST 4.06 (Hammer *et al.*, 2001). Adicionalmente, para determinar las especies de diatomeas en el área de estudio se calculó el índice de valor biológico de Sanders (IVB), el cual considera los datos de abundancia y la frecuencia de aparición de todos los taxones cuantificados (Loya-Salinas & Escofet, 1990).

Pruebas estadísticas: Para evaluar diferencias en la composición de las asociaciones de diatomeas bentónicas (ADB) entre temporadas y entre sitios, se estableció la siguiente hipótesis nula (H_0): no existen diferencias significativas en la composición de especies entre los grupos definidos por cada factor (temporada o sitio). La hipótesis alternativa (H_a) establece que sí existen diferencias entre los grupos dentro de cada factor evaluado. Dado que el diseño de muestreo incluye una sola réplica por combinación sitio x temporada, no es posible estimar la varianza dentro de cada combinación. Por esta razón se optó por un análisis unifactorial independientes por cada factor. Se realizaron dos análisis ANOSIM basados en matrices de similitud de Bray-Curtis, a partir de abundancias relativas de los taxones registrados, 1) factor temporal comparando la temporada de lluvias con la temporada de nortes, y 2) factor espacial, comparando los sitios de muestreo dentro de cada temporada. En todos los casos se utilizaron 9999 permutaciones para evaluar la significancia estadística ($\alpha=0.05$). El estadístico R de ANOSIM se interpretó como la medida de la magnitud de separación entre grupos, valores cercanos a 1 indican alta disimilitud y valores cercanos a 0 indican alta similitud (Clarke, 1993). Adicionalmente se

realizó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en la misma matriz de disimilitud de Bray-Curtis. El nMDS se realizó con dos dimensiones ($k=2$) y un máximo de 999 iteraciones, la bondad de ajuste se evaluó mediante el estadístico de stress considerando < 0.2 como representación confiable de las relaciones entre muestras (Clarke, 1993). Además, se realizó un análisis SIMPER (porcentajes de similitud) para identificar los taxones que más contribuyeron a las diferencias observadas entre grupos comparados. Asimismo, para comparar los parámetros fisicoquímicos entre temporadas, se evaluó primero la normalidad de los datos mediante una prueba de normalidad Shapiro-Wilk, dado que los datos no se ajustaron a una distribución normal ($p < 0.05$), se optó por técnicas estadísticas no paramétricas. Las comparaciones entre temporadas se realizaron mediante la prueba de Kruskal-Wallis ($\alpha=0.05$), utilizando las medianas como medida de tendencia central. Todos los análisis se realizaron con el paquete estadístico Past 4.06 (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas: Para la mayoría de las variables fisicoquímicas se registraron diferencias significativas entre temporadas (prueba Kruskal-Wallis, $\alpha = 0.05$; Tabla 1). La temperatura fue significativamente más alta en la temporada de lluvias (mediana 31°C, IQR= 30-33) que en nortes (mediana 27°C, IQR=26-27; $H=19.36$, $gl=1$, $p < 0.001$). De manera similar, el oxígeno disuelto presentó valores superiores en lluvias (mediana=95.25%, IQR=89-111.2) en comparación con nortes (mediana=53.3, IQR=41.7-72.5; $H=14.60$, $gl=1$, $p < 0.001$).

En contraste, las concentraciones de nutrientes fueron significativamente mayores en la temporada de nortes: $NO_3^- + NO_2^-$ (lluvias: mediana=1.16 μM , IQR=0.8-1.4; nortes: mediana=2.96 μM , IQR=2.3-6.15; $H=6.19$, $gl=1$, $p=0.01$), FRS (lluvias: mediana=2.08 μM , IQR=1.8-2.3, nortes: mediana=3.50, IQR=3.2-5.0; $H=15.8$, $gl=1$, $p < 0.001$) y SiO_4 (lluvias: mediana=5.29, IQR=4.2-6.3; nortes: mediana= 9.75, IQR=5.4-15.7; $H=5.44$, $gl=1$, $p=0.02$). En cambio, no se detectaron diferencias significativas entre temporadas por profundidad, transparencia, salinidad, pH, y NH_4^+ ($p > 0.005$). La alta variabilidad espacial dentro de cada temporada se refleja en los rangos intercuartiles y los valores extremos (mín-máx, Tabla 1), especialmente en zonas cercanas a descargas epicontinentales y a bocas de conexión.

Estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas (ADB): Durante la revisión florística se identificaron 434 taxones (especies e infraespecies) distribuidos en 119 géneros (Material suplementario). De estos, 113 taxones solo pudieron identificarse a nivel de género y seis (raros) no fueron asignados a un taxón específico, por lo cual se designaron como *Diatomea* spp. En términos de riqueza específica, los géneros con mayor número de especies fueron *Amphora* Ehrenberg ex Kützting, 1844 (34 taxones), *Mastogloia* Thwaites ex W. Smith, 1856 (34), *Nitzschia* Hassall, 1845 (33), *Navicula* Hustedt 1939 (26), *Cocconeis* A.W.F. Schmidt 1894 (26), *Diploneis* Manguin 1957 (23) y *Tryblionella* W. Smith 1853 (11). Del total de géneros, 52 (43.7%) clasificaron como solitones, es decir, representados por una sola especie o infraespecie (Material suplementario).

De los 434 taxones registrados en este estudio se asignó afinidad de hábitat (marino, estuario/salobre, dulceacuicola o cosmopolita) a 367 (84.6%) con base en la literatura especializada. Los 67 taxones restantes (15.4%), identificados a nivel de género o morfoespecie, no se clasifi-

caron ecológicamente. Del total de taxones con hábitat conocido, 261 (71.1%) corresponden a formas marinas, 50 (13.6%) a dulceacuicolas, 24 (6.5%) a salobres, y 35 (9.5%) a formas consideradas cosmopolitas.

La proporción de taxones con hábitat conocido varió entre temporadas debido a diferencias en el nivel de identificación taxonómica. Durante lluvias, de los 276 taxones registrados se asignó hábitat a 165 (59.8%), en cambio, durante nortes se asignó a 202 de 256 (78.9%). Considerando sólo los taxones con hábitat conocido dentro de cada temporada, la composición relativa fue similar en ambos periodos: en lluvias predominaron las formas marinas (117 taxones, 70.9% de los hábitats clasificados), seguido por las formas dulceacuicolas (20, 12.1%), cosmopolitas (17, 10.3%) y salobres (11, 6.7%). En nortes, las formas marinas también dominaron (144, 71.3%), seguidas por dulceacuicolas (30, 14.9%), cosmopolitas (18, 8.9%) y salobres (13, 6.4%).

En la temporada de lluvias, dentro del subconjunto de hábitats conocidos (165 taxones), las formas marinas fueron dominantes en todos los sitios de muestreo, presentando entre 15 y 45 taxones por estación; seguidas por formas dulceacuicolas (3-10), salobres (2-8) y cosmopolitas (2-8). Los sitios que presentaron mayor número de taxones dulceacuicolas fueron E1 (9), E3 (10), E5 (9), y los sitios con menos fueron E6 (4), y E7 (3). Durante nortes (202 taxones con hábitat identificado) las formas marinas continuaron siendo dominantes (18-36 taxones por sitio), seguidas por las dulceacuicolas (1-21), salobres (0-8), y cosmopolitas (2-8). El sitio E10 destacó por presentar el máximo número de taxones dulceacuicolas con 21, mientras que E2 y E11 presentaron los valores mínimos (4 y 1, respectivamente). A pesar de las diferencias en los números de taxones clasificados entre temporadas, la composición relativa dentro de la fracción con hábitat conocido se mantuvo constante: las formas marinas constituyeron entre el 60% y el 80% de los taxones clasificados por sitio, y en menor porcentaje las dulceacuicolas entre el 5% y 20%; las formas salobres y cosmopolitas en conjunto no superaron el 15% en ningún sitio. Esta tendencia sugiere principalmente una mayor influencia marina en la laguna, modulada por aportes locales cercanos a las descargas fluviales.

Se contabilizaron 27,360 valvas correspondientes a 339 taxones (78.1% de los 434 identificados en la revisión florística). Acorde con el

criterio de abundancia establecido (RA: 1-15 valvas; CM:16-100; AB: 101-200; MA: >200), 31 taxones se clasificaron como muy abundantes (MA), 26 como abundantes (AB), 101 fueron comunes (CM) y 189 se clasificaron como raros. La distribución de estas categorías varió entre temporada y sitio. Durante la temporada de lluvias se registró la presencia de 14 taxones MA en los 13 sitios, 21 de AB, 114 de CM y 711 de RA. En nortes, se registraron 13 taxones MA, 9 de AB, 158 de CM y 637 de RA. La alta proporción de taxones raros (RA) en ambas temporadas representaron entre 59% y 86% de los taxones por sitio, lo que refleja un patrón típico de las asociaciones de diatomeas bentónicas, caracterizado por unas pocas especies muy abundantes y un gran número de especies raras; esta estructura se mantuvo consistente a pesar de las diferencias en la composición específica entre temporadas.

Variación temporal de la composición de especies: En temporada de lluvias se registraron 276 taxones, y 256 en nortes; de estas, 194 estuvieron compartidos entre ambas. Las especies numéricamente importantes durante las dos temporadas fueron *Haslea staurosigmoidea* F.A.S. Sterrenburg & M.A. Tiffany 2015 (3694 valvas, 13.5% del total), *Cymatosira belgica* Grunow 1881 (2227, 8.14%), *Navicula salinarum* var. *rostrata* (Hustedt) Lange-Bertalot 2000 (1655, 6.05%), *Cyclotella choctawhatcheeana* Prasad 1990 (1250, 4.57%), *Paralia grunowii* Glezer 1992 (946, 3.46%), *Anaulus minutus* Grunow 1882 (925, 3.38%), *Fallacia pygmaea* (Kützinger) Stickle & D.G. Mann 1990 (654, 2.39%) y *Tryblionella coarctata* (Grunow) D.G. Mann 1990 (588, 2.15%; Fig. 2)

El Índice de Valor Biológico (IVB) permitió identificar las especies más representativas de las ADB de la laguna de Términos (Tabla 2). Considerando el total de muestras (26 estaciones), las especies con mayor IVB fueron *Haslea staurosigmoidea* (IVB=46.5), *Cymatosira belgica* (35.9), *Navicula salinarum* var. *rostrata* (18.6), *Cyclotella choctawhatcheeana* (13.6) y *Paralia grunowii* (11.1). En conjunto, los taxones con mayor IVB representaron el 53.3% del valor total del índice.

La importancia relativa de las especies varió entre temporadas; durante lluvias los valores más altos de IVB correspondieron a *Haslea staurosigmoidea* (21.2), *Navicula salinarum* var. *rostrata* (12.6), *Cymatosira belgica* (5.45) y *Cyclotella choctawhatcheeana* (4.06). En contraste, en nortes dominaron *Cymatosira belgica* (12.5), *Paralia grunowii* (5.7),

Tabla 1. Estadísticos descriptivos (mediana, rango intercuartil y valores mínimos y máximos) y resultados de la prueba Kruskal-Wallis (H, gl, p) para las variables fisicoquímicas medidas en la laguna de Términos durante las temporadas de lluvias (2018) y nortes (2019).

Variables	Lluvias	2018	Nortes	2019	Prueba Kruskal-Wallis		
	Mediana (IQR)	Rango (Mín-Máx)	Mediana (IQR)	Rango (Mín-Máx)	H	gl	p
Profundidad (m)	1.3 (0.6-1.9)	0.5-4.1	0.7 (0.4-1.6)	0.2-4.1	0.09	1	0.35
Transparencia (m)	0.7 (0.6-1)	0.1-1.2	0.5 (0.2-0.7)	0.2-1.15	3.47	1	0.06
Temperatura (°C)	31 (30-31)	29-35	27 (26-27)	25-28	19.36	1	< 0.001
Salinidad (PSU)	26 (20-30)	14-30	24 (20-30)	5 -39	0.22	1	0.64
pH	7.8 (7.7-7.9)	7.1-8	7.8 (7.4-7.8)	7.12-8.12	0.21	1	0.64
O ₂ (%)	95.2 (89-111.2)	68.4-150.2	53.3 (41.7-72.5)	8.1-91.9	14.60	1	<0.001
NH ₄ ⁺ (μM)	7.1 (5.6-8.4)	3.9-13.5	5.2 (3.05-7.01)	1.08-28.5	1.71	1	0.19
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (μM)	1.2 (0.8-1.4)	0.12-1.83	2.9 (2.3-6.15)	0.02-32.5	6.19	1	0.01
FRS (μM)	2.1 (1.8-2.3)	1.5-3.5	3.5 (3.2-5)	2.8-8.4	15.80	1	<0.001
SiO ₂ (μM)	5.3 (4.2-6.3)	2.4-9.2	9.7 (5.4-15.7)	1.9-18.1	5.44	1	0.02

Nota: Los valores en negrita indican diferencias significativas entre temporadas (p < 0.05). IQR = rango intercuartil (Q1-Q3).

Haslea staurosimoidea (4.2) y *Thalassionema nitzschioides* (Grunow) Mereschowsky 1902 (3.9; Tabla 2).

Diversidad de especies: En ambas temporadas se registraron alta diversidad y riqueza de especies de las ADB en la laguna de Términos. Durante la temporada de lluvias, tanto valores más altos como bajos de diversidad se localizaron en la zona de influencia de descargas de agua epicontinental; el sitio E5 ubicado cerca del río Chumpán presentó los valores máximos de riqueza y diversidad ($S=94$ y $H'=5.35$). En cambio, en el sitio E7, de la misma área, se registraron los valores mínimos de diversidad de índices comunitarios ($S=36$, $H'=2.06$ y $J=0.40$), los cuales contrastan con el máximo valor de dominancia ($\lambda=0.50$) asociada a la presencia dominante de *Haslea staurosimoidea*. En general, en esta temporada se registraron valores altos de equidad ($J'\geq 0.80$ en tres sitios); asimismo, se presentó una baja dominancia en la mayoría de los sitios (Tabla 3).

Por otro lado, durante la temporada de nortes el sitio E7 presentó la mayor riqueza ($S=80$), una alta diversidad ($H'=4.66$) y muy baja dominancia ($\lambda=0.08$). Asimismo, los sitios E3 y E12 ubicados en Isla del Carmen y en Punta Piedra, presentaron los valores máximos de diversidad ($H=5.03$ y 5.04 , respectivamente) y bajos valores correspondientes de dominancia ($\lambda=0.05$, 0.04). En contraste, el sitio E2, ubicado frente

al sistema lagunar Pom-Atasta, presentó la menor riqueza y diversidad ($S=35$, $H'=3.00$), aunque el valor de dominancia fue bajo y la equidad registrada fue similar a la del sitio E4, que está cerca del río Palizada ($\lambda=0.19$ y $J'=0.58$). Los resultados muestran que en sitios cercanos a la zona de influencia del agua epicontinental se presentaron los cambios más pronunciados en los índices comunitarios; esto destaca la variabilidad ambiental en estas zonas ocasionado principalmente por la incursión y proliferación de ciertos taxones muy abundantes.

Similitud entre muestras: La comparación entre lluvias y nortes mostró diferencias significativas, aunque de magnitud débil (ANOSIM: $R = 0.165$, $p = 0.0146$). Este resultado indica que existe un efecto estacional sobre la composición de las ADB, sin embargo, existe un alto solapamiento entre las temporadas, lo que sugiere que otros factores (posiblemente espaciales) tienen una fuerte influencia. Este resultado confirma la hipótesis inicial, ya que las ADB entre temporadas son ligeramente diferentes.

Asimismo, la comparación entre las 13 estaciones de muestreo evidencian diferencias significativas, con una distinción considerada entre moderada a fuerte (ANOSIM: $R = 0.4329$, $p = 0.0013$), lo que indica que la composición de las ADB cambia a lo largo de los márgenes de la laguna de Términos, este patrón sugiere que la heterogeneidad espacial

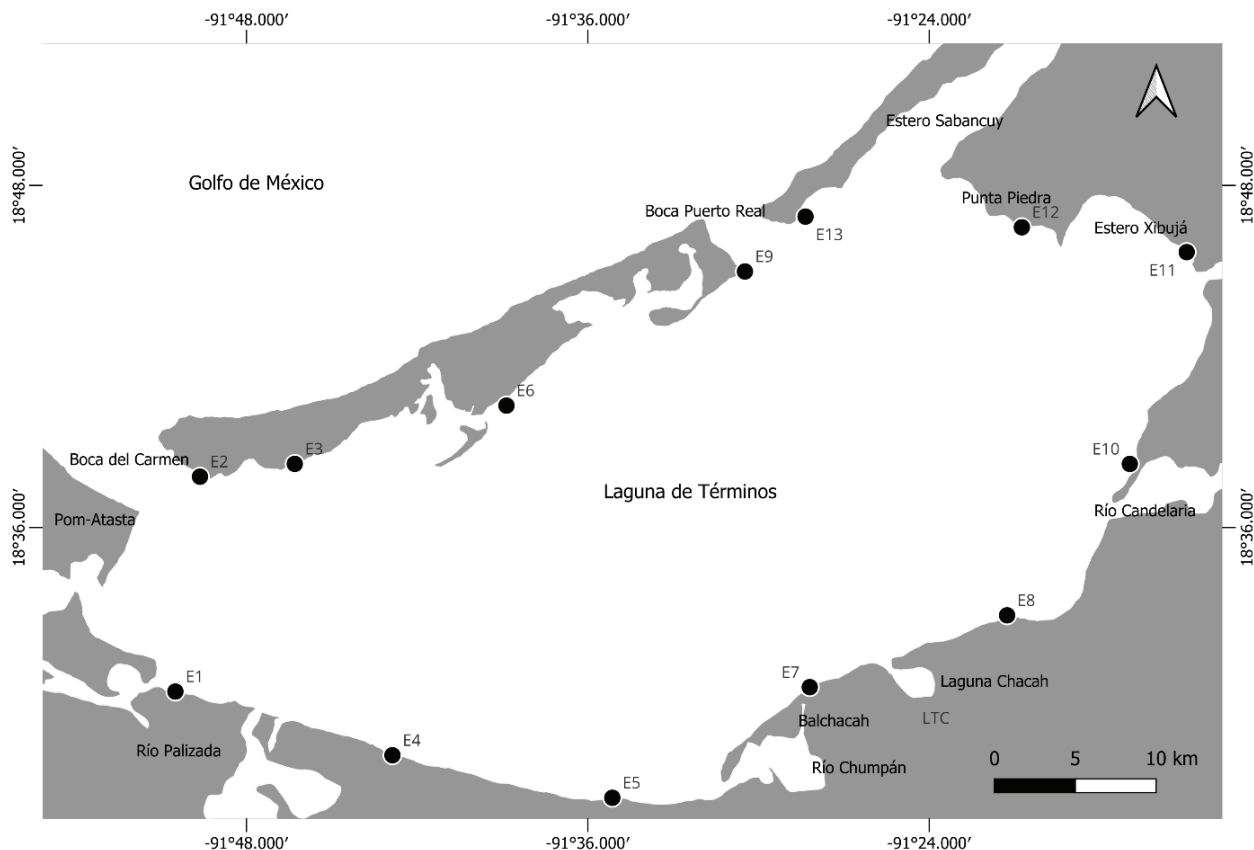


Figura 2. Ubicación geográfica de la laguna de Términos, Campeche, México y localización de los 13 sitios de muestreo establecidos en los márgenes internos de la laguna.

Tabla 2. Índice de Valor Biológico (IVB) de los 12 taxones con mayor contribución en las temporadas de lluvias (2018) y nortes (2019) en la laguna de Términos. La abundancia relativa acumulada por estos taxones fue de 53% en lluvias y 57.5% en nortes.

Lluvias 2018		Nortes 2019	
Especie	IVB	Especie	IVB
<i>Haslea staurosigmoidea</i>	21.3	<i>Cymatosira belgica</i>	12.5
<i>Navicula salinarum</i> var. <i>rostrata</i>	12.6	<i>Paralia grunowii</i>	5.73
<i>Cymatosira belgica</i>	5.45	<i>Haslea staurosigmoidea</i>	4.19
<i>Cyclotella choctawhatchee</i>	4.06	<i>Thalassionema nitzschioides</i>	3.98
<i>Cyclotella litoralis</i>	3.65	<i>Nitzschia distans</i>	3.18
<i>Navicula salinarum</i>	3.39	<i>Cocconeis scutellum</i>	3.01
<i>Fallacia pygmaea</i>	3.05	<i>Cyclotella striata</i>	2.83
<i>Tetramphora lineolata</i>	2.67	<i>Cyclotella choctawhatchee</i>	2.83
<i>Tryblionella coarctata</i>	2.10	<i>Fallacia hummii</i>	2.62
<i>Eunotogramma laeve</i>	1.90	<i>Tryblionella coarctata</i>	2.46
<i>Cocconeis guttata</i>	1.57	<i>Diploneis gruendleri</i>	2.20
<i>Amphicocconeis disculoides</i>	1.56	<i>Amphicocconeis disculoides</i>	2.15

(gradientes de salinidad, temperatura, nutrientes, sustrato) es un factor que influye de manera importante en la variación estacional.

El análisis de ordenación (nMDS) muestra una separación parcial entre las muestras de la temporada de lluvias y nortes (stress = 0.175; Fig 4), consistente con los resultados del ANOSIM temporal. La dispersión de los puntos refleja, además, la alta variabilidad espacial detectada en el ANOSIM por estación.

El análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) identificó las especies que más contribuyeron a la disimilitud promedio entre temporada de lluvias y nortes. Las cinco especies con mayor contribución fueron: *Haslea staurosigmoidea* (14.4%), *Cymatosira belgica* (6.9%), *Navicula salinarum* var. *rostrata* (4.3%), *Paralia grunowii* (3.3%) y *Anaulus minutus* (2.8%), que en conjunto explicaron el 31.7% de la disimilitud entre temporadas. Las primeras 10 especies obtenidas por el análisis, acumularon el 41.1% y las primeras 20 el 55.5%.

Los patrones de abundancia relativa mostraron diferencias estacionales; durante lluvias *Haslea staurosigmoidea* fue más abundante (23.4% promedio) que en nortes (6.4%), sin embargo, *Cymatosira belgica* presentó un patrón inverso (10.7% en nortes y 4.7% en lluvias). De manera similar, *Navicula salinarum* var. *rostrata* y *Fallacia pygmaea* fueron características en la temporada de lluvias, mientras que en nortes fueron *Paralia grunowii* y *Nitzschia distans*. El recambio de especies dominantes entre temporadas es consistente con los resultados obtenidos del ANOSIM, que indican una diferencia débil pero significativa y explica la separación parcial observada en el nMDS.

DISCUSIÓN

La laguna de Términos alberga una de las riquezas de diatomeas bentónicas más altas documentadas para sistemas costeros tropicales mexicanos y del Caribe, con 434 taxones registrados en este estudio. Este valor, sumado a los 564 taxones previamente registrados por López-Mejía (2022) para la misma área, aumenta el inventario florístico

regional a 881 taxones; esta cifra supera ampliamente los registros de otras áreas marinas protegidas de la región, como los 595 taxones reportados para litorales cubanos (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2025) y los obtenidos para el Pacífico mexicano (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2017, 2021). Esta alta riqueza refleja la heterogeneidad de hábitats y la confluencia de masas de agua dulceacuícola, salobre y marina, las cuales son condiciones que favorecen la coexistencia de taxones de distinta afinidad ecológica (Siqueiros-Beltrones, 2002).

Las asociaciones de diatomeas bentónicas (ADB) en sedimentos de la laguna de Términos muestran una estructura típica, dominada por pocas especies muy abundantes (MA) y abundantes (AB), así como numerosas especies comunes (CM) y raras (RA), patrón típico que ha sido reportado en otros sistemas costeros (McIntire & Overton, 1971; Siqueiros-Beltrones, 2002). No obstante, el valor obtenido es menor a lo reportado (562 taxones) por López-Mejía (2022) para la misma laguna, lo que podría deberse a diferencias en el esfuerzo de muestreo, ya que, en dicho estudio, se consideraron tres temporadas climáticas y un mayor número de estaciones.

Es importante señalar que el 22.4% de los taxones cuantificados sólo se identificaron a nivel de género, lo que subraya la necesidad de profundizar en los estudios taxonómicos de la región. No obstante, la inclusión de estos taxones a los análisis comunitarios es metodológicamente válida, debido a que la mayoría se clasificaron como raros (RA) y no afectaron los patrones generales de diversidad, y el cálculo del IVB que se basó en taxones con mayor contribución relativa (Loya-Salinas & Escofet, 1990). Casos similares, con una alta proporción de taxones no determinados se han reportado en estudios de otras áreas tropicales (p. ej., Foged, 1984), en donde la falta de información de floras locales limitó la identificación taxonómica de algunos taxones.

En términos de afinidad ecológica, las ADB estuvieron dominadas principalmente por formas marinas (el 71.1% de los taxones con hábitat identificado) con menor proporción de especies dulceacuícolas, salobres y cosmopolitas, lo que refleja el carácter estuarino de la laguna donde la influencia marina predomina; no obstante, los aportes

fluviales locales mantienen influencia en las ADB. Así, en las zonas cercanas a las descargas de los ríos, las abundancias de especies marinas disminuyeron notablemente, mientras que las dulceacuícolas mostraron altas abundancias; en contraste, en los sitios de mayor influencia marina (bocas de Puerto Real y Carmen) las especies marinas predominaron. Este gradiente espacial en la composición por hábitat es congruente con lo observado para otros sistemas lagunares (López-Fuerte & Siqueiros-Beltrones, 2006; Benny *et al.*, 2021) y evidencia el papel de los aportes epicontinentales como factor estructurador de las ADB.

Entre los géneros con mayor riqueza específica destacaron: *Mastogloia*, *Nitzschia*, *Navicula*, *Cocconeis*, *Diploneis* y *Tryblionella*, considerados típicos del microfítobentos de diferentes ecosistemas costeros tropicales y subtropicales (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2017; Benny *et al.*, 2021; Pereira *et al.*, 2022; Tuong *et al.*, 2024). Estos géneros están ampliamente distribuidos en zonas costeras de todo el mundo y sus altas abundancias suelen asociarse a temperaturas elevadas y altas disponibilidad de luz (Cibic *et al.*, 2012).

El género *Diploneis* con 23 taxones registrados, mostró una riqueza similar a la registrada recientemente por Siqueiros Beltrones *et al.* (2025) en playas de Cuba (20 taxones). Aunque se ha sugerido que las especies de este género son favorecidas por bajas temperaturas (Cibic *et al.*, 2007), es considerado un género cosmopolita de ambos hemisferios, con especies mayormente marinas; su presencia en la laguna durante ambas temporadas (lluvias con temperaturas >30°C) sugiere que es un género que puede encontrar condiciones óptimas tanto en agua cálida como fría (Witkowski *et al.*, 2000).

Otro género bien representado durante la inspección taxonómica fue *Mastogloia* con 34 taxones, aunque las abundancias relativas que presentaron fueron bajas. Este patrón contrasta con lo registrado por Siqueiros-Beltrones *et al.* (2020) en la misma laguna donde documentaron 76 taxones de *Mastogloia* sobre pastos marinos, y con lo reportado en litorales cubanos (70 taxones) por Siqueiros-Beltrones *et al.* (2025). Las especies de *Mastogloia* son típicamente epifitas (Frankovich *et al.*, 2006), suelen asociarse a praderas de pastos marinos, manglares, tapetes microbianos y estromatolitos (Witkowski *et al.*, 2000). La menor

riqueza observada en el presente estudio (enfocado en sedimentos), sugiere que este género encuentra su óptimo en sustratos vegetales, lo que explicaría su baja abundancia.

Los valores de diversidad de las ADB en la laguna de Términos oscilaron entre $H' = 2.06$ y 5.35 , lo que en términos generales coinciden con el intervalo modal de $3 \leq H' \leq 5$ propuesto por Siqueiros Beltrones (2005) para asociaciones de diatomeas bentónicas de ambientes no perturbados. Sin embargo, se observaron diferencias marcadas entre temporadas tanto en amplitud como en la variación de los valores calculados para los índices. Durante la temporada de lluvias, la diversidad mostró un comportamiento más contrastante: tres sitios registraron valores inferiores al intervalo modal ($H' < 3$) y tres sitios lo superaron ($H' > 5$). Esta distribución refleja la heterogeneidad ambiental producida por los escurrimientos epicontinentales, que generan condiciones localizadas de estrés o de alto intercambio entre la columna de agua y sedimento; como señalan Navarrete *et al.* (2020) este intercambio se intensifica en la época de lluvias, lo que explicaría los valores más contrastantes (tanto bajos como altos) de los índices comunitarios en las zonas de influencia de descargas de aguas epicontinentales. En contraste, durante la temporada de nortes la diversidad se mantuvo más homogénea, la mayoría de los sitios dentro del rango modal a excepción de dos sitios que presentaron valores $H' > 5$, lo que sugiere una mayor estabilidad ambiental en estos dos sitios, ya que su riqueza específica presentó poca variación.

Por otra parte, se detectó un patrón inverso entre temporadas en sitios específicos. El sitio E2, ubicado frente al sistema lagunar Pom-Atasta, presentó una alta diversidad en lluvias ($H' = 5.22$) que disminuyó drásticamente en nortes ($H' = 3.0$), con una disminución en la riqueza específica de 88 a 35 taxones. Caso contrario, el sitio E7 cercano al río Chumpán mostró un comportamiento opuesto: de baja diversidad en lluvias ($H' = 2.06$) dominado por *Haslea staurosigmoidea*, pasó a alta diversidad ($H' = 4.47$) y alta riqueza ($S = 80$). Estos resultados sugieren una dinámica de reemplazo temporal en la que las condiciones ambientales locales (aporte de nutrientes, salinidad, turbidez) favorecen a ciertas especies de cada temporada, consistente con lo observado por López-Mejía (2022) para el mismo sistema.

Tabla 3. Parámetros comunitarios de las asociaciones de diatomeas bentónicas (ADB) por sitio de muestreo durante lluvias (2018) y nortes (2019) en la laguna de Términos. Se presenta: número de individuos (N), riqueza específica (S), índice de diversidad de Shannon (H'), índice de dominancia de Simpson (λ) y equidad de Pielou (J').

Lluvias 2018		Estaciones											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
N° de individuos (N)	1015	1048	1043	1107	1048	1073	1062	1064	1023	1076	1076	1109	1074
Riqueza (S)	73	88	71	70	94	53	36	47	76	69	57	53	73
Shannon (H')	4.84	5.22	3.28	4.38	5.35	4.05	2.06	2.84	5.13	3.12	2.62	4.14	4.07
Dominancia (λ)	0.06	0.04	0.27	0.11	0.04	0.11	0.50	0.31	0.05	0.27	0.36	0.10	0.14
Equidad (J')	0.78	0.81	0.53	0.72	0.82	0.71	0.40	0.51	0.82	0.51	0.45	0.72	0.66
Nortes 2019													
N° de individuos (N)	1079	1024	1083	1016	1012	1024	1018	1039	1016	1069	1011	1066	1085
Riqueza (S)	53	35	78	42	72	49	80	64	72	70	69	62	71
Shannon (H')	3.85	3.00	5.02	3.14	4.42	3.80	4.66	4.47	3.91	4.32	3.70	5.04	4.82
Dominancia (λ)	0.13	0.19	0.05	0.25	0.10	0.13	0.08	0.09	0.20	0.13	0.24	0.04	0.05
Equidad (J')	0.67	0.58	0.80	0.58	0.72	0.68	0.74	0.75	0.63	0.70	0.61	0.85	0.78

El sitio E13 localizado cerca de la boca de Puerto Real y el Estero Sabancuy en una zona cercana a praderas de pastos marinos, mantuvo valores de diversidad y riqueza relativamente estables entre temporadas ($H' \approx 4.0-4.8$; $S \approx 72$). Esta estabilidad podría atribuirse a

la presencia de hábitats estructurados (pastos marinos) que actuarían como reservorios de especies, amortiguando fluctuaciones ambientales (López-Fuerte *et al.*, 2013), o bien a condiciones hidrodinámicas más estables en esta zona de influencia marina (Morán *et al.*, 2002).

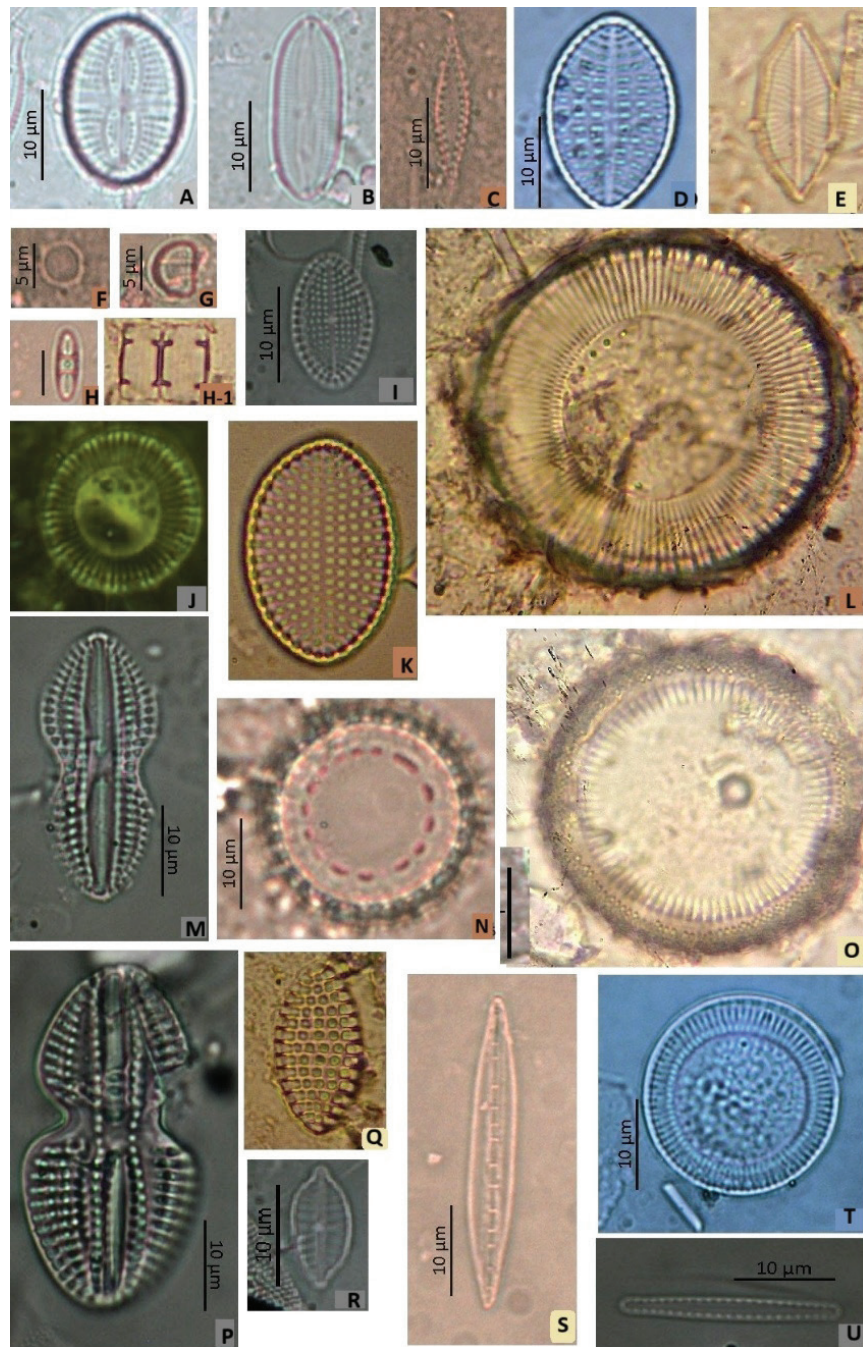


Figura 3. Microfotografías de luz de los taxones más representativos de las asociaciones de diatomeas bentónicas en la laguna de Términos. A) *Fallacia hummii*, B) *F. pygmaea*, C) *Cymatosira belgica*, D) *Amphicoconeis disculoides*, E) *Navicula salinarum*, F) *Cyclotella choctawhatchee*, G) *Eunotogramma laeve*, H-H1) *Anaulus minutus*, I) *Cocconeis scutellum*, J) *Cyclotella litoralis*, K) *Cocconeis distans*, L) *C. stylorum*, M) *Diploneis crabro*, N) *Paralia sulcata* var. *coronata*, O) *Paralia grunowii*, P) *Diploneis gruendleri*, Q) *Tryblionella granulata*, R) *Navicula platyventris*, S) *Nitzschia distans*, T) *Cyclotella striata*, U) *Thalassionema nitzschoides*. Escala = 10 μm .

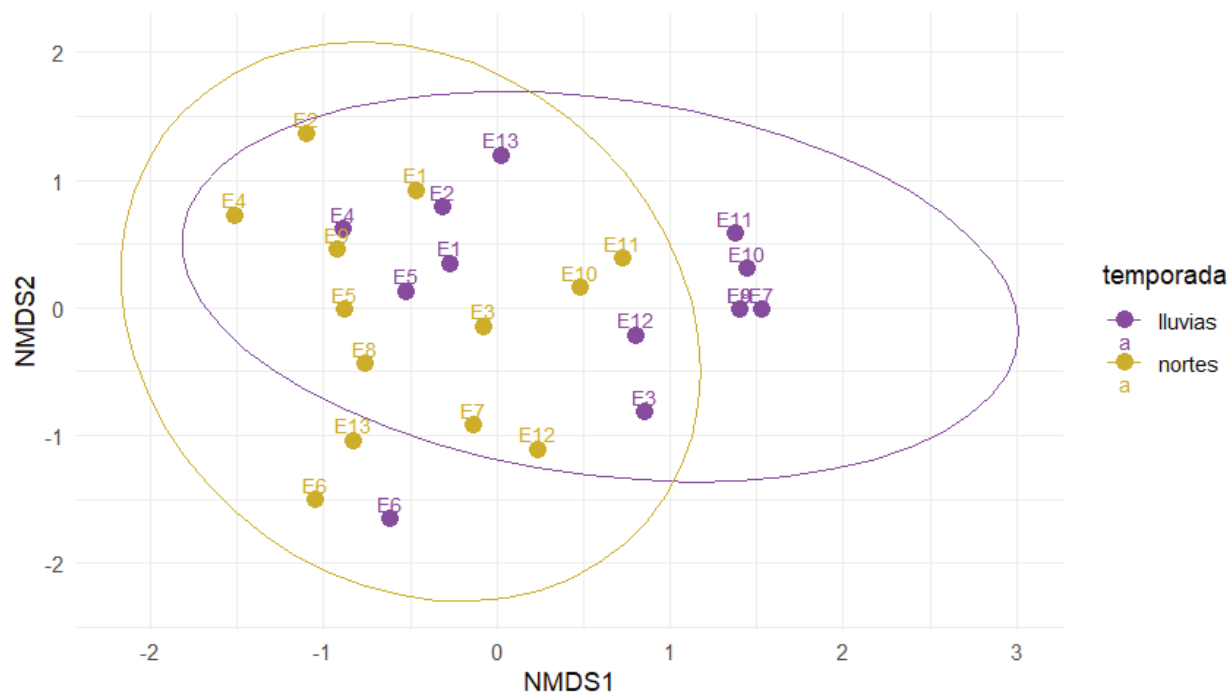


Figura 4. Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en la matriz de similitud de Bray-Curtis, mostrando la ordenación de las muestras de diatomeas bentónicas de la laguna de Términos durante las temporadas de lluvias (puntos morados) y nortes (puntos amarillos). El valor de stress (0.17) indica una representación confiable de las relaciones entre muestras

Las variaciones observadas en los valores de diversidad no responden a un patrón espacial definido de distribución en las ADB, sino de taxones que reflejan la distribución agregada (en parches) característicos de las diatomeas bentónicas (McIntire & Overton, 1971). Esta dinámica, modulada por factores hidrológicos como circulación, resuspensión de sedimentos y aportes fluviales, generan cambios sucesionales constantes, reflejados en la alternancia de valores extremos de diversidad entre sitios y temporadas (Siqueiros-Beltrones, 2005). En este contexto, los escurrimientos de ríos y sistemas circundantes de la laguna actúan como factores clave de perturbación (Carvalho *et al.*, 2009; Navarrete *et al.*, 2020) que, si bien pueden reducir localmente la diversidad en ciertos momentos (como en E7 durante lluvias), también contribuyen a la heterogeneidad espacial que sustenta la alta riqueza general del sistema (López-Mejía, 2022).

La diferencia espacial de la composición de las ADB que mostró el análisis de ordenación (nMDS), particularmente de los sitios cercanos al río Candelaria y la laguna Chacah (E7, E8, E9, E10 y E11) durante la temporada de lluvias (Fig.3), refleja la influencia de los aportes epicontinentales por parte del río Candelaria sobre la estructura comunitaria, excepto de la estación E9 localizada cerca de Boca Puerto Real, caracterizada por condiciones salobres. Sin embargo, las estaciones restantes se mantuvieron agrupadas con las estaciones de la temporada de nortes. De esta manera, dos especies explicaron en gran medida la diferencia espacial en lluvias: *Haslea staurosimoidea*, asociada a sedimentos fangosos (Sterrenburg *et al.*, 2015) dominó en los sitios de mayor influencia fluvial, en donde sus abundancias relativas alcanzaron hasta el 59% en el grupo (resultados SIMPER). Este patrón es congruente con las características del sedimento de la zona, descrito

como fondos limosos-arcillosos con presencia de mangles (Velléger *et al.*, 2010). En contraste *Cymatosira belgica* (salobre-marina) contribuyó con la diferencia entre grupos con 14.7%; fue más abundante en los sitios cercanos a la boca de conexión con el Golfo de México (E9, E13). Esta especie es común en lodos expuestos y arenas en zonas litorales e intermareales (Hassan *et al.*, 2009; García, 2016). Estos resultados sugieren que la interacción entre los aportes de agua fluvial y la intrusión de agua marina genera un mosaico de hábitats que favorece el recambio de especies a lo largo del gradiente lagunar.

Durante la temporada de nortes, las diferencias espaciales estuvieron asociadas principalmente a *Navicula salinarum* var. *rostrata* y *Cymatosira belgica* (resultados del SIMPER). La primera es una especie de ambientes con alta disponibilidad de nutrientes y alta salinidad (López-Fuerte & Siqueiros-Beltrones, 2006); presentó las mayores abundancias en sitios cercanos a descargas epicontinentales (E4, E5, E7) donde las concentraciones de nutrientes (en particular de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ y FRS) fueron significativamente más altas durante esta temporada, y salinidad > 20. Este hallazgo sugiere que aunque los escurrimientos epicontinentales son más intensos en lluvias su efecto sobre la disponibilidad de nutrientes se extendería a la temporada de nortes, posiblemente por suspensión de sedimentos o descarga diferida de ríos (Grenz *et al.*, 2017). Por otra parte, *C. belgica* continuó siendo dominante en sitios de mayor influencia marina (E9, E13), confirmando su afinidad por condiciones de mezcla.

En un caso particular, la estación E6 ubicada en el centro de Isla del Carmen y cerca de Estero Pargo, mostró un aislamiento consistente en la ordenación nMDS en ambas temporadas. Esta estación, rodeada por bosques de mangle, presenta altas concentraciones de nutrientes

(Rivera-Monroy *et al.*, 1998), condiciones que podrían explicar su particular composición de especies. En esta estación, *Cocconeis scutellum* y *Anaulus minutus* fueron los taxones más abundantes con valores de IVB que reflejan su importancia local. *C. scutellum* es epífita (López-Fuerte *et al.*, 2013) por lo que su dominancia en esta estación sugiere una fuerte influencia de la vegetación circundante sobre el microfitobentos. Asimismo, se relaciona con altas concentraciones de nutrientes, principalmente NO_2^- y NO_3^- (Riouchi *et al.*, 2022). Patrones similares se han observado en otras zonas de manglar, donde la hojarasca y las raíces proporcionan sustratos adicionales y modifican las condiciones microambientales (Benny *et al.*, 2021; Loo *et al.*, 2024). A pesar de las altas abundancias de estas especies, la equidad en esta estación fue alta ($J' = 0.71$ en lluvias y 0.68 en nortes), lo que indica que pese a la dominancia local de ciertos taxones el sistema mantiene condiciones idóneas para la coexistencia de múltiples especies.

Los patrones temporales y espaciales de ADB de laguna de Términos están estrechamente relacionados con la variabilidad de parámetros fisicoquímicos (Tabla 1). Temperatura y oxígeno disuelto fueron significativamente más altos en temporada de lluvias, lo que coincide con la mayor abundancia de especies como *Haslea staurosigmoidea* en este periodo. Esta especie se ve favorecida por las condiciones de mayor temperatura, y menor salinidad asociada a los aportes fluviales, como se ha documentado para otros sistemas estuarinos tropicales (Cibic *et al.*, 2012).

En contraste, las concentraciones de nutrientes fueron significativamente mayores durante la temporada de nortes, lo que podría explicar la persistencia de especies como *Navicula salinarum* var. *rostrata* en sitios cercanos a las descargas fluviales durante esta temporada. Los altos niveles de nutrientes podrían deberse a la suspensión de sedimentos por vientos y oleaje, característicos de la temporada de nortes (Robadue *et al.*, 2004), factores que influyen significativamente en la biomasa presente en el sedimento que mantiene una estrecha relación con las ADB (van der Wal *et al.*, 2010), así como a la descarga diferida de los ríos, fenómeno documentado para la laguna (Grenz *et al.*, 2017). Esto explicaría que, a pesar de las diferencias hidrológicas entre temporadas, los gradientes espaciales de nutrientes continúen como un factor estructurante constante de las ADB.

