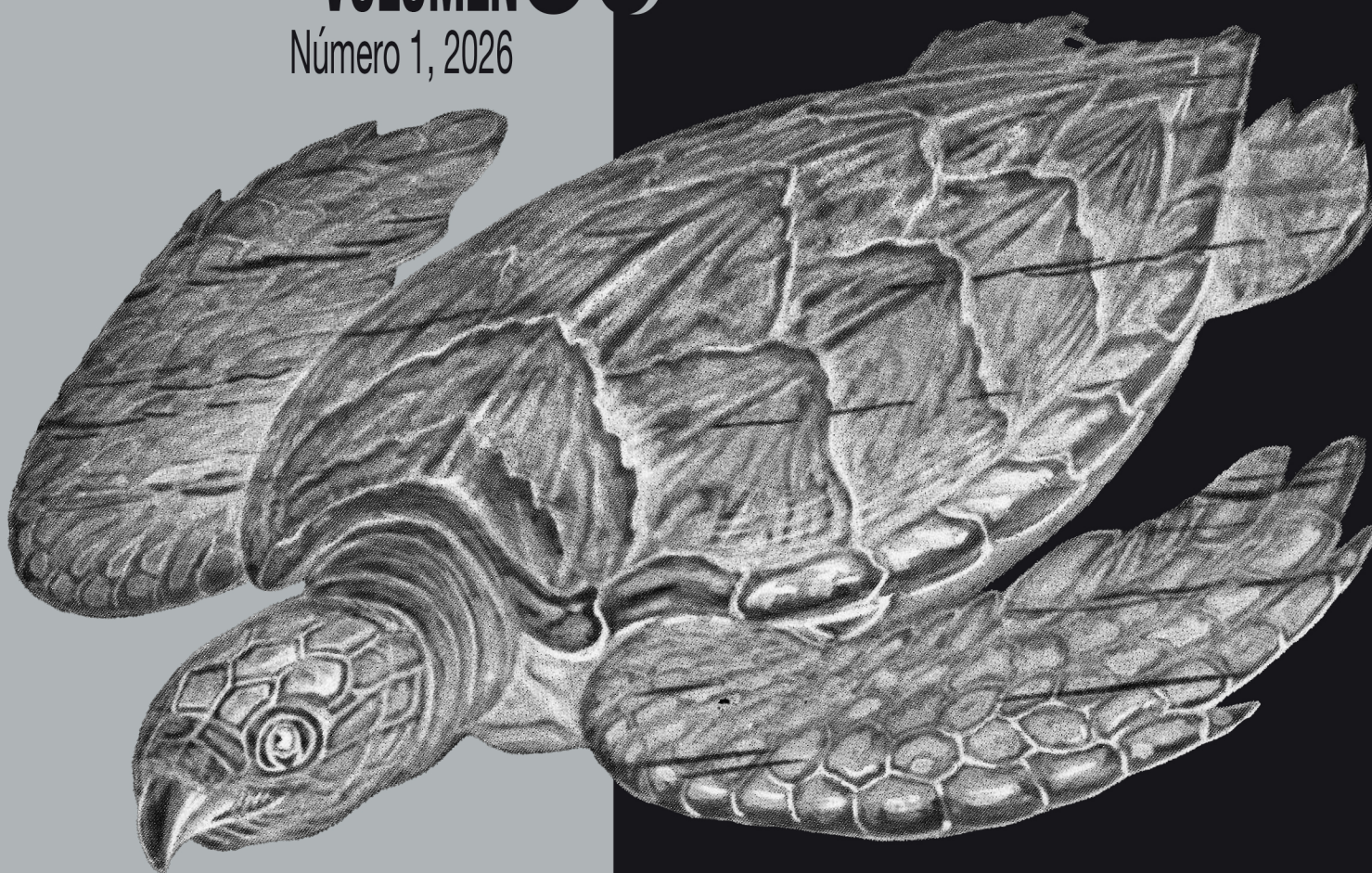


HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 36

Número 1, 2026



UAM
Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa



Enero-Abril de 2026

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 36

Número 1

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 1, enero-abril 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 abril 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