Manglares y subsistemas lagunares adyacentes influirían también en la estructura de las ADB. La laguna de Términos está rodeada de extensos bosques de manglar que contribuyen significativamente al aporte de materia orgánica y nutrientes (Rivera-Monroy *et al.*, 1998; Loo *et al.*, 2024). Se ha demostrado la estrecha relación entre los sedimentos de manglares y la alta riqueza en el microfitobentos (Benny *et al.*, 2021; Loo *et al.*, 2024), lo que coincide con los valores elevados de diversidad registrados en sitios como la estación E6 que se ubica en una zona de manglar con altas concentraciones de nutrientes y tiempo de residencia de agua más prolongado (Morán *et al.*, 2002; Robadue *et al.*, 2004); ello podría favorecer el establecimiento de las ADB. Este resultado es consistente con lo observado por López-Fuerte & Siqueiros-Beltrones (2006) en el sistema laguna Magdalena-Almejas (Pacífico mexicano), donde las ADB asociadas a manglares mostraron riqueza y diversidad particularmente elevadas. De acuerdo con esto, Grenz *et al.* (2017), han observado que los flujos de nutrientes bentónicos dentro de la laguna superan los aportes fluviales derivados de la variación climática, lo que cobra relevancia en un sistema de fondo somero como la laguna de Términos. Esto explicaría la persistencia de los gradientes espaciales

de nutrientes a lo largo del año y su papel como factor estructurador dominante de las ADB que supera la variación temporal. En este sentido, la distribución agregada de las diatomeas bentónicas (McIntire & Overton, 1971) responde no solo a la heterogeneidad de sustratos, sino también a la compleja dinámica de nutrientes que caracteriza al sistema.

Recapitulando, en este estudio se planteó la hipótesis de que la composición de las ADB presentaría diferencias significativas entre temporadas climáticas, pero que espacialmente mostraría una alta similitud entre los sitios de muestreo. Los datos generados permiten aceptar la primera parte de la hipótesis y rechazar la segunda, lo que revela una dinámica más compleja en la laguna. Así, aunque el ANOSIM temporal mostró diferencias significativas entre las temporadas la magnitud de la separación fue baja, indicando que aunque existe un efecto estacional sobre la composición de las ADB, la sobreposición entre grupos es alta. Esto contradice parcialmente nuestra hipótesis inicial de una marcada diferenciación temporal, pero es consistente con la alta variación espacial detectada que sugiere que los gradientes locales de salinidad, transparencia, y nutrientes ejercen una mayor influencia que la estacionalidad. Este resultado es similar a lo reportado por Weillhoefer *et al.* (2021a, 2021b) quienes mostraron que la heterogeneidad espacial tiende a predominar sobre la variabilidad temporal en la estructura de comunidades microfitobentónicas.

Aunado a la baja disimilitud temporal, el índice de Valor Biológico (IVB) reveló un claro recambio en las especies dominantes entre temporadas. Así, *Haslea staurosigmoidea*, la especie con mayor IVB en lluvias (12.28) fue remplazada por *Cymatosira belgica* en nortes (12.51); otras especies también mostraron patrones similares de cambio. Este recambio que no se refleja con una alta disimilitud general sugiere que la respuesta de las ADB a la estacionalidad es principalmente por medio de sustitución de unas pocas especies dominantes, mientras que un núcleo de especies comunes y raras se mantienen. Esta dinámica es consistente con lo propuesto por McIntire & Overton (1971), i.e., la composición local se determina por factores de pequeña escala, pero el acervo regional de especies permanece relativamente estable.

En cuanto la hipótesis espacial, los resultados del ANOSIM y la ordenación nMDS, mostraron diferenciación entre las estaciones, particularmente entre aquellos con influencia fluvial y marina. Esta distribución, junto con la presencia de sitios con composiciones muy particulares como E6, evidencia que las ADB no se distribuyen homogéneamente a lo largo de los márgenes lagunares, sino responden a gradientes ambientales y a la heterogeneidad de los hábitats.

Los resultados sugieren que la laguna de Términos alberga un sistema de ADB resiliente, capaz de mantener altos niveles de diversidad aun cuando existan altas fluctuaciones ambientales. Esta resiliencia estaría favorecida por la conexión de subsistemas adyacentes (lagunas internas, ríos, bosques de manglar, pastos marinos) y por la heterogeneidad de los sustratos que proporcionan una gran variedad de microhábitats (López-Mejía, 2022). Asimismo, el rechazo de la hipótesis sobre similitud espacial resalta la importancia de considerar la variabilidad local en el diseño de monitoreos ecológicos y en las estrategias de conservación de la laguna.

A manera de corolario, la laguna de Términos alberga una de las taxocenosis de diatomeas bentónicas más diversas documentadas para el Gran Caribe, así como elevados valores de diversidad y de baja

dominancia general; ello refleja condiciones ambientales con baja perturbación antrópica (Siqueiros-Beltrones, 2002), mientras que la heterogeneidad de hábitats y la conectividad con subsistemas adyacentes favorecen la coexistencia de un elevado número de taxones.

Se debe resaltar la necesidad de profundizar en el conocimiento de las taxocenosis de las ADB presentes en los sedimentos de zonas costeras mexicanas, dada su gran importancia como bioindicadores de la salud del ecosistema y como un componente clave en la contribución de taxones a las comunidades fitoplanctónicas (Beardall y Light, 1994). Además, de la participación en procesos de suma importancia ecológica como en ciclos de nutrientes, producción primaria bentónica, y estabilización de sedimentos (van der Wal *et al.*, 2012; Sundbäck *et al.*, 2004; Sundbäck y McGlathery, 2005).

Pese a su papel fundamental dentro de los ecosistemas acuáticos, persisten los desafíos taxonómicos, ya que, a pesar del elevado esfuerzo de identificación, el 22.4% de los taxones cuantificados solo pudieron determinarse a nivel de género, lo que refleja las limitaciones taxonómicas que persisten en las regiones tropicales. Las floras y guías disponibles se basan principalmente en estudios realizados en zonas templadas y subtropicales, cuyas características morfológicas no siempre coinciden con especies de poblaciones tropicales. Por ello, es importante la implementación de protocolos estandarizados para el estudio de las ADB en México apoyados en una base taxonómica sólida contra la cual comparar las listas existentes.

La laguna de Términos constituye un reservorio de biodiversidad de diatomeas bentónicas de gran relevancia; su elevada riqueza, patrones de diversidad y estructura de las ADB reflejan un ecosistema complejo y resiliente donde la heterogeneidad ambiental y conectividad con hábitats adyacentes tienen un papel fundamental.

Los resultados de este estudio complementan y amplían los hallazgos previos en la laguna de Términos. Trabajos anteriores como el de López-Mejía (2022), proporcionaron una visión integral del estado ecológico de la laguna mediante un muestreo extensivo que incluyó tanto los márgenes como el centro, mientras que el presente estudio se enfoca en la dinámica espaciotemporal de las ADB en los márgenes internos con un diseño de sitios que permite evaluar la variación a escala local. Esta aproximación complementaria revela que a pesar de la alta riqueza ya documentada, los márgenes lagunares albergan una taxocenosis igualmente diversa, y evidencian una fuerte estructuración espacial determinada por gradientes ambientales (fluviales y marinos) que prevalece sobre la variación estacional.

Estos resultados aportan conocimiento de los recursos bióticos de la laguna, mismos que son indispensables para el manejo adecuado como área natural protegida y destacan el valor de las diatomeas bentónicas como elementos estructurales que responden y modulan procesos ecológicos costeros y responden a cambios ambientales. Asimismo, son un componente clave de la biodiversidad costera, por lo cual su estudio es indispensable para preservar la biodiversidad y servicios ecosistémicos asociados a este importante sistema lagunar.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó como parte del proyecto “Caracterización ecológica de los ambientes costeros mexicanos”. Se agradece a la beca otorgada por parte del SECIHITI para estudios de posgrado a Janis De

los Santos y al Programa de Maestría en Biología, DCBS, de Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. DASB es becario COFAA y EDI DEL Instituto Politécnico Nacional. Agradecemos a revisores anónimos sus comentarios y sugerencias hechos al primer manuscrito.

REFERENCIAS

- ADMIRAAL, W., H. PELETIER & T. BROUWER. 1984. The seasonal succession patterns of diatom species on an intertidal mudflat: and experimental analysis. *Oikos* 42:30-40. DOI:10.2307/3544606
- AYALA, P. L. A., M. J. RAMOS & H. D. FLORES. 2003. La comunidad de peces de la Laguna de Términos: estructura actual comparada. *Revista de Biología Tropical* 51 (3-4): 783-793. DOI: <https://doi.org/10.24275/uami.f4752h024>
- BACH, L., R. CALDERÓN, M. F. CEPEDA, A. OCZKOWSKI, S. B. OLSEN, & D. ROBADUE. 2005. Resumen del Perfil de Primer Nivel del Sitio Laguna de Términos y su Cuenca, México Narragansett, RI: *Coastal Resources Center, University of Rhode Island*. 30 p.
- BARBA, M. E., A. J. SÁNCHEZ, A.R. GUZMÁN & M.E. GALLEGOS. 2000. Dieta natural y tasa de forrajeo del camarón carideo *Hippolyte zostericola* Smith sobre epifitas de *Thalassia testudinum* Banks et Solander ex König. *Hidrobiológica* 10 (2): 139-146.
- BEARDALL, J. & B. LIGHT. 1994. Biomass, productivity and Nutrient requirements of microphytobenthos. Reporte Técnico N° 16. Department of Ecology and Evolutionary Biology. Monash University, Australia.
- BENNY, N., L. C. THOMAS & K. B. PADMAKUMAR. 2021. Community structure of microphytobenthos associated with Mangrove Ecosystems along the Southwest Coast of India. *Estuaries and Coasts* 44:1380-1391. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00888-w>
- CARVALHO, P. F., J-P. VILLENUEVE, C. CATTINI, J. RENDÓN & J. MOTA DE OLIVEIRA. 2009. Pesticide and PCB residues in the aquatic ecosystem of Laguna de Términos a protected area of the coast of Campeche, Mexico. *Chemosphere* 74 (2009) 988-995. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.092>
- CIBIC, T., O. BLASUTTO., C. FALCONI & U. S. FONDA. 2007. Microphytobenthic biomass, species composition and nutrient availability in sublittoral sediments of the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 75(2007)50-72. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.01.020>
- CIBIC, T., C. COMICI., A. BUSSANI Y DEL NEGRO, P. 2012. Benthic diatom response to changing environmental conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 115 (2012) 158-169. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.03.033>
- CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of change in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.
- CONTRERAS-ESPINOSA, F. 2010. Laguna de Términos, en: *Ecosistemas Costeros Mexicanos, Una actualización*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México. 435 p.
- CONTRERAS-RUIZ, A., P. DOUILLET & J. ZAVALA-HIDALGO. 2014. Tidal dynamics of the Términos Lagoon, México: observations and 3D numeri-

- cal modelling. *Ocean Dynamics* 64: 1349–1371. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10236-014-0752-3>
- FOGED, N. 1984. Freshwater and littoral diatoms from Cuba. *Bibliotheca Diatomologica* 5, 243p.
- FRANKOVICH, T. A., E. E. GAISER, J. C. ZIEMAN & A. H. WACHNICKA. 2006. Spatial and temporal distributions of epiphytic diatoms growing on *Thalassia testudinum* Banks ex König: Relationships to water quality. *Hydrobiologia*, 569, 259– 271. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0136-x>
- GARCÍA, M. 2016. Taxonomy, morphology and distribution of Cymatosiraceae (Bacillariophyceae) in the littorals of Santa Catarina and Rio Grande do Sul. *Bioneotropica*. 16(2): e201 50139. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0139>
- GRENZ, C., F. RENAUD, C. ÁLVAREZ-SILVA, L. CALVA-BENÍTEZ, P. CONAN, A. CONTRERAS-RUIZ-ESPARZA, L. DENIS, S. DÍAZ-RUIZ, P. DOUILLET, M. E. GALLEGOS-MARTÍNEZ, J-F. GHIGLIONE, F.J. GUTIÉRREZ-MENDIENTA, M. ORIGEL-MORENO, A.Z. MARQUÉZ-GARCÍA, A. MUÑOZ-CARAVACA, M. PUJO-PAY, R. TORRES-ÁLVARADO & J. ZAVALA-HIDALGO. 2017. Benthic ecology of tropical coastal lagoons: Environmental changes over the last decades in the Términos Lagoon, Mexico. *Comptes Rendus Geoscience*. 349(2017) 319-329. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.crte.2017.09.016>
- GUIRY, M. D. & GUIRY G. M. 2025. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algae-base.org>. February 2025
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics. [Software]. <https://www.nhm.uio.no/english/research/infrastructure/past>
- HASSAN, G.S., M.A., ESPINOSA & F.I. ISLA. 2009. Diatom-based inference model for paleosalinity reconstructions in estuaries along the northeastern coastal of Argentina. *Paleogeography, Paleoclimatology, Palaeocology*. 275: 77-91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2009.02.020>
- HERNÁNDEZ-ALMEIDA, O. U., J. A. HERRERA-SILVEIRA & F. MERINO-VIRGILIO. 2017. Nueve nuevos registros de diatomeas bentónicas de los géneros *Climaconeis*, *Cocconeis*, *Licmophora*, *Talaroneis*, *Oestrupia*, *Petroneis* y *Synedrosphenia* en la costa norte de la Península de Yucatán, México. *Hidrobiológica* 23(2), 154-168. DOI:<https://doi.org/10.21829/abm107.2014.204>
- HOLDRIDGE, L. R. 1978. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. San José, Costa Rica. 235 p.
- HUSTEDT, F. 1955. Marine littoral diatoms of Beaufort North Carolina. *Bulletin Duke University Marine Station*, Duke University Press. 1-67 pp.
- HUSTEDT, F. 1959. Die kieselalgen Duetschlands, Osterreichs and der Schweiz, En: Rabenhorts L (Ed). Kryptogammen-Flora. VII Band, II Teil. Koeltz Scientific Book. Leipzig. 845 p.
- HUSTEDT, F. 1961-1996, Die kieselalgen Deutschland, Osterreichs un der Schweiz. En: Robenhorst L. (Ed), Kryptogamen-Flora von Deutschland, Osterreichs un Schweiz, VII Band, III Teil. Koetz Scientific Book. Alemania 816 p.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT. 1991. Bacillariophyceae, 4 Teil: Achnantheaceae. *Semper Bonis Artibus*. 437 p.
- LOO, Y.O., X. OUYANG., D. Y. F. LAI & S. Y. LEE. 2024. The microphytobenthos are Abundant and Mediate Key Carbon Fluxes in Tropical Mangroves. *Estuaries and Coasts* 47:963-980. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-024-01339-6>
- LÓPEZ-FUERTE F. O. & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2006. Distribución y estructura de asociaciones de diatomeas en sedimentos de un sistema de manglar. *Hidrobiológica* 16 (1): 283-292. DOI: <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dchs/hidro/2017v27n1/siqueiros>
- LÓPEZ-FUERTE, F.O., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES & J. N. NAVARRO. 2010. Benthic diatoms associated with mangrove environments in the Northwest region of Mexico. *CONABIO*. 206 p. DOI:<https://doi.org/10.11646/phytotaxa.283.3.1>
- LÓPEZ-FUERTE, F. O., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES & O. U. HERNÁNDEZ-ALMEIDA. 2013. Epiphytic diatoms of *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) from the Mexican Caribe. *Marine Biodiversity Records* (1): 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1017/s1755267213000857>
- LÓPEZ-FUERTE, F. O., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES., Y. J. MARTÍNEZ & M. D. C. ALTAMIRAN-CERECEDO. 2022. Floristics and biogeographical affinity of diatoms attached to 80 *Sargassum fluitans* (Børgesen) Børgesen and *Sargassum natans* (Linnaeus) Gaillon Arriving on Mexico's Caribbean Coasts. *Diversity* 14(9):758. DOI: <https://doi.org/10.3390/d14090758>
- LÓPEZ-MEJÍA, D., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES, F. O. LÓPEZ-FUERTE & F. GUTIÉRREZ-MENDIETA. 2021. Floristics of epiphytic diatoms on *Thalassia testudinum* from the southern Gulf of Mexico. *Cymbella* 7(1):18-35. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.2976>
- LÓPEZ-MEJÍA, D., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES & F. J. GUTIÉRREZ-MENDIETA. 2022. Benthic diatom distribution in a tropical coastal lagoon in relation to substrate and its environment factors. *Hidrobiológica* 32(3):265-274. DOI: <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dchs/hidro/2022v32n3/lopezm>
- LÓPEZ-MEJÍA, D. 2022. Evaluación del estado ecológico de laguna de Términos con base en la estructura de asociaciones de diatomeas bentónicas. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa, Ciudad de México. 142 p. DOI: <https://doi.org/10.24275/uami.cf95jb83g>
- LOYA-SALINAS, D. H. & A. M. ESCOFET. 1990. Aportaciones al cálculo del índice de Valor Biológico (Sanders, 1960). Contribution to the calculation of the Biological Value Index (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas* 16 (2): 97-115. DOI: <https://doi.org/10.7773/cm.v16i2.688>
- MCINTIRE, C. D. & W. S. OVERTON. 1971. Distributional patterns in assemblages of attached diatoms from Yaquina Estuary, Oregon. *Ecology* 52(5): 758-777. DOI:10.2307/1936024
- MACINTYRE, H.L, R. GEIDER & D. MILLER. 1996. Microphytobenthos: the ecological role of the “Secret Garden” of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries*. 19 (2A): 186-201. DOI: <https://doi.org/10.2307/1352224>
- MARTÍNEZ, Y.J., D.A. SIQUEIROS-BELTRONES & J. MARMOLEJO-RODRÍGUEZ. 2021. Response of benthic diatom assemblage to contamination by metals

- in a marine environment. *Marine Science and Engineering*. 9, 443. DOI: <https://doi.org/10.3390/jmse9040443>
- MORÁN, G. D. K., A. P. S. ALFONSO & C. R. SILVA. 2002. Tiempo de residencia en laguna de Términos, Campeche. XVII. Congreso Nacional de Hidráulica. Monterrey, Nuevo León.
- MORENO, J. L., S. LICEA & H. SANTOYO. 1996. Diatomeas del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California. 273 p. DOI: <https://doi.org/10.3926/oms.410>
- NAVARRETE-RODRÍGUEZ, G., M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ & F. LANGO-REYNOSO. 2020. Geoaccumulation of heavy metals in sediment of the Fluvial-Lagoon-Deltaic system of the Palizada River, Campeche, Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(3). 969. DOI: <https://doi.org/10.20944/preprints201912.0155.v1>
- NIEWOW, J. A. & A. K. S. K. PRASAD. 2023. Diatoms of the northeastern Gulf of Mexico: *Vallithidium* (Achnanthes: Achnanthidiaceae), a new monoraphid genus based on *Navicula marginulata* Cleve. *Diatom Research*. 38: 143-163 DOI: <https://doi.org/10.1080/0269249x.2023.2267049>
- NOVELO, E., R. TAVERA & C. IBARRA. 2007. Bacillariophyceae from Karstic Wetlands in Mexico. Berlin-Stuttgart: J. Cramer. 136 p.
- OKOLODKOV, Y. B. & D. A. HUERTA-QUINTANILLA. 2018. Diatomeas bentónicas marinas. *Materia, ciencia y tecnología* 1(2). 13-18.
- PERAGALLO, H. & M. PERAGALLO. 1908. Diatomees marines de France et des districts marines voisins. M. J. Tempere, France. 491 p. DOI: <https://doi.org/10.5962/bhl.title.68918>
- PEREIRA, C., E. ZOPPI DE ROA, E. MONTIEL, V. HERNÁNDEZ & A. CASTILLO. 2022. Estructura comunitaria del microfítobentos de la zona costera central de Venezuela. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 51 (2): 29-48. DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.inve-mar.2022.51.2.1173>
- RAMOS-MIRANDA, J., L. QUINIOU, D. FLORES-HERNÁNDEZ, T. DO-CHI, L. AYALA-PÉREZ & A. SOSA-LÓPEZ. 2005. Spatial and temporal changes in the nekton of the Términos Lagoon, Campeche, México. *Journal of Fish Biology* 66 (2): 513-530. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00619.x>
- RIVERA, M. V. H., C. J. MADDEN, J. J. W. DAY, R. R. TWILLEY, H. F. VERA & H.A. GUILLÉN. 1998. Seasonal coupling of a tropical mangrove forest and an estuarine water column: enhancement of aquatic primary productivity. *Hydrobiologia*. 379: 41-53. DOI: <https://doi.org/10.1023/a:1003281311134>
- ROBADUE, D., A. OCZKOWSKI, R. CALDERON, L. BACH & M. F. CEPEDA. 2004. Characterization of the Region of the Términos Lagoon: Campeche, Mexico: Draft for discussion. Narragansett, RI: Coastal Resources Center, University of Rhode Island. PLUS Calderon, R. Draft 1 Site Profile: The Laguna de Términos, México, Corpus Christi, TX: The Nature Conservancy 51 p.
- SMN (SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL). 2019. Informe diario de condiciones climáticas. Gobierno de México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/>
- SCHMIDT, A., M. SCHMIDT, F. FRICKE, H. HEIDEN, O. MULLER & F. HUSTEDT. 1874-1959. Atlas der diatomaceenkunde. Heft 1-120, Tafeln 1-460. Reisland, Leipzig. 208 p.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & E. SÁNCHEZ-CASTREJÓN. 1999. Structure of benthic diatom assemblages from a mangrove environment in a Mexican Subtropical Lagoon. *Biotropica*. 31(1): 48-70. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00116.x>
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & D. VOLTOLINA. 2000. Grazing selectivity of red abalone (*Haliotis refuscens*) post-larvae on benthic diatom films under culture conditions. *World Aquaculture Society*. 31(2): 239-246. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2000.tb00359.x>
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. 2002. *Diatomeas bentónicas de la península de Baja California; diversidad y potencial ecológico*. Oceanides-CICIMAR-IPN-UABCS. México. 102 p. DOI: <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbshidro/2017v27n3/siqueiros>
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., G. VALENZUELA-ROMERO., O. HERNÁNDEZ-ALMEIDA., U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ & F. O. LÓPEZ-FUERTE. 2004. Catálogo iconográfico de diatomeas de hábitats rocosos y su incidencia en la dieta de abulones (*Haliotis* spp.) jóvenes de Baja California Sur, México. *Oceanides-CICIMAR-IPN*. 19(2):29-103. DOI: <https://doi.org/10.37543/oceanides.v19i1-2.16>
- SIQUEIROS BELTRONES, D. 2005. Una paradoja sobre uniformidad vs. orden y estabilidad en la medida de la diversidad de especies según la teoría de la información. *Ludus Vitalis* 13 (24):1-10. <http://www.ludus-vitalis.org/ojs/index.php/ludus/article/view/473>
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & O. U. HERNÁNDEZ-ALMEIDA. 2006. Florística de diatomeas epifitas en macroalgas de un manchón subtropical. *Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Oceanides* 21:11-61. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm82.2008.1134>
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A., U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ & O.U. HERNÁNDEZ-ALMEIDA. 2013. A prospective diagnosis of epilithic diatom diversity in Bacalar Lagoon, Quintana Roo, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84:865-875 DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.33960>
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ & F. O. LÓPEZ-FUERTE. 2017. Diversity of benthic diatoms in the Guerrero Negro Lagoon (El Vizcaíno Biosphere Reserve), Baja California Peninsula, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88 (2017) 21-35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.01.026>
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A., D. LÓPEZ-MEJÍA & F. GUTIÉRREZ-MENDIETA. 2020. High species richness of epiphytic *Mastogloia* (Mastogloiales: Bacillariophyceae) on *Thalassia testudinum* along the coast of Campeche, Southern Gulf of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. (91) 1-22. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.2976>
- SIQUEIROS BELTRONES, D. A., F. O. LÓPEZ-FUERTE, Y. J. MARTÍNEZ & M.C. ALTAMIRANO-CERECEDO. 2021. A first estimate of species diversity for benthic diatom assemblages from the Revillagigedo Archipelago, México. *Diversity* 13, 458: 1-47. DOI: <https://doi.org/10.3390/d13100458>
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., Y. J. MARTÍNEZ & F. O. LÓPEZ-FUERTE. 2023. Epiphytic diatoms from the Central Region of the Gulf of California: Floristics and Biogeographic remarks. *Diversity*. 52(4):1-68. DOI: <https://doi.org/10.3390/d15040510>

- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A., E. ECHEVERRÍA-HERRERA., F.O. LÓPEZ-FUERTE. & Y.J. MARTÍNEZ. 2025. Species diversity of benthic marine diatoms from a Natural Protected Area in Cuba. *Diversity*. 17(3), 181. DOI: <https://doi.org/10.3390/d17030181>
- STERRENBURG, F. A. S., M. A. TIFFANY, F. HINZ, W. E. HERWIG & P. E. HARGRAVES. 2015. Seven new species expand the morphological spectrum of *Haslea*. A comparison with *Gyrosigma* and *Pleurosigma* (Bacillariophyta). *Phytotaxa* 2: 143-162. DOI: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.207.2.1>
- STIDOLPH, S. R., F. A. S., STERRENBURG, K. E., L. SMITH & A. KRABERG. 2012. Stuart R. Stidolph Diatom Atlas: U. S. Geological Survey Open-File Report 2012-1163. 199 p. DOI: <https://doi.org/10.3133/ofr20121163>
- STRICKLAND J.D.H & T. R. PARSON. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries research board of Canada. Ottawa.
- SUNDBÄCK, K., F. LINARES, F. LARSON, A. WULFF & A. ENGELSEN. 2004. Benthic nitrogen fluxes along a depth gradient in a microtidal fjord: the role of denitrification and microphytobenthos. *Limnology and Oceanography* 49: 1095-1107. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4.1095>
- SUNDBÄCK, K. & K. MCGILGATHERY. 2005. *Interaction between benthic macro- and microalgae in the marine environment*. In Kistensen, E., J. Kostka & R. Hease (eds.). Interactions between macro-and micro-organisms in marine sediments. American Geophysical Union. 7-29 pp. DOI: <https://doi.org/10.1029/ce060p0007>
- TOMAS, C.R. 1997. *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press. 858 p.
- TUCONG, E. J., E. G. TURBIO & V. E. LEOPARDAS, V.E. 2024. Diversity of epipellic microalgae in a shallow, tropical estuary of Northern Mindanao, Philippines. *Biodiversitas* 25: 3237-3245. DOI: <https://doi.org/10.13057/biodiv/d250946>
- UNDERWOOD, G. J. C. & D. M. PATERSON. 1993. Seasonal changes in diatoms biomass, sediment stability and biogenic stabilization in the seven Estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 73(4), 871-887. DOI: <https://doi.org/10.1017/s0025315400034780>
- VAN DER WAL, D., A. WIELEMAKER-VAN DEN DOOL & P. M. J. HERMAN. 2010. Spatial synchrony in intertidal benthic algal biomass in temperate coastal and estuarine ecosystems. *Ecosystems*. 13: 338-351. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9322-9>
- VILLÉGER, S., J. RAMOS-MIRANDA, D. FLORES-HERNÁNDEZ & D. MOUILLOT. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. Functional diversity of fish communities after habitat degradation. *Ecological Society of America*. 20(&), 2010. 1512-1522 pp. DOI: <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- WEILHOEFER, C. L., C. N. MATTEUCCI & F. TURNER. 2021a. Multiple estuarine gradients influencing tidal flat benthic algal biomass and community structure in the Yaquina Estuary, OR, USA. *Estuaries and Coasts*. 44: 1392-1407. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00854-6>
- WEILHOEFER, C. L., F. TURNER & C. N. MATTEUCCI. 2021b. Seasonal Relationship between assemblages and environmental conditions vary between epipellic and epipsammic dominated tidal flat diatom communities in the Yaquina Estuary, Oregon, USA. *Estuaries and Coasts* 44: 2222-2235 DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-021-00934-1>
- WITKOWSKI, A., H. LANGE-BERTALOT & D. METZELTIN. 2000. Diatom flora of Marine Coastal I. A.R.G. Gantner Verlag, K. G. Alemania. 925 p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., O. LARA-DOMÍNGUEZ, P. CHAVANCE & D. FLORES. 1988. *Comportamiento ambiental de la Laguna de Términos*. In: Yáñez-Arancibia, A. & J. W. J. Day. (Eds.). Ecología de los Ecosistemas Costeros Del Sureste del Golfo de México. DOI: <https://doi.org/10.19136/kuxulkab.a19n37.351>
- ZHAO, Y., Y. ZHAO., S. NILAJKAR., L. CHENG., W. ZHOU., Y. LE., Y. LU., Y. YANG & J. SUN. 2026. The response of diatoms in sediment cores to environmental changes in the Changjiang River estuary over the past century. *Marine Environmental Research*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107682>.

The challenge of eDNA extraction in tropical aquatic ecosystems: Implications for monitoring the West Indian manatee

El reto de la extracción de ADN ambiental en ecosistemas acuáticos tropicales: implicaciones para el seguimiento del manatí

*Elsi Beatriz Recino-Reyes¹, León David Olivera-Gómez¹, *Julia María Leshner-Gordillo¹, Salima Machkour-M'Rabet², Benjamín Morales-Vela², Nicolás Álvarez-Piiego¹, Claudia Elena Zenteno-Ruiz¹, Rebeca Emilia Villa-Chavez¹, Manuel Ignacio Gallardo-Alvarez¹, Heidi Beatriz Montejo-Méndez¹.

Recibido: 01 de marzo de 2026.

Aceptado: 30 de mayo de 2026.

Publicado: agosto de 2026.

RESUMEN

Antecedentes. El monitoreo de especies amenazadas con bajas densidades poblacionales en ecosistemas acuáticos tropicales representa un desafío metodológico, especialmente en el caso de organismos difíciles de detectar como el manatí (*Trichechus manatus manatus*). El ADN ambiental (eDNA) ha emergido como una herramienta no invasiva prometedora, aunque su eficiencia puede verse afectada por matrices ambientales complejas como aguas turbias y sedimentos ricos en inhibidores. **Objetivos.** Evaluar la efectividad del eDNA para detectar la presencia de manatí en sistemas acuáticos tropicales del sur del Golfo de México y comparar distintos métodos de extracción en muestras de agua y sedimento. **Métodos.** Se recolectaron muestras de agua y sedimento en cuatro sitios del estado de Tabasco, México. Se compararon dos métodos de extracción para agua (fenol-cloroformo y kit comercial QIAGEN DNeasy Blood & Tissue kit) y tres para sedimento (Chelex, cloroformo-alcohol isoamílico y CTAB). La detección se realizó mediante qPCR con cebadores para manatíes. Las concentraciones de ADN y el éxito de amplificación se analizaron estadísticamente en R. **Resultados.** En agua, ambos métodos mostraron concentraciones cuantificables y tasas de amplificación superiores al 90%, sin diferencias significativas entre sí ($p > 0.05$). En el sedimento, aunque Chelex y cloroformo produjeron mayores concentraciones de ADN, el método CTAB presentó una proporción significativamente mayor de amplificaciones positivas (87.5%, $p < 0.001$), lo que evidencia menor interferencia por inhibidores. **Conclusiones.** El eDNA confirma su utilidad para detectar manatíes en ambientes tropicales; sin embargo, la matriz ambiental influye en la eficiencia metodológica. Las muestras de agua resultan más confiables para el monitoreo rutinario, mientras que en sedimentos el protocolo CTAB es el más recomendable debido a su mayor tasa de amplificación.

Palabras clave: ADN ambiental; ecosistemas tropicales; extracción de ADN; monitoreo no invasivo; *Trichechus manatus manatus*.

ABSTRACT

Background. Monitoring threatened species with low population densities in tropical aquatic ecosystems presents significant methodological challenges, particularly for elusive and cryptic organisms such as the manatee (*Trichechus manatus manatus*). Environmental DNA (eDNA) has emerged as a promising non-invasive tool; however, its efficiency may be strongly affected by complex environmental matrices such as turbid waters and inhibitor-rich sediments. **Goals.** To evaluate the effectiveness of eDNA for detecting manatee presence in tropical aquatic systems of the southern Gulf of Mexico and to compare different extraction methods for water and sediment samples. **Methods.** Water and sediment samples were collected from four sites in Tabasco, Mexico. Two extraction methods were compared for water samples (phenol-chloroform and QIAGEN DNeasy Blood & Tissue commercial kit) and three for sediments (Chelex, chloroform-isoamyl alcohol, and CTAB). Detection was performed via quantitative real-time PCR (qPCR) using primers for manatees. DNA concentrations and amplification success were statistically analyzed in R software. **Results.** For water samples, both extraction methods yielded quantifiable DNA and amplification success rates above 90%, with no significant differences between them ($p > 0.05$). In sediments, although Chelex and chloroform methods produced

¹ División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 S/N, Ranchería Emiliano Zapata, 86150 Villahermosa, Tabasco, México.

² Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. Avenida del Centenario km 5.5, 77014 Chetumal, Quintana Roo, México.

*Corresponding authors:

Elsi Beatriz Recino-Reyes: e-mail: ebrechino@gmail.com

Julia María Leshner-Gordillo: julialesher1@gmail.com

To quote as:

Recino-Reyes E. B., L. D. Olivera-Gómez, J. M. Leshner-Gordillo, S. Machkour-M'Rabet, B. Morales-Vela, N. Álvarez-Piiego, C. E. Zenteno-Ruiz, R. E. Villa-Chavez, M. I. Gallardo-Alvarez & H. B. Montejo-Méndez. 2026. The challenge of eDNA extraction in tropical aquatic ecosystems: Implications for monitoring the West Indian manatee. *Hidrobiológica* 36 (2): 105-116.

higher DNA concentrations, the CTAB protocol showed a significantly higher proportion of positive amplifications (87.5%, $p < 0.001$), indicating effective removal of PCR inhibitors. **Conclusions.** eDNA analysis confirms its applicability for detecting manatees in challenging tropical environments; however, the environmental matrix strongly influences methodological performance. Water samples are more reliable for routine monitoring, while CTAB is strongly recommended for sediment samples due to its superior amplification success.

Keywords: Environmental DNA; tropical ecosystems; DNA extraction; non-invasive monitoring; *Trichechus manatus manatus*.

INTRODUCTION

For wildlife population research and management, accurate estimation of population size and geographic distribution is essential, including for endangered species, particularly those inhabiting aquatic ecosystems, and especially for small populations (Baker *et al.*, 2018; Borchers *et al.*, 2015; Koivuniemi *et al.*, 2019; Thomsen & Willerslev, 2015). These small populations are not only more vulnerable to disease, environmental changes, and loss of genetic diversity (Frankham, 2005), but are also inherently more difficult to monitor due to their low density and elusive behavior. While various methodologies exist for monitoring these populations, conventional methods based on direct visual identification or invasive techniques are often ineffective or prohibitively expensive for detecting rare species such as the west indian manatee (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) (Ruppert *et al.*, 2019). Wild populations with low numbers of organisms present a methodological challenge for reliable detection and monitoring. Sampling these populations requires specialized techniques because, in many cases, individuals are dispersed over extensive areas, increasing sampling effort and research costs (Deiner, *et al.*, 2017; Koivuniemi *et al.*, 2019). Furthermore, the small population size reduces the likelihood of encountering them during traditional surveys or censuses, leading to underestimates of population size (MacKenzie *et al.*, 2002; Santini *et al.*, 2022; Thompson, 2004). This problem affects the conservation of endangered species, as reliable abundance data are essential for designing effective protection and management strategies.

Environmental DNA (eDNA) has emerged as a transformative tool to overcome some of these limitations, particularly those related to detection of elusive species, enabling the detection of species in water or sediment samples without direct observation (Dejean *et al.*, 2012; Ficetola *et al.*, 2008; Sahu *et al.*, 2023; Takahashi *et al.*, 2023; Thomsen & Willerslev, 2015). This approach has proven particularly useful for large aquatic mammals, including sirenians (Alter *et al.*, 2022; Hunter *et al.*, 2018; Suarez-Bregua *et al.*, 2022). However, the effectiveness of eDNA analysis is not universal; it depends heavily on the efficiency of the laboratory protocols used, and environmental conditions such as water temperature, turbidity, and the presence of suspended solids, characteristic of tropical aquatic ecosystems, can significantly influence DNA degradation, capture, and extraction (Barnes & Turner, 2016; Harrison *et al.*, 2019; Pascher *et al.*, 2022; Strickler *et al.*, 2015; Turner *et al.*, 2015).

The manatee (*Trichechus manatus*) is a species that is globally classified as “vulnerable” by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Deutsch *et al.*, 2008). Nevertheless, the subspecies *T. manatus manatus* known as west indian manatee has recently been

categorized as “endangered” by the IUCN (Morales-Vela *et al.*, 2024). In Mexico, it is protected under the “endangered (P)” category of the Official Mexican Standard NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010). This subspecies is distributed in Mexico, primarily along the Gulf of Mexico and the Yucatán Peninsula, where conservation and management actions have been implemented to promote its protection (SEMARNAT, 2020). Mexican populations face threats such as habitat loss, collisions with boats, and population fragmentation (Castelblanco-Martínez *et al.*, 2013; Morales-Vela *et al.*, 2000; Olivera-Gómez & D. Jiménez-Domínguez, 2019; Olivera-Gómez *et al.* 2022). Genetic studies have revealed low genetic diversity and evidence of two genetic groups in Mexico, underscoring the need to monitor these populations effectively (Nourisson *et al.*, 2011; Gómez-Carrasco *et al.*, 2018). Specifically, the southern Gulf of Mexico region is home to manatee populations in various lagoon systems, including urban wetlands of the metropolitan area of Villahermosa, in the floodplain of the Grijalva river basin (Rodas-Trejo *et al.*, 2008; Daniel-Rentería *et al.*, 2012; Pérez-Garduza *et al.*, 2023).

The pioneering research by Hunter *et al.* (2018) developed and validated species-specific primers for detecting environmental DNA (eDNA) from manatees in regions such as Florida, Cuba, and West Africa. These studies were fundamental in demonstrating the feasibility of the technique for sirenians; however, the aquatic ecosystems of these regions often differ markedly from those of the southern Gulf of Mexico. For example, the clear waters of the Caribbean or Florida springs stand in stark contrast to the freshwater lakes of Tabasco, which are highly turbid, sediment-laden, and warmer (Olivera-Gómez *et al.*, 2022). These conditions, characterized by high concentrations of suspended solids and humic substances and high microbial activity, can accelerate DNA degradation and co-extract potent PCR inhibitors, potentially compromising detection success (Wilson, 1997; Schrader *et al.*, 2012). Selecting an appropriate methodology for environmental DNA extraction is crucial for obtaining DNA of adequate quality and in detectable quantities (Pilliod *et al.*, 2014), and the choice of method can significantly affect detection (Deiner *et al.*, 2015). Therefore, while primers exist, a critical knowledge gap remains: which DNA extraction method is most effective for recovering high-quality, amplifiable environmental manatee DNA in these challenging tropical environments? This study addresses this gap by systematically comparing the performance of multiple extraction protocols on water and sediment samples from sites known to harbor manatee populations in Tabasco, Mexico. In this research, we provide crucial methodological validation for implementing environmental DNA monitoring in regions where standard approaches may fail.

MATERIAL AND METHODS

Study sites

Environmental DNA (eDNA) samples were collected at four sites in the state of Tabasco, Mexico: Laguna de Las Ilusiones (LI) urban lake in the metropolitan area of Villahermosa; Laguna El Viento (LV) in municipality of Centla and Grijalva basin; Laguna Leona Vicario (RLV) in municipality of Balancán and Usumacinta basin, and the manatee rehabilitation unit (MC) of the División Académica de Ciencias Biológicas at the Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) (Fig.1). The sites were chosen because there are records of the species' occupation (Olivera-Gómez *et al.*, 2022). To ensure positive detections of manatee eDNA, a total of

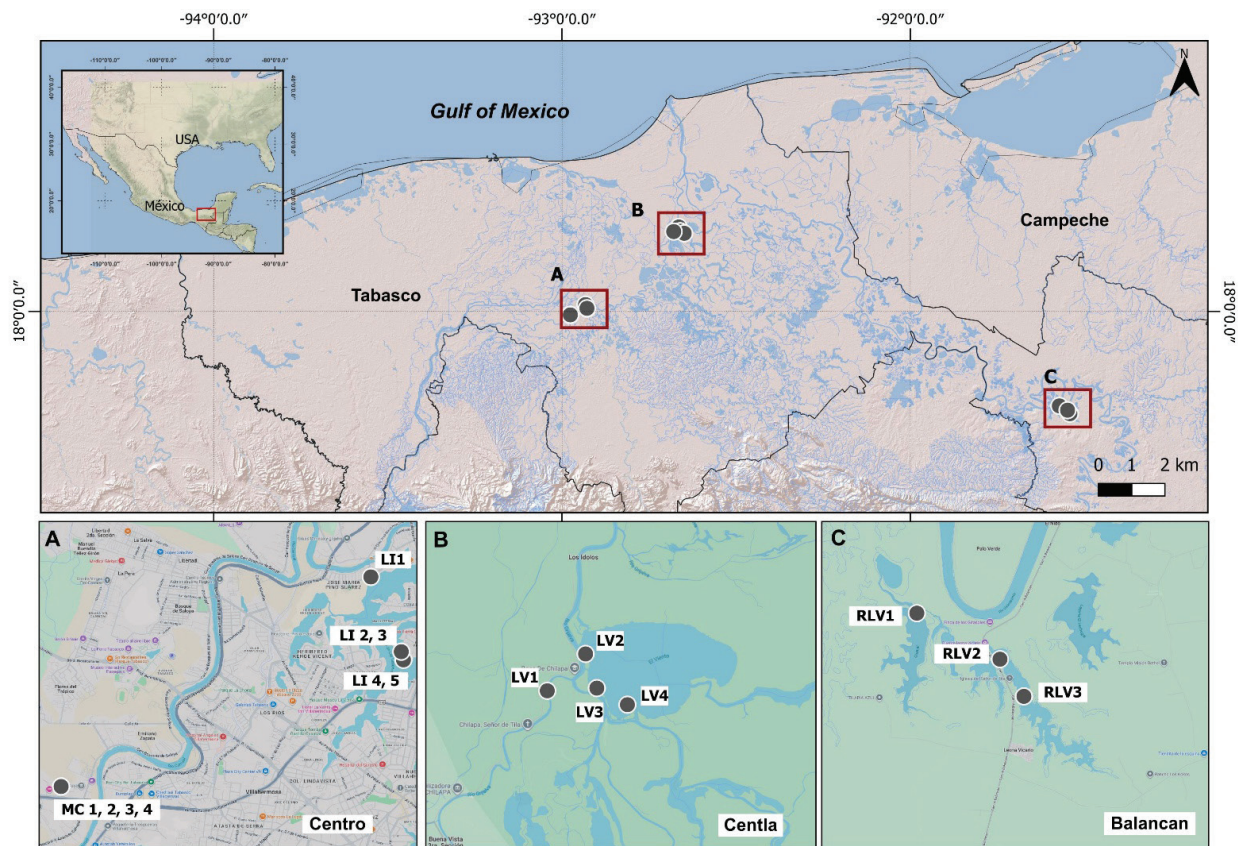


Fig. 1. Location of water and sediment sampling sites used for the detection of environmental DNA of manatees in lagoon systems of the southern Gulf of Mexico. Panels show: (A) Centro, (B) Centla, and (C) Balancán, Tabasco, Mexico.

3 to 5 independent samples (field replicates) were collected at each site, depending on accessibility and local conditions (Tables S1, S2). This resulted in 16 water samples and 16 sediment samples across all sites. All samples were refrigerated immediately after collection and transported to the genomics laboratory of the División Académica de Ciencias Biológicas at UJAT for further processing.

Cross-Contamination Prevention Protocol

To minimize the risk of cross-contamination, a rigorous protocol was implemented, following the guidelines for good practice in eDNA sampling (Bohmann *et al.*, 2014; Goldberg *et al.*, 2016). Disposable nitrile gloves were used and changed between each sampling point. The collection containers were pre-washed with a 10% sodium hypochlorite (bleach) solution and thoroughly rinsed three times with sterile distilled water before each sample collection.

Sampling and Preservation

At each sampling point, a single 1000 mL water sample was collected, representing a field replicate. A total of 16 independent water samples were collected across all sites (3–5 per site, as described above). Each sample was taken from a depth of approximately 30 cm below the surface to avoid interference from floating material. Immediately after

sampling, 1 mL of sodium acetate (3 M) and 33 mL of 95% ethanol were added as a preservative solution to stabilize the DNA (Díaz-Ferguson *et al.*, 2014). Filtration was performed in the laboratory within 24 hours of collection using a vacuum filtration system with sterile cellulose nitrate filters (0.45 µm pore size), and the process was stopped when the filter became clogged. Due to the high concentration of suspended solids and the characteristic turbidity of the study sites, it was not possible to filter the entire 1000 mL of the samples. The actual filtered volume varied by site, ranging from 200 mL to 600 mL (Table S1). After filtration, each filter was placed in a 2 mL microcentrifuge tube with 900 µL of CTAB buffer for preservation until DNA extraction (Renshaw *et al.*, 2015).

At each sampling point, a single sediment sample was collected, corresponding to the same 16 field replicates described for water samples. Both sediment and water samples were collected under standardized conditions, including sampling depth, collection time, and location within the water bodies. Sediment samples were obtained at depths of 1.0–1.4 meters after removing the surface layer to avoid recent contamination. Approximately 200 mg of sediment was collected from each point using a sterile sampler. Samples were placed in sterile 50 mL tubes and immediately refrigerated for subsequent DNA extraction.

DNA Extraction and Amplification

Water eDNA samples. Two extraction protocols were evaluated:

Extraction with phenol-chloroform-isoamyl alcohol (PCI).

The protocol is based on phenol-chloroform-isoamyl alcohol (PCI), adapted from Renshaw *et al.* (2015) for the extraction of eDNA preserved at room temperature.

The procedure was as follows: i) 2 mL microcentrifuge tubes (containing filters and preservation buffer) were incubated at 65°C in a Benchmark Scientific MyBlock dry bath for 10 min, ii) 900 µL of PCI (25:24:1) was added to each tube, and the samples were mixed by vortexing for 5 s, iii) the tubes were centrifuged at 13,400 rpm for 5 min, and 700 µL of the aqueous layer was transferred to a new set of 2 mL microcentrifuge tubes, iv) 700 µL of chloroform-isoamyl alcohol (CI, 24:1) was added to each tube and mixed by vortexing for 5 s, v) The tubes were centrifuged at 13,400 rpm for 5 min, and 500 µL of the aqueous layer was transferred to a new set of 2 mL tubes, vi) 1.25 mL of ice-cold 100% ethanol and 20 µL of 5 M NaCl were added to each tube, and the samples were precipitated at -20°C overnight, vii) the precipitate was sedimented by centrifugation at 13,400 rpm for 10 min and the liquid was decanted, viii) the pellets were vacuum dried at 45°C for 15 min, followed by air drying until no visible liquid remained; and finally, ix) the pellets were rehydrated with 200 µL of TE buffer.

DNeasy Blood & Tissue Kit (Qiagen).

Extraction was performed using the DNeasy Blood & Tissue Kit (Qiagen, Hilden, Germany), strictly following the manufacturer's instructions for DNA purification from tissue samples (Renshaw *et al.*, 2015).

Sediment eDNA samples. Three methods were used for extraction.

Modified protocol from Echeverría et al. (2021).

A modification of the protocol by Echeverría *et al.* (2021) was applied to sediment samples, incorporating key steps for removing PCR inhibitors present in the sediment (Taberlet *et al.*, 2012; Goldberg *et al.*, 2016; Young *et al.*, 2017).

The procedure was as follows: i) 2 mL microcentrifuge tubes (containing sediment, lysis buffer, and SDS) were homogenized for 10 min at 2,200 rpm in an Eppendorf MixMate mixer and incubated at 65°C for 20 min in an Eppendorf ThermoMixer C at 800 rpm, ii) The samples were centrifuged at 13,000 rpm for 20 min, and the aqueous phase was recovered. An equal volume of chloroform-isoamyl alcohol (24:1) was then added, iii) they were vortexed for 10 s and incubated at 4°C for 10 min, iv) the tubes were centrifuged at 13,000 rpm for 20 min and the aqueous layer was transferred to a new set of 1.5 mL microcentrifuge tubes, v) an equal volume of cold isopropanol was added, vortexed for 10 s, and incubated at -20°C overnight, vi) the tubes were centrifuged at 13,000 rpm for 20 min and the supernatant was discarded, 750 µL of cold 75% ethanol was added and mixed by vortexing for 10 s, vii) they were then centrifuged at 13,000 rpm for 2 min and the supernatant was decanted. This step was repeated twice: the pellet was allowed to dry for 15 min, then resuspended in 50 µL of ultrapure water. Modified protocol. Once the extraction was completed, if the samples had a dark coloration, we added 125 µL of absolute ethanol and 2 µL of NaCl (5M) and incubated at -20°C overnight; steps vi and vii were repeated; finally, the pellet was allowed to dry for 15 min and resuspended in 50 µL of Buffer TE.

Chelex 100 Resin Protocol.

The Chelex 100 resin extraction protocol (Bio-Rad) was used, a rapid method commonly used for samples with low inhibitor concentrations. We used the protocol by Walsh *et al.* (1991) from point i to iii, adding steps iv to ix to clean impurities and treat the low concentration of DNA taken from the protocol by Singh *et al.* (2018).

The procedure was as follows: i) 0.1 g of sediment was added to tubes containing 0.5 mL of Chelex resin and mixed by vortexing for 10 s, ii) the samples were incubated for 30 min at 95°C, then mixed by vortexing for 10 s, iii) centrifuged at 13,400 rpm for 10 min and the supernatant was transferred to a new 1.5 mL microcentrifuge tube, iv) sodium acetate (3 M) was added to the recovered supernatant to obtain a final concentration of 0.3 M; (v) 200 µL of absolute ethanol was added, mixed by vortexing for 5 s, and precipitated overnight at 4°C, vi) the tubes were centrifuged at 13,000 rpm for 15 min and the supernatant was discarded, vii) 200 µL of 75% ethanol was added and mixed by vortexing for 10 s, viii) the tubes were centrifuged at 13,000 rpm for 2 min and the supernatant was decanted, and ix) the pellet was allowed to dry for 10 min at room temperature and resuspended in 100 µL of TE.

CTAB extraction.

CTAB (Cetyl Trimethyl Ammonium Bromide)-based extraction, modified from Dempster *et al.* (1999), was used, an effective method for samples rich in polysaccharides and humic compounds (Doyle & Doyle, 1987).

The steps were as follows: i) 0.1 g of sample was added to microcentrifuge tubes with 500 µL of CTAB buffer and mixed by vortexing for 5 s, ii) incubated at 50°C for 15 min, iii) 500 µL of chloroform-isoamyl alcohol (24:1) were added and mixed for 20 min at 800 rpm, iv) the tubes were centrifuged at 13,400 rpm for 15 min and the supernatant was transferred to a new tube, v) a volume of isopropanol and 0.5 volumes of 5 M NaCl were added and left to precipitate at -20°C overnight, vi) the tubes were centrifuged at 13,400 rpm for 10 min and the supernatant was discarded, and vii) 100 µL of TE were added.

In all methods, once the DNA was obtained, its quality and quantity were verified using spectrophotometry on a Nanodrop Lite Plus (Thermo Scientific) (Tables S1, S2).

PCR amplification

eDNA amplification was performed by quantitative PCR, using a pair of primers developed by Hunter *et al.* (2018), which are capable of detecting both subspecies of *Trichechus manatus*. Forward: Trich_eDNA_CytB-F 5'-CGC TAA CCG CAT TCT CTT CAG-3' and reverse: Trich_eDNA_CytB-R 5'-GGT AGC GAA TGA TYC AAC CAT AGT T-3'. The final reaction volume was 20 µL, containing 100 ng of template DNA, 1X PowerUp SYBR Green Master Mix (Applied Biosystems), 600 nM forward primer, and 60 nM reverse primer. Amplifications were performed in a Rotor-Gene Q thermocycler, using a fast cycling protocol under the following conditions: initial incubation at 95°C for 3 min, followed by 45 cycles of denaturation at 95°C for 5 s and annealing at 61°C for 20 s. A final extension step was not included in accordance with fast qPCR protocols, in which short amplicons are synthesized during the annealing phase and quantification is performed in real time without the need for additional extension.

In SYBR Green-based qPCR assays, amplification specificity can be assessed by analyzing the dissociation curve and the peak associated

with the generated product (Fernández-Álvarez *et al.*, 2016, 2019; del Río-Lavín *et al.*, 2021). Therefore, at the end of each reaction, a melting curve was performed to confirm that the fluorescent signal used for quantification originated exclusively from the expected amplicon and not from primer dimers.

Data analysis

The concentrations of eDNA extracted using the different methods were compared, with initial tests for normality (Shapiro-Wilk test) and homogeneity of variance (Levene's test). Because these assumptions were not met, the nonparametric Mann-Whitney test was used to compare medians between water sample extraction methods, and the nonparametric Kruskal-Wallis test was used for sediment samples. The latter was followed by a Bonferroni adjustment for multiple post hoc comparisons.

The proportions of positive samples across extraction methods were compared using Fisher's exact test. All statistical tests were performed in R v4.5 (R Core Team, 2025). The significance level was set at $\alpha = 0.05$.

RESULTS

Comparison of eDNA extraction methods from water samples.

All eDNA samples extracted from water samples produced quantifiable DNA (Table S1). No significant differences were found between the two extraction methods (Wilcoxon-Mann-Whitney $W = 166$, p -value = 0.159), although a higher mean concentration was observed in samples extracted using the phenol-chloroform method (Fig. 2). On the other hand, the standard error of the estimate is almost 30% higher in the phenol method (Table 1).

Comparison of eDNA extraction methods from sediment samples.

All sediment samples showed quantifiable DNA (Table S2). A significant difference in eDNA concentration was found between the extraction methods (Kruskal-Wallis chi-squared = 28.42, $df = 2$, $p < 0.05$). The separate comparison for sites was not significant (Kruskal-Wallis chi-squared = 3.7372, $df = 3$, p -value = 0.291). The CTAB method differed significantly from the other two methods, yielding lower DNA concentrations, whereas the method with the highest average DNA

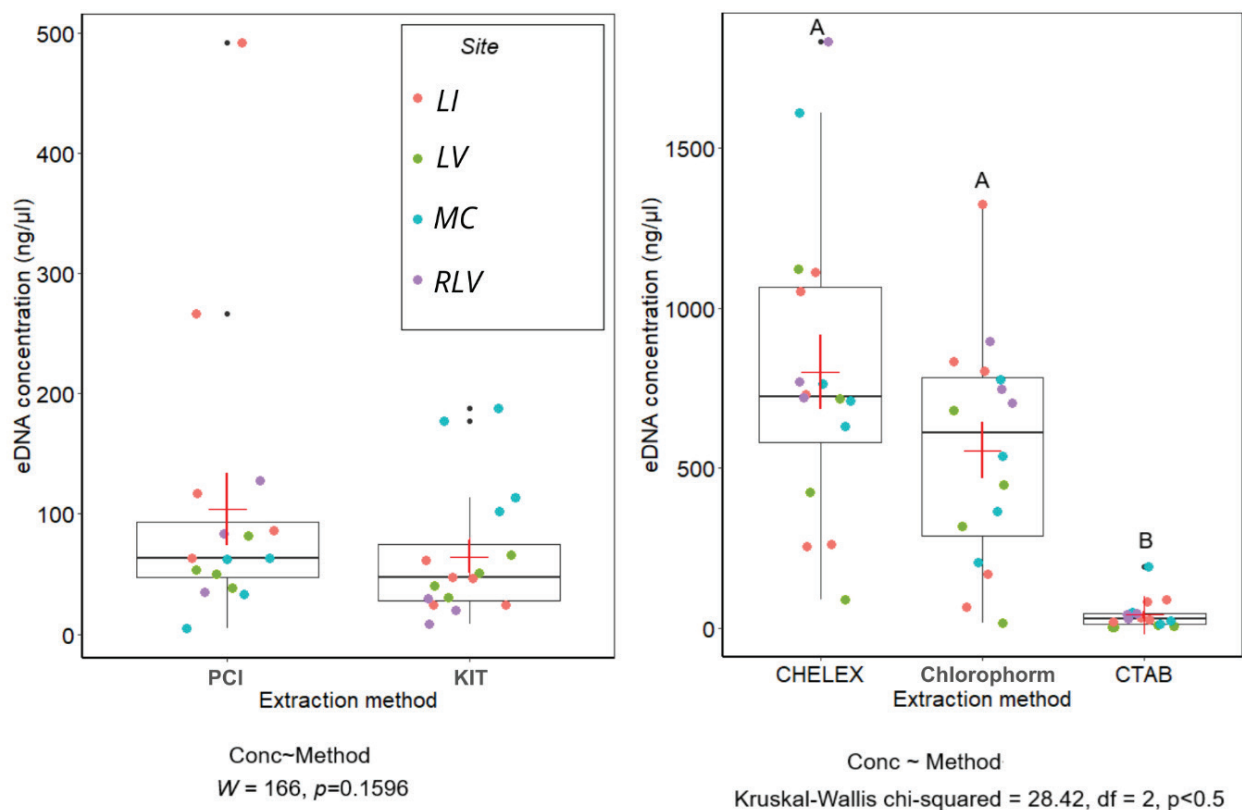


Figure 2. Concentration of environmental DNA by extraction method in a) water samples and b) sediment samples. Sites are LI=Laguna de las Ilusiones; LV= Laguna El Viento; MC= Rehabilitación facility; RLV= Laguna Leona Vicario. A and B are groups after pairwise test.

concentration was Chelex (Table 2). Statistical analyses revealed significant differences at the 0.05 level when comparing data sets between pairs of methods, except in the Chelex-Chloroform comparison (Fig. 2).

Successful amplifications of manatee eDNA.

Water samples. PCR amplification of DNA extracted from water samples consistently yielded a positive result for the manatee genome, using the genetic fragment of interest, with both extraction methods. Despite the variability in filtered water volumes (200-600 mL) across sites, manatee eDNA was successfully amplified in 93% (13/14) of water samples, with no apparent correlation between filtered volume and amplification success. Statistical analysis revealed no significant differences in amplification success rates between the methods used for aquatic sample DNA ($p > 0.05$).

Sediment samples. Differences were detected in the proportion of positive amplifications of the manatee genome when eDNA was extracted from sediment samples (Table 3). The CTAB method was the most efficient, yielding positive amplification in most samples processed. In contrast, extractions using the chloroform method yielded only four positive amplifications, and the Chelex method produced only one positive sample. CTAB was statistically superior to the other methods: CTAB vs. chloroform and CTAB vs. Chelex (Fisher's Exact Test, $p < 0.001$).

DISCUSSION

This study confirms the applicability of environmental DNA (eDNA) analysis for detecting manatees (*Trichechus manatus*) in tropical aquatic ecosystems of southern Mexico, adding to the growing body of evidence supporting its use for sirenian monitoring (Hunter *et al.*, 2018; Sigsgaard *et al.*, 2020). Crucially, our results reveal critical differences in the efficiency of extraction methods across environmental matrices, confirming that methodological validation in the local context is not just recommended but essential for reliable eDNA detection in challenging tropical environments. Therefore, these findings are fundamental for the standardization of eDNA assessment protocols and the implementation of molecular conservation strategies in regions with challenging environmental conditions.

The successful detection of manatee eDNA at the assessed sampling sites confirms the effectiveness of monitoring species occupancy in tropical freshwater environments. This result is particularly significant, given that traditional methods, such as aerial surveys and direct counts, are ineffective in environments with high turbidity and dense

aquatic vegetation, conditions prevalent in lagoon systems in the southern Gulf of Mexico (Olivera-Gómez *et al.*, 2022).

The primers developed and validated by Hunter *et al.* (2018) for manatee populations in Florida, Cuba, and West Africa proved to be efficient and effective for detecting the subspecies of *T. manatus* in tropical environments in Mexico. This applicability in disparate geographic and environmental contexts (high sediment load, dissolved organic matter, and elevated temperatures) reinforces its potential as a tool for global monitoring of these sirenians. However, the core contribution of this study lies not only in this detection but also in the subsequent methodological comparison. While Hunter *et al.* (2018) provided the essential "tool" (the primers), our study tests the best "way to use that tool" in a high-turbidity context. This is a crucial distinction, as a primer set that works perfectly in clear water may yield false negatives if the DNA extraction fails to remove inhibitors common in tropical sediments. The high sensitivity of eDNA is especially valuable in areas with limited or nonexistent visibility (Daniel-Rentería *et al.*, 2012). In addition, eDNA sampling enables higher temporal and spatial resolution than traditional methods, facilitating a more dynamic characterization of manatee distribution (Rees *et al.*, 2014). This capability is crucial for the timely identification of critical areas (feeding, breeding, and transit) and the design of effective conservation strategies (Jerde *et al.*, 2011).

Comparison of extraction methods in water samples

Our results indicate that both methods of DNA extraction from water samples (phenol-chloroform and commercial Qiagen kit) were equally effective, producing quantifiable and amplifiable DNA; although the organic method showed slightly higher average concentrations, the absence of statistically significant differences suggests that both protocols are comparable in eDNA recovery efficiency, consistent with previous studies comparing organic methods versus commercial kits for aquatic eDNA (Renshaw *et al.*, 2015; Piggott, 2016; Deiner *et al.*, 2015).

The high amplification success rate (94% for both) is relevant in tropical environments, which often present conditions that can accelerate DNA degradation (e.g., high temperatures of 26-28°C and high microbial activity) (Strickler *et al.*, 2015; Barnes & Turner, 2016). The immediate use of preservatives in the field (ethanol and sodium acetate) was essential to maintain DNA integrity during transport, following recommendations for marine and estuarine samples (Díaz-Ferguson *et al.*, 2014).

The choice of methodology should be based on logistical and economic considerations.

Table 1. eDNA mean concentration (ng/μL) from water samples using phenol and kit extraction methods. Standard error (s.e.), coefficient of variation (CV). Sites are LI=Laguna de las Ilusiones; LV= Laguna El Viento; MC= Rehabilitation facility; RLV= Laguna Leona Vicario..

Sampling site	n	Phenol mean (s.e.)	CV	Kit mean (s.e.)	CV
LV	4	56.26 (9.18)	0.16	46.77 (7.67)	0.16
LI	5	205.02 (79.92)	0.39	40.93 (7.37)	0.18
RLV	3	82.21 (26.85)	0.33	19.38 (6.06)	0.31
MC	4	40.97 (13.98)	0.34	145.30 (21.77)	0.15
All	16	103.79 (29.78)	0.29	64.44 (13.73)	0.21

Table 2. eDNA concentration (ng/μL) from sediment samples using three extraction methods: CHELEX, Chloroform and CTAB. Standard error (s.e.), coefficient of variation (CV). Sites: Laguna de las Ilusiones (LI); Laguna El Viento (LV); Rehabilitation facility (MC); Laguna Leona Vicario (RLV).

Sampling site	CHELEX mean (s.e)	CV	Chloroform mean (s.e)	CV	CTAB mean (s.e)	CV
LV	587.33 (219.55)	0.37	365.16 (138.77)	0.38	3.85 (2.06)	0.54
LI	681.75 (206.48)	0.30	638.34 (260.34)	0.41	49.24 (16.87)	0.34
RLV	1107.35 (314.14)	0.28	782.37 (50.74)	0.06	38.05 (3.94)	0.10
MC	928.87 (229.24)	0.25	470.29 (0.26)	0.26	67.93 (41.48)	0.61
All	799.74 (116.93)	0.15	555.04 (88.5)	0.16	40.47 (11.93)	0.29

Phenol-Chloroform: It is significantly cheaper for processing large volumes of samples (approximately 70-80% cheaper, according to Deiner *et al.*, 2015), but requires more handling, more time (6-8 hours), and additional safety measures due to the use of toxic reagents. On the other hand, Commercial kits offer greater speed (2-3 hours), standardization between laboratories, and operational safety, aspects that may be priorities in contexts of limited training (Goldberg *et al.*, 2016).

For long-term monitoring programs with budget constraints, the organic method may be the most viable option. However, it is suggested that optimizing protocols by increasing the volume of filtered water and using multi-filter isolation techniques could improve eDNA performance in challenging environments (Hunter *et al.*, 2019).

Considerations on filtered volume in turbid waters

An important methodological consideration in this study is the variability in filtered water volumes across sites (200-600 mL), necessitated by the high turbidity and suspended-solids load of the sampled lagoons. While standard eDNA protocols often recommend filtering 1 L or more to maximize detection probability (Hunter *et al.*, 2019), such volumes were unattainable in several of our study sites, particularly in Laguna Leona Vicario (200 mL) and Laguna de las Ilusiones (250 mL). Despite these lower filtered volumes, manatee eDNA was successfully detected in all sites with both extraction methods, demonstrating the sensitivity of the qPCR assay even when suboptimal water volumes are processed. This finding is particularly relevant for monitoring programs in tropical regions, where high turbidity is a common challenge; it suggests that while increasing water volume can improve eDNA yield (Hunter *et al.*, 2019), it is not an absolute prerequisite for successful detection when using optimized extraction protocols and sensitive primers. However, the variability in filtered volume should be considered when interpreting potential differences in eDNA concentration between sites, as lower volumes may underestimate the amount of DNA present in the environment.

The challenge of tropical sediment samples

The results of sediment extractions differ markedly from those obtained in aquatic samples, highlighting the complexity of sedimentary matrices. Although the Chelex and chloroform methods produced considerably higher DNA concentrations (up to 20 times those of CTAB in some cases), the CTAB method was significantly superior in amplification success ($p < 0.01$ and $p < 0.001$).

This paradox, high DNA concentration but low amplification success, underscores the critical importance of methodological validation in local contexts. Studies conducted in less challenging environments might not encounter such pronounced inhibition and could therefore overlook the superiority of a protocol like CTAB. Our findings demonstrate that, for the turbid, organic-rich sediments of tropical Tabasco, DNA quantity is a misleading metric. DNA concentration is not the main limiting factor for PCR success in complex environmental samples; DNA quality and the presence of co-extracted inhibitors play a crucial role (Schrader *et al.*, 2012; Sidstedt *et al.*, 2020). Tropical sediments are matrices particularly rich in PCR inhibitors, such as humic acids, fulvic acids, mineral salts, and phenolic compounds, which interfere with the reaction by chelating Mg^{2+} ions or directly inactivating DNA polymerase (Wilson, 1997; Opel *et al.*, 2010; Schrader *et al.*, 2012).

Our data suggests that the CTAB protocol, a cationic detergent that forms complexes with polysaccharides and facilitates the separation of phenolic compounds (Dempster *et al.*, 1999), produces extracts with a significantly lower inhibitor load, despite recovering a lower absolute concentration of DNA (average of 40.47 ng/μL vs. 799.74 ng/μL for Chelex and 555.04 ng/μL for chloroform). The quality of the extract, specifically the removal of co-extracted inhibitors by the CTAB protocol, is the decisive factor for successful detection. This directly addresses the knowledge gap identified in our introduction and provides a clear, evidence-based recommendation for future monitoring efforts in similar ecosystems across southeastern México.

The Chelex method had the lowest amplification success rate (6.25%), which is consistent with reports indicating its limited ability to remove organic inhibitors commonly found in complex environmental samples (Hu *et al.*, 2015; Rawlence *et al.*, 2014). The chloroform-isoamyl alcohol protocol showed intermediate performance (25% success).

These results imply that, for monitoring manatees using environmental DNA (eDNA), it is more convenient to work with water samples than with sediment. Water is easier to process and offers greater reliability, as it contains fewer substances that interfere with DNA detection. Although sediments may concentrate more genetic material, they also contain numerous inhibitors that hinder amplification; however, if sediment DNA is used, the data suggest that the CTAB protocol is the most recommended, as it is more effective at reducing inhibitors and increasing amplification success.

Table 3. Proportion of positive amplifications of manatee eDNA using three extraction methods: CTAB, CHELEX and Chloroform. Sites: Laguna de las Ilusiones (LI); Laguna El Viento (LV); Rehabilitation facility (MC); Laguna Leona Vicario (RLV).

Sampling site	CTAB	CHELEX	Chloroform
LV	1	0.25	0
LI	0.75	0	0
RLV	0.8	0	0.8
MC	1	0	0
All	0.875	0.0625	0.25

Conservation context and applications

The west indian manatee in Mexico faces multiple threats (habitat loss, collisions, and pollution) and has low genetic diversity and population structure (Nourisson *et al.*, 2011), which increases its vulnerability (Frankham, 2005). eDNA is established as a valuable tool that complements traditional methods (observations, telemetry) for: i) occupancy monitoring: Determine presence/absence at multiple sites in a cost-effective manner, facilitating the identification of areas of critical use (MacKenzie *et al.*, 2002), ii) early detection: Identify colonization of new sites before it is visible by traditional methods (Jerde *et al.*, 2011), iii) connectivity mapping: Identify essential movement corridors to mitigate habitat fragmentation (Luna *et al.*, 2021).

It is essential to recognize the limitations: eDNA detection indicates presence, but its absence does not confirm definitive absence, due to factors such as accelerated DNA degradation, dilution, or inhibition that can generate false negatives (Pinfield *et al.*, 2019); furthermore, eDNA does not provide direct information on the number of individuals or demographics, although recent models are beginning to address these limitations (Sigsgaard *et al.*, 2020; Carroll *et al.*, 2018).

The persistence of eDNA is short in tropical environments (days or hours) due to high temperatures, UV radiation, and microbial activity (Strickler *et al.*, 2015; Barnes & Turner, 2016; Harrison *et al.*, 2019). Therefore, detection in this study suggests the recent presence of manatees.

Methodological recommendations

For water samples, it is recommended to use sampling volumes of at least 1000 mL per point, filtering through 0.45 µm membranes and preserving them immediately *in situ* with ethanol/sodium acetate. The choice of extraction method should weigh the cost-benefit and laboratory capacity.

In the case of sediment, the CTAB method should be prioritized, and additional post-extraction purification steps (McKee *et al.*, 2015) or PCR additives (Schrader *et al.*, 2012) should be incorporated to overcome inhibition. Negative results should be interpreted with caution.

Future perspectives

Future research should focus on: 1) developing quantitative models to estimate abundance based on eDNA concentration (Sigsgaard *et al.*, 2016), 2) using metabarcoding to characterize the aquatic community

(Deiner *et al.*, 2017), and 3) exploring population genomic analysis from eDNA to study genetic structure and connectivity (Carroll *et al.*, 2018).

In this regard, several future lines of research could expand and optimize the utility of eDNA for manatee conservation in Mexico:

- Quantification of abundance: the development of models that establish relationships between eDNA concentration and actual manatee abundance would allow for population size estimation, overcoming the current limitation of only determining presence/absence. This will require rigorous validation studies at sites with established population censuses (Sigsgaard *et al.*, 2016).
- Community metabarcoding: expansion into metabarcoding analysis would facilitate the characterization of entire aquatic communities. This would provide valuable information about the ecosystem inhabited by manatees and their potential trophic relationships (Deiner *et al.*, 2017).
- Population genomic analysis: eDNA can be used to obtain population genetic information through high-throughput sequencing, which could reveal population structure, genetic diversity, and connectivity between sites without resorting to invasive sampling (Carroll *et al.*, 2018).
- Integration with occupancy models: combining eDNA data with statistical occupancy models that incorporate environmental covariates (temperature, turbidity, salinity) will significantly improve inferences about the species' distribution and habitat use (MacKenzie *et al.*, 2002; Pilliod *et al.*, 2014).
- Optimization for tropical conditions: additional research on eDNA dynamics in tropical environments, such as degradation rates, transport, and sedimentation, is essential to refine study design and improve the interpretation of results (Strickler *et al.*, 2015; Harrison *et al.*, 2019).
- Regional application: the protocols developed here are easily adaptable for monitoring other threatened aquatic species in the region, such as crocodiles, freshwater turtles, and native fish.

Conservation context

This study is part of a growing global effort to develop molecular monitoring tools for threatened species. Sirenians have been a key taxonomic group in this field; the detection of dugongs (*Dugong dugon*) (Müller, 1776) using eDNA (Sigsgaard *et al.*, 2020) and the pioneering work of Hunter *et al.* (2018) on manatees demonstrate the universal applicability of these techniques across the order Sirenia.

The low genetic diversity reported in Mexican manatee populations (Nourisson *et al.*, 2011) underscores the need for effective monitoring programs, as this condition increases vulnerability to disease and reduces adaptive capacity (Frankham, 2005). Monitoring using eDNA can identify population declines early, allowing for adaptive management interventions.

The distribution of manatees in Tabasco, which encompasses protected areas and urban lagoon systems (e.g., Laguna de Las Ilusiones), creates unique conservation and coexistence challenges. eDNA is crucial for assessing the use of these urban habitats and informing coexistence strategies.

Given that, connectivity between populations in the Gulf of Mexico is a critical issue, evidence of limited gene flow with other subpopulations (Luna *et al.*, 2021) suggests relative isolation for Mexican populations. Detailed mapping of distribution using eDNA can help identify critical corridors that facilitate connectivity, especially in areas where coastal development has fragmented habitat.

CONCLUSIONS

This study validates the usefulness of eDNA analysis for the non-invasive detection of *T. manatus manatus* in tropical aquatic ecosystems and provides critical information for selecting extraction methods based on the environmental matrix. Our main findings are: a) contextual validation: we confirm that the primers developed by Hunter *et al.* (2018) are effective in Mexican populations, but we go a step further by identifying the optimal extraction protocol for the challenging environmental conditions of the region, b) effectiveness of aquatic eDNA: the aquatic matrix proved to be highly effective. Both extraction methods evaluated (phenol-chloroform and the commercial Qiagen kit) yielded amplification success rates greater than 90%, confirming the ability of eDNA to overcome the limitations of traditional methods in muddy and turbid waters, c) flexibility in aquatic extraction: The absence of statistically significant differences between extraction methods in water samples allows the choice to be based on economic, logistical, and laboratory capacity considerations, d) importance of quality in sediments: for sediment samples, the quality of the extracted DNA is more critical than the quantity. The CTAB method was superior in amplification success ($p < 0.001$), despite producing lower concentrations, likely due to its greater ability to remove PCR inhibitors, e) matrix priority: water samples are preferable to sediment samples for routine operational monitoring of manatees due to the methodological difficulties associated with extracting amplifiable DNA from tropical sediments.

These findings contribute significantly to the development of standardized protocols for monitoring threatened species in tropical environments. eDNA is a valuable complementary tool that, when integrated with traditional methods, can improve the ability to detect, map, and protect manatee populations.

We recommend implementing eDNA-based monitoring programs in key lagoon systems in Tabasco and southeastern Mexico, using the protocol that best suits available resources. Systematic monitoring using eDNA provides essential site occupancy data for a comprehensive assessment of the conservation status of Mexican manatee populations.

In this context, cost considerations are critical for the practical implementation of such programs. Based on the evaluation of the methodology, PCI and CTAB are recommended for water and sediment samples, respectively. Using qPCR with SYBR Green chemistry targeting the *cytb* gene, the estimated cost per sample ranged from 20 to 30 USD (ca. 340–540 MXN, depending on exchange rate), excluding labor and infrastructure. These estimates include core consumables but may vary depending on regional availability and market fluctuations, and do not account for fieldwork logistics or laboratory equipment. Compared to sequencing-based approaches, this strategy substantially reduces costs, supporting the feasibility of scalable and cost-effective monitoring programs for aquatic species in tropical systems.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors gratefully acknowledge the financial support provided by the Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SE-CIHTI) through a doctoral scholarship. We also thank the División Académica de Ciencias Biológicas and the División Académica Multidisciplinaria de Comalcalco of the Universidad Juárez Autónoma de Tabasco for granting access to their laboratory facilities and resources. Special thanks are extended to Dr. Erik Natividad de la Cruz Hernández for his valuable support and collaboration throughout this research. Finally, we thank all individuals who contributed to the fieldwork and the successful completion of this study.

REFERENCES

- ALTER, S. E., C. D. KING, E. CHOU, S. C. CHIN, M. REKDAHL & H. C. ROSENBAUM. 2022. Using environmental DNA to detect whales and dolphins in the New York Bight. *Frontiers in Conservation Science* 3: 820377. DOI: 10.3389/fcsc.2022.820377
- BAKER, C. S., D. STEEL, S. NIEUKIRK & H. KLINCK. 2018. Environmental DNA (eDNA) from the wake of the whales: droplet digital PCR for detection and species identification. *Frontiers in Marine Science* 5: 133. DOI: 10.3389/fmars.2018.00133
- BARNES, M. A. & C. R. TURNER. 2016. The ecology of environmental DNA and implications for conservation genetics. *Conservation Genetics* 17(1): 1–17. DOI: 10.1007/s10592-015-0775-4
- BOHMANN, K., A. EVANS, M. T. P. GILBERT, G. R. CARVALHO, S. CREER, M. KNAPP & M. DE BRUYN. 2014. Environmental DNA for wildlife biology and biodiversity monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 29(6): 358–367. DOI: 10.1016/j.tree.2014.04.003
- BORCHERS, D. L., B. C. STEVENSON, D. KIDNEY, L. THOMAS & T. A. MARQUES. 2015. A unifying model for capture–recapture and distance sampling surveys of wildlife populations. *Journal of the American Statistical Association* 110(509): 195–204. DOI: 10.1080/01621459.2014.893884
- CARROLL, E. L., M. W. BRUFORD, J. A. DEWOODY, G. LEROY, A. STRAND, L. WAITS & J. WANG. 2018. Genetic and genomic monitoring with minimally invasive sampling methods. *Evolutionary Applications* 11(7): 1094–1119. DOI: 10.1111/eva.12600
- CASTELBLANCO-MARTÍNEZ, D. N., C. NOURISSON, E. QUINTANA-RIZZO, J. PADILLA-SALDÍVAR & J. J. SCHMITTER-SOTO. 2013. Potential effects of human pressure and habitat fragmentation on population viability of the Antillean manatee *Trichechus manatus manatus*: a predictive model. *Endangered Species Research* 18: 129–145. DOI: 10.3354/esr00439
- DANIEL-RENTERÍA, I. C., A. SERRANO & G. SÁNCHEZ-ROJAS. 2012. Distribución del manatí antillano (*Trichechus manatus manatus*) en el Sistema Lagunar de Alvarado (Veracruz, México). *Ciencias Marinas* 38(3): 481–489. DOI: 10.7773/cm.v38i2.2062
- DEINER, K., H. M. BIK, E. MÄCHLER, M. SEYMOUR, A. LACOURSIÈRE-ROUSSEL, F. ALTERMATT & L. BERNATCHEZ. 2017. Environmental DNA metabarcoding: transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular Ecology* 26(21): 5872–5895. DOI: 10.1111/mec.14350

- DEINER, K., J. C. WALSER, E. MÄCHLER & F. ALTERMATT. 2015. Choice of capture and extraction methods affect detection of freshwater biodiversity from environmental DNA. *Biological Conservation* 183: 53-63. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.11.018
- DEJEAN, T., A. VALENTINI, C. MIQUEL, P. TABERLET, E. BELLEMAIN & C. MIAUD. 2012. Improved detection of an alien invasive species through environmental DNA barcoding: the example of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. *Journal of Applied Ecology* 49(4): 953-959. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02171.x
- DEL RIO-LAVÍN, A., E. JIMÉNEZ & M. A. PARDO. 2021. SYBR-green real-time PCR assay with melting curve analysis for the rapid identification of *Mytilus* species in food samples. *Food Control* 130: 108257. DOI: 10.1016/j.foodcont.2021.108257
- DEMPSTER, E. L., K. V. PRYOR, D. FRANCIS, J. E. YOUNG & H. J. ROGERS. 1999. Rapid DNA extraction from ferns for PCR-based analyses. *BioTechniques* 27(1): 66-68. DOI: 10.2144/99271bm13
- DEUTSCH, C. J., C. SELF-SULLIVAN & A. MIGNUCCI-GIANNONI. 2008. *Trichechus manatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T22103A9356917.
- DÍAZ-FERGUSON, E., R. HANEY, J. WARES & B. SILLIMAN. 2014. Population genetics of a trochid gastropod broadens picture of Caribbean Sea connectivity. *PLoS ONE* 9(9): e94516. DOI: 10.1371/journal.pone.0012675
- DOYLE, J. J. & J. L. DOYLE. 1987. A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochemical Bulletin* 19: 11-15.
- ECHEVERRÍA, B., I. B. VARELA, J. M. JIMÉNEZ, M. CARVAJAL & T. GUZMÁN. 2021. eDNA extraction protocol for metagenomic studies in tropical soils. *BioTechniques* 71(6): 581-586. DOI: 10.2144/btn-2021-0057
- FERNÁNDEZ-ÁLVAREZ, C., S. F. GONZÁLEZ & Y. SANTOS. 2016. Development of a SYBR green I real-time PCR assay for specific identification of the fish pathogen *Aeromonas salmonicida* subspecies *salmonicida*. *Applied Microbiology and Biotechnology* 100(24): 10585-10595. DOI: 10.1007/s00253-016-7929-2
- FERNÁNDEZ-ÁLVAREZ, C., S. F. GONZÁLEZ & Y. SANTOS. 2019. Quantitative PCR coupled with melting curve analysis for rapid detection and quantification of *Tenacibaculum maritimum* in fish and environmental samples. *Aquaculture* 498: 289-296. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2018.08.039
- FICETOLA, G. F., C. MIAUD, F. POMPANON & P. TABERLET. 2008. Species detection using environmental DNA from water samples. *Biology Letters* 4(4): 423-425. DOI: 10.1098/rsbl.2008.0118
- FRANKHAM, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation* 126(2): 131-140. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.05.002
- GOLDBERG, C. S., C. R. TURNER, K. DEINER, K. E. KLYMUS, P. F. THOMSEN, M. A. MURPHY & P. TABERLET. 2016. Critical considerations for the application of environmental DNA methods to detect aquatic species. *Methods in Ecology and Evolution* 7(11): 1299-1307. DOI: 10.1111/2041-210X.12595
- GÓMEZ-CARRASCO, G., J. M. LESHNER-GORDILLO, L. D. OLIVERA-GÓMEZ, D. N. CASTELBLANCO-MARTÍNEZ, C. NOURISSON, J. PADILLA-SALDÍVAR, E. QUINTANA-RIZZO & J. J. SCHMITTER-SOTO. 2018. Genetic diversity and structure from Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) in the southern Gulf of México: comparison between connected and isolated populations. *Tropical Conservation Science* 11. DOI: 10.1177/1940082918795560
- HARRISON, J. B., J. M. SUNDAY & S. M. ROGERS. 2019. Predicting the fate of eDNA in the environment and implications for studying biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B* 286(1915): 20191409. DOI: 10.1098/rspb.2019.1409
- HU, Q., Y. LIU, S. YI & D. HUANG. 2015. A comparison of four methods for PCR inhibitor removal. *Forensic science international: Genetics*, 16, 94-97. DOI: 10.1016/j.fsigen.2014.12.001
- HUNTER, M. E., J. A. FERRANTE, G. MEIGS-FRIEND & A. ULMER. 2019. Improving eDNA yield and inhibitor reduction through increased water volumes and modified multi-filter isolation techniques. *Scientific Reports* 9: 5259. DOI: 10.1038/s41598-019-40977-w
- HUNTER, M. E., G. MEIGS-FRIEND, J. A. FERRANTE, A. TAKOUKAM KAMILA, R. M. DORAZIO, L. KEITH-DIAGNE, F. LUNA, J. M. LANYON & J. P. REID. 2018. Surveys of environmental DNA (eDNA): a new approach to estimate occurrence in Vulnerable manatee populations. *Endangered Species Research* 35: 101-111. DOI: 10.3354/esr00880
- JERDE, C. L., A. R. MAHON, W. L. CHADDERTON & D. M. LODGE. 2011. "Sight-unseen" detection of rare aquatic species using environmental DNA. *Conservation Letters* 4(2): 150-157. DOI: 10.1111/j.1755-263X.2010.00158.x
- KOIVUNIEMI M., M. KURKILAHTI, M. NIEMI, M. AUTILA & M. KUNNASRANTA. 2019. A mark-recapture approach for estimating population size of the endangered ringed seal (*Phoca hispida saimensis*). *PLoS ONE* 14(3): e0214269. DOI: 10.1371/journal.pone.0214269
- LUNA, F. O., C. E. BEAVER, C. NOURISSON, R. K. BONDE, F. L. N. ATTADEMO, A. MIRANDA-RIBEIRO & M. E. HUNTER. 2021. Genetic connectivity of the West Indian manatee in the southern range and limited evidence of gene flow with Brazil. *Biological Conservation* 254: 108920. DOI: 10.3389/fmars.2020.574455
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, G. B. LACHMAN, S. DROEGE, J. A. ROYLE & C. A. LANGTIMM. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255. DOI: 10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2
- McKEE, A. M., S. F. SPEAR & T. W. PIERSON. 2015. The effect of dilution and the use of a post-extraction nucleic acid purification column on the accuracy, precision, and inhibition of environmental DNA samples. *Biological Conservation* 183: 70-76. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.11.031
- MORALES-VELA, B., D. OLIVERA-GÓMEZ & J. E. REYNOLDS III. 2000. Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico. *Biological Conservation* 95: 67-75. DOI: 10.1016/S0006-3207(00)00009-4
- MORALES-VELA B., E. QUINTANA-RIZZO & A. MIGNUCCI-GIANNONI. 2024. *Trichechus manatus* ssp. *manatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T22105A43793924. Available online at: <https://www.iucnredlist.org/species/22105/43793924> (Accessed on 18 april 2026).
- NOURISSON, C., B. MORALES-VELA, J. PADILLA-SALDÍVAR, K. P. TUCKER, A. M. CLARK, L. D. OLIVERA-GÓMEZ, R. BONDE, P. MCGUIRE. 2011. Evidence of two ge-

- netic clusters of manatees with low genetic diversity in Mexico and implications for their conservation. *Genetica* 139: 833-842. DOI: 10.1007/s10709-011-9583-z
- OLIVERA-GÓMEZ, L. D. & D. JIMÉNEZ-DOMÍNGUEZ. 2019. El manatí (*Trichechus manatus manatus*) en los sistemas fluviolagunares. En: La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado. Vol. II. CONABIO, México, pp. 350-354.
- OLIVERA-GÓMEZ, L. D., D. JIMÉNEZ-DOMÍNGUEZ, B. MORALES-VELA & J. L. GARCÍA-HERRERA. 2022. Distribución espacial del manatí en la planicie costera del sur del Golfo de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 9(2): 1. DOI: 10.19136/era.a9n2.3144
- OPEL, K. L., D. CHUNG & B. R. MCCORD. 2010. A study of PCR inhibition mechanisms using real time PCR. *Journal of Forensic Sciences* 55(1): 25-33. DOI: 10.1111/j.1556-4029.2009.01245.x
- PASCHER, K., V. ŠVARA & M. JUNGMEIER. 2022. Environmental DNA-based methods in biodiversity monitoring of protected areas: Application range, limitations, and needs. *Diversity* 14(6): 463. DOI: 10.3390/d14060463
- PÉREZ-GARDUZA, F., L. D. OLIVERA-GÓMEZ, H. D. L. CUEVA, M. G. HIDALGO-MIHART & D. JIMÉNEZ-DOMÍNGUEZ. 2023. Density and abundance estimate of Antillean manatees (*Trichechus manatus*) within a landlocked lake in Southeastern México. *Therya* 14(2): 253-259. DOI: 10.12933/therya-23-2310
- PIGGOTT, M. P. 2016. Evaluating the effects of laboratory protocols on eDNA detection probability for an endangered freshwater fish. *Ecology and Evolution* 6(9): 2739-2750. DOI: 10.1002/eece3.2083
- PILLIOD, D. S., C. S. GOLDBERG, R. S. ARKLE & L. P. WAITS. 2014. Factors influencing detection of eDNA from a stream-dwelling amphibian. *Molecular Ecology Resources* 14(1): 109-116. DOI: 10.1111/1755-0998.12159
- PINFIELD, R., E. DILLANE, A. K. M. RUNGE, A. EVANS, H. I. BROWMAN, D. BROPHY & I. COSCIA. 2019. False-negative detections from environmental DNA collected in the presence of large numbers of killer whales (*Orcinus orca*). *Environmental DNA* 1(4): 316-328. DOI: 10.1002/edn3.32
- R CORE TEAM. 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponible en línea en: <https://www.r-project.org/> (consultado el 20 febrero 2026)
- RAWLENCE, N. J., D. J. LOWE, J. R. WOOD, J. M. YOUNG, G. J. CHURCHMAN, Y. T. HUANG & A. COOPER. 2014. Using palaeoenvironmental DNA to reconstruct past environments: progress and prospects. *Journal of Quaternary Science* 29(7): 610-626. DOI: 10.1002/jqs.2740
- REES, H. C., B. C. MADDISON, D. J. MIDDLEDITCH, J. R. PATMORE & K. C. GOUGH. 2014. The detection of aquatic animal species using environmental DNA—a review of eDNA as a survey tool in ecology. *Journal of Applied Ecology* 51(5): 1450-1459. DOI: 10.1111/1365-2664.12306
- RENSHAW, M. A., B. P. OLDS, C. L. JERDE, M. M. McVEIGH & D. M. LODGE. 2015. The room temperature preservation of filtered environmental DNA samples and assimilation into a phenol–chloroform–isoamyl alcohol DNA extraction. *Molecular Ecology Resources* 15(1): 168-176. DOI: 10.1111/1755-0998.12281
- RODAS-TREJO, J., E. I. ROMERO-BERNY & A. ESTRADA. 2008. Distribution and conservation of the West Indian manatee (*Trichechus manatus manatus*) in the Catzajá wetlands of northeast Chiapas, México. *Tropical Conservation Science* 1(4): 321-333. DOI: 10.1177/194008290800100403
- RUPPERT, K. M., R. J. KLINE & M. S. RAHMAN. 2019. Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: a systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. *Global Ecology and Conservation* 17: e00547. DOI: 10.1016/j.gecco.2019.e00547
- SAHU, A., N. KUMAR, C. P. SINGH & M. SINGH. 2023. Environmental DNA (eDNA): Powerful technique for biodiversity conservation. *Journal for Nature Conservation*, 71, 126325. DOI: 10.1016/j.jnc.2022.126325
- SANTINI, L., A. BENÍTEZ-LÓPEZ, C. F. DORMANN & M. A. HUIJBREGTS. 2022. Population density estimates for terrestrial mammal species. *Global Ecology and Biogeography*, 31(5), 978-994. DOI: 10.1111/geb.13476
- SCHRADER, C., A. SCHIELKE, L. ELLERBROEK & R. JOHNE. 2012. PCR inhibitors – occurrence, properties and removal. *Journal of Applied Microbiology* 113(5): 1014-1026. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2012.05384.x
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre de 2010.
- SEMARNAT, 2020. Programa de Acción para la Conservación de la Especie Manatí de las Antillas (*Trichechus manatus manatus*). SEMARNAT/CONANP, México.
- SIDSTEDT, M., P. RÅDSTRÖM & J. HEDMAN. 2020. PCR inhibition in qPCR, dPCR and MPS—mechanisms and solutions. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 412(9): 2009-2023. DOI: 10.1007/s00216-020-02490-2
- SIGSGAARD, E. E., M. R. JENSEN, I. E. WINKELMANN, P. R. MØLLER, M. M. HANSEN & P. F. THOMSEN. 2020. Population-level inferences from environmental DNA—current status and future perspectives. *Evolutionary Applications* 13(2): 245-262. DOI: 10.1111/eva.12882
- SIGSGAARD, E. E., I. B. NIELSEN, S. S. BACH, E. D. LORENZEN, D. P. ROBINSON, S. W. KNUDSEN & P. F. THOMSEN. 2016. Population characteristics of a large whale shark aggregation inferred from seawater environmental DNA. *Nature Ecology & Evolution* 1(1): 0004. DOI: 10.1038/s41559-016-0004
- SINGH, U. A., M. KUMARI & S. IYENGAR. 2018. Method for improving the quality of genomic DNA obtained from minute quantities of tissue and blood samples using Chelex 100 resin. *Biological Procedures Online* 20:12. DOI: 10.1186/s12575-018-0077-6
- STRICKLER, K. M., A. K. FRIEMER & C. S. GOLDBERG. 2015. Quantifying effects of UV-B, temperature, and pH on eDNA degradation in aquatic microcosms. *Biological Conservation* 183: 85-92. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.11.038
- SUAREZ-BREGUA, P., M. ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, K. M. PARSONS, J. ROTLLANT, G. J. PIERCE & C. SAAVEDRA. 2022. Environmental DNA (eDNA) for monitoring marine mammals: Challenges and opportunities. *Frontiers in Marine Science* 9: 987774. DOI: 10.3389/fmars.2022.987774

- TABERLET, P., E. COISSAC, M. HAJIBABAEI & L. H. RIESEBERG. 2012. Environmental DNA. *Molecular Ecology* 21(8): 1789-1793. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2012.05542.x
- TAKAHASHI, M., M. SACCÒ, J. H. KESTEL, G. NESTER, M. A. CAMPBELL, M. VAN DER HEYDE & M. E. ALLENTOF. 2023. Aquatic environmental DNA: A review of the macro-organismal biomonitoring revolution. *Science of the Total Environment* 873: 162322. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.162322
- THOMPSON, W. L. 2004. Sampling Rare or Elusive Species: Concepts, Designs, and Techniques for Estimating Population Parameters. Island Press.
- THOMSEN, P. F. & E. WILLERSLEV. 2015. Environmental DNA – an emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation* 183: 4-18. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.11.019
- TURNER, C. R., K. L. UY & R. C. EVERHART. 2015. Fish environmental DNA is more concentrated in aquatic sediments than surface water. *Biological Conservation* 183: 93-102. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.11.017
- WALSH, P. S., D. A. METZGER & R. HIGUCHI. 1991. Chelex 100 as a medium for simple extraction of DNA for PCR-based typing from forensic material. *BioTechniques* 10(4): 506-513. DOI: 10.2144/000114018
- WILSON, I. G. 1997. Inhibition and facilitation of nucleic acid amplification. *Applied and Environmental Microbiology* 63(10): 3741-3751. DOI: 10.1128/aem.63.10.3741-3751.1997
- YOUNG, R., B. BOUCHER, S. A. MICALLEF & G. B. PASTERNAK. 2017. A spatially and temporally robust survey of environmental DNA (eDNA) from an anadromous fish in a large river system. *PLoS ONE* 12(7): e0181955. DOI: 10.1371/journal.pone.0181955

The dangers of cyanotoxins in Mexico: Review of national strategies and decision tree proposal for risk assessment in drinking water and continental aquatic ecosystems

Cianotoxinas en México: desafíos para la protección de la salud pública y los ecosistemas acuáticos, revisión de estrategias nacionales y propuesta de un árbol de decisiones para la evaluación de riesgos

Javier Carmona-Jiménez¹, Angela Piedad Caro-Borrero^{1*}, Kenia Paola Marquez-Santamaría¹, Aída Isabel Sánchez-Salas¹ y Albano Diez Chiappe²

Recibido: 23 de junio de 2025.