Sergio García Hernández
Facultad de Ecología Marina
Universidad Autónoma de Guerrero

Dr. Vicente Guzmán Hernández
APFFLT-CONANP

Dr. Carlos Alfonso Álvarez González
División Académica de Ciencias Biológicas
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

Dr. José Reyes González Galaviz
Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas

Manuel Hernández Quiroz
Unidad de Análisis Ambiental de Biología
Facultad de Ciencias
Universidad Nacional Autónoma de México

Sergio Martínez Hernández
Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada

José Manuel Aguilar Ballinas
Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas

Oscar Trujillo Millán
Universidad Autónoma de Baja California Sur

Dr. Luis Mendez Barroso
Instituto Tecnológico de Sonora

Zulia Zulia Mayari Sanchez Mejia
Instituto Tecnológico de Sonora

Dr. Raymundo Reyes Gutiérrez
Depto. de Recursos de la Tierra
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Lerma

Dra. Eloisa Domínguez Mariani
Depto. de Recursos de la Tierra
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Lerma

Erick Cristóbal Oñate González
Facultad de Ciencias Biológicas.
Laboratorio de Ictiología
Universidad Autónoma de Nuevo León.

Felipe Galván-Magaña
CICIMAR, La Paz, Baja California

Dr. Oscar Sosa Nishizak
Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de
Ensenada

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 1 • 2026

García-Grajales, J., E. Ramírez-Fuentes, J. y F. Meraz-Hernando

Características sedimentarias de los nidos de *Dermochelys coriacea* y sus efectos sobre el éxito de eclosión en la costa central de Oaxaca, México 11-10

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

Efectos de proteína vegetal en el crecimiento y respuesta inflamatoria en trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) de dos centros de producción en México 11-17

Gómez-Ensastegui, C., P. Avila-Pérez, J. L. García-Rivas, C. E. Barrera-Díaz, C. Zepeda-Gómez y G. Zarazúa-Ortega

Evaluación de la capacidad de sorción de metales pesados por *Ricciocarpus natans* de la Laguna del Almoloya del Río, Estado de México 19-32

Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León, M. Gazca-Castro y M. del R. Torres-Alvarado

Relación del hábitat con la estructura de la comunidad de peces del sistema arrecifal coralino de Akumal, Caribe mexicano 33-48

Morán-Silva, Á., S. Cházaro-Olvera, J. Montoya-Mendoza, R. Chávez-López, F. Lango-Reynoso, M. del R. Castañeda-Chávez, M. F. Rivera-López y S. J. Cházaro-Martínez

Dinámica hidrológica, estado trófico y percepción social del estuario periurbano Arroyo Moreno en el suroeste del Golfo de México 49-64

NOTA CIENTÍFICA

Oribe-Pérez, I., A. T. Wakida-Kusunoki, A. Toro-Ramírez y F. Chable-Ek

Presencia de *Hexanchus vitulus* (Hexanchiformes, Hechanchidae) en aguas poco profundas frente a la costa noreste del Banco de Campeche, México. 65-67

HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 36, NUMBER 1 • 2026

García-Grajales, J., E. Ramírez-Fuentes, J. and F. Meraz-Hernando

Sedimentary characteristics of *Dermochelys coriacea* nests and their effects on hatching success
in the central coast of Oaxaca, Mexico 1-10

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

Effects of plant protein on growth and inflammatory response in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)
from two productions centers in Mexico 11-17

**Gómez-Ensastegui, C., P. Avila-Pérez, J. L. García-Rivas, C. E. Barrera-Díaz, C. Zepeda-Gómez
and G. Zarazúa-Ortega**

Assessment of the heavy metal sorption capacity of *Ricciocarpus natans* from the Almoloya del Río
Lagoon, State of Mexico..... 19-33

Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León, M. Gazca-Castro and M. del R. Torres-Alvarado

Relationship between habitat and fish community structure in the Akumal coral reef system,
Mexican Caribbean 33-48

**Morán-Silva, Á., S. Cházaro-Olvera, J. Montoya-Mendoza, R. Chávez-López, F. Lango-Reynoso,
M. del R. Castañeda-Chávez, M. F. Rivera-López and S. J. Cházaro-Martínez**

Hydrological dynamics, trophic status, and social perception of the Arroyo Moreno peri-urban estuary
in the southwestern Gulf of Mexico 49-64

SCIENTIFIC NOTE

Oribe-Pérez, I., A. T. Wakida-Kusunoki, A. Toro-Ramírez and F. Chable-Ek

Presence of *Hexanchus vitulus* (Hexanchiformes, Hechanchidae) in shallow waters off the northeastern
Campeche Bank, Mexico..... 65-67

Sedimentary characteristics of *Dermochelys coriacea* nests and their effects on hatching success in the central coast of Oaxaca, Mexico

Características sedimentarias de los nidos de *Dermochelys coriacea* y sus efectos sobre el éxito de eclosión en la costa central de Oaxaca, México

Jesús García-Grajales^{1*}, Eustacio Ramírez-Fuentes², Juan Francisco Meraz-Hernando²

Recibido: 13 de mayo de 2024.

Aceptado: 18 de marzo de 2025.

Publicado: abril de 2026.

ABSTRACT

Background: For sea turtles, temperature and moisture inside the nest are known to be crucial for successful embryonic development during incubation period, and both are influenced by the physical and chemical characteristics of the sand that constitute the incubation chamber; therefore, sediment size influences sea turtle nesting and hatching success. Until now, no other studies have been done in *D. coriacea* to associate sand characteristics with the hatching success in Mexican protected hatcheries, and the consequences that this has on reproductive success are not fully understood. **Objective:** During 2016/2017 leatherback-breeding season, we evaluated the sedimentary characteristics of *Dermochelys coriacea* nests in two hatcheries in the central coast of Oaxaca, by associating the sediment properties of the incubation chambers with hatching success and incubation duration. **Results:** The sand of San Juan Chacahua hatchery showed a dominance of medium sands, with the medium-sand fraction. Palmarito showed a dominance of medium sand sediment too. All samples have similar grain-size spectra and were classified as mesokurtic. Clutch size exerted a positive effect on hatching success in both hatcheries, and sediment grain size did not affect it. Hatching success is mostly affected by clutch size and grain size, whilst the incubation duration is influenced by nesting date, clutch size, and grain size. **Conclusions:** San Juan Chacahua hatchery has fine grain size with major pH values, more incubation days with more clutch size than Palmarito hatchery. More studies about the effect of physical properties of sand in hatcheries are needed to establish a criterion for determine the best areas to set up this.

Key Words: Clutch size, grain size, incubation chamber, leatherback turtle, Sand.

RESUMEN

Antecedentes: En las tortugas marinas, se sabe que la temperatura y humedad dentro de los nidos son cruciales para el desarrollo embrionario exitoso durante el periodo de incubación; y ambos están influenciados por las características físicas y químicas de la arena que constituye la cámara de incubación; por tanto, el tamaño del sedimento influye la anidación de las tortugas marinas y el éxito de eclosión. Hasta ahora, ningún estudio ha sido realizado en *D. coriacea* para asociar las características con el éxito de eclosión en campamentos mexicanos, y las consecuencias que esto tiene sobre el éxito reproductivo no están completamente entendidas. **Objetivo:** Durante la temporada de reproducción 2016/2017 de la tortuga laúd, evaluamos las características sedimentarias de los nidos de *Dermochelys coriacea* en dos campamentos de la costa central de Oaxaca, asociando las propiedades sedimentarias de las cámaras de incubación con el éxito de eclosión y duración de la incubación. **Resultados:** La arena del campamento San Juan Chacahua presentó una dominancia de arenas medias, con la fracción de arena media. El campamento Palmarito presentó una dominancia de arenas medias también. Todas las muestras tuvieron un espectro de tamaño de grano similar, y fueron clasificadas como mesocúrticas. El tamaño de nidada ejerció un efecto positivo sobre el éxito de eclosión en ambos campamentos, y el tamaño de grano de la arena no lo afectó. El éxito de eclosión está principalmente afectado por el tamaño de la nidada y el tamaño de grano de arena, mientras que la duración de la incubación está influenciada por la fecha de anidación, el tamaño de nidada y el tamaño de grano. **Conclusiones:** El campamento de San Juan Chacahua tiene un tamaño de grano más fino con un valor de pH mayor, presenta más días de incubación con mayor tamaño de nidada en comparación con el campamento Palmarito. Un mayor número de estudios acerca de los efectos de las propiedades físicas de la arena en los campamentos son necesarios para establecer criterios que ayuden a determinar las mejores áreas para establecerlos.