Aceptado: 22 de mayo de 2026.

Publicado: agosto de 2026.

RESUMEN

Antecedentes: El estudio de las cianobacterias tóxicas en México ha cobrado relevancia en los últimos 20 años debido a los reportes frecuentes de daños ambientales y riesgos para la salud humana asociados a los ecosistemas acuáticos del centro y sur del país. Actualmente, la normativa mexicana solo considera cuatro formas químicas de microcistinas y una forma de nodularina, a pesar de que se reconocen aproximadamente 2,000 cianotoxinas. Además, los procedimientos de tratamiento y eliminación se implementan de forma escasa o están ausentes y los mecanismos de control son prácticamente nulos. **Objetivo:** Este trabajo explica la necesidad de incorporar diferentes formas químicas de cianotoxinas en la normativa mexicana y propone estrategias para el diagnóstico e intervención mediante un protocolo de árbol de decisiones para el uso del agua, que incluye el consumo humano y el uso recreativo. **Resultados:** Durante la revisión se detectaron registros que asociaban la presencia de cianobacterias con la presencia de anatoxinas, saxitoxinas y cilindrospermopsinas en lagos y ríos nacionales que son frecuentemente usados sin recibir el tratamiento adecuado, lo que justificaría su inclusión en la legislación. Si bien los métodos químicos estándar ofrecen información precisa sobre la presencia de algunos tipos de cianotoxinas, se recomiendan técnicas moleculares complementarias para obtener identificaciones taxonómicas y genómicas más precisas. **Conclusiones:** En este artículo se presenta un árbol de decisiones que describe los tres mecanismos de acción disponibles en caso de una contingencia, incluyendo los canales de comunicación oficiales que deben activarse para monitorear y eliminar los florecimientos de cianobacterias en diferentes etapas de desarrollo. En particular, esta propuesta está enfocada en empoderar a las comunidades en la toma de decisiones sobre la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos y del recurso agua que usan cotidianamente.

Palabras clave: anatoxinas, floraciones de cianobacterias, cilindrospermopsinas, aguas dulces mexicanas, microcistinas, evaluación de riesgos, saxitoxinas.

ABSTRACT

Background: The study of toxic cyanobacteria in Mexico has gained attraction over the last 20 years due to frequent cases of environmental damage and risks to human health associated with aquatic ecosystems in the center and south of the country. Currently, Mexican regulations only consider four chemical forms of microcystins and one of nodularin, despite approximately 2,000 cyanotoxins recognized; furthermore, treatment and elimination procedures are scarcely implemented and the mechanisms of control are practically null. **Goals:** This work aims to explain the need to incorporate different chemical forms of cyanotoxins into Mexican regulations and to propose diagnosis and intervention strategies using a decision tree protocol for water use, including both human consumption and recreational use. **Results:** During the review, records were found linking the presence of certain genera of cyanobacteria with the presence of anatoxins, saxitoxins, and cylindrospermopsins in national lakes and rivers that are frequently used without receiving adequate treat-

¹ Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior s/n. Ciudad Universitaria. Coyoacán. Ciudad de México. 04510. México.

² Departamento de Biología, C/ Darwin 2, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, 28049. Madrid, España.

*Corresponding author:

Angela Piedad Caro-Borrero: e-mail: angelacaro@ciencias.unam.mx

To quote as:

Carmona-Jiménez, J., A. P. Caro-Borrero, K. P. Marquez-Santamaría, A. I. Sánchez-Salas & A. Diez Chiappe. 2026. The dangers of cyanotoxins in Mexico: Review of national strategies and decision tree proposal for risk assessment in drinking water and continental aquatic ecosystems. *Hidrobiológica* 36 (2): 117-135.

ment; therefore, they should be included under the law. While standard chemical methods offer accurate information about the presence of some types of cyanotoxins, complementary molecular techniques are recommended to obtain more precise taxonomic and genomic identifications. **Conclusions:** Herein, we present a decision tree that outlines the available options in the event of a contingency, including the official communication channels that should be activated to monitor and eliminate cyanobacterial blooms at different stages of development. In particular, this proposal is focused on empowering communities to make decisions about the environmental quality of aquatic ecosystems and the water resources they use on a daily basis.

Key words: anatoxins, cyanobacterial blooms, cylindrospermopsin, Mexican freshwaters, microcystins, risk assessment, saxitoxins.

INTRODUCTION

Risks associated with cyanotoxins: An overview. Cyanobacteria possess remarkable cellular and physiological diversity, enabling them to compete and survive amidst rising atmospheric temperatures, water pollution, and shifting aquatic communities (Kulabhuson & Campbell, 2024). Specifically, warm, eutrophic water bodies provide an optimal environment for their exponential cell growth. This proliferation results in the formation of macroscopically visible foams or flocs, commonly known as Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (CyanoHABs; Paerl & Paul, 2012) or Cyanobacterial Harmful Algal Mats, a proposed term for riverine benthic growths (CyanoHAMS; Caro-Borrero *et al.*, 2024). Recent studies indicate a global rise in the prevalence of cyanobacteria in aquatic systems (Bashir *et al.*, 2023; Igwaran *et al.*, 2024), likely driven by climate change, increased eutrophication, and hydromorphological alterations in water bodies (Ibelings *et al.*, 2014; Koreivienė *et al.*, 2014; Agathokleous & Peñuelas, 2022; Villalobos *et al.*, 2025). This exponential growth is coupled with elevated cyanotoxin production, posing a primary challenge to maintaining water quality for human consumption and recreation (Ibelings *et al.*, 2016; Agathokleous & Peñuelas, 2022). As secondary metabolites, cyanotoxins act as a key physiological strategy for the ecological success of cyanobacteria, given their involvement in cell division and growth mechanisms (Bashir *et al.*, 2023). The synthesis of cyanotoxins is triggered by various factors, including: (i) carbon/nitrogen metabolism, (ii) oxidative stress responses, (iii) colony formation and cell-to-cell communication under high irradiance, (iv) iron and CO₂ deficiency in nutrient-poor benthic environments (Wei *et al.*, 2024), and (v) competition with other microorganisms like bacteria and viruses (Linz *et al.*, 2023). To date, over 2,000 chemical congeners of cyanobacterial secondary metabolites have been recognized. Prominent among these are microcystins (310 types), anatoxins (11 types), saxitoxins (38 types), and cylindrospermopsins (5 types) (Kelly *et al.*, 2019; Jones *et al.*, 2021). Globally, 118 of these cyanotoxins have been identified across 869 freshwater environments in 66 countries, with contaminated drinking water accounting for 80% of human exposure (Igwaran *et al.*, 2024). Furthermore, an estimated from 25% to 70% of freshwater cyanobacterial strains are toxigenic, posing a significant latent risk (Rogers *et al.*, 2005). Cyanotoxins can disrupt the trophic web through bioaccumulation, toxicity, and the alteration of various physiological processes in organisms such as fish, birds, and mammals. Upon reaching humans, these toxins exert severe adverse effects on nervous tissue, lungs, kidneys, liver, the gastrointestinal tract (including the stomach and colon), and skin (Rogers *et al.*, 2005; Chorus & Welker, 2021).

Hazards to human health. Cyanobacteria possess diverse survival strategies that confer resistance to both environmental and anthropogenic changes, the latter originating with the first civilizations 4,000 years ago (Henao *et al.*, 2020). Because rivers, lakes, reservoirs, wells, and wetlands have historically supported large human settlements, the probability of early human exposure to cyanotoxins is high. It is therefore highly probable that cyanobacteria played a role in shaping early complex societies, exacerbating the impacts of other waterborne bacterial pathogens responsible for diseases like dysentery, typhoid, and *Salmonella enterica* infections (Kirkby, 1672; Codd *et al.*, 2005, 2015). Globally, health issues associated with CyanoHABs and CyanoHAMS vary based on the specific cyanotoxin, the exposure route, and the toxin concentration. Chronic exposure via contaminated drinking water is well documented, linking anatoxins and saxitoxins to increased incidences of neurological damage, and microcystins to cancers of the stomach, liver, colorectal area, and small intestine (Ibelings *et al.*, 2016; Kubickova *et al.*, 2019). Because poisoning symptoms are often non-specific and mimic those of liver impairment or neurological disease, clinical assessment must include an investigation into recent exposure to cyanotoxin-positive water bodies. Furthermore, recreational aquatic activities pose risks of exposure through skin contact, inhalation, and ingestion (Buratti *et al.*, 2017). However, quantifying recreational exposure remains challenging due to small sample sizes and variability in individual susceptibility, exposure intensity, and duration (Koreivienė *et al.*, 2014). Generally, young children and pets exhibit higher susceptibility to cyanotoxins than adults because of their greater water intake-to-body weight ratio (Igwaran *et al.*, 2024; Villalobos *et al.*, 2025). Notably, documented human fatalities from acute cyanotoxin poisoning are largely restricted to specific exposure pathways, such as the use of contaminated water during hemodialysis (Azevedo *et al.*, 2002).

Health issues arising from the direct or indirect ingestion of cyanotoxins have been documented globally. Climate change and the eutrophication of aquatic ecosystems, the latter imposing an estimated annual cost of \$2.2 billion (Dodds *et al.*, 2009), have been identified as major exacerbating factors (Chorus & Welker, 2021; Marumure *et al.*, 2025). However, efforts regarding the detection, identification, and ecological regulation of toxic cyanobacteria remain highly limited in Latin America and the Caribbean (Aguilera *et al.*, 2023; Kelly *et al.*, 2026). Specifically, Mexico lags significantly behind global standards in implementing regulations to address CyanoHAB events (Chorus, 2005). However, in recent years, there has been growing interest among the scientific community, authorities, and the media in establishing protocols for detecting and treating water supplies for both human consumption and recreational use. This is despite the absence of reported cases of human cyanobacteria poisoning in Mexico (Munoz *et al.*, 2021; Diez-Chiappe *et al.*, 2024).

Cyanotoxins were not incorporated into Mexico's national regulatory frameworks until 2021 (Mexican Official Norm NOM-127-SSA1-2021) (DOF, 2022). Furthermore, studies of cyanotoxin-producing cyanobacteria in Mexico have focused predominantly on lentic systems, leaving lotic systems, such as permanent and ephemeral rivers, practically unexplored. Consequently, indigenous and rural communities without access to public water distribution networks face a heightened risk of cyanotoxin-related health issues, as they frequently depend directly on these lotic sources (Caro-Borrero *et al.*, 2024). Investigating the ecological conditions driving the proliferation of toxin-producing cyanobacteria is crucial for implementing effective detection and ear-

ly warning systems, and for understanding the biological factors that trigger massive blooms dominated by toxigenic strains (Timoshkin *et al.*, 2016; Aguilera *et al.*, 2023). Valuing the information provided by such early warning systems is essential for guiding water management decisions, protecting human and ecosystem health, and mitigating the broader social impacts of cyanotoxin exposure (Pindilli & Loftin, 2022). Finally, it is critical to develop detection, monitoring, and mitigation strategies tailored for developing countries; these must account for budgetary constraints, socioeconomic drivers of land-use change (e.g., poverty and resource inequality), disparities in scientific development and differing technical and administrative capacities (Almuhitaram *et al.*, 2021; Aguilera *et al.*, 2023).

Given this complex socio-ecological context, the application of decision trees in early warning systems for cyanobacteria and cyanotoxins is justified by their high interpretability and unique capacity to model complex, non-linear ecological interactions. These models provide a transparent, rule-based structure that mimics the logical decision-making processes required by water managers (Recknagel, 2025). This approach is particularly effective in identifying critical environmental thresholds, such as specific nutrient concentrations and temperature tipping points, that trigger sudden bloom events (Hamilton *et al.*, 2016). Furthermore, decision trees facilitate a tiered monitoring strategy by successfully integrating multi-parametric data from diverse sources (Ibelings *et al.*, 2014), while remaining robust against outliers and missing values frequently encountered in long-term environmental datasets (Pindilli & Loftin, 2022).

Hence, the objectives of this review are: (i) to compile the reported occurrences of cyanotoxins in Mexican freshwater ecosystems and identify current research needs, (ii) to justify and discuss the adequacy of the recent inclusion of cyanotoxins in Mexican regulations, and (iii) to propose diagnostic and risk assessment protocols based on decision-tree frameworks for use in continental waterbodies intended for human consumption and recreational uses.

Freshwater management and cyanotoxins in the Mexican regulatory framework. Mexico exhibits a great variety of climates, river regimes, and temperature gradients due to its geographical position (14°N–32°N and 86°W–118°W) and complex topography. This includes mountain lakes and rivers (above 2,500 m) of basaltic origin in temperate forests, as well as lowland lakes and rivers of calcareous origin in tropical rainforests (Cuevas *et al.*, 2010). According to the National Water Commission (CONAGUA, acronym in Spanish), the country comprises 1,471 basins varying widely in size, from one to thousands of square kilometers (Cuevas *et al.*, 2010). Unfortunately, 33% of nationally recognized basins experience intense water pressure and/or service shortages due to contamination (Bunge, 2010). CONAGUA manages national waters through central offices in Mexico City and regional basin organizations distributed across hydrological-administrative regions (CONAGUA, 2019). While some water bodies within National Parks or Protected Natural Areas are intended for recreational use, the lack of established monitoring protocols means that initiatives are usually reactive, occurring only after reports of anthropogenic contamination (e.g., mining, intensive agriculture, or oil spills). Recently, the Official Mexican Standard (DOF, 2022) established a maximum permissible limit of 1 µg/L for microcystins and nodularins in water for human consumption and recreational use, following the World Health Organization (WHO) recommendations. The proposed methodology for cyanotoxin detection and quantification includes ELISA as a pre-

sumptive test, followed by liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS).

Cyanotoxin-producing cyanobacteria in Mexican freshwaters. To synthesize previous observations of toxigenic cyanobacteria in Mexican aquatic systems, a systematic bibliographic search was conducted. The search encompassed diverse formats, including peer-reviewed articles, technical reports, theses, and news media, using keywords in both Spanish and English ('cyano', 'cyanobacteria', 'cyanotoxins', 'Mexico'). Databases queried included Google Scholar, Web of Science, ResearchGate, and SciELO. Results indicate a widespread presence of microcystins, anatoxins, and cylindrospermopsins nationwide (Fig. 1, Table 1).

Affected water bodies include historically and recreationally significant sites such as Chapala, Pátzcuaro, Catemaco, Xochimilco, Texcoco, Montebello, and Zumpango lakes, and the Valle de Bravo Dam, along with urban systems in Mexico City like Chapultepec lake and the Cuernavaca Olympic track. Reported concentrations, ranging from 2.7–78 µg/L for microcystins and 6.9–129 µg/L for anatoxins, pose substantial public health risks (Table 1).

Furthermore, eutrophication and warming temperatures are driving the dominance of *Microcystis* and *Planktothrix* across central and western Mexico (Fournier-Úbeda *et al.*, 2021) (Table 1). In the Xochimilco lacustrine system, Berdeja-Núñez *et al.* (2025) have documented persistent blooms of *Microcystis* and *Planktothrix*, noting that toxin concentrations frequently exceed international safety guidelines for recreational use. Furthermore, specialized studies in other central Mexican reservoirs, such as those conducted by Fournier-Úbeda *et al.* (2021) have utilized advanced sequencing and Long-Term Short-Term modeling to track the massive proliferation of *Planktothrix agardhii* and its associated microbial communities, emphasizing the urgent need for real-time monitoring to mitigate public health risks from cyanotoxins like microcystins.

A further water system that has been the focus of evaluation on account of the presence of microcystins, anatoxins and cylindrospermopsins is the Cutzamala Water System. This system is comprised of reservoirs and conduction channels and is responsible for supplying 30% of Mexico City's water. It is one of the largest water systems in the world for water supply and purification. The analysis revealed the presence of anatoxins (6.99–129.35 µg/L), microcystins (2.7–78 µg/L) and cylindrospermopsins (12 µg/L) at varying climatic seasons throughout the year. These concentrations exceeded the 1 µg/L limit established by the WHO and the Mexican national standards. This risk stems from the proliferation of harmful algae, which in 2014 compelled the "Los Berros" water treatment plant to introduce a purification process involving activated carbon to supply drinking water in accordance with international cyanotoxin standards. In order to avoid the interruption of the drinking water supply, a dilution process was implemented, incorporating water from an adjacent dam to regulate the concentration of cyanoHABs. A report published by the World Bank and commissioned by the government of Mexico in 2015 revealed the increasing difficulty of purifying the water distributed to Mexico City and Toluca City, the two largest metropolitan areas in Mexico. It is evident from an analysis of World Bank data that such phenomena are not a recent occurrence. In July 1998, substantial proliferation of *Anabaena* (with anatoxin production detected at 0.013 µg/L), *Microcystis*, *Oscillatoria*, and *Nostoc* was observed. In 2012, the presence of *Microcystis*, *Anabaena*, and *Lyngbya* was documented, leading to the occurrence of an undesirable odour and taste in the water, although these levels did not attain toxic proportions.

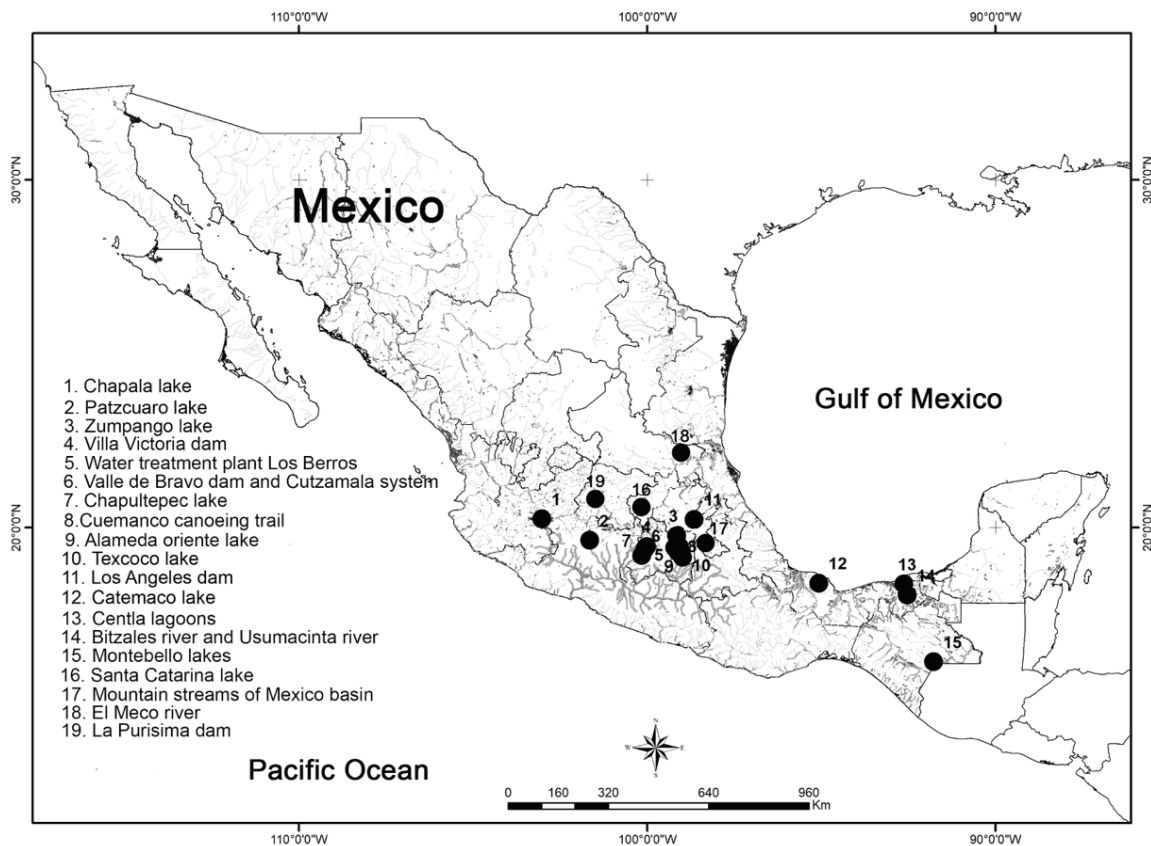


Fig. 1. Continental water bodies in Mexico where the presence of cyanotoxins has been registered.

The presence of microcystins and anatoxins in mountain rivers (Mexico basin) and karstic areas (Panuco and Usumacinta basins) of the country reveals a high percentage coverage and a wide spectrum of conditions in which they live, suggesting that there is a potential environmental and human health risk to be addressed (Caro-Borrero *et al.*, 2024) (Table 1).

Nevertheless, Mexican legislation has not established maximum permissible limits for recreational waters. In contrast, the WHO recommends threshold values of 24 µg/L for microcystins and 60 µg/L for anatoxins (Chorus & Welker, 2021). Furthermore, a comprehensive review by Ibelings *et al.* (2014) indicates that recreational water regulations globally are determined by a diverse range of factors. Within the Netherlands, recreational waters are subject to monitoring on a biweekly basis. However, should an alert level be triggered, the frequency of monitoring is increased to a weekly or daily schedule. Monitoring is maintained at levels below 12.5 µg/L of cyanochlorophyll. In Canada, a single level of 20 µg/L of MC-LR is applied for children and adults. In Finland, the visual inspection of algal abundance is categorized into four distinct alert levels, the information of which is made available to the public via interactive maps. New Zealand is one of only two countries worldwide that incorporate benthic mats within its regulatory framework. The establishment of a monitoring level is initiated upon the attainment of 20% coverage of the sediment, while an alert level is designated at 20–50% coverage.

In view of this outlook and given the evident presence of cyanotoxins in natural water bodies and systems of water supply and distribution for human use and consumption, the primary challenge for Mexican legislation will be to recognize the existence of several cyanotoxins to incorporate into the already weak national water quality evaluation system. In addition to the development of surveillance and early prevention programs that engage citizens the construction of the project management plan strategy is intended to raise awareness and increase monitoring of waterways (Agathokleous & Peñuela, 2022).

Intoxication events associated with cyanotoxins in Mexico. To date, no clinical records exist in Mexico documenting adverse effects on human health explicitly attributed to cyanotoxins. Conversely, research suggests that the collapse of Mayan urban centers during the Classic period (200 to 870 AD), including cities such as Kaminaljuyú and Tikal, may be linked to human intoxication resulting from microcystin prevalence. This hypothesis considers additional factors such as overpopulation and anthropogenic increases in phosphorus and mercury levels within the lacustrine systems and wells utilized for potable water supply (Lentz *et al.*, 2020). Regarding current regulatory oversight, the Federal Commission for the Protection against Sanitary Risks (COFEPRIS, acronym in Spanish) constitutes the primary authority responsible for food and health surveillance within the Mexican legal framework.

Table 1. References for the presence of cyanotoxins in water bodies in Mexico. Sample type: S= Seston, D= dissolved, B= Benthos, Si= Satellite image. ATX= Anatoxin, Cyl= Cylindrospermopsin, MC-LR=Microcystin, STX= saxitoxin. Genes associated with microcystin and anatoxins characterized by PCR: mcvA, McyB, mcvE, anaf.

Water body and statal localization (NPA)*	Reference	Sample type	Water use	Toxin producer	Cyanotoxin/compound	Analytical method	Concentration (µg/L, except where marked)
Water treatment plant Los Berros, State of Mexico	Mercado (2007)	S+D	Human consumption	CyanoHABs	ATX	liquid chromatography	6.99-129.35
		:	:	:	Cyl	:	0.24-12.01
		S	:	:	Geosmine	:	2.85-101.30
		:	:	:	Metilsoborneol	:	0.33-76.55
		D	:	:	Geosmine	:	126-310
Valle de Bravo dam, State of Mexico	Martínez -Romero et al. (2002)	D	:	:	Metilsoborneol	:	50.5-440
		S	Human consumption, recreational, and fishing	<i>Microcystis</i> bloom	MC-LR	ELISA/ liquid chromatography	2551-3761 µg/g
		D+S	:	<i>Microcystis</i> bloom (<i>M. flos-aquae</i> , <i>M. smithii</i> y <i>M. viridis</i>), <i>Aphanocapsa planctonica</i> , <i>Dolichospermum crassum</i>	MC-LR	Lemieux-von Rudloff oxidation and ultra-high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry	1.5-71
		S	-	<i>Pseudanabaena tenuis</i>	MC-LR	Cladocera bioassays	ND
		D	:	<i>Anabaena planctonica</i>	MC-LR	ELISA	0.25-5.6
Zamora-Barrios et al. (2015)	Rea (2015)	D	:	<i>Anabaena</i> sp.	MC	ELISA	0.5-0.7
		S	:	<i>Microcystis</i> sp. <i>Aphanizomenon</i> sp. <i>Lyngbya</i> sp.	MC	ELISA	0.41-0.44
		S	:	<i>Dolichospermum planctonicum</i>	MC	ELISA	0.08-7.6
		S	:	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Microcystis botrys</i>	MC	PCR (mcvE) /bioassays/ ELISA	
		S	:	<i>Anabaena</i> spp.			

Water body and stadal localization (NPA)*	Reference	Sample type	Water use	Toxin producer	Cyanotoxin/compound	Analytical method	Concentration (µg/L, except where marked)
	Nandini <i>et al.</i> (2019)	S	..	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Microcystis wesenbergii</i> Woronichinia naegelliana	MC	ELISA	0.097-9.6
Villa Victoria dam, State of Mexico	Elías-Maxil (2007)	D	Human consumption and fishing	CyanoHABs	Geosmine	liquid chromatography	56.9-151.7
		D	..	..	Metilsoborneol	..	53.4-108
		D	..	..	Metilsoborneol	..	50.5-57.8 ng L ⁻¹
Cutzamala system, State of Mexico	Arreola-Santander <i>et al.</i> (2012)	D	Human consumption	..	Chlorophyll a	Satellite remote sensing	..
Cuenanco canoeing trail, Mexico City	Vasconcelos <i>et al.</i> (2010)	S+D	Recreational	<i>Microcystis</i> spp.	MC	ELISA/PCR (mcyA, mcyB, mcyE)	4.9
	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2012)	D	..	<i>Microcystis</i> spp.	MC	..	..
	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2020)	D	..	<i>Microcystis</i> sp. <i>Arthrospira</i> sp. <i>Synechococcus</i> sp.	MC	ELISA/ metagenomic (16s ARN)	0.8-2.7
Catemaco lake, Veracruz	Arzate-Cárdenas <i>et al.</i> (2010)	S	Recreational and fishing	<i>Microcystis</i> spp.	MC	PCR (mcyA)/ bioassays/ ELISA	3.42-3.55 ng mg
	Berry <i>et al.</i> (2011)	D	..	<i>Cylindrospermopsis</i> spp.	Cyl	ELISA	0.021
		..	..	..	Cyl	ELISA	0.1-2.1 µg kg ⁻¹
	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2012)	S	..	<i>Planktothrix agardhii</i>	MC	PCR (mcyA)/ ELISA	2.7
		S	..	<i>Pseudanabaena</i> sp.	MC	..	0.27
		S	..	<i>Limnothrix redekei</i>	MC	..	0.22
	Martínez-Ruiz & Martínez-Jerónimo (2016)	S	..	<i>Microcystis aeruginosa</i>	MC	ELISA	1.64-3.7

Water body and statal localization (NPA)*	Reference	Sample type	Water use	Toxin producer	Cyanotoxin/compound	Analytical method	Concentration (µg/L, except where marked)
Chapultepec lake, Mexico City	Vasconcelos <i>et al.</i> (2010)	S+D	Recreational	<i>Microcystis</i> spp.	MC	ELISA/PCR (mcyA, mcyB, mcyE)	78
	Arzate-Cárdenas <i>et al.</i> (2010)	S	..	<i>Microcystis</i> spp.	MC	PCR (mcyA) /bioassays/ ELISA	1.89-3.19 ng/mg
	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2012)	S	..	<i>Leptolyngbya tenerima</i>	MC	PCR (mcyA)/ ELISA	Positive for PCR not detected by ELISA
		S	..	<i>Geitlerinema carotinosum</i>	MC	..	..
		S	..	<i>Leptolyngbya boryana</i>	MC	..	..
	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2020)	D	..	<i>Microcystis</i> sp. <i>Arthrospira</i> sp. <i>Synechococcus</i> sp	MC	ELISA/ Metagenomic (16S)	1.6-4.5
Los Angeles dam, Hidalgo	Vasconcelos <i>et al.</i> (2010)	S+D	Irrigation	<i>Microcystis</i> spp	MC	ELISA/PCR (mcyA, mcyB, mcyE)	26.3
Zumpango lake, Sate of Mexico (NPA)	Vasconcelos <i>et al.</i> 2010	S+D	Recreational and fishing	<i>Microcystis</i> spp	MC	ELISA/PCR (mcyA, mcyB, mcyE)	62.4
	Zamora-Barrios <i>et al.</i> (2019)	S	..	<i>Planktothrix</i> sp <i>Microcystis</i> sp <i>Aphanizomenon</i> sp <i>Cylindrospermopsis</i> sp <i>Pseudoanabaena mucicola</i> <i>Dolichospermum planctonicum</i> <i>Dolichospermum</i> sp <i>Raphidiopsis</i> sp <i>Anabaenopsis elenkinii</i> <i>Merismopedia</i> sp ..	MC	ELISA	0.94-34.1
		D	..	..	MC	ELISA	0.10-1.4
	Figuerroa-Sanchez <i>et al.</i> (2019)	S	..	<i>Microcystis</i> sp. <i>Dolichospermum</i> sp <i>Planktothrix</i> sp	MC	ELISA	0.06-11.7
Alameda Oriente lake, Mexico City	Arzate-Cárdenas <i>et al.</i> (2010)	S	Recreational	<i>Microcystis</i> spp.	MC	PCR (mcyA), bioassays/ ELISA	0.27-3.51 ng/mg

Water body and stadal localization (NPA)*	Reference	Sample type	Water use	Toxin producer	Cyanotoxin/compound	Analytical method	Concentration (µg/L, except where marked)
	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2011)	S	..	<i>Planktolyngbya</i> sp	MC	PCR (mcyA)/ ELISA	0.16- 0.45
		S	..	<i>Limnothrix</i> sp	MC	..	Not detected by ELISA, positive by PCR
	Pineda-Mendoza <i>et al.</i> (2020)	S	..	<i>Phormidium pseudopristleyi</i>	MC	..	..
		S	..	<i>Spirulina</i> sp	MC	..	0.14
		S	..	<i>Anabaenopsis</i> sp	MC	..	0.23
		S	..	<i>Pseudanabaena mucicola</i>	MC	..	0.35
		D	..	<i>Microcystis</i> sp	MC	ELISA/ Metagenomic (16s)	1.6-4.6
				<i>Arthrospira</i> sp <i>Synechococcus</i> sp			
Texcoco lake (NPA)	Zamora-Barrios <i>et al.</i> (2017)	S	Recreational	<i>Planktothrix</i> sp <i>Anabaenopsis</i> sp <i>Arthrospira</i> sp <i>Microcystis</i> sp	MC	ELISA	0.20-2.4
Patzcuaro lake, Michoacán (NPA)	Berry <i>et al.</i> (2011)	S	Recreational and human consumption	<i>Aphanizomenon</i> sp <i>Microcystis</i> sp	MC	ELISA, liquid chromatography and mass spectrometry	0.02–0.4
	Tomasini Ortiz <i>et al.</i> (2012)	D	..	<i>Aphanizomenon</i> sp <i>Microcystis</i> sp	MC	..	0.16-0.19
		D		<i>Aphanizomenon flosaquae</i> f. <i>gracile</i> <i>Dolichospermum affine Microcystis-aeruginosa</i> <i>Microcystis pulvera</i> <i>Microcystis</i> sp	MC-LR	ELISA	4.0-6.52
Usumacinta River, Tabasco	Hidalgo-Rodríguez <i>et al.</i> (2019)	Si	River mouth/ swamp	Not reported	Not detected	Satellite remote sensing	ND
Montebello lakes, Chiapas (NPA)	Fernández <i>et al.</i> (2021)	S	Recreational, fishing, and irrigation	<i>Planktothrix</i> sp. <i>Rhaptidiopsis</i> sp. <i>Limnothrix</i> sp.	MC-LR	ELISA	2.0-5.3

Water body and statal localization (NPA)*	Reference	Sample type	Water use	Toxin producer	Cyanotoxin/compound	Analytical method	Concentration (µg/L, except where marked)
	Carmona-Jiménez <i>et al.</i> (2023)	S	..	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Planktothrix spiroides</i>	MC-LR	PCR (mcyE)/liquid chromatography	0.79-3.16
Santa Catarina lake, Querétaro	Garita-Alvarado <i>et al.</i> (2024)	S	fishing and irrigation	<i>Microcystis</i> sp. <i>Dolichospermum</i> sp. <i>Planktothrix</i> sp.	MC-LR, STX	ELISA	MC-LR: 0.013±0.005 STX: 0.027±0.004
Mountain river, Mexico basin, Mexico City (NPA)	Caro-Borrero <i>et al.</i> (2024)	B	Recreational, fishing and irrigation	<i>Wilmottia</i> aff. <i>murrayi</i> , <i>Cyanoplasma</i> sp.	MC-LR, ATX	PCR (mcyE and <i>anaF</i> gene)	ND
El Meco river, Panuco basin, San Luis Potosí	Caro-Borrero <i>et al.</i> (2024)	B	Recreational, fishing and irrigation	<i>Oxynema</i> sp.	ATX	PCR (<i>anaF</i> gene)	ND
La Purísima Dam, Guanajuato	Valdés-Santiago <i>et al.</i> 2025	S	Recreational, fishing and irrigation	<i>Planktothrix</i> , <i>Raphidiopsis</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Microcystis</i> , and <i>Anabaena</i> / <i>Dolichospermum</i>	MC-LR	ELISA, PCR (mcyE gene)	0.21-0.41

Recently, microcystins and nodularins were formally incorporated as regulated substances within the national framework for drinking water (DOF, 2022). However, despite the documented prevalence of cyanotoxins across numerous freshwater bodies in the country, systematic monitoring and control protocols for these toxins in organisms destined for human consumption remain unestablished. For instance, the bioaccumulation and transfer of cyanotoxins have been recorded in species such as *Chirostoma jordani* (silverside), *Oreochromis niloticus* (Nile tilapia), *Goodea atripinnis* (blackfin goodea), and *Poeciliopsis gracilis*. These species are consumed by local populations residing near Lake Zumpango (Zamora-Barrios *et al.*, 2015) and Santa Catarina Lake in Querétaro (Garita-Alvarado *et al.*, 2024; 2026). Furthermore, recent research in these lacustrine systems has evaluated the synergistic effects of crude cyanobacterial extracts and temperature on the cladoceran *Ceriodaphnia dubia* (Zamora-Barrios *et al.*, 2026).

Damage to the socio-ecosystem. The ecological impact of cyanotoxins extends across multiple trophic levels, potentially inducing significant alterations in biodiversity and ecosystem functioning (Ferrão-Filho & Kozłowsky-Suzuki, 2011). Within the Mexican context, accumulated toxin concentrations in various tissues and organs have been shown to reach lethal thresholds for diverse taxa, including crustaceans, fish, primates, and sirenians (manatees). Internationally, fatal intoxications in livestock and domestic animals (e.g. dogs and cats) have been associated with cyanobacterial blooms for several decades (Chen *et al.*, 2009). In contrast, human populations generally exhibit a lower degree of direct vulnerability due to an improved access to uncontaminated water sources, such as groundwater or treated surface water, and a natural aversion to water with adverse organoleptic properties, including odor or discoloration. Nevertheless, while scientific literature frequently documents mass mortality events in both aquatic (Villalobos *et al.*, 2025) and terrestrial (Ash & Patterson, 2022) communities, these reports often lack explicit warnings regarding prospective risks to human health. It is therefore vital that governmental agencies and academic institutions implement standardized communication protocols for the diagnosis, public awareness, and continuous monitoring of cyanotoxin presence in national water bodies.

Risk assessment in Mexico: current situation and proposals. In Mexico, the establishment of a risk assessment is a complex process due to the absence of standardized methodologies. Recently, ELISA and HPLC methods have been employed to determine whether Microcystin-RR and Microcystin-LR (1 µg/L) are within the permissible water quality parameters for human use and consumption as outlined under the National Waters Law (DOF, 2022). However, a review of the USEPA's (2003) guide suggests that the risk concentrations set out in Mexican legislation could be adjusted. The United States Environmental Protection Agency (USEPA) has developed a classification system for evaluating health risks, which is stratified by age group and incorporates distinct parameters for children and adults. For microcystins and cylindrospermopsins, the established levels for children under six years old are 0.3 µg/L and 0.7 µg/L, respectively. For bottle-fed infants, these levels range between 0.3–0.4 µg/L (Almuhtaram *et al.*, 2021). For children over the age of six and adults, the levels of microcystins and cylindrospermopsins are 1.6 µg/L and 3.0 µg/L, respectively.

Analogously, the WHO outlines a decision-making framework for risk assessment in both potable and recreational water systems (Chorus & Welker, 2021). The operational feasibility of these framework

is fundamentally contingent upon resource availability and the specific sociopolitical context at national and local levels. Such variables encompass existing regulatory frameworks, methodological constraints, and other site-specific factors (Munoz *et al.*, 2021; Aguilera *et al.*, 2023). Furthermore, in rural and peri-urban regions of Mexico, water is frequently sourced directly from springs or riverbeds, bypassing standardized purification processes (Caro-Borrero *et al.*, 2020). Consequently, it is imperative that stakeholders, including water users, environmental ministries, and academic institutions, have access to rigorous guidelines that facilitate the early detection of toxic cyanobacterial proliferation. These frameworks are essential for the implementation of mitigation strategies aimed at minimizing the public health risks associated with cyanotoxin exposure.

Monitoring strategies and parameters that can be evaluated.

Given that microcystins represent the most frequently documented cyanotoxins in freshwater ecosystems (Li *et al.*, 2023), they naturally constitute the primary focus of Mexican regulatory efforts. However, these are not the sole toxins present, and their environmental interactions with other co-occurring cyanotoxins must be considered (Bashir *et al.*, 2023). Cyanotoxin production is a complex biological process determined by interspecific genotypic and phenotypic variations. Consequently, the presence of these dynamic metabolites cannot be predicted solely through species composition, abundance, or environmental drivers (Bashir *et al.*, 2023). Despite this inherent complexity and the current gaps in understanding production mechanisms, the implementation of early warning systems is essential to facilitate timely, proactive responses from both citizens and institutional stakeholders (Pindilli & Loftin, 2022).

For example, some countries use guideline reference values for cyanobacterial biomass (low risk < 20,000; moderate 20,000–100,000; high 100,000–10,000,000; very high > 10,000,000 cells/mL); pigment concentrations (low risk < 10; moderate 10–50; high 50–5000; very high > 5000 chlorophyll-a); and cyanotoxin concentrations (low risk < 10; moderate 10–20; high 20–2000; very high > 2000 µg/L MC-LR) (Ibeling *et al.*, 2014; Koreivienė *et al.*, 2014). Although these parameters are not entirely indicative of the presence of cyanotoxins, they are relevant because they define the frequency of monitoring and help determine the need for other strategies, such as molecular or chemical ones. This is particularly important in countries with limited budget and monitoring capacity (Koreivienė *et al.*, 2014; Igwaran *et al.*, 2024; Villalobos *et al.*, 2025). Other strategies focus on detection using fluorescence sensors, DNA-based nanosensors, remote sensing systems, neuronal networks and artificial intelligence (Fournier-Úbeda *et al.*, 2021; Athokleous & Peñuela, 2022).

Prevention is widely regarded as the most critical strategy, with a consensus among researchers on the necessity of limiting environmental triggers, particularly nutrient enrichment. For instance, an analysis of sediments from over a hundred lakes in Europe and North America demonstrated a 66% increase in cyanobacterial abundance relative to other phytoplankton since the Industrial Revolution (Igwaran *et al.*, 2024). Furthermore, the regulation of toxin-coding genes and the relative proliferation of toxigenic versus non-toxigenic strains within a given bloom are heavily influenced by nutrient availability and other environmental factors (Bashir *et al.*, 2023). Consequently, effective mitigation is intrinsically linked to the sustainable management of river basins, which extends beyond merely restricting the environmental occurrence

of cyanobacteria (Koreivienė *et al.*, 2014). Although technologies exist to remove or reduce environmental cyanotoxins, many by-products of wastewater treatment require additional processing to avoid ecological toxicity (Agathokleous & Peñuela, 2022). For example, while algacides are effective, they pose significant risks to both ecosystems and human health (Koreivienė *et al.*, 2014). Consequently, prevention and monitoring frameworks need to be designed according to the particular ecological and socio-economic characteristics of each country. This contextualization facilitates the development of targeted strategies that mitigate adverse impacts on public and ecological health. Crucially, this involves enhancing the capacity to generate real-time data regarding the status of water bodies (Pindilli & Loftin, 2022). Such proactive monitoring systems are essential for effective ecosystem management and are prioritized by experts even prior to the specific identification of present toxins (Pindilli & Loftin, 2022; Valdés-Santiago *et al.*, 2025; Villalobos *et al.*, 2025).

Risk assessment in drinking water: decision-making framework.

In this section, we present a decision-making framework (Fig. 2) for drinking water management, structured into four sequential levels once an early stage of a CyanoHAB or CyanoHAM has been detected: (i) surveillance level, (ii) alert level 1, (iii) monitoring of alert level 1, and (iv) alert level 2.

Surveillance level. This level is activated by the detection of one or more triggering parameters, such as: (i) blue-green coloration of the water, (ii) the presence of a geosmin odor (similar to the smell of wet earth), (iii) an increase in turbidity, or (iv) cyanotoxin concentrations exceeding the maximum permissible limits under Mexican law (1 µg/L for

microcystin), as determined by high-performance liquid chromatography (HPLC) or a positive enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA) test. Of all cases reported in Mexico, microcystins are the most frequently detected cyanotoxins (85%), predominantly occurring in lentic environments (Table 1). Conversely, anatoxin, methylisoborneol, cylindrospermopsin, saxitoxin, and geosmin are less commonly reported in lotic environments (14%), which serve as the primary water supply for human populations. This highlights the potential risk to human health and underscores the need for Mexican regulations to encompass all six cyanotoxins detected to date within the country via chemical (HPLC) and genetic methods. Upon activation of the surveillance level, and in accordance with international guidelines (EPA, 2015), relevant experts and institutions must be notified to address the situation through the following actions: (i) sampling frequency must be increased to monitor biomass abundance (with a recommended frequency of at least once per week) in the surface water source (lake or stream) supplying the drinking water system; (ii) monitoring should be prioritized in areas near the collection intakes; and (iii) cyanobacterial biomass levels should be quantified by calculating the biovolume or chlorophyll-*a* concentrations from water samples collected near the intake. Once evidence of cyanotoxin presence and the producing species is confirmed in the water body, the correlation between cyanobacterial abundance and the concentration of chlorophyll-*a* and/or cyanotoxins in field samples should be determined. For example, in certain European lakes, an abundance of 2,500 cells/mL of potentially toxic cyanobacterial populations corresponds to 1–2.5 µg/L of chlorophyll-*a*, indicating a moderate risk level (Chorus & Welker, 2021). This response tier (alert level) warrants weekly or biweekly monitoring of the water body. Additionally, Chorus

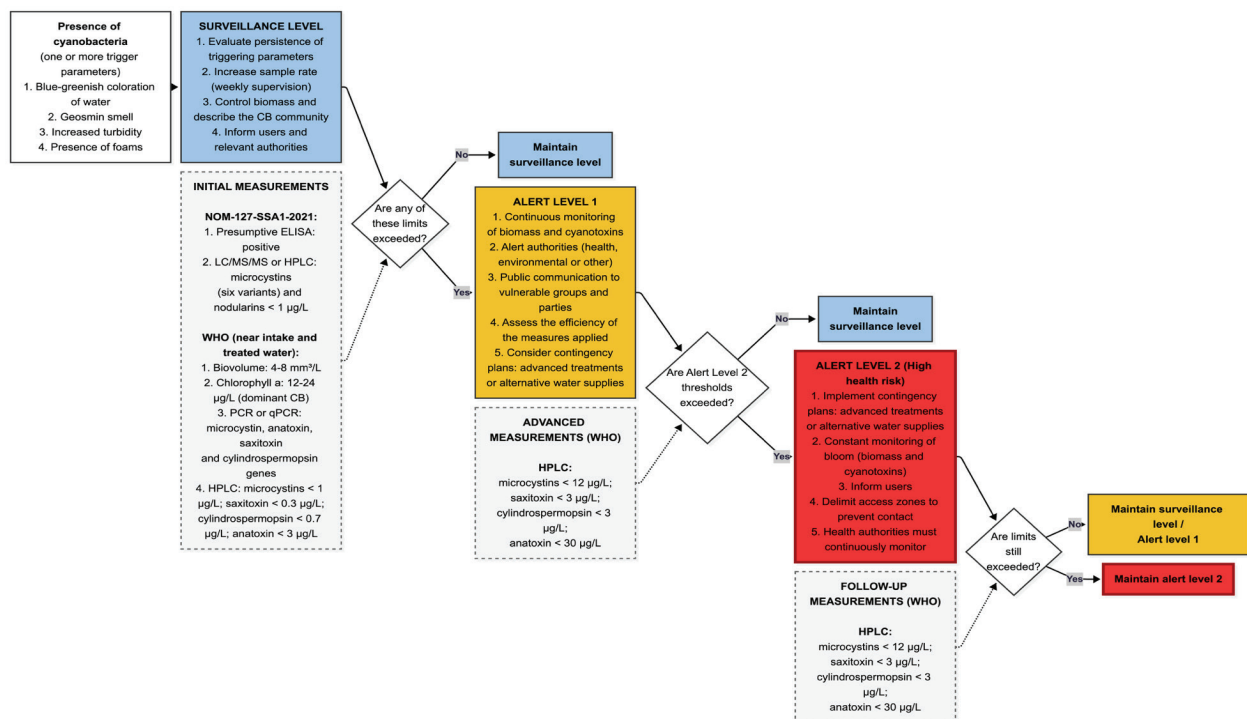


Fig 2. Decision tree outlining the risk assessment strategies for drinking water (Adapted from Diez-Chiappe *et al.*, 2024).

& Bartram (1999) proposed that 100,000 cells/mL is equivalent to 50 µg/L of chlorophyll-*a* and 20 µg/L of microcystin. When measuring cyanotoxin concentrations, it is essential to quantify the total toxin load (extracellular plus intracellular fractions). This is achieved by actively lysing the cyanobacterial cells to release intracellular toxins; a widely used method for this involves subjecting water samples to multiple freeze-thaw cycles.

In European and New Zealand rivers, a cyanoHAM coverage of 20–50% needs toxin analysis, while a coverage of ≥50% requires reporting to health authorities (Lucentini *et al.*, 2017; Wood & Puddik, 2018). For Mexico, Caro-Borrero *et al.* (2024) suggest that toxic cyanobacterial mats with 20–40% coverage should activate an alert mode, requiring surveillance and the identification of dominant species. Conversely, a coverage of ≥40% activates the action level, which mandates sample collection, molecular detection, and continuous monitoring. When assessing cyanobacterial biomass, if the proposed thresholds for biovolume or chlorophyll-*a* are not exceeded, the surveillance level is maintained. However, if these proposed thresholds are surpassed, it is imperative to ascertain the total toxin concentration in the raw water

and/or within the water body. In the event of a correct local adaptation of the decision tree being achieved, a more conservative and restrictive route could be taken, such as proceeding directly to the next alert level.

In accordance with other legislation worldwide, it is recommended that at this level, molecular methods must be employed to assess the presence of genotypes that produce cyanotoxins (Wood *et al.*, 2020). In Mexico, a minimum of seven university studies have utilized genetic techniques to detect microcystins and anatoxins across eight lakes and rivers associated with consumption, recreational, and fishing activities (see Table 2). The presence of certain cyanotoxin genes serves to validate the imminent risk to human health and thus warrants the incorporation of these methods into Mexican regulations.

Alert Level 1. This tier is activated when the biomass indicator exceeds established baseline values. To complement or serve as an alternative to cyanobacterial biomass quantification, molecular diagnostic tools, such as PCR and qPCR, can be utilized to detect genes associated with cyanotoxin synthesis in water samples obtained near the intake. If these molecular analyses yield negative results, thereby indicating the absence of toxigenic genes, Alert Level 1 should be maintained.

Table 2. Reports of cyanobacteria responsible for aquatic animal death and alterations in water quality for human consumption in Mexico.

Water bodies	Species affected	Cyanotoxin detected	Detection method	Reference
Usumacinta River, Tabasco	Sea cow	qualitative presence of cyanobacteria bloom	Satellite Remote Sensing	Hidalgo-Rodríguez <i>et al.</i> (2019)
Centla Lagoons and Macuspana, Usumacinta rivers., Tabasco	Monkey, fish, sea cow, otter	qualitative presence of cyanobacteria bloom	not reported	Excelsior (2018) (https://www.excelsior.com.mx/nacional/el-panteon-de-manaties-emergencia-en-centla-y-macuspana/1261774#.Xn008l-QmvQM.gmail 30/08/2018)
Bitzales, Usumacinta River	Sea cow		Satellite Remote Sensing	Milenio (2019) https://www.milenio.com/estados/manaties-tabasco-murieron-algas-toxicas-confirma-estudio 12/02/2019
Chapala Lake, Jalisco	not reported	<i>Anabaena</i> sp	Bad odor	El informador (2009) https://www.informador.mx/Jalisco/Chapala-padece-contaminacion-por-alga-20090315-0183.html 15/03/2009
Chapultepec urban lake, Mexico City	Fish	Visual estimation of a bloom		El UNIVERSAL (2016) https://www.eluniversal.com.mx/articulo/metropoli/df/2016/02/17/investigacion-muerte-de-peces-en-chapultepec 17/02/2016
	White shrimp: <i>Litopenaeus vannamei</i>	Microcystin	ELISA	Morales-Covarrubias <i>et al.</i> (2016)
Treatment plant, Cutzamala system, State of Mexico	not reported	Geosmine	Geosmine	La Razón (2012) https://www.razon.com.mx/mexico/agua-sabe-y-huele-feo-reconoce-ahued/ 26/06/2012
Santa Catarina Lake, Queretaro state	Fish: <i>Goodea atripinnis</i> , <i>Poeciliopsis gracilis</i> , <i>Oreochromis niloticus</i>	Microcystin and saxitoxin	ELISA	Garita-Alvarado <i>et al.</i> (2024)

Conversely, if the analyses are positive and confirm the presence of these genes, it becomes imperative to quantify cyanotoxin concentrations in both the raw water and the broader water body. These toxin concentrations must be measured from samples collected at the intake and post-treatment, and subsequently evaluated against Mexican regulatory frameworks and WHO guidelines. Specifically, this assessment determines the following: (i) if concentrations remain below established limits (i) if concentrations are below established limits in the Mexican regulation and WHO recommendations (i.e., $>1 \mu\text{g/L}$ MCs; $>0.7 \mu\text{g/L}$ CYNs; $>0.3 \mu\text{g/L}$ STXs; $>3 \mu\text{g/L}$ ATXs; Chorus & Welker, 2021), the Surveillance Level must be maintained; and (ii) if concentrations exceed these thresholds, Alert Level 1 must be formally activated.

Monitoring Alert Level 1. At this level, relevant regulatory authorities must be engaged to facilitate a continuous evaluation. This evaluation should encompass: (i) microscopic observations to validate cyanobacterial presence and monitor cyanotoxin biomass and/or concentration, conducted at a recommended minimum frequency of once per week, and spatially structured to capture the variability of CyanoHABs and/or cyanotoxins; (ii) targeted public communication, particularly directed toward vulnerable populations and stakeholders with legal responsibilities in sectors such as tourism, livestock, and agriculture; and (iii) the activation of contingency plans incorporating advanced water treatments or alternative water supplies. Biomass levels in the vicinity of the intake must be closely monitored to assess the risk situation and evaluate the efficacy of applied treatments in reducing biomass. Biovolume or chlorophyll-*a* values are calculated and evaluated as follows: (i) if the proposed thresholds for biovolume ($\geq 4 \text{ mm}^3/\text{L}$) or chlorophyll-*a* ($\geq 12 \mu\text{g/L}$) are not exceeded, Alert Level 1 is maintained; and (ii) if these proposed thresholds are exceeded, toxin concentrations in the raw water or broader water body must be quantified. However, under appropriate local adaptations, a more conservative and restrictive approach could be adopted, such as escalating directly to Alert Level 2 without prior toxin quantification.

Alert Level 2. This level denotes a severe risk to human health. At this stage, the water body exhibits an established CyanoHAB with a toxin concentration exceeding permissible limits for human consumption, coupled with a high probability of surface foam or scum formation. Management necessitates the urgent implementation of contingency plans, including the provision of alternative water supplies for the local population (e.g., water tanks or bottled water distribution) and the dissemination of accurate information regarding health risks. Furthermore, authorities such as CONAGUA or COFEPRIS must be notified about the risks associated with water consumption and handling, specifying whether the water remains suitable for non-potable domestic tasks such as laundry or home hygiene. Water treatment facilities must employ advanced biomass and cyanotoxin removal systems. Because many conventional systems can inadvertently elevate dissolved cyanotoxin concentrations due to cell lysis, continuous monitoring of cyanotoxin levels is imperative. This sustained monitoring is also crucial for identifying the subsidence of CyanoHABs, thereby allowing for a reduction in the alert level.

In Mexico, the majority of surface water processed in treatment plants undergoes processes such as coagulation-flocculation, sedimentation, filtration, and chlorine disinfection (CONAGUA, 2019); however, these processes do not guarantee the complete elimination of dissolved cyanotoxins (Munoz *et al.*, 2021).

Biomass levels in water samples collected near the intake should be continuously monitored to quantify the extent of reduction. Once biovolume or chlorophyll-*a* values are determined, the following evaluations can be made: (i) if the biomass is not reduced below the proposed thresholds for biovolume ($<0.3 \text{ mm}^3/\text{L}$) or chlorophyll-*a* ($<1 \mu\text{g/L}$), the system must transition to a monitoring state corresponding to alert level 1; (ii) conversely, if the biomass is reduced below these proposed thresholds, cyanotoxin concentrations must be measured both near the intake and in the treated water to validate treatment efficacy. Alternatively, provided that a local adaptation of the decision tree is appropriately implemented, a more conservative approach may be adopted: reverting directly to the surveillance level without necessitating toxin measurement, as long as successful biomass reduction is evident.

Risk assessment in continental aquatic ecosystems: Decision tree.

In Mexico, CyanoHABs are prevalent in lakes and artificial reservoirs, whereas CyanoHAMs typically occur in rivers (Table 1). Recreational activities in these water bodies constitute a significant route of exposure to various cyanotoxins and associated pathogens (Chorus & Welker, 2021). A critical component of risk assessment and management involves defining the intensity and frequency of water body usage, alongside the specific human activities undertaken, since different activities entail varying levels of toxin exposure and distinct routes of poisoning. For instance, while some activities involve full-body immersion (e.g., swimming and diving), others do not (e.g., fishing and the consumption of aquatic organisms); furthermore, certain activities generate potentially hazardous aerosols (e.g., jet-skiing and water skiing) (Koreivienė *et al.*, 2014).

In contrast to municipal water supplies, natural water bodies utilized for human activities do not typically undergo processing in treatment plants equipped with biomass or toxin reduction systems. Therefore, cyanobacterial biomass indicators are essential when designing a decision tree to assess and manage potential risks (Pindilli & Loftin, 2022). One of the primary factors that significantly elevates the risk level is the formation and accumulation of flocs or scums. These aggregations frequently harbor highly concentrated levels of cyanotoxins (Ibelings *et al.*, 2014). However, floc formation is highly dependent on the specific cyanobacterial species comprising the CyanoHAB, as not all species are equally prone to forming flocs or mats (Bashir *et al.*, 2023). Similar to protocols for water bodies used as drinking water sources, the optimal local adaptation of a decision tree will rely upon pre-existing data available regarding the water body and the identification of potential sources of water contamination.

For natural water bodies utilized for human activities, the decision tree must adhere to the same evaluation levels as those applied to drinking water, albeit with certain modifications (Fig. 3). The *surveillance level* must incorporate, at a minimum, an integrated sample composed of several adjacent points located near the shores or in areas exhibiting apparent biomass accumulation. For benthic cyanobacteria proliferating in rivers, the presence of substrate mats must be documented, alongside an estimation of their percent coverage and/or biomass (Chorus, 2005). Consistent with protocols for drinking water, if biovolume or chlorophyll-*a* concentrations are determined, the maximum established monitoring thresholds may be adapted locally to reflect the specific socio-ecological conditions of the water body. Provided that the proposed thresholds for biovolume ($4\text{--}8 \text{ mm}^3/\text{L}$) or chlorophyll-*a* ($12\text{--}24 \mu\text{g/L}$) are not exceeded, the surveillance level is maintained. Con-

versely, if these metrics surpass the proposed thresholds, alert level 1 must be activated. At this stage, molecular analyses (PCR and/or qPCR) may also be employed to detect the presence of cyanotoxin-producing genes. Once cyanotoxins are detected, users and relevant authorities must be notified, and the environmental and/or anthropogenic factors potentially driving the formation of CyanoHABs must be evaluated. Alert level 1 is inherently more restrictive, given that elevated biomass levels often correlate with high toxin concentrations. For example, considering the maximum known ratio between microcystins and chlorophyll-*a* (1:1), a chlorophyll-*a* concentration of 24 µg/L could correspond to up to 24 µg/L of microcystins, which is twice the permissible limit for short-term consumption (Diez-Chiappe *et al.*, 2024). Because cyanobacterial colonies and/or mats are often macroscopically visible, alert level 1 can also be triggered directly if a thin surface layer and/or greenish bands are readily observed. In both scenarios, microscopic validation of cyanobacterial presence remains necessary. At this alert level, any direct contact with flocs and/or mats must be avoided, particularly during activities that could result in the incidental ingestion of water or aerosols. If flocs are observed and cyanotoxin concentrations exceed the established limits (>24 µg/L MCs, >6 µg/L CYN, >30 µg/L STX, >60 µg/L ATX), alert level 2 must be activated. This tier indicates a severe health risk; consequently, all recreational activities must be prohibited, and both the public and relevant health authorities must be notified to facilitate continuous monitoring of the situation. Given that recreational water bodies frequently lack regular monitoring, initial indicators of cyanobacterial presence often manifest as macroscopic features, such as visible thin layers and/or blue-green bands on the water surface, well-formed flocs in lakes, or abundant blue-green mats on river bottoms and sho-

res, which may eventually detach and float in backwater areas. In such instances, alert levels 1 or 2 may be activated directly, bypassing the preceding evaluation tiers (Diez-Chiappe *et al.*, 2024).

In all scenarios, three fundamental aspects must be considered. First, prevention entails regulating the factors that promote the formation of cyanobacterial blooms. This necessitates, for example, mitigating nutrient discharges and monitoring both point and non-point sources of pollution. Second, effective risk communication is required to disseminate the alert status and caution the public against using contaminated water sources. Third, comprehensive monitoring of water bodies must be established. This encompasses diverse strategies implemented by governmental bodies to track cyanobacterial proliferation over time and space, alongside the active participation of the local population in reporting observations to authorities and understanding the associated water-use risks.

Early detection, coupled with rigorous monitoring and effective management of the situation, can facilitate the de-escalation of alert levels. The criteria for reducing the alert level will depend on the specific parameters chosen to assess either drinking water or natural water bodies. For example, if biomass abundance is chosen as the assessment parameter, in the absence of toxin analysis, this same parameter must dictate the reduction of the alert status. Conversely, if toxin concentrations have been measured, they must fall below the established permissible limits to warrant a reduction in the alert level. Throughout this process, effective public communication remains a critical strategic component for preventing human poisoning (Merel *et al.*, 2013).

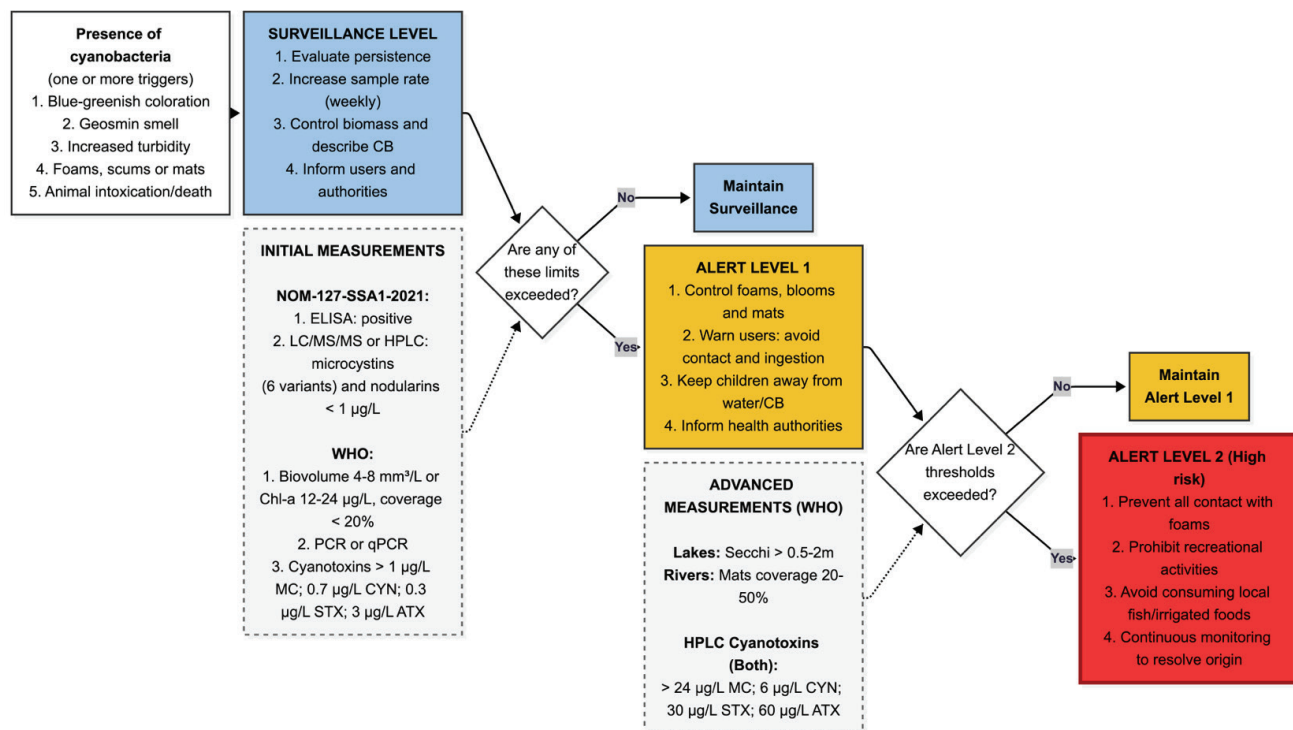


Fig 3. Decision tree outlining the risk assessment strategies for waters and natural resources (Adapted from Diez-Chiappe *et al.*, 2024).

Recommendations for the removal of cyanotoxins. Although a comprehensive review of cyanotoxin remediation is beyond the scope of this manuscript, it is pertinent to highlight that various strategies can be adopted once an alert situation is identified, as outlined in the two proposed decision trees. An initial strategy involves the manual removal of flocs, scums, and visible mats, strictly avoiding direct skin contact. While this serves as a preliminary local intervention, it is not a definitive solution, and subsequent intervention from local water sanitation agencies is imperative (Diez-Chiappe *et al.*, 2024). Historically, chemical agents such as potassium permanganate (KMnO₄), copper sulfate (CuSO₄), and chlorine (Cl₂) have been employed to inhibit cyanobacterial photosynthesis and cell wall synthesis (Kulabhuson & Campbell, 2024). However, these methods exert detrimental impacts on aquatic ecosystems and non-target organisms. Furthermore, the concentration of dissolved cyanotoxins can inadvertently increase during cyanobacterial eradication due to cell lysis. In this regard, the most promising techniques, particularly advanced oxidation processes (AOPs), demonstrate high efficacy in removing a wide spectrum of cyanotoxins. These processes are based on the action of hydroxyl radicals and can be integrated into existing water treatment infrastructure (conventional, simple, and advanced systems) (Munoz *et al.*, 2021). Other AOPs, such as ozonation, photocatalysis, and Fenton-based oxidations, have also proven highly practical and feasible for cyanotoxin removal (Kulabhuson & Campbell, 2024). The latter two processes, which utilize solar irradiation or LED light, represent highly viable, cost-effective alternatives, particularly in rural areas lacking robust infrastructure or sufficient resources (Munoz *et al.*, 2021).

Lastly, eco-friendly strategies incorporate mechanisms that leverage the biological degradation capacity of microorganisms colonizing biologically activated carbon (BAC). Through synergistic adsorption and biodegradation mechanisms, these systems have been shown to eliminate 20 µg/L of microcystins from contaminated water supplies within a 16-day incubation period (Jeon *et al.*, 2023). The development of nature-based solutions applying the BAC principle holds significant promise for low- to middle-income regions. For instance, Moore *et al.* (2023) developed a sustainable solution utilizing biochar derived from coconut shells. This biochar provides a low-cost porous matrix for immobilizing microbial communities, thereby forming biologically enhanced biochar (BEB).

CONCLUSIONS

The presence of cyanotoxins in Mexican continental water bodies necessitates the rapid implementation of risk assessment strategies to safeguard human and environmental health. In Mexico, to date, no comprehensive alert protocols have been established, and a substantial portion of the country's basins remains unassessed; these water bodies could potentially harbor toxic cyanobacteria due to their heterogeneous environmental conditions and diverse water management practices. The current list of cyanotoxins regulated under Mexican law provides an incomplete framework, as it excludes anatoxins, saxitoxins, and cylindrospermopsins, all of which have been documented in Mexican water bodies. To adequately mitigate the risks posed by cyanotoxins nationwide, legislative frameworks must be amended to encompass these additional compounds. While detection methods such as HPLC and ELISA offer precise information regarding the presence of specific cyanotoxins, complementary assessments utilizing molecular techni-

ques should be implemented to obtain more accurate taxonomic identifications of the species and genes responsible for toxin synthesis. This information is vital for optimizing prevention and monitoring systems. Once the presence of toxins is confirmed, an intervention protocol must be executed to evaluate both human and ecological risks.

This study proposes a decision tree that delineates actionable options in the event of a contingency, including the communication channels (e.g., CONAGUA or COFEPRIS) that should be activated to monitor bloom progression across various developmental stages. Finally, aligning Mexican regulations concerning cyanobacteria and cyanotoxins with international standards is imperative to enforce policies and ensure robust environmental compliance.

Statements and Declarations

Funding

Financial Support provided by CYTED Ibero-American Science and Technology Program for Development (CYTED-2019) through the project TALGEN-TOX (920PTE0102) and PAPIIT- DGAPA-UNAM IG201223). Javier Carmona Jiménez thanks the PASPA-DGAPA-UNAM (2022-2023) Support Program for the sabbatical stay at the UAM-Madrid, Spain.

Competing Interests

The authors have no relevant financial or non-financial interests to disclose.

Data Availability Statement

Data are available inside the manuscript and any other data are available under request

Author Contributions

Conceptualization: JCJ, ACB, ADC. Developing methods: JCJ, ACB, KPMS, AISS, ADC, Data analysis: JCJ, ACB. Preparation of figures and tables: JCJ, ADC. Conducting the research, data interpretation, writing: JCJ, ACB, ADC.

ACKNOWLEDGMENTS

Financial Support provided by CYTED Ibero-American Science and Technology Program for Development (CYTED-2019) through the project TALGEN-TOX (920PTE0102). JCJ thanks the PASPA-DGAPA-UNAM (2022-2023) Support Program for the sabbatical stay at the UAM-Madrid, Spain and PAPIIT- DGAPA-UNAM (IA201025 1223). The authors would like to thank PhD candidate Brett Butler for English style and grammar correction and Verónica Aguilar Zamora for the map drawing.

REFERENCES

- AGUILERA, A., V. ALMANZA, S. HAAKONSSON, H. PALACIO, G.A. BENITEZ-RODAS, M. BARROS, J. CAPELO-NETO, R. URRUTIA, L. AUBRIOT & S. BONILLA. 2023. Cyanobacterial bloom monitoring and assessment in Latin America. *Harmful Algae* 125: 102429. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2023.102429>
- AGATHOKLEOUS, E. & J. PEÑUELAS. 2022. Monitoring, regulation, and mitigation of cyanotoxins in the environment to protect human health and wildlife. *Environmental Science & Technology*, 56(20), 14225-14227. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06618>

- ALMUHTARAM, H., F.A. KIBUYE, S. AJJAMPUR, C.M. GLOVER, R. HOFMANN, V. GAGET, C. OWEN, E.C. WERT & ZAMYA. 2021. A State of knowledge on early warning tools for cyanobacteria detection. *Ecological Indicators* 133: 108442. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108442>
- ALILLO-SÁNCHEZ, J.L., M.L. GAYTÁN-HERRERA, V.M. MARTÍNEZ-ALMEIDA & P. RAMÍREZ-GARCÍA. 2014. Microcystin-LR equivalents and their correlation with *Anabaena* spp. in the main reservoir of a hydraulic system of Central Mexico. *Inland Waters* (4) 3: 327-336. <https://doi.org/10.5268/IW-4.3.573>
- ARREOLA-SANTANDER, M.M., A. GÓMEZ-GONZÁLEZ & M.J. KASTEN-MONGES. 2012. *Teledetección en cianobacterias en los cuerpos de agua que proveen este líquido al valle de México en beneficio de la calidad del agua y prevención de riesgos potenciales en la salud humana, biodiversidad y medio ambiente. Memoria en extenso*. Segundo Congreso Nacional y Primer latinoamericano de Ciencias y Tecnología Aeroespacial.
- ARZATE-CÁRDENAS, M.A., R. OLVERA-RAMÍREZ & F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO. 2010. *Microcystis* toxigenic strains in urban lakes: a case study in Mexico City. *Ecotoxicology* 19: 1157-1165. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0499-7>
- ASH, A.K. & S. PATTERSON. 2022. Reporting of freshwater cyanobacterial poisoning in terrestrial wildlife: A systematic map. *Animals*, 12(18), 2423. <https://doi.org/10.3390/ani12182423>
- AZEVEDO, S.M.F., W.W. CARMICHAEL, E.M. JOCHIMSEN, K.L. RINEHART, S. LAU, G. R. SHAW & G.K. EAGLESHAM. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. *Toxicology* 181:441–446. [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(02\)00491-2](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(02)00491-2)
- BASHIR, F., A. BASHIR, N. BOUAÏCHA, L. CHEN, G.A. CODD, B. NEILAN, ... & B.A. GANAI. 2023. Cyanotoxins, biosynthetic gene clusters, and factors modulating cyanotoxin biosynthesis. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 39(9), 241. <https://doi.org/10.1007/s11274-023-03652-x>
- BERDEJA-NÚÑEZ, D.B., J.R. ANGELES-VÁZQUEZ, M.J. FERRARA-GUERRERO & M.G. FIGUEROA-TORRES. 2025. Evolution Over Time of the Water Chemistry in the Channels of the National Canal Tourist Corridor and Adjacent Lake Area of Xochimilco, Mexico. *Environmental Science and Ecology: Current Research*, 6(1), 10107. <https://doi.org/10.54026/ESECR/10107>
- BERRY, J.P., E. LEE, K. WALTON, A.E. WILSON & F. BERNAL-BROOKS. 2011. Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lago de Patzcuaro (Michoacan, Mexico). *Environmental Toxicology and Chemistry* (30):1621–1628. <https://doi.org/10.1002/etc.548>
- BUNGE, V. 2010. *La presión hídrica en las cuencas de México*. In: Cotler-Ávalos, H. (ed). *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y Priorización*. Pluralias Ediciones e Impresiones Sa de CV. Ciudad de México. México. pp 88-91.
- BURATTI, F.M., M. MANGANELLI, S. VICHI, M. STEFANELLI, S. SCARDALA, E. TESTAI & E. FUNARI. 2017. Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. *Archives of Toxicology* (91):1049–1130. <https://doi.org/10.1007/s00204-016-1913-6>
- CARMONA-JIMÉNEZ, J., A. CARO-BORRERO, A. SÁNCHEZ-SALAS, I. BECERRA-ABSALÓN, S. CIRÉS, Q. QUESADA, E. PERONA, D. ORTÍZ & M. MAZARI-HIRIART. 2023. Polyphasic approach and potential cyanotoxin production of *Planktothrix* (Cyanobacteria, Oscillatoriales) species from the Río Grande de Comitán sub-basin and "Lagunas de Montebello" National Park. *Freshwater Biology*. <https://doi.org/10.1155/2024/9993635>
- CARO-BORRERO, A., J. CARMONA-JIMÉNEZ & F. FIGUEROA. 2020. Water resources conservation and rural livelihoods in protected areas of central Mexico. *Journal of Rural Studies* (78): 12–24. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.05.008>
- CARO-BORRERO, A., K. MÁRQUEZ-SANTAMARÍA, J. CARMONA-JIMÉNEZ, I. BECERRA-ABSALÓN & E. PERONA-URIZAR. 2024. Cyanobacterial Harmful Algal Mats (CyanoHAMS) in tropical rivers of central Mexico and their potential risks through toxin production. *Environmental Monitoring and Assessment* 196: 408. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12568-4>
- CHEN, J., D. ZHANG, P. XIE, Q. WANG & Z. MA. 2009. Simultaneous determination of microcystin contaminations in various vertebrates (fish, turtle, duck and water bird) from a large eutrophic Chinese lake, Lake Taihu, with toxic *Microcystis* blooms. *Science of Total Environment* 407:3317–3322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.005>
- CHORUS, I. 2005. *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). European Community. Berlin, Germany. 117 p.
- CHORUS, I. & M. WELKER. 2021. *Toxic Cyanobacteria in Water*, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton (FL), on behalf of the World Health Organization, Geneva, CH. 859 p.
- CHORUS, I., & BARTRAM, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. CRC press.
- CUEVAS, M.L., A. GARRIDO & E. SOTELÓ. 2010. Regionalización de las cuencas hidrográficas de México. In: Cotler-Ávalos, H. (ed). *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y Priorización*. Pluralias Ediciones e Impresiones Sa de Cv. Ciudad de México. México. 10-13 p.
- CODD, G.A., J. LINDSAY, F.M. YOUNG, L.F. MORRISON & J.S. METCALF. 2005. Harmful cyanobacteria. In: Huisman J., Matthijs H. C. P., Visser P.M. (eds) *Harmful cyanobacteria*, vol 3. Aquatic Ecology Series, pp 1–23. https://doi.org/10.1007/1-4020-3022-3_1
- Codd, G. A., A. Plinski, W. Surosz, J. Huson & H.J. Fallowfield. 2015. Publication in 1672 of animal deaths at the Tuchomskie Lake, northern Poland and a likely role of cyanobacterial blooms. *Toxicon* 108:285–286. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2015.10.005>
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA). 2019. *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento Diseño de Plantas Potabilizadoras de Tecnología Simplificada*. Secretaría del Medio Ambiente. México, Distrito Federal. 345 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2022. Norma Oficial Mexicana. NOM-127-SSA1-2021. Agua para uso humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Secretaría de Salud. México. Disponible en línea: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5650705
- DÍEZ-CHIAPPE, A., S. CIRÉS, E. PERONA, A. QUESADA, J. CARMONA-JIMÉNEZ, A. CARO-BORRERO, A. SALAZAR, D. ORTÍZ, M. MUÑOZ, Z.M. DE PEDRO, J.A. COLINA,

- D. CONTRERAS & J.A. CASAS. 2024. *Herramientas para la evaluación de riesgos asociados a cianobacterias productoras de cianotoxinas: aguas de consumo y uso recreativo*. Editorial Programa CYTED. 48 pp. DOI: <https://doi.org/10.15366/cyted2024.01>. También disponible en la página web: <https://www.cyted.org/assets/img/redes/497/publicacao/Publicacio%CC%81n-CYTED-Diez-Chiap-pe2024.pdf>
- DODDS, W.K., W.W. BOUSKA, J.L. EITZMANN, T.J. PILGER, K.L. PITTS, A.J. RILEY, ... & D.J. THORNBRUGH. 2009. Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science and Technology* 43:12-19. <https://doi.org/10.1021/es801217q>
- ELÍAS-MAXIL, J.A. 2007. Remoción de metabolitos de cianobacterias presentes en agua natural mediante el acoplamiento del reactivo de fenton con el proceso de flotación con aire disuelto. Tesis de Maestría en Ingeniería. Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 124 p.
- EL INFORMADOR. 2009. Chapala padece contaminación por alga. Disponible en línea en: <https://www.informador.mx/Jalisco/Chapala-padece-contaminacion-por-alga-20090315-0183.html>. (Consultado el 22 de junio de 2024).
- EL UNIVERSAL. 2016. Investigan muerte de peces en Chapultepec. Disponible en línea en: <https://www.eluniversal.com.mx/articulo/metropoli/df/2016/02/17/investigan-muerte-de-peces-en-chapultepec>. (Consultado el 10 de marzo de 2024).
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). 2015. Recommendations for public water systems to manage cyanotoxins in drinking water. Washington, D.C.: Office of Water U.S. Environmental Protection Agency; 2015. EPA 815-R-15-010. Available on line at: <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/recommendations-public-water-systems-manage-cyanotoxins-drinking-0>
- EXCELSIOR. 2018. El panteon de manaties emergencia en Centla y Macuspana. Disponible en línea en: <https://www.excelsior.com.mx/nacional/el-panteon-de-manaties-emergencia-en-centla-y-macuspana/1261774#.XnO08IQmvQM.gmail> 30/08/2018. (Consulta el 10 de marzo de 2024).
- FERNÁNDEZ, R., J. ALCOCER & L.A. OSEGUERA. 2021. Microcystins presence threatens the ecosystem health of a tropical National Park: Lagunas de Montebello, Chiapas. *Brazilian Journal of Botany* 44:207-212. <https://doi.org/10.1007/s40415-020-00686-5>
- FERRÃO-FILHO, A.S. & B. KOZLOWSKY-SUZUKI. 2011. Cyanotoxins: Bioaccumulation and Effects on Aquatic Animals. *Marine Drugs* 12: 2729-2772. <https://doi.org/10.3390/md9122729>
- FIGUEROA-SANCHEZ, M.A., S. NANDINI & S.S.S. SARMA. 2014. Zooplankton community structure in the presence of low levels of cyanotoxins: a case study in a high-altitude tropical reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *Journal of Limnology* 73(1): 157-166. <http://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.784>
- FOURNIER-ÚBEDA, G., C.A. ZAMORA-BARRIOS, G. VALERIO-ALFARO & R. OLIVERA-RAMÍREZ. 2021. Comparison of the performance of an LSTM network and a regression model to predict the presence of Planktothrix agardhii in a Mexican reservoir. *Ecological Informatics* 64, 101344. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101344>
- GARITA-ÁLVARADO, C. A., SILVAS-TRUJILLO, K. I., BERMÚDEZ-GONZÁLEZ, M. P., BOJORGE-GARCÍA, M. G., & URIZA, E. A. C. (2026). Widespread microcystins accumulation in fish of several trophic guilds in reservoirs of a dry area in Central México. *Toxicon*, 109071. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2026.109071>
- GARITA-ÁLVARADO, C., M.P. BERMÚDEZ-GONZÁLEZ, M.G. BOJORGE-GARCÍA, E.A. CANTORAL-URIZA. 2024. Cyanotoxins bioaccumulation by fish in an anthropized reservoir in central Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 40: 215-230. <https://doi.org/10.20937/rica.54932>
- HAMILTON, D.P., N. SALMASO & H.W. PAERL. 2016. Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. *Aquatic Ecology*, 50(3), 351-366. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9594-z>
- HENAO, E.P., RZYMSKI & M.N. WATERS. 2020. A Review on the Study of Cyanotoxins in Paleolimnological Research: *Current Knowledge and Future Needs* *Toxins* 12: 6: <https://doi.org/10.3390/toxins12010006>.
- HIDALGO-RODRÍGUEZ, R.A., A.O. GÓMEZ-GONZÁLEZ & M.M. ARREOLA-SANTANDER. 2019. Manatees Mortality Analysis at Los Bitzales, Tabasco, by Remote Sensing. *International Journal of Latest Research in Engineering and Technology* 5(1): 1-15.
- IBELINGS, B.W., M. BORMANS, J. FASTNER & P.M. VISSER. 2016. CYANOCOST special issue on cyanobacterial blooms: synopsis—a critical review of the management options for their prevention, control and mitigation. *Aquatic Ecology*, 50(3), 595-605. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9596-x>
- IBELINGS, B. W., L.C. BACKER, W.E.A. KARDINAAL & I. CHORUS. 2014. Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. *Harmful algae*, 40, 63-74. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.10.002>
- IGWARAN, A., A.J. KAYODE, K.M. MOLOANTOA, Z.P. KHETSHA & J.O. UNUOFIN. 2024. Cyanobacteria harmful algae blooms: causes, impacts, and risk management. *Water, Air, & Soil Pollution*, 235(1), 71. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06782-y>
- JEON, Y., P. BARANWAL, L. LI, K. PIEZER & Y. SEO. (2023). Current understanding on biological filtration for the removal of microcystins. *Chemosphere*, 313, 137160. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137160>
- JONES, M.R., E. PINTO, M.A. TORRES, F. DÖRR, H. MAZUR-MARZEC, K. SZUBERT, L. TARTAGLIONE, C. DELL'AVERSANO, C.O. MILES, D.G. BEACH, P. MCCARRO, K. SVONEN, D.P. FEWER, J. JOKELA & E. JANSSEN. 2021. CyanoMet-DB, a comprehensive public database of secondary metabolites from cyanobacteria. *Water Research* 196: 117017. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117017>
- KELLY, L.T., K. BOUMA-GREGSON, J. PUDDICK, R. FADNESS, K.G. RYAN, T.W. DAVIS & S.A. WOOD. 2019. Multiple cyanotoxin congeners produced by sub-dominant cyanobacterial taxa in riverine cyanobacterial and algal mats. *PLoS ONE* 14(12): e0220422. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220422>
- KELLY, L.T., D.G. BEACH, J.R. BLASZCZAK, K. BOUMA-GREGSON, S.M. BROWN, H. CHENG ... & S.A. WOOD. 2026. The global proliferation of aquatic, benthic Microcoleus: taxonomy, distribution, toxin production, eco-

- logy, and future directions. *Water Research*, 125441. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2026.125441>
- KIRKBY, C. 1672. A relation of an inland sea, near Zanzick yielding at a certain season a green substance which caused certain death, together with an observation about white amber: communicated by Mr. Kirkby in a letter written to the publisher from Danzick Decemb. 19, 1671. *Philosophical Transactions of Royal Society* 7: 4069–4070. <http://www.jstor.org/stable/100936>.
- KOREVIENĖ, J., O. ANNE, J. KASPEROVIČIENĖ & V. BURŠKYTĖ. 2014. Cyanotoxin management and human health risk mitigation in recreational waters. *Environmental monitoring and assessment*, 186(7), 4443–4459. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3710-0>
- KUBICKOVÁ, B., P. BABICA, K. HILSCEROVÁ & L. SINDEROVÁ. 2019. Effects of cyanobacterial toxins on the human gastrointestinal tract and the mucosal innate immune system. *Environmental Science Europe* 31:31. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0212-2>.
- KULABHUSAN, P.K. & K. CAMPBELL. 2024. Physico-chemical treatments for the removal of cyanotoxins from drinking water: Current challenges and future trends. *Science of the Total Environment*, 917, 170078. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170078>
- LA RAZÓN. 2012. El agua sabe y huele feo reconoce Ahued. Disponible en línea: <https://www.razon.com.mx/mexico/2012/06/26/agua-sabe-y-huele-feo-reconoce-ahued/>. (Consultado el 15 de marzo de 2024).
- LENTZ, D. L., T.L. HAMILTON, N.P. DUNNING, V.L. SCARBOROUGH, T.P. LUXTON, A. VONDERHEIDE, E.J. TEPE, C.J. PERFETTA, J. BRUNEMANN, L. GRAZIOSO, F. VALDEZ, K. B. TANKERSLEY & A.A. WEISS. 2020. Molecular genetics and geochemical assays reveal severe contamination of drinking water reservoirs at the ancient Maya city of Tikal. *Scientific Reports* 10: 10316. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67044-z>.
- LI, N., Y. ZHANG, Y. ZHANG, K. SHI, H. QIAN, H. YANG, H. ... & E. JEPPESEN. 2023. The unprecedented 2022 extreme summer heatwaves increased harmful cyanobacteria blooms. *Science of the Total Environment*, 896, 165312. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165312>
- LINZ, D. M., N. SIENKIEWICZ, I. STRUEWING, E.A. STELZER, J. L. GRAHAM & J. L. JINGRAND. 2023. Metagenomic mapping of cyanobacteria and potential cyanotoxin producing taxa in large rivers of the United States. *Scientific Reports* 13: 2806. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-29037>.
- LUCENTINI, L., L. LA SALA, R. COLAGROSSI & R. CONGESTRI. 2017. The Italian System for Cyanobacterial Risk Management in Drinking Water Chains. In: Meriluoto, J., S. Spoof & C.A. Codd, (eds) *Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*. John Wiley & Sons, Ltd, United Kingdom. 100–106 pp.
- MARTÍNEZ-JERÓNIMO, L., MUNOZ, G., SIMON, D.F. & SAUVÉ, S. 2022. Year-long monitoring of phytoplankton community, toxigenic cyanobacteria, and total microcystins in a eutrophic tropical dam supplying the Mexico megacity. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 984365. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.984365>
- MARTÍNEZ-RUIZ, E.B. & F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO. 2016. How do toxic metals affect harmful cyanobacteria? An integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress. *Eco-toxicology and Environmental Safety* 133: 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.06.040>
- MARTÍNEZ-ROMERO, E., M.D. SALGADO-MARTÍNEZ, M. CABRERA-MILLÁN & P. RAMÍREZ-GARCÍA. 2002. Determinación de toxinas biológicas en una fuente de abastecimiento de agua dulce. (Article in Spanish). Proceedings XXVIII American Congress of Sanitary and Environmental Engineering, Cancún, Mexico.
- MARUMURE, J., W. GWENZI, Z. MAKUVARA, T.T. SIMBANEGAVI, R. ALUFASI, M. GOREDEMA ... & D. HALABOWSKI. 2025. Global occurrence of cyanotoxins in drinking water systems: Recent advances, human health risks, mitigation, and future directions. *Life*, 15 (5), 825. <https://doi.org/10.3390/life15050825>
- MERCADO, B. 2007. Estudio sobre la remoción de cianobacterias y sus metabolitos en la planta potabilizadora "Los Berros", Sistema Cutzamala. Tesis de Maestría en Ingeniería. Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 184 p.
- MEREL, S., WALKER, D., CHICANA, R., SNYDER, S., BAURES, E., & THOMAS, O. 2013. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment international*, 59, 303–327. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>
- MILENIO. 2019. Manatíes murieron en tabasco por algas tóxicas: Estudio. Disponible en línea en: <https://www.milenio.com/estados/manaties-tabasco-murieron-algas-toxicas-confirma-estudio>. (Consultado el 22 de septiembre de 2024).
- MOORE, J., A. JAYAKUMAR, S. SOLDATOU, O. MASEK, L.A. LAWTON & C. EDWARDS. 2023. Nature-based solution to eliminate cyanotoxins in water using biologically enhanced biochar. *Environmental Science & Technology*, 57(43), 16372–16385. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c05298>
- MORALES-COVARRUBIAS, M.S., R. ALONSO-RODRÍGUEZ, J.A. VELÁZQUEZ-GARAY, A.M. G. FLORES-CHAVARRÍA & A.F. ALVA-MARTÍNEZ. 2016. Effect of *Microcystis aeruginosa* on Organs and Tissues of White Shrimp (*Litopenaeus vannamei*) Postlarvae in Low-Salinity Water. *Revista Científica* 26 (3): 181–187.
- MUNOZ, M., S. CIRÉS, Z. DE PEDRO, J.A. COLINA, Y. VELÁSQUEZ-FIGUEROA, J. CARMONA-JIMÉNEZ, A. CARO-BORRERO, A. SALAZAR, M. SANTA MARÍA-FUSTER, D. CONTRERAS, E. PERONA, A. QUESADA & J.A. CASAS. 2021. Overview of toxic cyanobacteria and cyanotoxins in Ibero-American freshwaters: Challenges for risk management and opportunities for removal by advanced technologies. *Science of the Total Environment* 761: 143197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143197> ISSN: 0048-9697.
- NANDINI, S., C. SÁNCHEZ-ZAMORA & S.S.S. SARMA. 2019. Toxicity of cyanobacterial blooms from the reservoir Valle de Bravo (Mexico): A case study on the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Science of the Total Environment* 688: 1348–1358. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.297>
- OLIVERA-RAMÍREZ, R., C. CENTENO-RAMOS & F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO. 2010. Efectos tóxicos de *Pseudanabaena tenuis* (Cyanobacteria) en los cladóceros *Daphnia magna* y *Ceriodaphnia dubia*. *Hidrobiológica* 20 (3): 203–212. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972010000300002&lng=es&nrm=iso>. ISSN 0188-8897.