Palabras clave: Cámara de incubación, tamaño de nido, tamaño de grano, tortuga laúd.

¹ Instituto de Recursos, Universidad del Mar. Km. 2.5, Carretera Federal Puerto Escondido – Sola de Vega, Puerto Escondido, Oaxaca, 71980. México

² Instituto de Recursos/Instituto de Ecología, Universidad del Mar campus Puerto Ángel. Domicilio Conocido, Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Oaxaca, 70902. México

*Corresponding author:

Jesús García: e-mail: archosaurio@yahoo.com.mx

To quote as:

García-Grajales, J., E. Ramírez-Fuentes & J. F. Meraz-Hernando. 2026. Sedimentary characteristics of *Dermochelys coriacea* nests and their effects on hatching success in the central coast of Oaxaca, Mexico. *Hidrobiológica* 36 (1): 1-10.

DOI: [revHidro/article/view/1780](https://doi.org/10.24487/hidrobiologica.2026.36.1.1780)

INTRODUCTION

Sea turtles are experiencing severe declines worldwide due to anthropogenic disturbances, such as egg exploitation (Mortimer, 1991; Chan 2006; Pike, 2013), marine pollution (Chan 2006; Lazar & Gracan, 2011), incidental capture in fishing gear (Chan *et al.*, 1988), and habitat loss (Chan, 2006; Pike, 2013). Particularly, the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea* (Vandelli 1761) is globally listed as vulnerable species under the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) criteria (Wallace *et al.*, 2013), and trends and status in the Pacific Ocean basin have declined precipitously during the last several decades, including declines of more than 90% in Mexico (Sarti *et al.*, 2007; The IUCN OPO Network 2020).

Taking it into account, most conservation efforts of sea turtle populations are concentrated at nesting beaches where the aim is to hatch and survive the greatest number of hatchlings in each nest as is possible (García *et al.*, 2003; Stewart *et al.*, 2019). This strategy includes the protection of nesting beaches where regular patrols against human poaching are done; finding nests on the beach and relocated them to protected hatcheries; as well as other general actions, such as a complete ban on the exploitation of turtles and their eggs (García *et al.*, 2003).

For leatherback turtle and under a dynamic metapopulation approach, specific conservation efforts have been focused on four index beaches (Mexiquillo, Tierra Colorada, Cahuitán and Barra de la Cruz) selected due to their intense nesting activity (more than 100 nests per season) that are monitored regularly over long-term to provide us insights of population trends (Sarti *et al.*, 2007; Santidrián *et al.*, 2017). Nevertheless, there are secondary beaches where turtles of the same subpopulations nest regularly with lower intensity (less than a hundred nests per season) compared to the index beaches (Santidrián *et al.*, 2017). In all these beaches, as soon as the clutches are laid by the female, they are relocated to protected hatcheries aiming to increase the hatchling success.

Bearing this in mind, the hatching success, incubation duration, embryonic development and hatchlings' characteristics, are directly influenced by the microenvironmental characteristics of the place where the incubation of the clutch occurs (Ackerman, 1991; Packard & Packard, 1988; Mohd Salleh *et al.*, 2021). Those features refer to the physical, chemical and biological properties of the substrate that make up the microhabitat in the incubation chamber (Abella 2010).