- PAERL, H. & V. PAUL. 2012. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research* 46: 1349-1363. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002>
- PINDILLI, E. J., & K. LOFTIN. 2022. What's it worth? Estimating the potential value of early warnings of cyanobacterial harmful algal blooms for managing freshwater reservoirs in Kansas, United States. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 805165. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.805165>
- PINEDA-MENDOZA, R., F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO, G. GARDUÑO-SOLÓRZANO & R. OLVERA-RAMÍREZ. 2011. Caracterización morfológica y molecular de cianobacterias filamentosas aisladas de florecimientos de tres lagos urbanos eutróficos de la ciudad de México. *Polibotánica* 31:31-50. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-27682011000100003&lng=es&nrm=iso>. ISSN 1405-2768.
- PINEDA-MENDOZA, R.M., R. OLVERA-RAMÍREZ & F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO. 2012. Microcystins produced by filamentous cyanobacteria in urban lakes. A case study in Mexico City. *Hidrobiológica* 22 (3): 290-298. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972012000300010&lng=es&nrm=iso>. ISSN 0188-8897
- PINEDA-MENDOZA, R., C. BRIONES-ROBLERO, R. GONZÁLEZ-ESCOBEDO, F. RIVERA-ORDUÑA, F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO & G. ZÚNIGA. 2020. Seasonal changes in the bacterial community structure of three eutrophicated urban lakes in Mexico City, with emphasis on *Microcystis* spp. *Toxicon* 179: 8-20. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2020.02.019>.
- REA, S.J.E. 2015. Estandarización de una técnica molecular de PCR para identificar la presencia del gen *mcyE* en monocultivos y su seguimiento en muestras ambientales de cianobacterias potencialmente tóxicas. Tesis de licenciatura en Biología. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 48 p.
- RECKNAGEL, F., K. SHAN, R. ADRIAN & J. KÖHLER. 2025. Early warning of harmful cyanobacteria blooms based on high frequency in situ monitoring and intelligible machine learning modelling: The case study of Lake Müggelsee (Germany). *Water Research*, 124514. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124514>
- ROGERS, E.H., E.S. HUNTER III, V.C. MOSER, P.M. PHILLIPS, J. HERKOVITS, L. MUÑOZ, L.L. HALL & N. CHERNOFF. 2005. Potential developmental toxicity of anatoxin-a, a cyanobacterial toxin. *Journal of Applied Toxicology* 25(6):527-534. <https://doi.org/10.1002/jat.1091>
- TIMOSHKIN, O. A., D.P. SAMSONOV, M. YAMAMURO, M.V. MOORE, O.I. BELYKH, V. V. MALNIK & N. A. BUKSHUK. 2016. Rapid ecological change in the coastal zone of Lake Baikal (East Siberia): Is the site of the world's greatest freshwater biodiversity in danger?. *Journal of Great Lakes Research* 42 (3): 487-497. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.02.011>
- TOMASINI-ORTIZ, C., G. MOELLER-CHÁVEZ, J. SÁNCHEZ-CHÁVEZ & L. BRAVO-INCLÁN. 2012. Cianobacterias y cianotoxinas en el lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica* 5 (2): 93-101. <http://hdl.handle.net/20.500.12013/1719>
- UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2003. Drinking Water Utility Response Protocol Toolbox (DWRPTB). Office of Water. Available online at: <https://www.epa.gov/waterutilityresponse/drinking-water-and-wastewater-utility-response-protocol-toolbox#DWRPTB>. (Downloaded June 19, 2023)
- VALDÉS-SANTIAGO, L., J.G. COLLI MULL, J.L. CASTRO GUILLÉN, R. ALONSO-RODRÍGUEZ, J.N. GARCÍA CHÁVEZ, A. ZÚNIGA ZÚNIGA, P.M. GONZÁLEZ & M.J. LEÓN HERNÁNDEZ. 2025. Monitoring microcystin-LR-producing cyanobacterial bloom in La Purísima Dam in Guanajuato, Mexico. *Cymbella* 11 (2-3): 115-120. DOI: <https://doi.org/10.22201/fc.24488100e.2025.11.2.2>
- VASCONCELOS, V., M. MARTINS, M. VALE, M. WELKER, O. LÓPEZ & G. MONTEJANO. 2010. First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon* 56 (3): 425-431. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2010.04.011>
- VILLALOBOS, T., B. SUÁREZ-ISLA & C. GARCÍA. 2025. Health and environmental impacts of cyanobacteria and cyanotoxins from freshwater to seawater. *Toxins*, 17(3), 126. <https://doi.org/10.3390/toxins17030126>
- WEI, N., C. HU, E. DITTMANN, L. SONG & N. GAN. 2024. The biological functions of microcystins. *Water Research* 262 (2024): 122119. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122119>
- WOOD, S. & J. PUDDIK. 2018. Assessment of anatoxin levels in the water of rivers affected by *Phormidium* blooms. Prepared for Ministry of the Environment. Cawthron Institute. Report No. 3123. 26 p. plus appendices. Also available online at: <https://environment.govt.nz/assets/Publications/Files/Assessment-of-anatoxin-levels-in-the-water-of-rivers-affected-by-Phormidium-blooms.pdf>. (Downloaded January 23, 2023)
- WOOD, S. A., L. KELLY, K. BOUMA-GREGSON, J.F. HUMBERT, H.D. LAUGHINGHOUSE, J. LAZORCHAK, T. McALLISTER, A. McQUEEN, K. POKRZYWINSKI, J. PUDDICK, C. QUIBLIER, L.A. REITZ, K. RYAN, Y. VADEBONCOEUR, A. ZASTEPA & T.W. DAVIS. 2020. Toxic benthic freshwater cyanobacterial proliferations: Challenges and solutions for enhancing knowledge and improving monitoring and mitigation. *Freshwater Biology* 65 (10): 1824-1842. doi: 10.1111/fwb.13532. PMID: 34970014; PMCID: PMC8715960.
- ZAMORA-BARRIOS, C.A., S. NANDINI, S.S.S. SARMA. 2015. Effect of crude extracts of *Dolichospermum planctonicum* on the demography of *Platyonus patulus* (Rotifera) and *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera). *Ecotoxicology* 24 (1): 85-93. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1358-8>
- ZAMORA-BARRIOS, C.A., S. NANDINI & S.S.S. SARMA. 2017. Effect of crude extracts from cyanobacterial blooms in Lake Texcoco (Mexico) on the population growth of *Brachionus calyciflorus* (Rotifera). *Toxicon* 139: 45e53. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2017.09.013>
- ZAMORA-BARRIOS, C.A., S. NANDINI & S.S.S. SARMA. 2019. Bioaccumulation of microcystins in seston, zooplankton and fish: A case study in Lake Zumpango, Mexico. *Environmental Pollution* 249: 267e276. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.029>
- ZAMORA-BARRIOS, C.A., S. NANDINI & S.S.S. SARMA. 2026. Combined effect of crude extracts from a cyanobacteria consortium and temperature on the demographic characteristics of *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera). *Limnology*, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s10201-026-00827-x>

NOTA CIENTIFICA

Cannonball jellyfish (*Stomolophus* sp.) recorded under near-freshwater conditions in the Mulegé River, Baja California Sur

Medusa bala (*Stomolophus* sp.) en condiciones casi dulceacuícolas en el río Mulegé, Baja California Sur

David Carmona¹*, Roberto Carmona^{1,2}, Ramón D. Morejón-Arrojo³, Sergio D. Guendulain-García^{4*}

Recibido: 20 de enero de 2026.

Aceptado: 17 de abril de 2026.

Publicado: agosto de 2026.

RESUMEN

Antecedentes. La medusa bala de cañón *Stomolophus* sp. (Scyphozoa: Rhizostomeae) es una especie marina que habita típicamente aguas costeras marinas con salinidades oceánicas cercanas a 35‰ y suele asociarse a ambientes estuarinos o lagunares con influencia marina, pero no a tramos francamente dulceacuícolas. Sin embargo, los eventos de transporte pasivo ligados a mareas, vientos o descargas fluviales pueden llevar organismos gelatinosos a condiciones físicoquímicas extremas para su biología. **Objetivos.** En este trabajo describimos la ocurrencia sin precedentes de *Stomolophus* sp. en la sección de agua dulce (salinidad = 0.199‰) del río Mulegé, Baja California Sur, México, y discutimos sus implicaciones para la tolerancia ambiental de la especie y la conectividad entre sistemas marinos y continentales. **Método.** El 17 de junio de 2025 registramos un total de 22 individuos flotando distribuidos a lo largo de un tramo del río, todos ellos con signos de deterioro fisiológico pero aún reconocibles morfológicamente. **Resultados.** Su presencia en condiciones prácticamente dulces constituye un caso excepcional de transporte pasivo río arriba y de tolerancia osmótica de corto plazo. Este hallazgo amplía el rango de tolerancia ambiental conocido para *Stomolophus* sp., previamente documentado solo en salinidades mínimas cercanas a 10‰. **Conclusiones.** Este reporte enriquece el conocimiento actual sobre la fauna gelatinosa del golfo de California, pone de manifiesto la conectividad ecológica que vincula ambientes marinos, estuarinos y de agua dulce, y proporciona una base sólida para futuros estudios experimentales y de campo sobre la respuesta de las medusas al estrés ambiental asociado a cambios bruscos de salinidad.

Palabras clave: Conectividad marinodulceacuícola, río Mulegé, tolerancia a baja salinidad, medusa *Stomolophus*.

*Corresponding author:

Guendulain-García: e-mail: sguendulain@cmari.unam.mx

To quote as:

Carmona, D., R. Carmona, R. D. Morejón-Arrojo & S. D. Guendulain-García. 2026. Cannonball jellyfish (*Stomolophus* sp.) recorded under near-freshwater conditions in the Mulegé River, Baja California Sur. *Hidrobiológica* 36 (2): 137-140.

ABSTRACT

Background. The cannonball jellyfish *Stomolophus* sp. (Scyphozoa: Rhizostomeae) typically inhabits marine coastal waters with oceanic salinities around 35‰ and is usually associated with estuarine or nearshore environments under strong marine influence. Although sporadic incursions into brackish waters have been reported, occurrences in truly freshwater reaches are considered highly unlikely for scyphozoan jellyfish. **Goals.** Here we report an unprecedented occurrence of this species in the freshwater section (salinity = 0.199‰) of the Mulegé River, Baja California Sur, Mexico, and discuss its implications for osmotic tolerance, dispersal processes and habitat connectivity. **Methods.** On 17 June 2025, we observed a total of 22 individuals distributed along a short river segment, all of which showed signs of poor physiological condition (reduced bell turgor, discoloration and limited swimming activity) but were still clearly identifiable as *Stomolophus* sp. **Results.** Their presence in almost-freshwater conditions represents an exceptional case of passive upstream transportation, most likely driven by tidal dynamics and river flow, combined with a Short-term tolerance to extreme osmotic stress. This record expands the known environmental tolerance of *Stomolophus*

sp., previously documented at minimum salinities of about 10‰, and suggests that short excursions into very low salinity habitats may occur more frequently than currently recognized. **Conclusions.** This report enhances current knowledge of the gelatinous fauna of the Gulf of California, highlights the ecological connectivity linking marine, estuarine and riverine environments, and provides a solid baseline for future experimental and field studies on how jellyfish cope with rapid salinity changes and other forms of environmental stress.

Key words: Marine–freshwater connectivity, Mulegé River, low salinity tolerance, *Stomolophus* jellyfish

Jellyfish are a key ecological component of marine ecosystems, playing important roles by acting as prey sources, providing habitat for other invertebrates, and acting as predators controlling zooplankton communities (Gómez Daglio & Dawson 2017; Morejón-Arrojo *et al.*, 2025a). Among these, the cannonball jellyfish, *Stomolophus* spp. L. Agassiz, 1860 (Scyphozoa: Rhizostomeae), are common species of marine coastal environments with typical salinities (35‰), ranging from the Atlantic coast of the United States and the Gulf of Mexico to the Caribbean and the eastern Pacific (Álvarez-Tello *et al.*, 2016; Morejón-Arrojo *et al.*, 2025b). Although typically associated with oceanic conditions, its presence has occasionally been reported in coastal lagoons and estuarine systems with considerably lower salinities (10‰–26‰) (Ocaña-Luna & Gómez-Aguirre, 1999; Félix-Torres *et al.*, 2017). Nevertheless, information on the physiological tolerance limits and osmoregulatory adaptations of the species to estuarine conditions remains limited.

Documenting new occurrences of *Stomolophus* sp. in low-salinity habitats is fundamental for understanding its geographic distribution limits and physiological tolerance, particularly in the context of climate change and anthropogenic modification of coastal ecosystems. Here, we report the presence of *Stomolophus* sp., in extreme low salinity conditions, representing a new record that expands our understanding of the environmental range and physiological thresholds of the species.

Baja California Sur is the state with the highest aridity index in México, however, some oases are found there, such as Mulegé, the only permanent river (Maya *et al.*, 1997). The river flows into the northern part of Concepción Bay, on the eastern coast of the peninsula (Figure 1), characterized as an estuarine ecosystem (González-Acosta *et al.*, 2021). At 3.8 km from its mouth to the sea, Mulegé River has concrete gates system that regulates freshwater discharge. Additionally, water flow of freshwater is partially obstructed by road that passes under the highway bridge (Figure 1).

On Jun 17th, 2025, during a Belding's Yellowthroat (*Geothlypis beldingi*) survey, we observed several *Stomolophus* sp. floating in the oasis formed by the contributions from Mulegé River, Baja California Sur, México (Figure 1). The survey began at the highway bridge (26°53'19.5"N, 111°58'58.2"W; approximately 3 km from the river mouth) progressing southwest and upstream, over 330 m. The first jellyfish was recorded 60 m from the starting point, with a constant presence over the following 220 m. Water salinity was measurement at 0.199‰ (YINMIK BLE-C600), which resulted lower than previous lowest record for the species: 26‰ in coastal lagoons of Oaxaca, and 10‰ in a lagoon system in the de México (Ocaña-Luna & Gómez-Aguirre, 1999, Félix-Torres *et al.*, 2017). In total 22 *Stomolophus* sp. organisms were recorded, two

of them were captured, photographed and released. Identification was confirmed due morphological characteristics, including firm hemispherical bell (15–20 cm diameter), bluish coloration, fused oral arms forming a thick central pseudo-manubrium, and absence of marginal tentacles (Jarms & Morandini, 2023) (Figure 1 C–D).

The genus *Stomolophus* commonly treated exclusively as *S. meleagris* comprises in fact several species, therefore, integrative taxonomy is needed for confident species-level identification (Gómez Daglio & Dawson, 2017; Getino-Mamet *et al.*, 2019; Nevárez-López *et al.*, 2021, Jarms & Morandini, 2023). Given the lack of genetic validation and following the conservative approach recommended, we refer to our specimens as *Stomolophus* sp.

The presence of *Stomolophus* sp. in Mulegé could have resulted from passive transportation facilitated by tidal conditions (0.6 m recorded on June 16 at 19:11). However, most of the observed organisms showed limited motility and mostly remained close to the river bottom. The extremely low salinity recorded represents a major osmotic challenge for jellyfish; as osmoconformers, they experience swelling, and progressive loss of mobility at salinities below 12‰, nevertheless, short-term persistence may occur through temporary suppression of metabolic activity or partial regulation of osmolytes (Arai, 1996; Wright & Purcell, 1997).

From an ecological and biogeographical perspective, this discovery highlights how *Stomolophus* sp. can venture into marginal or transitional habitats where salinity levels can vary significantly, like estuaries and river mouths. These instances showcase the fluidity of ecological boundaries between marine and freshwater environments, especially when influenced by tides, storm surges, or water flow alterations due to human interventions (Richardson *et al.*, 2009; Doyle *et al.*, 2014). Although the individuals observed in Mulegé may represent passive transportation rather than forming a stable population, these occurrences broaden our understanding of the species' physiological limits and prompt us to consider its potential resilience in the face of future coastal freshening due to climate change and changes in watershed dynamics. Gaining insight into these mechanisms will be vital for determining whether *Stomolophus* sp. has hidden adaptability that could help it thrive in brackish or estuarine environments.

This report contributes to the knowledge of the gelatinous fauna of the Gulf of California, illustrating the ecological connectivity between marine and coastal environments and provides a valuable reference for future studies examining the responses of jellyfish to environmental stress.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank BirdLife International for the financial support, and to Antonio Gutiérrez for his help during the fieldwork. SDGG was supported by Universidad Nacional Autónoma de México Postdoctoral Program (POSDOC). This research was partially supported by CAPES (88887.220206/2025-00), granted to RDM-A

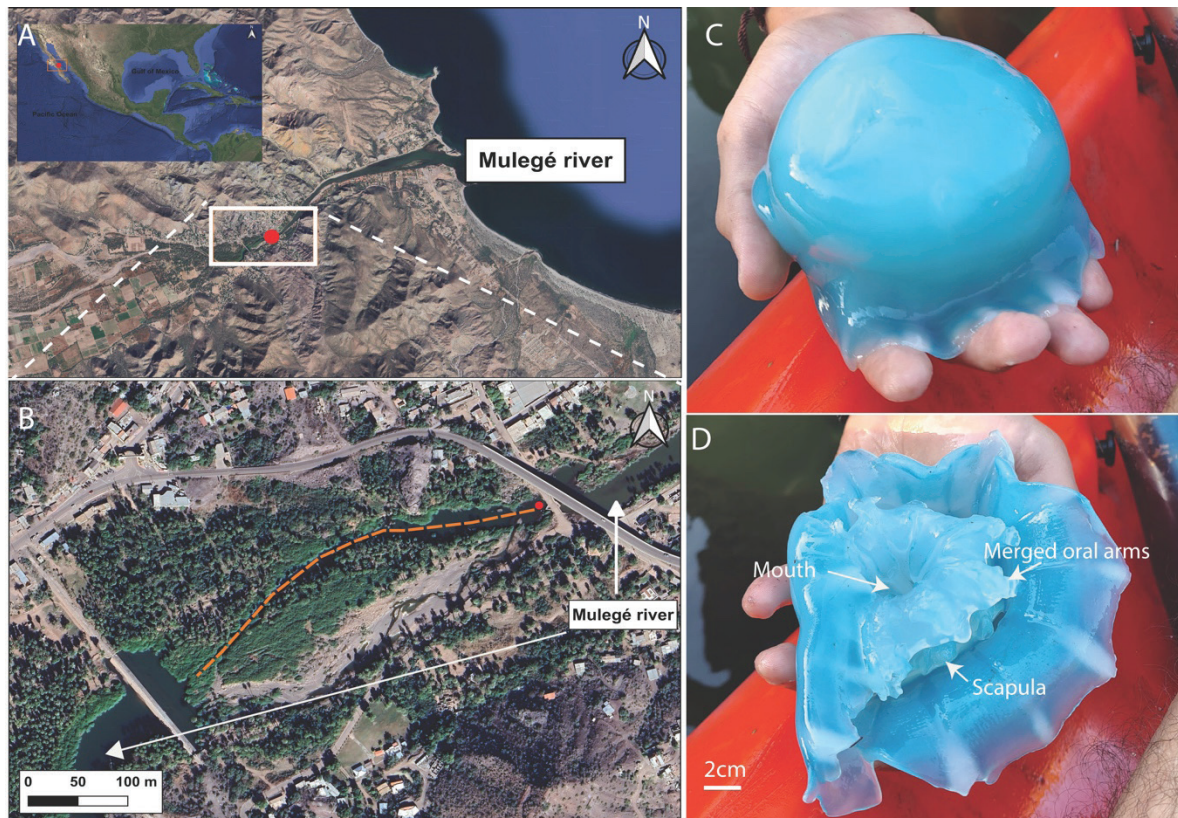


Figure 1. A-B) Study area, indicating the length of the route (dotted orange line). C-D) Sample of one of the specimens of *Stomolophus* sp., Superior/Aboral view (D) and inferior/Oral view.

REFERENCES

- ÁLVAREZ-TELLO, F. J., J. LÓPEZ-MARTÍNEZ, & D. B. LLUCH-COTA. 2016. Trophic spectrum and feeding pattern of cannonball jellyfish *Stomolophus meleagris* (Agassiz, 1862) from central Gulf of California. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 96(6):1217–1227. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315415001605>
- ARAI, M. N. 1996. *A functional biology of Scyphozoa*. Springer Dordrecht. The Netherlands. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-94-009-1497-1>
- DOYLE T. K., G. C. HAYS, C. HARROD & J. D. R. HOUGHTON. 2014. Ecological and societal benefits of jellyfish. In: Pitt, K. & C. Lucas (Eds) *Jellyfish Blooms*. Springer, Dordrecht. pp. 105–127. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-7015-7_5
- FÉLIX-TORRES F. J., A. GARRIDO-MORA, Y. SÁNCHEZ-ALCUDIA, A. J. SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, A. A. GRANADOS-BERBER & J. L. RAMOS-PALMA. 2017. Distribución y abundancia espacial y temporal de *Stomolophus meleagris* (Rhizostomae: Stomolophidae) en un sistema lagunar del sur del Golfo de México. *Revista de Biología Tropical* 65:167–179.
- GETINO-MAMET L. N., L. GÓMEZ-DAGLIO & F. J. GARCÍA-DE LEÓN. 2019. High genetic differentiation in the edible cannonball jellyfish (cnidaria: Scyphozoa: *Stomolophus* spp.) from the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research* 219:105328. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105328>
- GONZÁLEZ-ACOSTA A. F., G. RUIZ-CAMPOS, V. H. CRUZ-ESCALONA & F. J. URCADIZ-CÁZAREZ. 2021. Lista comentada de la ictiofauna del estuario del río Mulegé, golfo de California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 92: e923616.
- GÓMEZ DAGLIO, L., & M. N. DAWSON. 2017. Species richness of jellyfishes (Scyphozoa : Discomedusae) in the Tropical Eastern Pacific: missed taxa, molecules, and morphology match in a biodiversity hotspot. *Invertebrate Systematics* 31:635–663. DOI: <https://doi.org/10.1071/IS16055>
- JARMS G. & A. C. MORANDINI. 2023. *World Atlas of Jellyfish*. Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg, Special Volume. Dölling und Galitz Verlag, Hamburg. 827 pp.
- MAYA Y., R. CORIA & R. DOMÍNGUEZ. 1997. Caracterización de los Oasis. In: L. Arriaga and R. Rodríguez-Estrella (Eds). *Los Oasis de la Península de Baja California La paz*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, pp. 5–25.
- MOREJÓN-ARROJO R. D., F. LÜSKOW, E. A. PAKHOMOV, S. D. GUENDULAIN-GARCÍA, W. DATTILO, L. RODRÍGUEZ-VIERA & B. W. HOEKSEMA. 2025a. A review of benthic cnidarians as underappreciated predators in the gelatinous ocean. *Marine Biology* 172(74):1–19. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00227-025-04625-4>

- MOREJÓN-ARROJO R. D., F. LÜSKOW, A. FERNÁNDEZ-ALÍAS, H. RAMÍREZ, & A. CRÓQUER. 2025b. First record of a cannonball jellyfish bloom (*Stomolophus* sp.) in venezuelan waters. *Journal of Marine Science and Engineering* 13: 689. DOI: <https://doi.org/10.3390/jmse13040689>
- NEVÁREZ-LÓPEZ C., N. HERNÁNDEZ-SAAVEDRA, A. SÁNCHEZ-PAZ, D. ROJAS-POSADAS, A. MUHLIA-ALMAZÁN & J. LÓPEZ-MARTÍNEZ. 2021. Colour polymorphism and genetic structure in the cannonball jellyfish (*Stomolophus meleagris*, L. Agassiz, 1860) in the Gulf of California. *Marine Biology Research* 16(10):714–728. DOI: <https://doi.org/10.1080/17451000.2021.1887495>
- OCAÑA-LUNA A. & S. GÓMEZ-AGUIRRE. 1999. *Stomolophus meleagris* (Scyphozoa: Rhizostomeae) en dos lagunas costeras de Oaxaca, México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología* 38-75 70: 71–77.
- RICHARDSON A. J., A. BAKUN, G. C. HAYS, & M. J. GIBBONS. 2009. The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends in Ecology & Evolution* 24(6):312–322. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.01.010>
- WRIGHT, D. A., & J. E. PURCELL. 1997. Effect of salinity on ionic shifts in mesohaline scyphomedusae, *Chrysaora quinquecirrha*. *Biological Bulletin* 192:332–339. DOI: <https://doi.org/10.2307/1542726>

NOTA CIENTIFICA

Density of larvae of the family Porcellanidae (Crustacea: Anomura) on a coral reef in the south-western Gulf of Mexico

Densidad de larvas de la familia Porcellanidae (Crustacea: Anomura) en un arrecife de coral en el suroeste del Golfo de México

Sergio Cházaro-Olvera¹, Julio César Taboada-Alcántara¹, Ignacio Winfield¹, Manuel Ortiz¹

Recibido: 12 de marzo de 2026.

Aceptado: 22 de abril de 2026.

Publicado: agosto de 2026.

ABSTRACT

Background. The Veracruz Reef System National Park (VRSNP) is home to many fish, molluscs, and brachyuran and anomuran crustacean species, among other groups. **Objective.** The goal of this study was to evaluate the composition and density of zoeae of the family Porcellanidae in seagrass and sandy substratum areas on the Isla de Sacrificios within the VRSNP. **Methods.** Organisms were collected using light traps, sampling began at 21:00 h on the first day and concluded at 20:00 h on the following day. **Results.** A total of 10 808 first-stage zoeae of the species *Petrolisthes armatus*, *Neopisosoma angustifrons*, and *Megalobrachium soriatum* were collected at temperatures ranging between 28 °C and 29 °C and a salinity of 35 psu. In seagrass beds, *P. armatus* and *M. soriatum* reached peak densities of 2 074 and 468 zoeae/L, respectively, at 22:00 h. In the sandy substrate, both species peaked at 23:00 h, *P. armatus* with 1 980 zoeae/L and *M. soriatum* with 578 zoeae/L. A three-way analysis of variance revealed statistically significant differences between sampling hour ($P = 0.003$) and between species ($P = 0.002$) but no between substrates ($P = 0.38$). **Conclusions.** The high density of porcellanid zoeae observed in this study can be attributed to the highest temperatures recorded in the region, which provide suitable conditions for their reproduction. The difference in density between sampling times is due to the vertical migrations undertaken by the zoeae as a strategy to avoid predators.

Keywords: Anomura, nocturnal sampling, vertical migration, zoeae, reef system

RESUMEN

Antecedentes. El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) alberga numerosas especies de peces, moluscos y crustáceos braquiuros y anomuros, entre otros grupos. **Objetivo.** El objetivo de este estudio fue evaluar la composición y densidad de zoeas de la familia Porcellanidae en pastos marinos y zonas arenosas de la isla de Sacrificios, dentro del PNSAV. **Métodos.** La recolección de organismos se realizó mediante trampas de luz, comenzó a las 21:00 h del primer día y concluyó a las 20:00 h del día siguiente. **Resultados.** Se obtuvieron 10 808 zoeas de primer estadio de las especies *Petrolisthes armatus*, *Neopisosoma angustifrons* y *Megalobrachium soriatum* a temperaturas entre 28 °C y 29 °C y una salinidad de 35 ups. En los pastos marinos, *P. armatus* y *M. soriatum* alcanzaron densidades máximas a las 22:00 h con 2 074 y 468 zoeas/L, respectivamente. En el sustrato arenoso, ambas especies alcanzaron su pico máximo a las 23:00 h con 1 980 zoeas/L de *P. armatus* y 578 zoeas/L de *M. soriatum*. Un análisis de varianza de tres vías reveló diferencias estadísticamente significativas entre la hora de muestreo ($P = 0.003$) y entre las especies ($P = 0.002$), pero no entre los sustratos ($P = 0.38$). **Conclusiones.** La densidad bien representada de zoeas de porcelánidos en este estudio se puede atribuir a los valores mayores de temperatura registrados en la región y que son adecuados para su reproducción. Las diferentes densidades en los periodos de muestreo se deben a las migraciones verticales que realizan las zoeas como estrategia para evitar depredadores.

Palabras clave: Anomura, migración vertical, muestreo nocturno, zoeas, sistema arrecifal.

¹ Laboratorio de Crustáceos, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, C.P. 54090, México.

*Corresponding author:

Sergio Cházaro-Olvera: e-mail: schazaroo@gmail.com

To quote as:

Cházaro-Olvera, S., J. C. Taboada-Alcántara, I. Winfield & M. Ortiz. 2026. Density of larvae of the family Porcellanidae (Crustacea: Anomura) on a coral reef in the south-western Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 36 (2): 111-146.

INTRODUCTION

The Porcellanidae family Haworth, 1825 comprises 279 described species (Osawa and McLaughlin, 2010), with 47 having been reported in the western Atlantic (Hernández *et al.*, 2010). Porcellanids are found worldwide, in intertidal and sublittoral zones of tropical and subtropical regions, in depressions under stones, in worm tubes, sponge canals, and in coral reef spaces (Rodríguez *et al.*, 2005). Adult species of the genera *Clastoetoechus* Haig, 1960, *Megalobrachium* Stimpson, 1858, *Neopisosoma* Haig, 1960, *Pachycheles* Stimpson, 1858, *Petrolisthes* Haig, 1962, and *Porcellana* Lamarck, 1801 have been found in the Veracruz Reef System National Park (VRSNP) area (Hernández *et al.*, 2010; Hermoso-Salazar & Arvizu-Coyotzi, 2015).

Regarding the description of the life history of porcellanids, the works of Gore (1971, 1972a, 1972b, 1973, 1975), Hernández (1999), Hernández *et al.* (2003), Martín *et al.* (2014) and Vela & González-Gordillo (2016) stand out, who report that they generally present a prezoaea, two zoea stages and a megalopa or decapodid stage. The most evident characteristics of porcellanid larvae are the long rostral and posterior carapace spines.

Most of the work done to date has focused on the larval morphology of porcellanids and changes in species nomenclature or synonymy (Vela & González-Gordillo, 2016). Therefore, the present study is the first to evaluate the composition and density of zoeae of the family Porcellanidae in seagrass and sandy areas on the Isla de Sacrificios, which belongs to the VRSNP.

MATERIALS AND METHODS

Study Area

The VRSNP is the largest protected natural area in the Gulf of Mexico (Granados-Barba *et al.*, 2007). The area comprises 28 reefs, one of which is the Isla de Sacrificios, which measures 700 m long and 450 m wide and is located at 19.1770°N and 96.0925°W, 1.42 km from the port of Veracruz (Carricart-Ganivet & Horta-Puga, 1993). Surrounding the island, in the northern, western, north-western, and north-eastern parts, is abundant submerged vegetation of the grass *Thalassia testudinum* Banks ex König, 1805, while less dense vegetation can be found in the south-eastern and southern parts (Lot-Helgueras, 1971) (Figure 1).

The organisms were collected using light traps on September 1, 2018. All traps were constructed with plastic boxes that were 0.4 m long, 0.25 m wide and 0.30 m high, with 40 mm diameter inlet holes in the upper part of each side of the box; the box contained a white light of 38 lumens. A 5 mm mesh plastic net, 0.8 m long and 0.4 m wide, was placed inside the trap. After the traps were set, the larvae entered through the side openings, attracted by the light, and took refuge among the fibers of the plastic netting (Cházaro-Olvera *et al.*, 2018). Collections were made hourly in two areas on September 2, 2018, one of seagrass and the other sandy, sampling began at 21:00 h on the first day and concluded at 20:00 h on the following day. The organisms were fixed and preserved in 96% ethanol immediately after collection to ensure long-term stability for morphological identification and to maintain DNA integrity for subsequent molecular analyses, such as high-throughput sequencing. To prevent dilution from internal water content and ensure optimal preservation, the initial fixative was replaced with fresh 96%

ethanol after 24 hours (Bucklin, 2000). Each of the samples was placed in a 500 ml plastic bottle. Subsequently, they were transported to the crustacean laboratory of the Faculty of Higher Studies Iztacala of the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) for separation and identification.

Laboratory Work

The samples, preserved in 500 mL of alcohol, were separated and counted under a stereomicroscope (Motic® model SMZ-168). The density was then determined by individuals per liter. Larval identification was conducted via microdissections, following Gore (1971, 1972a, 1972b, 1973, and 1975) original descriptions, and the criteria of Hernández *et al.* (1999, 2003, 2007, 2012). The total length of the carapace, of the rostral spine, and posterior spines of a sample size of 20 zoeae was selected, this number of individuals provides sufficient degrees of freedom to estimate population parameters with an acceptable level of precision for exploration biological analysis (Festing, 2018). The measurements were carried out using a stereomicroscope equipped with a Walfont HD industrial camera free drive 5 MP and the ImageViewX64 program with the tool multipoint connection following the curvature of the organism. For statistical analysis, the Shapiro–Wilk test of normality and homoscedasticity of variances (Sokal and Rohlf, 2012) were applied. Subsequently, a three-way analysis of variance with a balanced design without interactions was performed. A Tukey post-hoc test was performed to identify specific differences following the ANOVA. The tests were conducted using SigmaPlot Version 12.0 (Systat Software, Inc., 2011).

RESULTS

Following density standardization to individuals per liter, a total abundance of 10 808 zoeae l was estimated of the species *Petrolisthes armatus* (Gibbes 1850), *Neopisosoma angustifrons* (Benedict 1901), and *Megalobrachium soriatum* (Say 1818). The characteristics used to differentiate the species were: average carapace length of *P. armatus* was 1.41 ± 0.02 mm, the rostral spine length was 3 times the carapace length, and the posterior spine length was 1 time the carapace length. For *M. soriatum*, the average carapace length was 1.01 ± 0.03 mm, with the rostral spine length being 2.6 times the carapace length and the posterior spines 0.5 times the carapace length. For *N. angustifrons*, the carapace length was 1.75 ± 0.01 mm, with the rostral spine length being 7 times the carapace length and the posterior spine length being 2 times the carapace length (Figure 2). In the sites the temperatures ranging between 28 °C and 29 °C and a salinity of 35 psu.

In seagrass beds, *P. armatus* and *M. soriatum* reached peak abundances of 2 074 and 468 zoeae/L, respectively, at 22:00 h (Figure 3a). In the sandy substrate, both species peaked at 23:00 h, where *P. armatus* reaching 1 980 zoeae/L and *M. soriatum* 578 zoeae/L (Figure 3b).

The data were found to follow a normal distribution ($P = 0.228$) and exhibit homoscedasticity ($P = 0.999$). A three-way analysis of variance revealed statistically significant differences among all sampling hours ($P = 0.003$) and between species ($P = 0.002$); however, no statistically significant differences were found among substrates ($P = 0.38$). Tukey's test revealed statistically significant differences in the density of *P. armatus* compared to the other two species, as well as between 22:00 and 23:00 hours compared to the other two sampling times (Table 1).

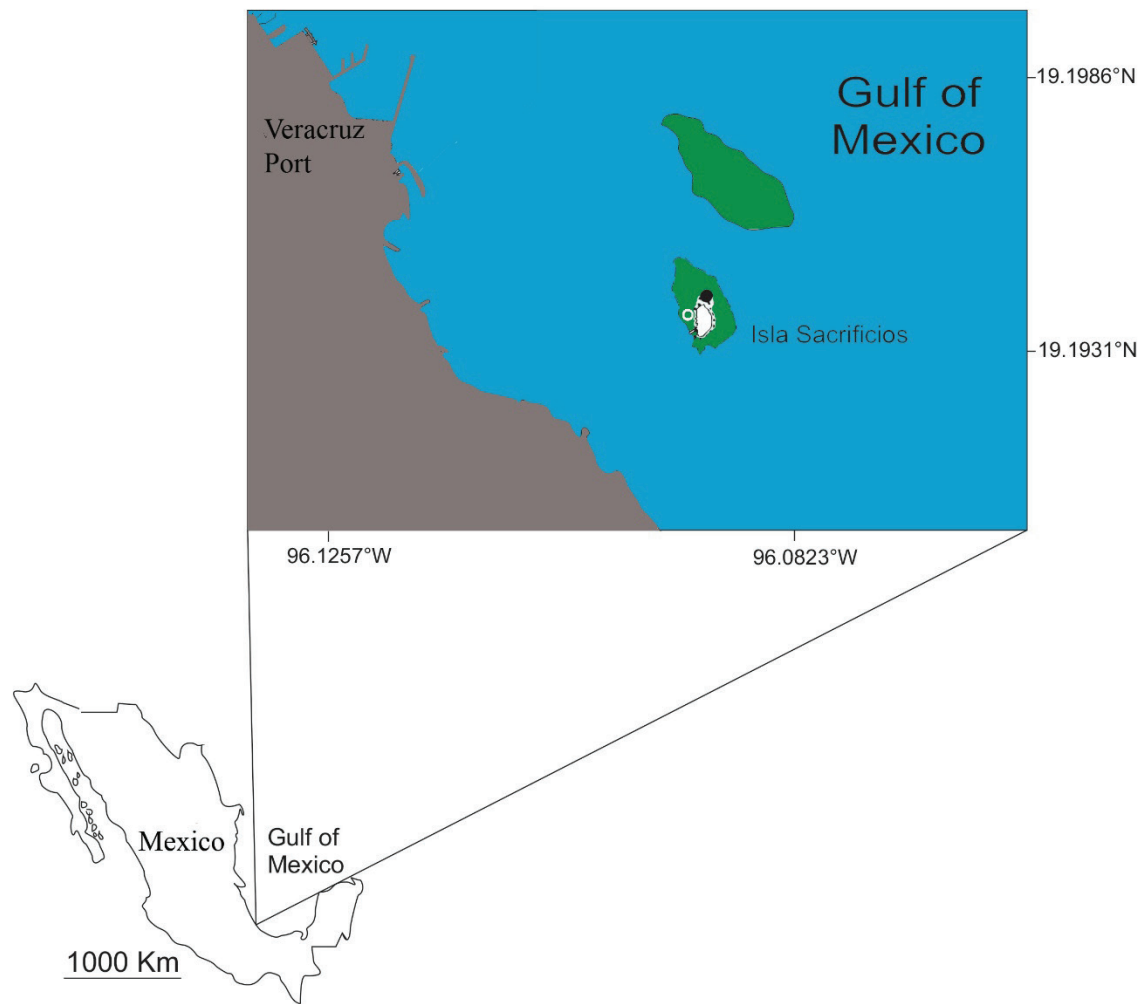


Figure 1. Location of sampling sites at Isla de Sacrificios, Veracruz Reef System National Park (SW Gulf of Mexico). Black circles (white area): sand substrate; white circles (green area): seagrass.

DISCUSSION

The three species found in the study area were also reported by Hermoso-Salazar and Arvizu-Coyotzi (2015), who noted that *Petrolisthes armatus*, *Neopisosoma angustifrons*, and *Megalobrachium soriatum* have been recorded as adults throughout the VRSNP, mainly on the Isla de Sacrificios. The first-stage zoea larvae of the Porcellanidae family are among the most abundant families in the VRSNP due to their wide distribution range and high fecundity (Hernández *et al.*, 2010).

The high density of porcellanid zoeae in this study is likely due to temperatures remaining between 28 °C and 29 °C. These conditions align with their reproductive season; according to Hellbone and Hay (2007), the warmest summer months see a 20–90% increase in ovigerous females. Furthermore, peak reproductive rates for the three identified species occur between 26 °C and 30 °C (Gore, 1977; Williams, 1984; García-Guerrero & Hendrickx, 2005). In the PNSAV, temperatures typically range from 22–26 °C during the coldest months (Novem-

ber–March) and 27–30 °C from May to October (Salas-Monreal *et al.*, 2022). This second period includes September, when the sampling for this study was carried out. In terms of the sampling times, the highest density of zoeae was obtained between 22:00 and 23:00 hours, the above is consistent with Dittel & Epifanio (1990) who found the highest densities of Porcellanidae larvae during the night, and is explained by the vertical migrations that the zoeae larvae undertake as a strategy to avoid predators (Pochelon *et al.*, 2014), as seen in many other species that make up the zooplankton. The density values obtained with the light trap are like those obtained by Cházaro-Olvera *et al.* (2021, 2024) in other studies about decapod larvae. The lack of significant differences in substrate type is because their habitats are mainly composed of rocky substrates, reefs, soft sediment bottoms, and seagrass beds, and these locations also provide ideal spawning grounds for females (González-Pisani *et al.*, 2006; Hernández *et al.*, 2003, 2007).

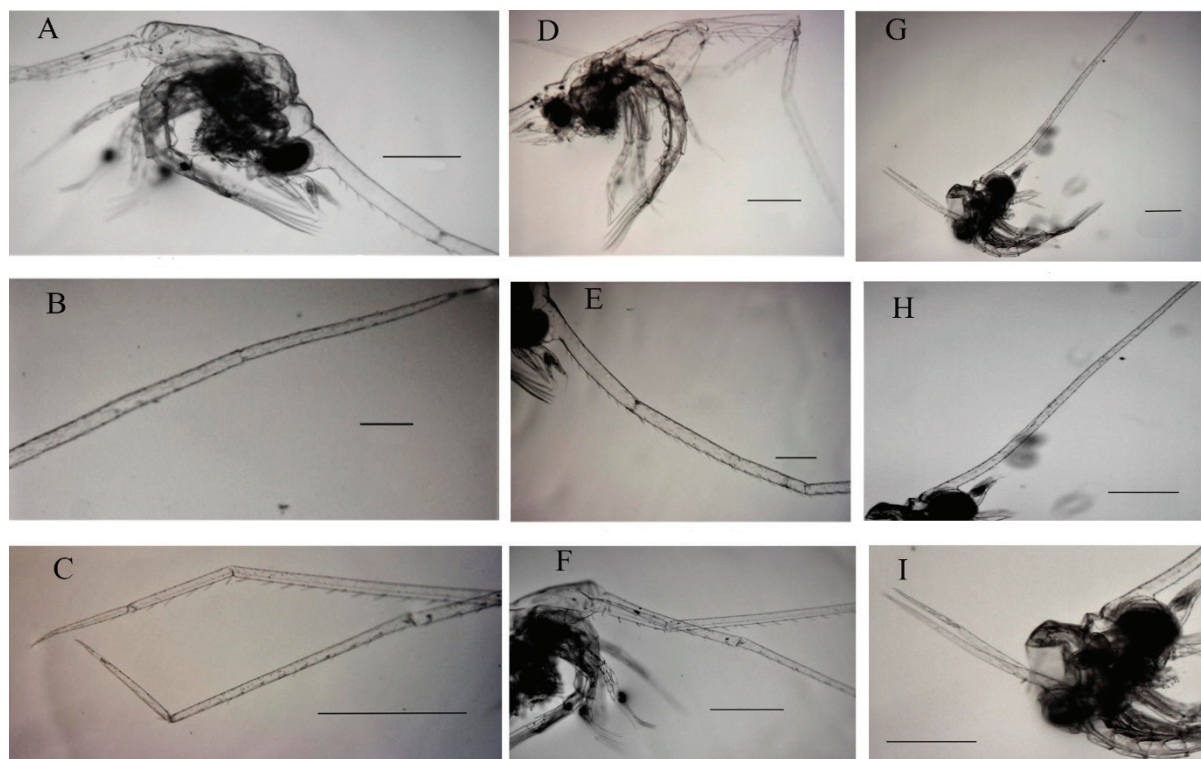


Figure 2. Porcellanidae. A, *Petrolisthes armatus* (Gibbes, 1850), D, *Neopisosoma angustifrons* (Benedict, 1901), G, *Megalobrachium soriatum* (Say, 1818). B, E, H rostral spine, C, F, I, posterior spine. Scales = 0.05mm.

Table 1. Species of Porcellanidae on the Isla de Sacrificios in the Veracruz Reef System National Park, south-west Gulf of Mexico. Density in seagrass substrates throughout the sampling hours. Tukey's post-hoc test for differences between species density and sampling hours.

Hour	Specie/substrate						Total
	<i>P. armatus</i>		<i>N. angustifrons</i>		<i>M. soriatum</i>		
	Seagrass	Sandy	Seagrass	Sandy	Seagrass	Sandy	
22:00	2074	380	468	620	152	182	3876
23:00	1844	338	416	1980	488	578	5644
00:00	184	34	40	348	86	102	794
01:00	150	28	34	184	46	52	494
Total	4252	780	958	3132	772	914	10808
Comparison		P					
P. armatus-N. angustifrons		0.003					
P. armatus-M. soriatum		0.004					
M. soriatum-N. angustifrons		0.947					
22:00-01:00		0.032					
22:00-00:00		0.047					
22:00-23:00		0.278					
23:00-01:00		0.004					
23:00-00:00		0.006					
24:00-01:00		0.985					

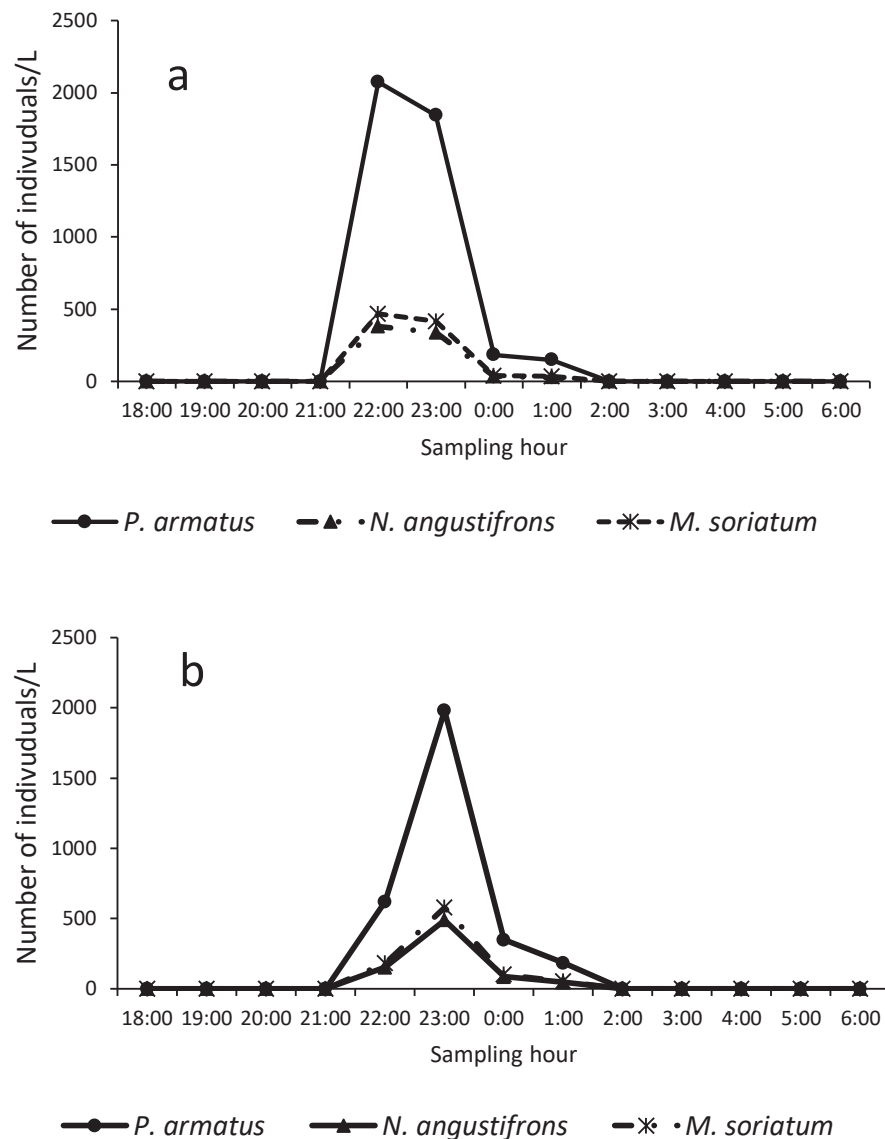


Figure 3. Species density of Porcellanidae associated with submerged vegetation (a) and sandy substrates (b) in Isla Sacrificios, Veracruz Reef System National Park.

REFERENCES

- BUCKLIN, A. 2000. *Methods for preserving zooplankton for molecular analysis*. In: Harris, R.P., et al. (Eds.), *Zooplankton Methodology Manual*, Academic Press, pp. 541-551.
- CARRICART-GANIVET, J. P. & G. HORTA-PUGA. 1993. *Arrecifes de Coral en México*. 80-90 p. In Salazar-Vallejo S.I. y N.E. González (Eds). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO/CIQRO, México, DF. 865 p.
- CHÁZARO-OLVERA S., R. ROBLES, J. MONTOYA-MENDOZA & J. A. HERRERA-LÓPEZ. 2018. Intraspecific variation in megalopae of *Clibanarius antillensis* (Anomura, Diogenidae) among western Atlantic populations. *Nauplius* 26. doi.org/10.1590/2358-2936e2018031
- CHÁZARO-OLVERA, S., A. ARIAS-MARTÍNEZ, J. MONTOYA-MENDOZA, A. MORÁN-SILVA, R. CHÁVEZ-LÓPEZ, H. VÁZQUEZ-LÓPEZ, & A. DEL C. RODRÍGUEZ-VARELA. 2021. Larvae and macro-crustaceans along the coastline of the Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, SW Gulf of Mexico. *Nauplius* 29. https://doi.org/10.1590/2358-2936e2021047
- CHÁZARO-OLVERA, S., J. MONTOYA MENDOZA, Á. MORÁN-SILVA, R. CHÁVEZ-LÓPEZ & C. RAMÍREZ-ISOBÁ. 2024. Caridea postlarvae (Crustacea, Decapoda) in the estuary of the Jamapa River, Veracruz, SW Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 34 (3): 145-152. https://doi.org/10.24275/bsvd9975

- DITTEL, A. & C. EPIFANIO. 1990. Seasonal and tidal abundance of crab larvae in a tropical mangrove system, Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Marine Ecology Progress Series* 65: 25–34. <https://doi.org/10.3354/meps065025>
- FESTING, M. F. W. 2018. On determining sample size in experiments involving laboratory animals. *Laboratory Animals* 52(4): 341–350. <https://doi.org/10.1177/0023677217738268>
- GARCÍA-GUERRERO, M. & M. HENDRICKX. 2005. Embryology of decapod crustaceans, II: Gross embryonic development of *Petrolisthes robsonae* Glassell, 1945 and *Petrolisthes armatus* (Gibbes, 1850) (Decapoda, Anomura, Porcellanidae). *Crustaceana*, 78(9), 1089–1097. <https://doi.org/10.1163/156854005775361089>
- GONZÁLEZ-PISANI, X., C. PASTOR & E. DUPRÉ. 2006. Descripción del primer estadio larvario de *Pachycheles chubutensis* (Boschi, 1963) (Crustacea, Decapoda, Anomura) en Patagonia. *Investigaciones Marinas* 34(2): 191–196. doi.org/10.4067/s0717-71782006000200020
- GORE, R. H. 1971. The complete larval development of *Porcellana sigsbeiana* (Crustacea: Decapoda) under laboratory conditions. *Marine Biology* 11: 344–355. doi.org/10.1007/bf00352453
- GORE, R. H. 1972a. *A comparative study of larval characters in the family Porcellanidae* (Crustacea: Decapoda: Porcellanidae). (PhD Theses), University of Miami. Florida (USA).
- GORE, R. H. 1972b. *Petrolisthes armatus* (Gibbes, 1850): The Development under Laboratory Conditions of Larvae from a Pacific Specimen (Decapoda, Porcellanidae). *Crustaceana* 22(1): 67–83. doi.org/10.1163/156854072x00688
- GORE, R. H. 1973. Studies on decapod crustacea from the Indian River region of Florida. II. *Megalobrachium soriatum* (Say, 1818): The larval development under laboratory culture (Crustacea: Decapoda; Porcellanidae). *Bulletin of Marine Science* 23(4): 837–856.
- GORE, R. H. 1975. *Neopisosoma angustifrons* (Benedict, 1901): the complete larval development under laboratory conditions, with notes on larvae of the related genus *Pachycheles* (Decapoda Anomura, Porcellanidae). *Crustaceana* 33(3): 284–300.
- GRANADOS-BARBA, A., L. G. ABARCA-ÁRENAS & J. M. VARGAS-HERNÁNDEZ, (Eds.). 2007. *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche. 304 p.
- HERMOSO-SALAZAR, M., & K. ARVIZU-COYTZI, 2015. Crustáceos del Sistema Arrecifal Veracruzano, p. 165–184. In: Granados-Barba, A., L. D. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal & C. González-Gandara (eds.). *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el corredor arrecifal del suroeste del Golfo de México*. Universidad Veracruzana. 366 p.
- HERNÁNDEZ, G. 1999. Morfología larvaria de cangrejos anomuros de la familia Porcellanidae Haworth, 1825 (Crustacea: Decapoda), con una clave para las zoeas de los géneros del Atlántico Occidental. *Ciencia* 7(3): 244–257.
- HERNÁNDEZ, G., I. MAGAN, K. GRATEROL, G. I. GAVIRA, J. A. BOLAÑOS & C. LIRA. 2003. Larval development of *Clastocheilus nodosus* (Streets, 1872) (Crustacea: Decapoda: Porcellanidae), under laboratory conditions. *Science Marine* 67(4): 419–428.
- HERNÁNDEZ, G., I. MAGAN, K. GRATEROL & J. A. BOLAÑOS. 2007. Morfología de la primera zoea de cangrejos marinos *Petrolisthes haigae* y *P. nobilii* (Decapoda: Porcellanidae). *Revista de Biología Tropical* 55(3–4): 879–887. doi.org/10.15517/rbt.v55i3-4.5963
- HERNÁNDEZ, C., F. ÁLVAREZ & J. L. VILLALOBOS. 2010. Crustáceos asociados a sustrato duro en la zona intermareal de Montepío, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 141–151. doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.0.217
- HERNÁNDEZ, G. & I. MAGAN. 2012. Descripción de los primeros estadios postembrionarios del cangrejo anomuro *Petrolisthes magdalensis* Werding, 1978 (Crustacea: Decapoda: Porcellanidae). *Instituto de Oceanografía, Venezuela* 51(1): 35–51.
- HELLBONE, A. L. & M. E. HAY. 2007. Population dynamics of the non-native crab *Petrolisthes armatus* invading the South Atlantic Bight at densities of thousands m⁻². *Raffles Bulletin of Zoological, Supplement* 336: 211–223. doi.org/10.3354/meps336211
- LOT-HELGUERAS, A. 1971. Estudios sobre fanerógamas marinas en las cercanías de Veracruz. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 1: 1–48.
- MARTIN, J. W., J. OLESEN, & J. T. HØEG. 2014. *Atlas of Crustacean Larvae*. Johns Hopkins University Press. 370 p.
- OSAWA, M. & P. A. McLAUGHLIN. 2010. Annotated checklist of anomuran decapod crustaceans of the world (exclusive of the Kiwaoidae and families Chirostylidae and Galatheidae of the Galatheoidea) Part II – Porcellanidae. *Raffles Bulletin of Zoological, Supplement* 23: 109–129.
- POCHOLON, P. N., A. DOS SANTOS, A. M. P. SANTOS & H. QUEIROGA. 2014. Vertical and horizontal larval distribution of an offshore brachyuran crab, *Monodaeus couchii*, off the south coast of Portugal. *Science Marine* 78(2): 249–256. doi.org/10.3989/scimar.03944.30f
- RODRÍGUEZ, I. T., G. HERNÁNDEZ & D. L. FELDER. 2005. Review of the Western Atlantic Porcellanidae (Crustacea: Decapoda: Anomura) with new records, systematic observations, and comments on biogeography. *Caribbean Journal of Science* 41 (3): 544–582.
- SALAS-MONREAL, D., R. MONREAL-JIMENEZ, V. K. CONTRERAS-TEREZA, M. A. MONREAL-GÓMEZ, D. A. SALAS-DE-LEÓN, & M. L. RIVERON-ENZASTIGA. 2022. Hydrographic variation in a tropical coral reef system: The Veracruz Reef System, Gulf of Mexico. *Oceanologia* 64(3): 473–488. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2022.03.002>
- SOKAL, R. & F. ROHLF. 2012. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 4th ed. Vol. 133. 880 p.
- SYSTAT SOFTWARE, INC. 2011. *SigmaPlot (Versión 12.0)*. San Jose, CA, USA: Systat Software, Inc.
- VELA, M. J., & J. I. GONZÁLEZ-GORDILLO. 2016. Larval descriptions of the family Porcellanidae: A worldwide annotated compilation of the literature (Crustacea, Decapoda). *ZooKeys* 564: 47–70. <https://doi.org/10.3897/zookeys.564.7018>
- WILLIAMS, A. B. 1984. *Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C. 550 p.

NOTA CIENTIFICA

Ampliación de la distribución de *Potamocoris* (Hemiptera: Potamocoridae) en México

Expansion of the distribution of *Potamocoris* (Hemiptera: Potamocoridae) in Mexico

Francia Elizabeth Rodríguez-Contreras¹, Luis Manuel Martínez Rivera¹ y Camilo Andrés Llano Arias²

Recibido: 19 de enero 2026.

Aceptado: 07 de mayo 2026.

Publicado: agosto de 2026.

RESUMEN

Antecedentes. El género *Potamocoris* (Hemiptera: Potamocoridae) se caracteriza por su distribución neotropical y su especialización en ambientes acuáticos de cabecera, con registros limitados en México a una localidad de Veracruz. **Objetivos.** Ampliar la información sobre la distribución geográfica y altitudinal del género en el país, aportando nuevos registros en la región de la Costa de Jalisco. **Métodos.** Durante los años 2024 y 2025 se realizaron muestreos en nueve sitios de las cuencas Cuitzmala y Purificación, declaradas reservas de aguas nacionales. Se empleó una red tipo D de 500 µm para coleccionar insectos acuáticos, preservados en alcohol al 80 % e identificados mediante estereomicroscopio y microscopía electrónica de barrido. Se aplicó el índice multimétrico ICAYAR y se midieron parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad ecológica de los sitios. **Resultados.** Se colectaron nueve individuos de *Potamocoris* en dos sitios de cabecera: La Eca (522 m s. n. m.) en la cuenca Cuitzmala y Puente Cabañas (543 m s. n. m.) en la cuenca Purificación. Los registros amplían la distribución altitudinal y geográfica del género en México y evidencian su presencia en cuerpos de agua dulce del Pacífico. Los sitios presentaron calidad ecológica “Buena” y, en un caso, “Aceptable”, con temperaturas de 20.5–27.6 °C, pH ligeramente alcalino y baja turbidez. **Conclusiones.** La recurrencia de *Potamocoris* en ríos perennes de cabecera refuerza su asociación con ambientes bien conservados y subraya el valor de las reservas de agua como refugios de la biodiversidad acuática. Este nuevo registro contribuye a la historia natural del género y enfatiza la necesidad de mantener programas de monitoreo integrales para fortalecer la conservación y la gestión de los recursos hídricos en México.

Palabras clave. Bioindicación, Costa de Jalisco, Reservas de agua

ABSTRACT

Background. The genus *Potamocoris* (Hemiptera: Potamocoridae) is characterized by its Neotropical distribution and specialization in headwater aquatic environments, with records in Mexico limited to a single locality in Veracruz. **Goals.** This study aims to expand knowledge of the genus's geographic and altitudinal distribution in the country by providing new records from the Jalisco Coast region. **Methods.** During 2024 and 2025, surveys were conducted at nine sites in the Cuitzmala and Purificación basins, which are designated as national water reserves. A 500 µm D-frame net was used to collect aquatic insects, preserved in 80 % ethanol, and identified using stereomicroscopy and scanning electron microscopy. The ICAYAR multimetric index was applied, and physicochemical parameters were measured to assess ecological quality. **Results.** Nine individuals of *Potamocoris* were collected at two headwater sites: La Eca (522 m a.s.l.) in the Cuitzmala basin and Puente Cabañas (543 m a.s.l.) in the Purificación basin. These records expand the genus's altitudinal and geographic distributions in Mexico, evidencing its presence in freshwater systems along the Pacific coast. The sites showed ecological quality rated as “Good,” with one site rated as “Acceptable,” with temperatures of 20.5–27.6 °C, slightly alkaline pH, and low turbidity. **Conclusions.** The repeated presence of *Potamocoris* in perennial headwater rivers reinforces its association with well-conserved environments and highlights the value of water reserves as refuges for aquatic biodiversity. This new record contributes to the natural history of the genus and emphasizes the need to maintain integrated monitoring programs to strengthen conservation and management of water resources in Mexico.

Keywords: Bioindication, Jalisco Coast, Water reserves

¹ Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Centro Universitario de la Costa Sur. Universidad de Guadalajara. Dirección: Av. Independencia Nacional No. 151, Col. Centro Autlán de Navarro, Jalisco, 48900. México.

² Grupo de Investigación BIONAT /Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Caldas. Dirección: Carrera 23 No. 58-65, Edificio Palogrande, Manizales, Caldas, 170004. Colombia.

*Corresponding author:

Francia Elizabeth Rodríguez-Contreras:
e-mail: francia.rodriguez@academicos.udg.mx

To quote as:

Rodríguez-Contreras, Francia E., L. M. Martínez Rivera & C. A. Llano Arias. 2026. Ampliación de la distribución de *Potamocoris* (Hemiptera: Potamocoridae) en México. *Hidrobiológica* 36 (2): 147-150.

Las cuencas Cuitzmala y Purificación forman parte de la Región Hidrológica 15 denominada Costa de Jalisco. Estas cuencas fueron decretadas en 2018 como Zona de reserva parcial de aguas nacionales superficiales para uso ambiental o conservación ecológica (Decreto 06/06/2018 publicado en el Diario Oficial de la Federación). En este marco se realizó un monitoreo científico de insectos acuáticos en nueve sitios durante las épocas de secas y lluvias de 2024 y 2025, para evaluar la calidad ecológica de cada sitio mediante el índice multimétrico ICAYAR (Rodríguez-Contreras *et al.*, 2025), así como con parámetros fisicoquímicos en cada muestreo. Este monitoreo se realizó en coordinación con la Red Nacional de Monitoreo de Reservas de Agua (Red MORA <https://redmora.mx/>) y el Proyecto *Ecohidrología para la sustentabilidad y gobernanza del agua y cuencas para el bien común*, como parte de una estancia posdoctoral de la SECIHTI.

La familia Potamocoridae está constituida por un único género, *Potamocoris* Hungerford (Herrera & Springer, 2014), que comprende nueve especies de distribución exclusivamente neotropical (Figura 1). A pesar de ser insectos acuáticos de pequeño tamaño, son altamente especializados en sus hábitats (Polhemus & Polhemus, 2008), algunas especies presentan morfos macrópteros con élitros típicos de heterópteros funcionales que facilitan la dispersión aérea (por ejemplo: *P. isbiru*

y *P. robustus*), mientras otros presentan estados alares coleopteroides cuya dispersión está más asociada a cuerpos de agua lo que facilita entender su distribución en América Latina.

El género se diferencia de otros Nepomorpha por la siguiente combinación de caracteres diagnósticos: antenas relativamente largas y visibles dorsalmente; fémur anterior poco ensanchado (en raras ocasiones, subcilíndrico), con tibia y tarso plegables sobre el fémur; pata posterior provista de hileras de sedas natatorias en tibia y tarso; tarso anterior no segmentado, y medio y posterior de dos segmentos con dos uñas. Adicionalmente, el género muestra variabilidad en la condición alar: algunos ejemplares poseen alas anteriores de tipo hemiélitro, mientras que otros presentan alas coriáceas (coleopteroides) y escutelo alargado (Polhemus & Polhemus, 2008).

Para México, el único registro previo correspondía para una localidad al sur de Acayucan, Veracruz, a una elevación de 100 a 300 m s. n. m., obtenido mediante trampa de luz, cuando aún se consideraban dentro de la familia Naucoridae (Polhemus & Polhemus, 1983). En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivo aportar nuevos registros y actualizar la información sobre la distribución de *Potamocoris* en el país.

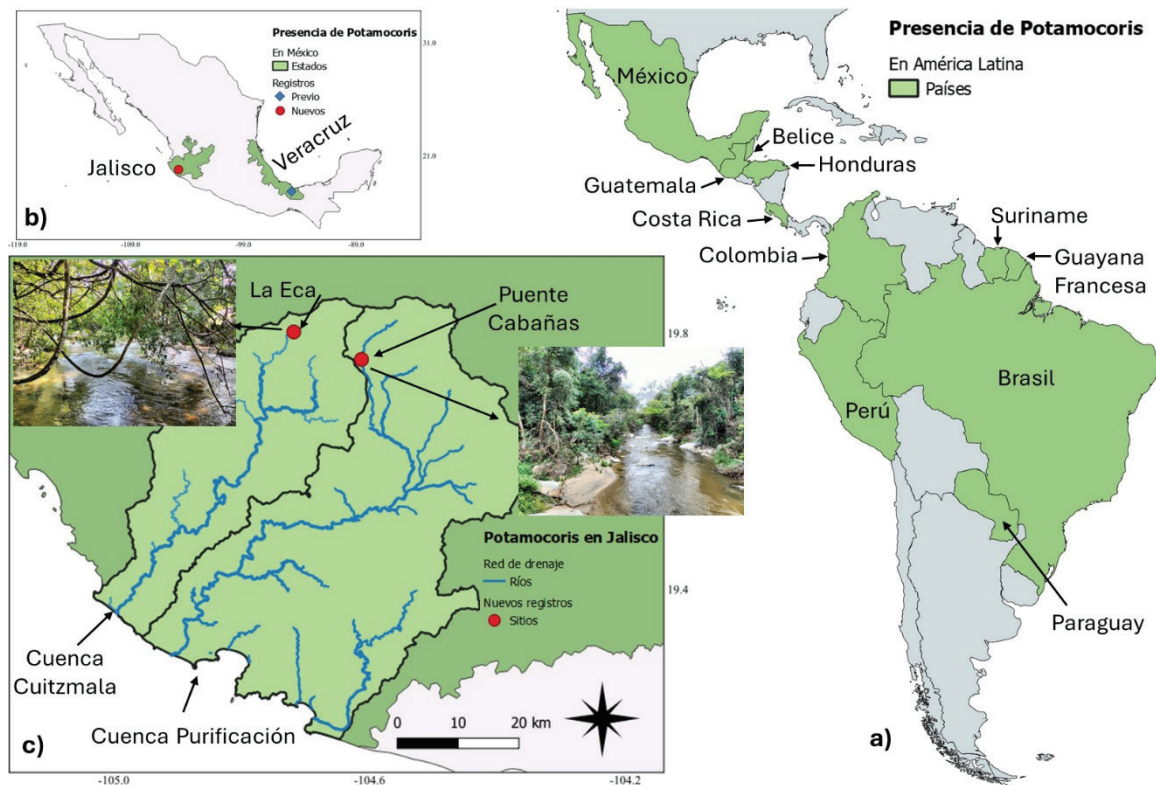


Figura 1. Distribución del género *Potamocoris* en Latinoamérica y México; a) Presencia de *Potamocoris* reportada para Latinoamérica; b) Registro previo (rombo azul) y nuevos registros (círculo rojo) en México; c) Nuevos registros para Jalisco en las cuencas Cuitzmala y Purificación (los círculos rojos corresponden a los sitios y las fotos son de octubre de 2025). Elaboración propia y a partir de los registros de Hungerford (1941); Hungerford (1942); La Rivers (1950); De Carlo (1968); La Rivers (1969); Polhemus & Polhemus, 1983; Longo *et al.*, 2005; Polhemus, 2009; Polhemus & Carrie, 2013; Herrera & Springer, 2014; Clavier *et al.*, 2022.

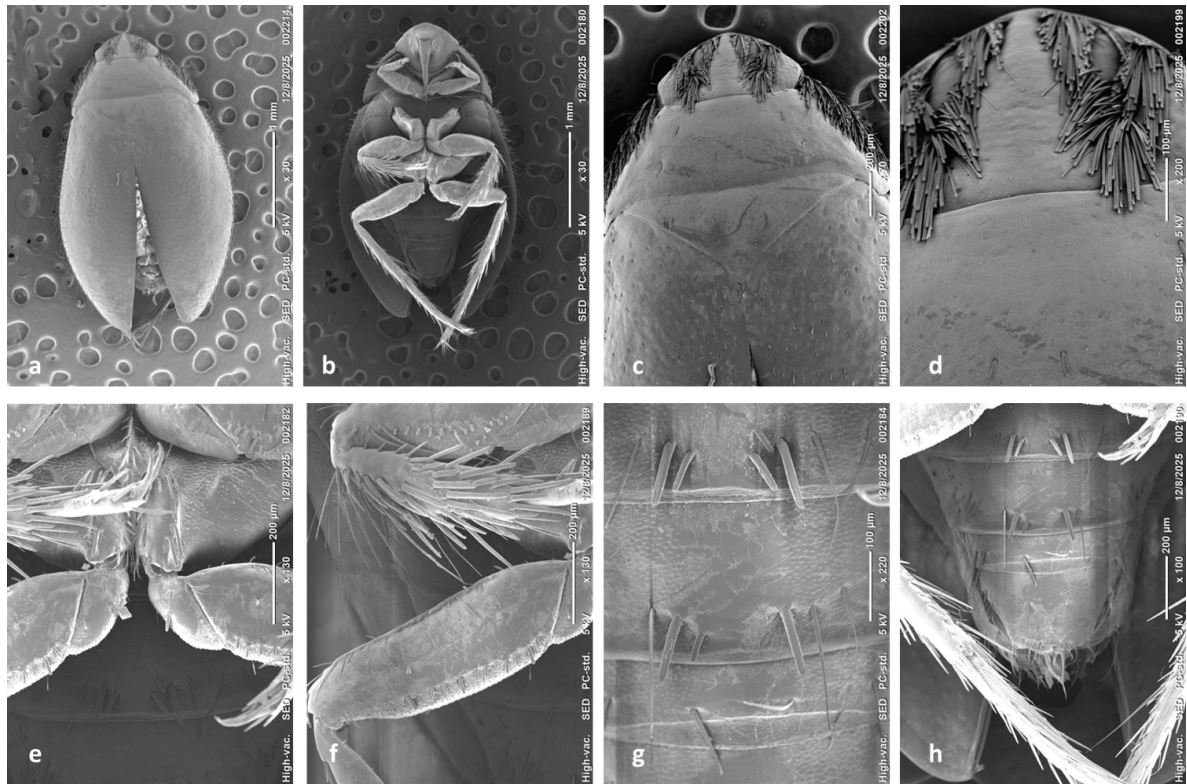


Figura 2. Micrografías de *Potamocoris* Hungerford adulto colectado en La Eca, de la Cuenca Cuitzmala, Jalisco, México. Vista a) dorsal y b) ventral. Detalles c) cabeza, pronoto y escutelo; d) sedas de cápsula cefálica; e) coxas posteriores; f) sedas y espinas de pata anterior; g) esternito abdominal y h) placa subgenital de hembra.

Las cuencas Cuitzmala y Purificación desembocan en el océano Pacífico y destacan por su alta biodiversidad y relevancia hidrológica, además de presentar distintos niveles de aprovechamiento y presión sobre sus recursos. Su clima es cálido subhúmedo, con una precipitación media anual de 800 a 2,100 mm. Presentan una diversidad de coberturas vegetales como selva baja caducifolia, bosques de pino-encino y mesófilo de montaña, las principales actividades son agrícolas, ganaderas y turísticas, que configuran la dinámica socioambiental que influye en la calidad y disponibilidad del agua (Rodríguez-Contreras *et al.*, 2024). El río Cuitzmala nace a 1,725 m s. n. m. y tiene un área de escurrimiento de 1,121 km²; el río Purificación se origina a 2,567 m s. n. m. y cuenta con un área de escurrimiento de 2,222 km².

El monitoreo de insectos acuáticos se realizó en cinco sitios de la cuenca del río Cuitzmala y cuatro de la cuenca del río Purificación durante las épocas de secas y lluvias de 2024 y 2025. Se utilizó una red tipo D con una apertura de malla de 500 µm, realizando arrastres en todos los microhábitats presentes dentro del río. En cada sitio los arrastres se revisaron en bandejas blancas hasta coleccionar 250 insectos acuáticos, los cuales fueron preservados en alcohol al 80 % y posteriormente identificados en laboratorio con estereomicroscopio (Dominguez & Fernández, 2009).

Para la determinación de *Potamocoris*, se utilizó la microscopía de barrido electrónico (SEM) (Figura 2) para corroborar las características particulares del género. Se colectaron nueve individuos de *Potamocoris*

Hungerford, que concordaron con las características morfológicas del género descritas por Hungerford (1941, 1942), La Rivers (1950, 1969), Van Doesburg (1984), Longo *et al.* (2005). Los individuos fueron colectados en las cabeceras de las cuencas (Figura 1, c). En la Cuenca Cuitzmala, en el sitio La Eca (19.8019667 N, -104.71918 O; 522 m s. n. m.), se colectó un individuo en octubre de 2024, otro en febrero de 2025 y, posteriormente, cinco individuos en octubre de 2025. En la Cuenca Purificación, en el sitio Puente Cabañas (19.7593833 N, -104.61275 O; 543 m s. n. m.), se colectó un individuo en octubre de 2024 y un individuo en octubre de 2025.

Los registros de estas localidades amplían la distribución altitudinal y geográfica de *Potamocoris* en México, evidenciando su presencia en cuerpos de agua dulce tanto del Pacífico como del Atlántico. Además, la información disponible sugiere una relación entre los métodos de colecta y los estados alares: las formas coleopteroides se asocian con muestreos dentro del agua (Red-D, Surber; Longo *et al.*, 2005), mientras que las formas con hemiólitros se registran principalmente en trampas de luz (Van Doesburg, 1984).

De acuerdo con el índice multimétrico ICAYAR la calidad ecológica en los sitios La Eca y Puente Cabañas, en cada monitoreo tuvo la calidad 'Buena' y en un caso 'Aceptable'. Los parámetros fisicoquímicos reflejaron condiciones propias de ambientes de cabecera: temperaturas de 20.5–27.6 °C, pH ligeramente alcalino de 7.7–8.3 y conductividad eléctrica baja a moderada de 54–226 µS/cm, con sólidos totales

disueltos de 27–152 mg/L y turbiedad 2.3–12.8 NTU (Unidad Nefelométrica de Turbidez) generalmente baja. La recurrencia de *Potamocoris* en ambos ríos perennes indica que su presencia está estrechamente vinculada a ambientes de cabecera bien conservados.

Este nuevo registro para Jalisco no solo amplía la distribución geográfica del género en México, sino que también subraya el valor de las reservas de agua como refugios de la biodiversidad acuática. La evidencia obtenida refuerza la importancia de mantener programas de monitoreo que integren indicadores biológicos y fisicoquímicos para evaluar la calidad ecológica de los sistemas fluviales, así como para fortalecer las estrategias de gestión y conservación de la biodiversidad y los recursos de las cuencas en México.

AGRADECIMIENTOS

A Juana Reyes Aguilar del Laboratorio de Microscopía y Espectroscopia por la toma de micrografías, al Departamento de Ecología y Recursos Naturales del CUCSUR de la U de G, a Laboratorio Hipatia, Análisis, Investigación y Divulgación Científica de Recursos Naturales A.C. y a la Red de Macrolatinos.

REFERENCIAS

- CLAVIER, S., LE PAGE, P., & SHEPARD, W. D. (2022). First report of two little-known aquatic insects in French Guiana and notes on their habitat (Coleoptera, Elmidae; Hemiptera, Potamocoridae). *Bulletin de la Société entomologique de France*, 127(3), 251–258. https://doi.org/10.32475/bsef_2233
- DE CARLO, J. A. (1968). Tres especies nuevas del género *Coleopterocoris* y una especie nueva del género *Heleocoris*. *Physis*, 28(76), 193–197.
- DOMÍNGUEZ, E., & FERNÁNDEZ, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- HERRERA, F., & SPRINGER, M. (2014). New species of *Potamocoris* Hungerford (Heteroptera, Potamocoridae) from Costa Rica and a key to the species. *Zootaxa*, 3884(5), 492–496. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3884.5.6>
- HUNGERFORD, H. B. (1941). A remarkable new naucorid water bug (Hemiptera). *Annals of the Entomological Society of America*, 34(1), 1–4. <https://doi.org/10.1093/aesa/34.1.1>
- HUNGERFORD, H. B. (1942). *Coleopterocoris*, an interesting new genus of the subfamily Potamocorinae. *Annals of the Entomological Society of America*, 35(2), 135–139. <https://doi.org/10.1093/aesa/35.2.135>
- LA RIVERS, I. (1950). A new species of the genus *Potamocoris* from Honduras (Hemiptera, Naucoridae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 52(6), 301–304.
- LA RIVERS, I. (1969). New naucorid taxa. *Occasional Papers of the Biological Society of Nevada*, 20, 1–12.
- LONGO, R., RIBEIRO, J. R. I., & NESSIMIAN, J. L. (2005). A new species of *Coleopterocoris* Hungerford from Southeastern Brazil, with notes on *C. hungerfordi* De Carlo and *C. kleerekoperi* Hungerford (Hemiptera: Heteroptera: Potamocoridae). *Zootaxa*, 1016, 39–47. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1016.1.5>
- POLHEMUS, D. A., & CARRIE, R. H. (2013). A new species of *Potamocoris* (Heteroptera: Potamocoridae) from Belize, and synonymy of the genus *Coleopterocoris*. *Tijdschrift voor Entomologie*, 156(2–3), 141–149. <https://doi.org/10.1163/22119434-00002027>
- POLHEMUS, J. T. (2009). Hemiptera (True bugs). En *Encyclopedia of inland waters* (pp. 324–334). Elsevier.
- POLHEMUS, J. T., & POLHEMUS, D. A. (1983). Notes on Neotropical Naucoridae II: a new species of *Ambrysus* and review of the genus *Potamocoris* (Hemiptera). *Pan-Pacific Entomologist*, 58(4), 326–329.
- POLHEMUS, J. T., & POLHEMUS, D. A. (2008). Global diversity of true bugs (Heteroptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 379–391. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9033-1>
- RODRÍGUEZ-CONTRERAS, F. E., MARTÍNEZ RIVERA, L. M., & FLORES-SILVA, A. (2024). Procesos participativos para el biomonitorio ambiental comunitario en las cuencas Cuitzmala y Purificación, México. *Entreciencias: Diálogos En La Sociedad Del Conocimiento*, 12(26), 1–19. <https://doi.org/10.22201/enesl.20078064e.2024.26.87051>
- RODRÍGUEZ-CONTRERAS, F. E., MARTÍNEZ RIVERA, L. M., ORTIZ-ARRONA, C. I., RÍOS-TOUMA, B., & VILLAMARÍN, C. (2025). ICAYAR, un índice multimétrico basado en insectos acuáticos para evaluar el estado ecológico en la cuenca del río Ayuquila-Armería, México. *Limnetica*, 44(2), 313–332. <https://doi.org/10.23818/limn.44.20>
- VAN DOESBURG, P. H. (1984) A new species of *Potamocoris* Hungerford, 1941 from Suriname (Heteroptera: Naucoridae). *Zoologische Mededelingen*, 59(2), 19–26.

NOTA CIENTIFICA

Opportunistic records of *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767) spawning in northwestern Havana, Cuba: an unexpected time for gamete release

Registros oportunistas de desove de *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767) en el noroeste de La Habana, Cuba: un momento inesperado para liberar gametos

Rosemary M. Neto-Alfonso^{1,2}, Ramón D. Morejón-Arrojo³, Pedro P. Chevalier-Monteagudo⁴, Sergio A. Martínez-Medina⁵, Marileidy Albertus-Estévez¹, Xavier Domínguez-Fong^{1,2}, Beatriz León-Betancourt^{1,2}, Yandy Valdés¹, Sergio D. Guendulain-García^{6*}

Recibido: 28 de enero de 2026.

Aceptado: 02 de junio de 2026.

Publicado: agosto de 2026.

RESUMEN

¹ Acuario Nacional de Cuba, Agencia de Medio Ambiente, CITMA, La Habana, Cuba

² Programa de Maestría en Ciencias Marinas y Costeras, CIMACO, Universidad Autónoma Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México

³ Instituto de Ciencias del Mar, Agencia de Medio Ambiente, CITMA, La Habana, Cuba

⁴ Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana, Cuba.

⁵ Cruz Roja Internacional, La Habana, Cuba

^{6*} Unidad Académica de Sistemas Arrecifales del ICML, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Puerto Morelos, Quintana Roo, México

*Corresponding author:

Sergio D. Guendulain-García: e-mail: sguendulain@cmarl.unam.mx

To quote as:

Neto-Alfonso, R. M., R. D. Morejón-Arrojo, P. P. Chevalier-Monteagudo, S. A. Martínez-Medina, M. Albertus-Estévez, X. Domínguez-Fong, B. León-Betancourt, Y. Valdés & S. D. Guendulain-García. 2026. Opportunistic records of *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767) spawning in northwestern Havana, Cuba: an unexpected time for gamete release. *Hidrobiológica* 36 (2): 151-154.

Antecedentes. La constante degradación que enfrentan los arrecifes de coral ha provocado una marcada reducción en las poblaciones de coral y una pérdida progresiva de su funcionalidad ecológica, lo que a su vez ha impulsado un incremento en las estrategias de restauración con el fin de compensar estas pérdidas. Si bien la reproducción asexual de corales ha sido la técnica más popular en la restauración, la importancia de la diversidad genética ha provocado un incremento en el empleo de la reproducción sexual. A pesar de que los registros de desove de corales son claves para el establecimiento de estas estrategias, existe muy poca información a escalas regionales y locales de estos eventos. **Objetivos.** Aquí documentamos dos colonias masculinas de *Montastraea cavernosa* liberando gametos. **Método.** Las observaciones fueron realizadas de forma accidental mientras se realizaban actividades de buceo técnico y recreativo. **Resultados.** El primer evento de desove se registró el 10 de agosto de 2020 (séptimo día después de la luna llena, 96 minutos después de la puesta del sol), en concordancia con reportes previos. Sin embargo, el segundo evento se observó el 28 de mayo de 2024 (quinto día después de la luna llena, 29 minutos después de la puesta del sol), aproximadamente tres meses antes que el reporte más temprano. **Conclusiones.** Esta segunda observación constituye el único registro de desove en mayo para la especie, sin embargo, dado que se trata de un registro oportunista aislado, es más prudente considerarlo como un evento atípico o desincronizado.

Palabras clave: corales del Caribe, restauración de corales, desove coralino, reproducción sexual

ABSTRACT

Background. The constant degradation faced by coral reefs has resulted in marked reductions in coral populations and a progressive loss of reef functionality, which in turn has driven an increase in restoration strategies aimed at compensating for these losses. Although asexual reproduction of corals has been the most popular technique in restoration, the importance of genetic diversity has led to an increase in the use of sexual reproduction. Even though the fact that records of coral spawning are key for the establishment of these strategies, there is very little information at regional and local scales about these events. **Goals.** Here we document two male *Montastraea cavernosa* colonies releasing gametes. **Methods.** The observations were made accidentally while technical and recreational diving activities were being conducted. **Results.** The first spawning event was recorded on 10 August 2020 (seventh day after the full moon, 96 minutes after sunset), consistent with previous reports. However, the second event was observed on 28 May 2024 (fifth day after the full moon, 29 minutes after sunset) approximately three months earlier than the earliest report. **Conclusions.** This second observation constitutes the only record of spawning in May for the species; however, because it is an isolated opportunistic record, it is more prudent to regard it as an atypical or desynchronized event.

Key words: Caribbean corals, coral restoration coral spawning, sexual reproduction

Montastraea cavernosa (Linnaeus, 1767), is a massive slow growing gonochoric reef-building species in the Caribbean. Even when architecturally *M. cavernosa* is not one the most complex corals, its massive morphology contributes to the reef structural complexity at community scale, while large polyps create critical microhabitats (Fahim et al., 2024; Guendulain-Garcia et al., 2024).

During the last years, *M. cavernosa* populations have experienced dramatic losses along most of Caribbean coral species due to climate change, global warming and emerging diseases such as the Stony Tissue Coral Loss Disease (Jackson et al., 2014; Álvarez-Filip et al., 2022). In response, reef restoration efforts have emerged to help mitigate coral cover losses, adopting several strategies to reproduce and transplant key coral species (Boström-Einarsson et al., 2020; Hodges & Hallock, 2025).

Even though asexual reproduction historically has been the most popular technique, the relevance of assisted sexual reproduction, to increase coral population genetic diversity and resilience has led to in-

crease sexual coral restoration efforts (Baums, 2008; Banaszak et al., 2025). Documenting coral spawning is the first step and a key element for establishing a robust coral restoration program (Sellares-Blasco et al., 2021). However, spawning information for many species, including *M. cavernosa* remains scarce especially at local level (Table 1).

On August 10th, 2020 (seventh day after full moon), a *M. cavernosa* male colony was seen releasing sperm in the northwest coast of Cuba (23°06'53.2"N 82°26'24.5"W) between 22:40 and 22:52 (local time); depth and seawater temperature were not recorded during this observation. After, on May 28th, 2024 (fifth day after the full moon), a second male *M. cavernosa* spawning event was recorded between 19:40 and 20:05 at 10 m depth, with water temperature of 29 °C (23°04'16"N, 82°31'50"W) (Figure 1). According to regional reports, *M. cavernosa* spawning typically occurs between August and October, with a single reported observation in November (Table 1). While our first observation made in Cuba aligns with earlier regional reports, the second observation occurred in May, much earlier than previously reported events, being an unexpected new spawning record for the species.

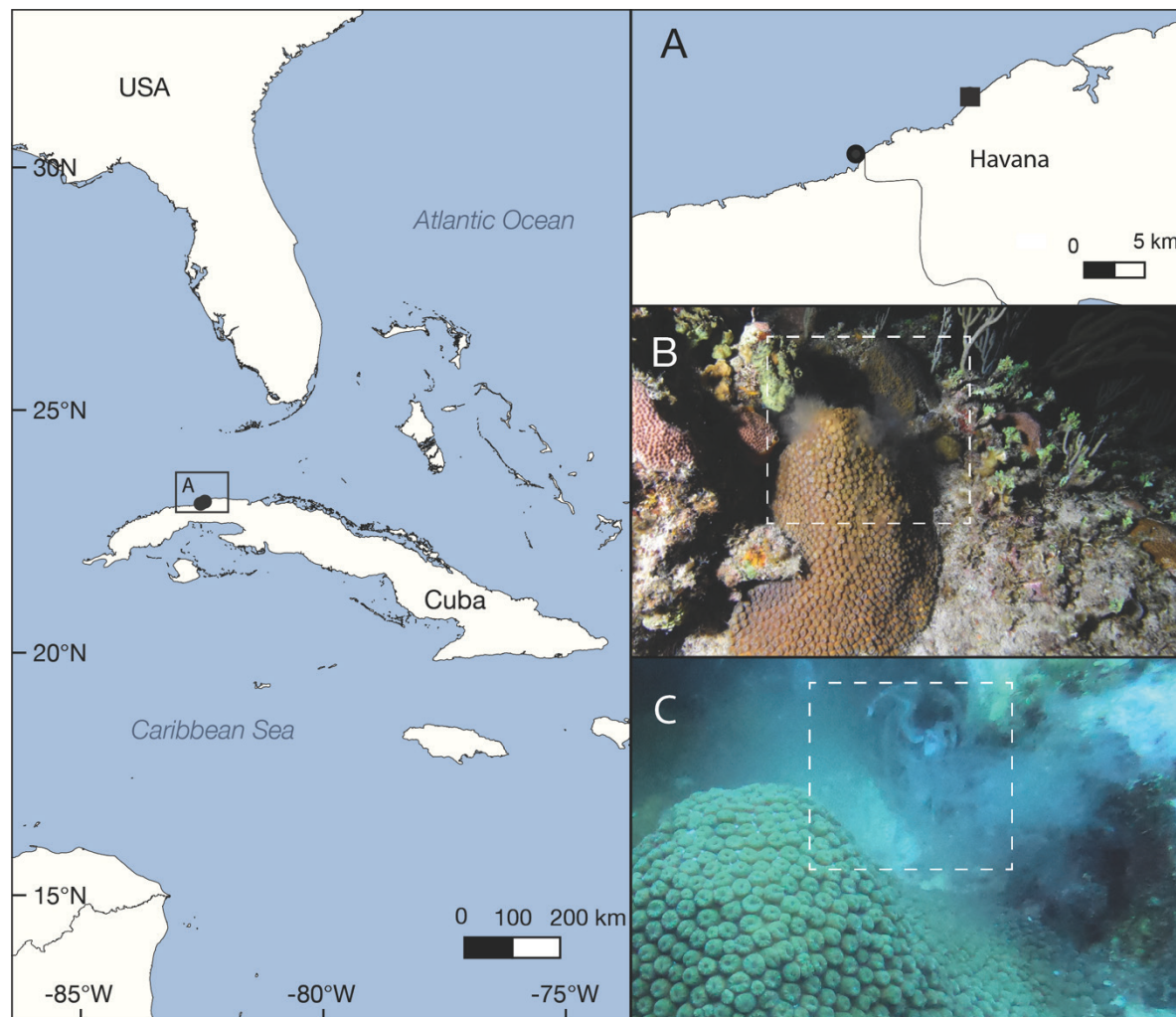


Figure 1. Male *Montastraea cavernosa* spawning event observed off the northwest coast of Havana, Cuba. a) Spawning site on August 09, 2020 (square) and on May 28, 2024 (circle), b) Colony releasing sperm (dashed square) on 10 August 2020 (seventh day after the full moon), c) Colony releasing sperm (dashed square) on 28 May 2024 (fifth day after the full moon).

Table 1. *Montastraea cavernosa* spawning events in the Caribbean Sea and Gulf of Mexico from 1994 to 2024 (order according to spawning month). N/A indicates absence of information. DAFM = days after full moon. MAS = minutes after sunset; in the absence of information, sunset time was estimated using the NOAA Solar Calculator, and negative values correspond to events before sunset. n = number of colonies.

Date	DAFM	MAS	n	Sex	Country	Site	Depth (m)	References
28/05/2024	5	29	1	M	Cuba	Santa Fe	10	This study
24/08/1994	8	234	2	M	Guadalupe	Les Arches	(5-16)	(Scaps, 2010)
14/08/1995	6	-9 -259	N/A	M/F	USA	Flower Garden Banks	N/A	(Jordan, 2018)
15/08/1995	7	-9 -259	N/A	M/F	USA	Flower Garden Banks	N/A	(Jordan, 2018)
20/08/1995	12	-9 -259	N/A	M/F	USA	Flower Garden Banks	N/A	(Jordan, 2018)
27/08/1986	8	29	1	H	Bermuda	Northwest Reef Rim	N/A	(Wyers et al., 1991)
28/08/1986	9	76-88	4	H	Bermuda	Northwest Reef Rim	N/A	(Wyers et al., 1991)
23/08/1989	7	150	3	M/F	Puerto Rico	El Mario, La Parguera	N/A	(Steiner, 1995)
22/08/2019	8	-45-260	18	M/F	USA	Flower Garden Banks	39-42	(Strader et al., 2021)
09/08/2020	7	96	1	M	Cuba	Playa, Havana	10	This study
10/08/2001	7	65-112	7	M/F	USA	Flower Garden Banks	17-22	(Vize, 2006)
07/08/2023	6	75	10	M/F	USA	Horseshoe Reef, Florida Keys	N/A	(Bright et al., 2024)
08/08/2023	7	75	10	M/F	USA	Horseshoe Reef, Florida Keys	N/A	(Bright et al., 2024)
02/09/1991	8	115	1	N/A	Curacao	Slangenbaai	(5-15)	(Van Veghel, 1993)
30/09/1991	8	274	3	N/A	Curacao	Slangenbaai	(5-15)	(Van Veghel, 1993)
17/09/1995	8	-9-259	2	M/F	USA	Flower Garden Banks	N/A	(Jordan, 2018)
02/09/1999	7	103-111	3	M/F	USA	Flower Garden Banks	35-44	(Vize et al., 2005)
03/09/1999	9	57-112	6	M/F	USA	Flower Garden Banks	17-24	(Vize et al., 2005)
11/09/2001	8	104-125	5	M/F	USA	Flower Garden Banks	17-23	(Vize et al., 2005)
02/09/1996	5	51-102	1	M/F	Bonaire	Belnem	N/A	(De Graaf et al., 1999)
04/09/1996	7	156-240	9	M/F	Bonaire	Belnem	N/A	(De Graaf et al., 1999)
05/09/1996	8	153-177	13	M/F	Bonaire	Belnem	N/A	(De Graaf et al., 1999)
01/10/1991	9	234	6	M/F	Curacao	Slangenbaai	(5-15)	(Van Veghel, 1993)
03/10/1996	5	60-222	20	M/F	Bonaire	Belnem	N/A	(De Graaf et al., 1999)
04/10/1996	6	54-156	15	M/F	Bonaire	Belnem	N/A	(De Graaf et al., 1999)
02/11/1996	7	-6	1	M/F	Bonaire	Belnem	N/A	(De Graaf et al., 1999)

In both cases, the spawning was observed opportunistically while conducting technical or recreational scuba dives, and no additional spawning activity was detected despite the presence of other nearby colonies, underscoring the incidental nature of these records and the need for cautious interpretation of their implications. Nevertheless, this second event constitutes the only record of spawning in May for the species and, it is more parsimoniously interpreted as an atypical or desynchronized spawning event. The limited current information on spawning constrains our ability to assess spatial and temporal variability in its reproductive patterns at local and regional scales. Therefore, a bigger and focused monitoring effort is necessary to figure out whether this event is a normal behavior for Cuba and the Caribbean.

At regional level, corals species synchronize spawning influenced by environmental factors such as light and temperature (Van Woesik et al., 2006). This synchrony is essential to increase reproduction chances and recruitment probability (Harrison et al., 1984). However, at local level, same coral species might present variation in the spawning time

or day, which has important repercussions in coral population genetics processes such as genetic segregation and ecological speciation (Knowlton et al., 1997; González et al., 2018; Sturm et al., 2023). By documenting *M. cavernosa* spawning in Cuban waters, we extend the known geographic range of spawning records for this species in the Caribbean and provide baseline information on its local reproductive timing. The first observation contributes a new regional record that is consistent with previously reported spawning months, whereas the second, earlier event should be interpreted with caution and regarded as descriptive evidence of an unusual or desynchronized spawning episode rather than as confirmation of a broader reproductive pattern. Knowledge of local spawning patterns remains essential for coral gamete collection, larval rearing, and outplanting activities in restoration projects, but robust applications will require systematic monitoring of multiple colonies and years (Chamberland et al., 2017; Sellares-Blasco et al., 2021). Additionally, documenting *M. cavernosa* spawning in Cuban waters adds a new data point to regional records and may help frame future hypotheses about larval connectivity in the Caribbean.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Sandra Delfín de León, Anabetty Moreira, Daniela Pérez Castillo, Mileidy Soto Vazquez, Raúl Igor Corrada Wong, Víctor Isla, Víctor Macías Flores, Yusimí Alfonso Sánchez for their assistance in the logistics and fieldwork. SDGG was supported by Universidad Nacional Autónoma de México Postdoctoral Program (POSDOC).

REFERENCES

- ÁLVAREZ-FILIP, L., F. J. GONZÁLEZ-BARRIOS, E. PÉREZ-CERVANTES, A. MOLINA-HERNÁNDEZ, & N. ESTRADA-SALDÍVAR. 2022. Stony coral tissue loss disease decimated Caribbean coral populations and reshaped reef functionality. *Communications Biology* 2022 5:1–10. DOI: 10.1038/s42003-022-03398-6
- BANASZAK, A. T., V. FRANCISCO-RAMOS, S. MENDOZA QUIROZ, & M. V. GROSSO-BECERRA. 2025. Strategies using sexual reproduction to conserve and restore corals: a case study from the Mexican Caribbean. *Frontiers in Ecology and Evolution* 13:1688176. DOI: 10.3389/fevo.2025.1688176
- BAUMS, I. B. 2008. A restoration genetics guide for coral reef conservation. *Molecular Ecology* 17:2796–2811. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2008.03787.x
- BOSTRÖM-EINARSSON, L., R. C. BABCOCK, E. BAYRAKTAROV, D. CECCARELLI, N. COOK, S. C. A. FERSE, B. HANCOCK, P. HARRISON, M. HEIN, E. SHAVER, A. SMITH, D. SUGGETT, P. J. STEWART-SINCLAIR, T. VARDI, & I. M. MCLEOD. 2020. Coral restoration – A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PLOS ONE* 15:e0226631. DOI: 10.1371/journal.pone.0226631
- BRIGHT, A. J., D. E. WILLIAMS, K. N. GRAZIOSO, S. IPPOLITO, M. S. STUDIVAN, & M. C. LADD. 2024. Quicklook Report : Coral Spawning 2023: Activities and Observations. NOAA Fisheries. Technical Report. USA.
- CHAMBERLAND, V. F., D. PETERSEN, J. R. GUEST, U. PETERSEN, M. BRITTSAN, & M. J. A. VERMEIJ. 2017. New seeding approach reduces costs and time to outplant sexually propagated corals for reef restoration. *Scientific Reports* 7:18076. DOI: 10.1038/s41598-017-17555-z
- DE GRAAF, M., G. J. GEERTJES, & J. J. VIDELER. 1999. Observations on spawning of scleractinian corals and other invertebrates on the reefs of Bonaire (Netherlands Antilles, Caribbean). *Bulletin of Marine Science* 64:189–194.
- Fahim, H., T. Naaykens, & C. C. D'Aloia. 2024. Habitat quality effects on the abundance of a coral-dwelling fish across spatial scales. *Ecology & Evolution* 14:e70322. DOI: 10.1002/ece3.70322
- GONZÁLEZ, A. M., C. A. PRADA, V. ÁVILA, & M. MEDINA. 2018. Ecological Speciation In *Corals* (pp. 303–324). Springer, Cham. DOI:10.1007/13836_2018_35
- GUENDULAIN-GARCÍA, S. D., A. T. BANASZAK, L. ÁLVAREZ-FILIP, A. M. QUATTRINI, & A. LOPEZ-PÉREZ. 2024. Three-dimensional morphological variation and physical functionality of Caribbean corals. *Coral Reefs* 43:405–413. DOI: 10.1007/s00338-024-02472-1
- HARRISON, P. L., R. C. BABCOCK, G. D. BULL, J. K. OLIVER, C. C. WALLACE, & B. L. WILLIS. 1984. Mass spawning in tropical reef corals. *Science* 223:1186–1189. DOI: 10.1126/science.223.4641.1186
- HODGES, L. & P. HALLOCK. 2025. Coral reef restoration techniques and management strategies in the Caribbean and Western Atlantic: A quantitative literature review. *Diversity* 17:434. DOI: 10.3390/d17060434
- JACKSON, J. B. C., M. K. DONOVAN, K. L. CRAMER, & W. LAM. 2014. Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970–2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.
- JORDAN, A. C. 2018.. Patterns in Caribbean coral spawning. Master's thesis. Nova Southeastern University. USA. 92 p.
- KNOWLTON, N., J. L. MATÉ, H. M. GUZMÁN, R. ROWAN & J. JARA. 1997. Direct evidence for reproductive isolation among the three species of the *Montastraea annularis* complex in Central America (Panamá and Honduras). *Marine Biology* 127(4): 705–711. DOI: 10.1007/s002270050061
- SCAPS, P. 2010. Observations on mass spawning of scleractinian corals in Guadeloupe. *Atoll Research Bulletin* 573:10. DOI: 10.5479/si.00775630.573.10
- SELLARES-BLASCO, R. I., M. F. VILLALPANDO, S. D. GUENDULAIN-GARCÍA, & A. CROQUER. 2021. Assisted coral reproduction in the Dominican Republic: A successful story to replicate in the Caribbean. *Frontiers in Marine Science* 8:669505. DOI: 10.3389/fmars.2021.669505
- STEINER, S. C. C. 1995. Spawning in scleractinian corals from SW Puerto Rico (West Indies). *Bulletin of Marine Science* 56:899–902.
- STRADER, M. E., H. E. AICHELMAN, C. A. TRAMONTE, H. E. W. DICKERSON, B. E. BENSON, L. I. HOWE-KERR, E. L. HICKERSON, & S. W. DAVIES. 2021. Expanding coral reproductive knowledge using remotely operated vehicles (ROV): broadcast-spawning observations of mesophotic corals at the Flower Garden Banks. *Marine Biodiversity* 51:70. DOI: 10.1007/s12526-020-01159-4
- STURM, A. B., R. J. ECKERT, A. M. CARREIRO, A. M. KLEIN, M. S. STUDIVAN, D. DODGE FARELLI, N. SIMÕES, P. GONZÁLEZ-DÍAZ, J. GONZÁLEZ MÉNDEZ, & J. D. VOSS. 2023. Does depth divide? Variable genetic connectivity patterns among shallow and mesophotic *Montastraea cavernosa* coral populations across the Gulf of Mexico and western Caribbean. *Ecology and Evolution* 13:e10622. DOI: 10.1002/ece3.10622
- VAN VEGHEL, M. L. J. 1993. Multiple species spawning on Curacao reefs. *Bulletin of Marine Science* 3:1017–1021.
- VIZE, P. D. 2006. Deepwater broadcast spawning by *Montastraea cavernosa*, *Montastraea franksi*, and *Diploria strigosa* at the Flower Garden Banks, Gulf of Mexico. *Coral Reefs* 25:169–171.
- VIZE, P. D., J. A. EMBESI, M. NICKELL, D. P. BROWN, & D. K. HAGMAN. 2005. Tight temporal consistency of coral mass spawning at the Flower Garden Banks, Gulf of Mexico, from 1997–2003. *Gulf of Mexico Science* DOI: 10.18785/goms.2301.08.
- VAN WOESIK, R., F. LACHARMOISE, & S. KÖKSAL. 2006. Annual cycles of solar insolation predict spawning times of Caribbean corals. *Ecology Letters* 9:390–398. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00886
- WYERS, S. C., H. S. BARNES, & S. R. SMITH. 1991. Spawning of hermatypic corals in Bermuda: a pilot study. *Hydrobiologia* 216–217:109–116. DOI: 10.1007/BF00026450

INSTRUCCIONES PARA AUTORES

HIDROBIOLÓGICA es una publicación **cuatrimestral** del Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (UAM-I), que difunde trabajos originales e inéditos de investigación sobre temas relacionados con el ambiente acuático. No se aceptarán trabajos previamente publicados en obras con ISSN o ISBN (proceedings, resúmenes en extenso, libros, etc.). Las contribuciones podrán ser en español o en inglés y en ambos casos contendrán un resumen en español y un abstract en inglés.

HIDROBIOLÓGICA publica cuatro tipos de documentos: **artículos, notas científicas, artículos de revisión y monografías taxonómicas**. A criterio del Comité Editorial, se podrán publicar números especiales sobre tópicos o temas específicos. No se aceptarán trabajos preliminares o inconclusos, ni aquellos que pudiendo integrarse como una unidad, sean presentados por separado en forma de pequeñas contribuciones o notas seriadas.

La revista cubre un perfil amplio con las siguientes cuatro áreas generales en la que participan diversos editores asociados:

- 1 Área Morfología, Sistemática y Filogenia
- 2 Área Ambiental
- 3 Área Manejo de Recursos Acuáticos
- 4 Área de Ecología

Los trabajos recibidos serán objeto de arbitraje guiado por miembros del Comité Editorial y por los asesores del Consejo Editorial. En esta evaluación se considerarán:

- 1) Originalidad y rigor científico.
- 2) Contribución al avance en las diversas áreas del conocimiento hidrobiológico.
- 3) Presentación, en lo referente a coherencia, continuidad y consistencia.
- 4) Empleo apropiado de tablas, figuras y fotografías en relación con el texto.

Los manuscritos y figuras que no se ajusten a las siguientes instrucciones serán devueltos sin evaluación a los autores para que procedan a su adecuación.

Todo trabajo recibido por los Editores merecerá un acuse de recibo inmediato. En el caso de contribuciones firmadas por diversos autores, la correspondencia necesaria durante el proceso editorial se establecerá con el primer autor, salvo indicación distinta, indicada en el manuscrito.

Una vez que los manuscritos hayan sido revisados y se haya comprobado que cumplen cabalmente con las normas editoriales, serán introducidos en el sistema OJS (Open Journal System) de Hidrobiológica para iniciar su proceso de evaluación.

Publicar en la revista HIDROBIOLÓGICA tiene un costo de recuperación de \$500 pesos mexicanos por página en blanco y negro

(aproximadamente 27 dólares americanos) y \$1000 pesos por página a color (aproximadamente 54 dólares americanos)

MANUSCRITOS ORIGINALES

Existen varios tipos de publicaciones que pueden ser enviadas:

- a) Artículo científico
- b) Nota científica
- c) Artículo de revisión
- d) Monografía taxonómica

Las contribuciones deberán ser enviadas a través del portal Open Journal System (OJS) de HIDROBIOLÓGICA, enviando además un aviso a las siguientes direcciones de correo electrónico.

Dirección de la revista *Hidrobiológica*: reh@xanum.uam.mx

Dirección de apoyo a la revista: enlacerevistahidrobiologica@gmail.com

Editora en jefe: rta@xanum.uam.mx

NORMAS EDITORIALES

Los autores deberán ajustar la estructura de su manuscrito dependiendo de la modalidad del trabajo.

Los archivos de texto (manuscrito, pies de figuras, tablas) se enviarán en formato Word y las figuras (fotografías, mapas, composiciones) en formato jpg o tif con buena calidad, mayor o igual a 300 ppp (puntos por pulgada).

FORMATO DE PRESENTACIÓN ARTÍCULO CIENTÍFICO

Los manuscritos se presentarán en **tamaño carta**, escritos a **doble espacio**, sin sangría y utilizando el tipo **Univers condensada** o **Arial 12** puntos en todo el trabajo.

Los **márgenes del texto tendrán 3 cm** de cada lado. Los manuscritos elaborados en procesadores de palabras: Word o formato RTF, **no estarán justificados**, sino alineados a la izquierda y **sin espacio interpárrafo**. La versión final de los manuscritos aceptados deberá acompañarse de la actualización electrónica correspondiente.

Título

Será breve y se presentará tanto en inglés como en español. Sin dejar de ser explícito con respecto al tema de trabajo, no deberá exceder de 20 palabras y deberá estar escrito con mayúsculas y minúsculas. Se

propondrá también un título resumido en el idioma en que esté escrito el manuscrito, no mayor de seis palabras. Ambos se presentarán en una página aparte, en la cual se hará constar también el nombre completo de los autores iniciando con el nombre de pila, indicando claramente la forma en la que aparecerán los créditos y su dirección institucional completa, incluyendo exclusivamente el correo electrónico del autor designado para la correspondencia.

Para citar las direcciones postales seguir el modelo:

(Laboratorio/Área/Departamento), (Facultad/Instituto/Centro), (Universidad, Unidad Académica), (Dirección con calle, número y colonia), (Ciudad, Estado o Provincia), (Código postal), (País)

Para puntuación, seguir el ejemplo:

Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Mújica s/n, Ciudad Universitaria, col. Felicitas del Río, Morelia, Michoacán, 58040, México

Resumen

En un sólo párrafo y con una extensión de mínimo 250 a máximo 280 palabras, se escribirá en una página por separado y será acompañado de su traducción al inglés (Abstract). Ambos deben estructurarse utilizando los siguientes rubros; **Antecedentes.**, **Objetivos.**, **Métodos.**, **Resultados.**, **Conclusiones.**

Palabras clave

Los autores propondrán un máximo de cinco palabras clave, tanto en español, como en inglés (Keywords), y deberán estar ordenadas alfabéticamente.

Texto

Dividido en secciones: **INTRODUCCIÓN, MATERIALES Y MÉTODOS, RESULTADOS, DISCUSIÓN, AGRADECIMIENTOS, REFERENCIAS, TABLAS** (con título en la parte superior), **LISTADO DE PIES DE FIGURA, COPIAS DE LAS FIGURAS** en Word ordenadas consecutivamente con su pie de figura en la parte inferior. Los títulos de las secciones se ubicarán en el centro de la página, claramente diferenciados del texto y escritas con mayúsculas y en negritas. Evitar en lo posible el uso de subtítulos y en caso necesario, emplear negritas nuevamente y de forma continua con el texto. Los objetivos y las conclusiones deberán incluirse en la introducción y en la discusión, respectivamente. **En ningún caso se usarán sangrías.**

Las páginas deberán ir debidamente foliadas con números consecutivos y arábigos. Para facilitar el arbitraje y la redacción de los comentarios por parte de los revisores, **se recomienda que los renglones de todo el texto, estén numerados consecutivamente desde el inicio hasta el final del manuscrito.**

En símbolos y unidades se empleará el sistema métrico decimal.

Los nombres latinos de especies biológicas se escribirán en cursivas y cuando se citen por primera vez en el texto, incluirán la autoridad nomenclatural, sin abreviaturas. Para este punto revisar las siguientes ligas:

<http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=search>

<http://www.algaebase.org/search/species/>

http://ucjeps.berkeley.edu/cgi-bin/get_bpu_from_number.pl?lookfor=118025118026118027118028

Las citas en el texto que incluyan dos autores deberán incorporar el símbolo & y para las de tres o más autores se usará *et al.*, (en cursivas)

Taxa nuevos

La descripción de taxa nuevos para la ciencia deberán ajustarse a los Códigos Internacionales de Nomenclatura.

Referencias bibliográficas

Los criterios que deberán prevalecer en esta sección serán:

- Orden alfabético del apellido del primer autor
- Citas de trabajos del mismo autor primeramente se organizarán en orden cronológico las que tengan un sólo autor, seguidas por las publicadas con dos autores en orden alfabético de acuerdo al apellido del segundo autor y cronológico si ambos apellidos coinciden.
- La citas mencionadas en el texto con el apellido del primer autor seguido de *et al.* se ordenarán cronológicamente.

Los nombres de los autores deberán escribirse con mayúsculas y minúsculas, nunca exclusivamente con mayúsculas. Las iniciales del primer autor seguirán el apellido. Para los siguientes autores las iniciales antecederán el apellido, en el caso de dos o más iniciales, estas serán separadas por un punto, y un espacio adicional. Los títulos de las revistas no deberán abreviarse y, al igual de los títulos de libros, deberán ser escritos en cursivas. Deberá existir una correspondencia total entre los autores citados en el texto del manuscrito y en las referencias. En caso necesario de citas del mismo autor, publicadas en el mismo año, o del mismo autor en coautoría con dos o más autores (primer apellido seguido de *et al.*), usar siglas (a, b, c) en minúsculas tanto en el texto como en la sección de referencias. En ningún caso usar sangrías.

Un ejemplo de las citas más comunes se presenta a manera de ayuda:

Publicaciones periódicas

Ahmad, V. U. & M. S. Ali. 1991. Pinnatifinone, a new halogenated chami-grene from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 59 (2): 243-246.

Ahmad, V. U., M. S. Ali & S. Bano. 1990a. Marine natural products. XII: lauroil, a new metabolite from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 58 (2): 299-301.

Ahmad, V. U., S. Bano, W. Shaikh, S. Uddin & M. Shameel. **1990b**. Isolation and structure determination of 1,1,6,6-tetrachloro, 3,4-diphenyl hexane from brown alga *Dictyota dichotoma*. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 33 (3): 428-430. (Nótese que ésta y la cita anterior deberán ser mencionadas en el texto como Ahmad *et al.*, 1990a y Ahmad *et al.*, 1990b).

Ahmad, V. U., M. S. Ali, S. Bano & M. Shameel. 1991. Pinnatifolide, a new metabolite from red alga *Laurencia pinnatifida* Lamour. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 34 (1): 161-162.

Libros

Lind, O. T. 1985. *Handbook of common methods in limnology*. Kendall-Hunt Publishing Company, Dubuque. 199 p.

Eaton, A. D., L.S. Clesceri & A. E. greenberg (eds.). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. American Public Health Association (APHA). Washington, D. C. Folio variado.

Capítulos de libro

Litter, M. M. & D. S. Litter. 1998. Structure and role of algae in tropical reef communities. In: Lembi, C. A. & J. R. Waaland (eds.). *Algae and human affairs*. Cambridge University Press, pp. 29-56.

Suárez-Morales, E. & M. Elías-Gutiérrez. 1992. Cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) de la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo y zonas adyacentes. In: Navarro, D. & E. Suárez-Morales (eds.). *Diversidad biológica en la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo. Vol. 2*. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. Chetumal, pp. 145-161.

Tesis

Ibáñez-Aguirre, A. L. 1995. Algunos aspectos de la dinámica de poblaciones de *Mugil cephalus* (Linneo, 1758) y *M. curema* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Mugilidae) en la Laguna de Tamiahua, Veracruz. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 216 p.

Otros

CNA (Comisión Nacional del Agua). 2003. *Ley Federal de Derechos Normas Aplicables en materia de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos Inherentes 2003*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. Enero 2: 173-191.

Systematics Agenda. 2000. 1994. *Systematics Agenda 2000: Charting the Biosphere*. Technical Report. New York. 34 p.

Las citas a los documentos que se encuentran en la web deben hacerse de la siguiente manera: se mencionarán el autor (o en su caso la organización responsable de la publicación del documento, como por ejemplo FAO, WHO, FDA etc.), la fecha de consulta y el título, seguidos por:

En español: disponible en línea en: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en (consultado el 19 febrero 2010).

En inglés: Available online at: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en (downloaded February 19, 2010).

Ejemplos:

FAO (Food and Agriculture Organization). 2004. El estado mundial de la pesca y la acuicultura-2004 (SOFIA). Disponible en línea en: <http://www.fao.org/docrep/007/y5600e/y5600e00.htm> (consultado el 19 febrero 2010).

WHO (World Health Organization). 2004. Vitamin and mineral requirements in human nutrition. 2nd ed. World Health Organization, Geneva. Available online at: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf> (downloaded February 19, 2010).

Cuando se trate de artículos, libros etc. disponibles en las dos maneras, se dará primero la cita completa y posteriormente la página web, de acuerdo al siguiente ejemplo:

SAGARPA-CONAPESCA. 2006. *Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2006*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Comisión Nacional de Pesca. Mazatlán. 219 p. También disponible en la página web (si el escrito es en inglés, usar: also available at:) http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca

Adición del DOI a las Referencias

Los libros y publicaciones periódicas colocados en las referencias bibliográficas que posean DOI (Digital Object Identifier), agregarlo al final de la referencia correspondiente, como se muestra a continuación:

Calor, A. 2009. Considerações Acerca da Filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da Análise dos Dados para as Hipóteses ou dos Cenários para os Dados. *Entomobrasilis* 2 (1): 01-10. DOI:10.12741/entomobrasilis.v2i1.24

Tablas

Se presentarán a doble espacio, **orientadas verticalmente (a menos que la tabla contenga varias columnas)**, numeradas consecutivamente con números arábigos, con **un breve título en la parte superior y referidas al texto**. Deberán escribirse con letras y números en tipo Univers condensada o Arial 10 puntos, con mayúsculas y minúsculas; si son necesarias notas aclaratorias, éstas se pondrán en la parte inferior de la figura, con tamaño de fuente 8. **Se evitarán las líneas verticales y horizontales así como el uso de columnas que implique el empleo de tabuladores.**

Figuras

Las figuras deben ser originales, en caso de que algunas de ellas que forman parte del manuscrito hayan sido publicadas previamente, el autor estará obligado a solicitar los permisos correspondientes e indicar la referencia y cita correspondiente de donde son tomadas. En caso de que las figuras se modifiquen, indicarlo con la leyenda "Fig. modificada de (...)".

Además de las figuras incorporadas en el texto en Word, éstas se enviarán en archivos separados en alta resolución, cada uno identificado por el autor y con la numeración correspondiente a la figura. Serán numeradas consecutivamente con números arábigos y referidas al texto en forma secuencial. Las leyendas deberán escribirse con mayúsculas y minúsculas. El tamaño máximo para una figura o grupo de figuras será de 17 cm de longitud y 13 cm de ancho; el mínimo permitido será de 8 X 8 cm. Letras y números tendrán como máximo 10 puntos y como mínimo 8. Las figuras a escala deberán acompañarse de una escala gráfica. Todos los términos, símbolos y abreviaturas serán los empleados en el texto. **Es indispensable que las figuras o dibujos se envíen como archivos TIFF o JPG, con una definición mínima de 300 ppp., por ejemplo: Figura_1_Meave_dinos.jpg**

Fotografías

Sólo las estrictamente indispensables y con buen contraste. Cuando se realicen composiciones se dejará un pequeño espacio entre foto y foto. Las dimensiones máximas y mínimas se apegarán a las mencionadas en el inciso de figuras. Los números y letras no serán mayores de 10 puntos ni menores de 8 puntos. Las fotografías deben ser enviadas por separado y con buena calidad. Se numerarán como figuras en orden consecutivo a su referencia en el texto. **Se aceptarán figuras, o fotografías a color, cuando su uso sea indispensable y su costo será cubierto por los autores al momento de pagar los gastos de publicación.**

FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA NOTAS CIENTÍFICAS

Para la elaboración de notas, los autores deberán seguir el formato: **TÍTULO** en el idioma del trabajo, **TÍTULO** traducido al inglés o al español, **AUTORES**, **INSTITUCIONES DE ADSCRIPCIÓN**, **RESUMEN**, **ABSTRACT (resumen en inglés)**, **Palabras clave** y **Keywords**, **AGRADECIMIENTOS** y **REFERENCIAS**. Éstas se apegarán a las normas editoriales de los artículos de investigación, **aunque sin apartados en el cuerpo de la nota**. Se ajustará el texto a un mínimo de cinco cuartillas y un máximo de siete, a doble espacio. Se recomienda la presentación de una sola tabla o figura.

FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA ARTÍCULOS DE REVISIÓN

Este tipo de artículo podrá llevar el mismo formato que los artículos científicos o al menos los encabezados de **INTRODUCCIÓN**, **DISCUSIÓN** y **REFERENCIAS**, incluyendo en ellos los subtemas que los autores consideren pertinentes.

La recepción y aceptación final de los artículos de revisión estarán sujetas a la decisión final por parte del Comité Editorial.

FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA MONOGRAFÍAS TAXONÓMICAS

Este tipo de artículos podrá tener el mismo formato que los artículos científicos, en la porción de resultados incluirá la descripción de especies. La extensión de estos trabajos podrá ser de hasta 2/3 partes de un volumen (aprox. 60 páginas del formato Word a doble espacio).

Derechos de autor

La aceptación final de un manuscrito para su publicación **implica la cesión de los derechos de autor a la casa editorial de la revista Hidrobiológica, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.**

Pruebas de galera

Las pruebas serán revisadas por los autores y devueltas al Editor en jefe **tres días después de haber sido recibidas**. Si las pruebas no se entregan a tiempo, su contribución se publicará sin las correcciones correspondientes.

Dirección Postal

Departamento de Hidrobiología, DCBS, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco N° 186. Col. Vicentina, Iztapalapa, 09340, Apartado Postal 55-535, Ciudad de México, México. Edificio AS, cubículo 305.

Teléfono: 01 (55) 5804 4600 Ext. 3053. Desde otro país: 52 (55) 5804 4600, Ext. 3053.

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

HIDROBIOLÓGICA is a peer-reviewed research journal published every four months by the Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (UAM-I). The journal publishes original papers related to aquatic environments. Data previously published in works with ISSN or ISBN (proceedings, extensive abstracts, books, etc.) will not be accepted. Contributions can be in Spanish or English. In both cases an abstract in Spanish and English must be included.

HIDROBIOLÓGICA publishes four types of documents: **scientific papers, scientific notes, review papers, and taxonomic monographs**. Periodically, the Editorial Board decides to publish special issues on specific topics or themes. Preliminary or unfinished works will not be accepted. Similarly, research presented in serial parts or small contributions are not accepted.

Various associate editors participate with the Journal to cover a wide variety of topics within the following four general areas:

- 1 Morphology, Systematics, and Phylogenics
- 2 Environment
- 3 Aquatic Resources Management
- 4 Ecology

All articles received **will go through a review process guided by a member** of the Editorial Committee or an Editorial Board Advisor. This evaluation will consider:

- 1) Originality and scientific rigor
- 2) Advances in knowledge of the different areas of hydrobiology
- 3) Coherence, continuity, and consistency of presentation
- 4) Appropriate use of tables, figures, and photographs in the text

Manuscripts and figures that do not comply with the following instructions will be returned to the authors without evaluation so that appropriate changes can be made.

All manuscripts received by the Editors will be immediately acknowledged. Correspondence during the editorial process will be directed to the first author unless otherwise indicated in the manuscript.

Once manuscripts have been reviewed and found to comply fully with the editorial instructions, they will be included in the Hidrobiológica Open Journal System to begin the evaluation process.

Publishing in HIDROBIOLÓGICA has a recovery cost of \$500 Mexican pesos per page in black and white (27 USD, approximately) and \$1000 Mexican pesos per page in color (54 USD, approximately).

ORIGINAL PAPERS

Several types of papers can be submitted:

- a) Scientific article
- b) Scientific note
- c) Review article
- d) Taxonomical monograph

Contributions should be submitted through the portal Open Journal System (OJS) of HIDROBIOLÓGICA, also sending a notice to:

Hidrobiológica: rehbm@xanum.uam.mx

Assistant editor: enlacerevistahidrobiologica@gmail.com

Editor-in-chief: rta@xanum.uam.mx

AUTHOR GUIDELINES

Authors must adjust the structure of their paper to the type of manuscript being submitted.

Text files (manuscript, figure legends, tables) must be presented in Word format, while figures (photographs, maps, compositions) should be in good-quality **JPG** or **TIFF** format, equal or higher than 300 dpi.

SUBMISSION FORMAT FOR A SCIENTIFIC PAPER

All manuscripts must be submitted in **letter format**, single column, **double spaced**, without tabs, in **Universe Condensed** or **Arial 12** font.

Texts will have **3 cm margins on each side**. Manuscripts written in Word or RTF word processors **should not be justified**, but rather aligned to the left with **no space between paragraphs**. The final version of accepted manuscripts must be accompanied by relevant electronic updates.

Title

The title should be concise, no longer than 20 words, and indicative of the nature of the paper. It must be written in English and Spanish in capital and lower-case letters. A short title of up to six words should also be provided in the same language as the rest of the manuscript. Both titles must be submitted on a separate sheet that includes authors' names. These should include the last name and one first name of each author spelt in full, clearly indicating the order in which credits must appear and their institutional address, including the email of the corresponding author.

For postal addresses, follow the pattern:

(Laboratory/Area/Department), (Faculty/Institute/Center), (University/Campus), (Address with street and number), (City, State or Province), (ZIP Code), (Country)

For punctuation, follow the example:

Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Mújica s/n, Ciudad Universitaria, col. Felicitas del Río, Morelia, Michoacán, 58040, México

Abstract

We require a one-paragraph abstract in English and a one-paragraph "resumen" in Spanish, each with a **maximum length of 250 words**. Both must be submitted on a separate sheet. **Background., Goals., Methods., Results., Conclusions.**

Keywords

Appropriate **keywords** (4-5) should be provided in English and Spanish in alphabetical order.

Main text

The following sections must be included in a bold center title: **INTRODUCTION**. This should state the investigated problem, the aim of the work, and previous relevant work with appropriate references. The **MATERIALS AND METHODS** used should be stated clearly in sufficient detail to permit others to repeat the research, if so desired. **RESULTS** should be presented concisely, with tables or illustrations for clarity. **DISCUSSION** should cover the significance of the findings without repetition of material in the Introduction and Results sections. This section must contain the conclusions of the work, **ACKNOWLEDGEMENTS**, and **REFERENCES**. It is very important that references be checked carefully. Subheadings should be avoided but if necessary they must be in bold and continuously written within the paragraph.

Pages should be numbered consecutively with Arabic numerals. **Please number all lines in the manuscript consecutively** in order to facilitate the review process by allowing reviewers to pinpoint specific references more easily.

The decimal metric system should be used for symbols and units.

Latin names of **biological species should be written in italics**. The first mention of a species in the text should include the **nomenclature authors without abbreviation**. In the case of **animal species, the year of publication of the description** should be indicated.

References in the text that include two authors should incorporate the ampersand (&) symbol, whereas three or more authors should include *et al.* (in italics).

New taxa

Description should follow the international code of nomenclature.

References

References should adhere to the following guidelines:

- In alphabetical order by the first author's last name.
- Citations of works by the same author in chronological order, then those published by two authors in the same order (alphabetically by the second author's last name and chronologically in case of coincidence).
- References in the text with **et al.** should be ordered chronologically.

Authors' names should be written in capital and lower-case letters, not in capital letters exclusively. Initials of the first author will follow the last name. For additional authors, initials will precede the last name. In the case of two or more initials these should be separated by a period and a space. **Journal titles should not be abbreviated**. **Book and journal titles should be in italics**. The total number of cited authors in the text should coincide with the total number of references. Citations of the same author, published in the same year, or with the same co-authors (last name followed by *et al.*), should use the small letters (a, b, c) within the text and in the reference section. Never use indentations.

Examples of the most common citations are presented below:

Periodical publishing

Ahmad, V. U. & M. S. Ali. 1991. Pinnatifinone, a new halogenated chamigrene from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 59 (2): 243-246.

Ahmad, V. U., M. S. Ali & S. Bano. **1990a**. Marine natural products. XII: lauroil, a new Metabolite from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 58 (2): 299-301.

Ahmad, V. U., S. Bano, W. Shaikh, S. Uddin & M. Shameel. **1990b**. Isolation and structure determination of 1,1,6,6-tetrachloro, 3,4-diphenyl hexane from brown alga *Dictyota dichotoma*. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 33 (3): 428-430. (Please note that this citation and the one before, should be mentioned in the text as Ahmad *et al.* 1990a and Ahmad *et al.* 1990b).

Ahmad, V. U., M. S. Ali, S. Bano & M. Shameel. 1991. Pinnatifolide, a new metabolite from red alga *Laurencia pinnatifida* Lamour. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 34 (1): 161-162. 4

Books

Lind, O. T. 1985. *Handbook of common methods in limnology*. Ken-dall-Hunt Publishing Company, Dubuque. 199 p.

Eaton, A. D., L. S. Clesceri & A. E. Greenberg (eds.). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. American Public Health Association (APHA). Maryland. Varied folio.

Book chapter

Litter, M. M. & D. S. Litter. 1998. Structure and role of algae in tropical reef communities. *In: Lembi, C. A. & J. R. Waaland (eds.). Algae and human affairs*. Cambridge University Press, pp. 29-56.

Suárez-Morales, E. & M. Elías-Gutiérrez. 1992. Cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) de la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo y zonas adyacentes. In: Navarro, D. y E. Suárez-Morales (eds.). *Diversidad biológica en la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo. Vol. 2*. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. Chetumal, pp. 145-161.

Thesis

Ibáñez-Aguirre, A. L. 1995. Algunos aspectos de la dinámica de poblaciones de *Mugil cephalus* (Linneo, 1758) y *M. curema* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Mugilidae) en la Laguna de Tamiahua, Veracruz. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 216 p.

Others

CNA (Comisión Nacional del Agua). 2003. *Ley Federal de Derechos Normas Aplicables en materia de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos Inherentes 2003*. Diario Oficial de la Federación. CDMX, México. Enero 2: 173-191.

Systematics Agenda 2000. 1994. *Systematics Agenda 2000: Charting the Biosphere*. Technical Report. New York. 34 p.

Online citations

References to online-only journals and books should include the author (or the responsible agency, i.e., FAO, FDA, WHO, etc.), title, website, and date of access, followed by:

In Spanish: Disponible en línea: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en (consultado el 19 febrero 2010).

In English: Available online at: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en (downloaded February 19, 2010).

Examples:

FAO. 2004. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2004 (SOFIA). Available on line at: <http://www.fao.org/docrep/007/y5600e/y5600e00.htm> (downloaded February 19, 2010).

WHO. 2004. Vitamin and mineral requirements in human nutrition. 2nd ed. World Health Organization, Geneva. Available online at: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf> (downloaded February 19, 2010).

Citations available in both printed and online sources should be cited as follows: First with a complete citation and then the website address, as in the following example:

SAGARPA-CONAPESCA. 2006. *Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2006*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Comisión Nacional de Pesca. Mazatlán. 219 p. Also available at: http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca

Addition of DOI to References

The references of books and articles that have DOI (digital object identifier), it must be added at the end, as shown below:

Calor, A. 2009. Considerações About da Filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da Análise dos Dados for Hipóteses ace or dos Cenários for Dados. *Entomobrasilis* 2 (1): 01-10. DOI:10.12741 / ebrasilis.v2i1.24

Tabular material

Tabular material must be clearly set out with the number of columns in each table kept to a minimum and **vertically oriented** using double spacing **without tabs**, Universe Condensed or Arial 10 font. Tables, numbered consecutively with Arabic numerals, must be typed on separate sheets, leaving sufficient space around the copy for printer's instructions. Tables must have **concise headings at the top** that enable comprehension without reference to the main text. Please ensure that the data in columns are consistent in the number of significant figures. Footnotes should be kept to a minimum and indicated by asterisks and daggers (*, †) at the bottom of the table with type 8. **Vertical and horizontal lines should be avoided.**

Figures

Figures should be originals. If you intend to use previously published figures, you must obtain written permission and indicate the reference and citation of their original appearance. If the figure was changed, indicate this with the legend "Figure modified by (...).

In addition to the figures included in the Word file, each one should be **sent as a separate high-resolution file**. Number illustrations with Arabic numerals consecutively, in order of appearance in the text. Legends should be written in capital and lower-case letters. **Maximum size** of a figure or group of figures will be **17 cm length and 13 cm width** with a minimum size of 8X8 cm. Numbers and letters in the figure must be 10 points maximum and 8 points minimum. **Figures with scale must be accompanied with a graph scale.** Terms, symbols, and abbreviations will be the same as in the text. **Suitable file types include Joint Photographic Experts Group (JPEG), Tagged Image File Format (TIFF) with a minimum resolution of 300 dpi. Example: Figure_1_Meave_dinos.jpg**

Photographs

Keep photographs to a minimum. They should be of good quality and well contrasted. Number photographs with Arabic numerals consecutively, in order of appearance in the text. When using compositions, leave a small space between each photo. Photographs should follow the same size instructions as figures. Photographs should be placed in separate files.

The Journal will accept color figures and photographs only when essential to the paper. Authors must cover the additional production costs of color printing.

SUBMISSION FORMAT FOR SCIENTIFIC NOTES

The format of a Scientific Note is as follows: **TITLE (in Spanish and English)**, **AUTHORS**, **INSTITUTIONS**, **ABSTRACT** (with keywords in alphabetic order), **RESUMEN** (abstract in Spanish with keywords (“palabras clave”) in alphabetic order), **ACKNOWLEDGEMENTS**, and **REFERENCES**. The same format as a scientific paper should apply, but without **separate sections in the body of the note**. The minimum and maximum total manuscript length is 5-7 letter-sized, double-spaced pages. Please refrain from including more than one table or figure.

SUBMISSION FORMAT FOR A REVIEW PAPER

Review papers will have the same format as original manuscripts with at least the **INTRODUCTION**, **DISCUSSION**, and **REFERENCES** headings, and any headings and subheadings that authors consider pertinent.

Reception and final acceptance of review papers will be decided by the Editorial Board.

Publishing in Hidrobiológica implies that all authors agree to transfer the article's copyright to the Editorial Board of Hidrobiológica Journal, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.

Monographs should have the same format as a scientific paper. The results section should include a description of the species. The length of a monograph can be up to two-thirds of a volume (60 double spaced Word pages).

Copyright

Final acceptance of a manuscript for publication implies **the transfer of all rights to the Editorial Board of Hidrobiológica, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa.**

Proofs

Author's proofs will be emailed to the corresponding author. Proofs must be corrected and returned to the Associate Editor **within 72 hours after receipt**; failure to do so will result in publication without corrections.

Postal address

Departamento de Hidrobiología, DCBS, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco No. 186. Col. Vicentina, Iztapalapa, 09340, Apartado Postal 55-535, Ciudad de México, México. Edificio AS, cubicle 305.

Telephone: +52 55-5804 4600, Ext. 3053.

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 36

Número 2

2026

García Caudillo, J. M.

Impacto de las políticas para la protección de la vaquita marina en la pesca del alto Golfo de California, México 67-77

Vicencio de la Cruz, F. G. Bautista Ibarra, E. Araujo Nava and R. Cuervo González

Widespread Coral Bleaching at Enmedio Reef, Lobos–Tuxpan Reef System, Mexico (2024) 79-88

De los Santos González, J., D. Alfaro Siqueiros Beltrones y F. J. Gutiérrez Mendieta

Variación espaciotemporal de la estructura comunitaria de diatomeas bentónicas en el área natural protegida laguna de Términos, Campeche 89-103

Recino-Reyes E. B., L. D. Olivera-Gómez¹, J. M. Leshner-Gordillo, S. Machkour-M'Rabet, B. Morales-Vela, N. Álvarez-Pliego, C. E. Zenteno-Ruiz, R. E. Villa-Chavez, M. I. Gallardo-Alvarez and H. B. Montejo-Méndez

The challenge of eDNA extraction in tropical aquatic ecosystems: Implications for monitoring the West Indian manatee 105-116

ART. REV.

Carmona-Jiménez, J., A. P. Caro-Borrero, K. P. Marquez-Santamaría, A. I. Sánchez-Salas y A. Díez Chiappe

The dangers of cyanotoxins in Mexico: Review of national strategies and decision tree proposal for risk assessment in drinking water and continental aquatic ecosystems 117-135

NOTAS CIENTÍFICAS

Carmona, D., R. Carmona, R. D. Morejón-Arrojo and S. D. Guendulain-García

Cannonball jellyfish (*Stomolophus* sp.) recorded under near-freshwater conditions in the Mulegé River, Baja California Sur 137-140

Cházaro-Olvera, S., J. C. Taboada-Alcántara and I. Winfield & M. Ortiz

Density of larvae of the family Porcellanidae (Crustacea: Anomura) on a coral reef in the south-western Gulf of Mexico 141-146

Rodríguez-Contreras, Francia E., L. M. Martínez Rivera y C. A. Llano Arias.

Ampliación de la distribución de *Potamocoris* (Hemiptera: Potamocoridae) en México 147-150

Ortíz-González, V. A., E. U. Santamaría-Ventura, J. M. Segura-Campos, M. A. Fernández-Araiza, M. S. Powell y L. H. Hernández-Hernández

Opportunistic records of *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767) spawning in northwestern Havana, Cuba: an unexpected time for gamete release 151-154

Instrucciones para autores

155-158

Instructions for authors

159-162