Particularly, temperature and moisture inside the nest are known to be crucial for successful embryonic development during incubation period (Bodensteiner *et al.*, 2015; Maloney *et al.*, 1990; Hewavisen-thi & Parmenter, 2001) influencing over embryogenesis, phenotype, performance, and survivorship of hatchlings (Booth, 2017; Lolavar & Wyneken, 2020). At the same time, temperature and moisture in the nest microenvironment are influenced by the physical and chemical characteristics of the sand that constitute the incubation chamber; therefore, sediment size influences sea turtle nesting and hatching success (Mortimer, 1990; Speakman *et al.*, 1998; Chen *et al.*, 2007, 2010; Yalçin-Özdilek *et al.* 2007; Fuentes *et al.*, 2010).

Until now, we know that there is only one study that analyzed the effect of incubation temperature in relation to sex determination in this species (Benabib 1984), but we are aware of no other studies that have been done in *D. coriacea* to associate sand characteristics with the hat-

ching success in Mexican protected hatcheries, and the consequences that this has on reproductive success are not fully understood. With this background, the objective of this study was to assess the sedimentary characteristics of *Dermochelys coriacea* nests in two protected hatcheries in the central coast of Oaxaca, by associating the substrate properties of the incubation chambers with hatching success and incubation duration.

MATERIAL AND METHODS

Study area — The study took place in San Juan Chacahua and Palmarito beaches in the Central Pacific Coast of Oaxaca, Mexico (Fig. 1). San Juan Chacahua beach (15°57'48"N, 97°40'52"W — 15°58'54"N, 97°46'54"W) is 12 km long, and is part of the Lagunas de Chacahua National Park; while Palmarito (15°52'23"N, 97°06'23"W — 15°55'36"N, 97°13'58"W) is about 16 km long, extending from San José Manialtepec River on the northwest to Punta Colorada on the southeast. The climate is tropical, hot, humid, and characterized by well-defined dry and rainy seasons. Mean annual temperature is 27.5 °C and mean annual rainfall is 800 mm, concentrated between July and October; the dry season can last 8 months, from November to June (Trejo, 2010).

Hatcheries and nocturnal surveys — This study was carried out from October 2016 through May 2017 (eight months), comprising only one leatherback-breeding season. In each beach there are community groups that protect and relocate the nests to increase the hatching success (García *et al.*, 2003; Vannini & Rosales, 2009; Vannini *et al.*, 2011). The enclosed hatchery locations were constructed with a total area of 80 m² (10 X 8 m), which was sufficient to accommodate 100 nests and far enough away from the tide flood. The distance between nests was set at 1 m to reduce interaction, follow the NOM-162-SEMARNAT-2012 instructions (Diario Oficial de la Federación 2012), and to allow hatchery personnel to walk without stepping onto the nests. Likewise, to protect them from the intensity of the sun, the hatcheries were covered by a shading net at a height of 1.5 m during all breeding seasons. Hatcheries have been moved from site year after year, following the protocols established by the Mexican NOM-162 to avoid accumulation of bacteria and other kinds of contamination (Diario Oficial de la Federación 2012).

Community groups (three people per group) patrolled both beaches at night from 21:00 to 06:00 h, using an all-terrain vehicle ATV, to record any sea turtle activity. All found nests were recorded, numbered, clutch size counted, and transported in clean plastic bags to the enclosed hatcheries; and these sites were monitored daily for threats by natural predators. All relocated nests were buried at a depth of 80.0 cm in the hatchery (García-Grajales *et al.*, 2019), the mean depth of leatherback nesting activity reported among Pacific populations (Benson *et al.*, 2015).

Environmental characteristics of nest incubated in hatcheries — To evaluate microhabitat characteristics associated with eggs incubation, a total of 20 sand samples from 20 nests were collected from both San Juan Chacahua and Palmarito hatcheries (10 nest for each hatchery). Sand samples were collected from the middle of the nest during the nest digging in the hatcheries, 250.0 g sand samples were weighed using a 300.0 g scale (Mod. Pesola), each individual sand sample was tightly sealed in a plastic bag and transported to the Laboratory of Soils in the Universidad del Mar.

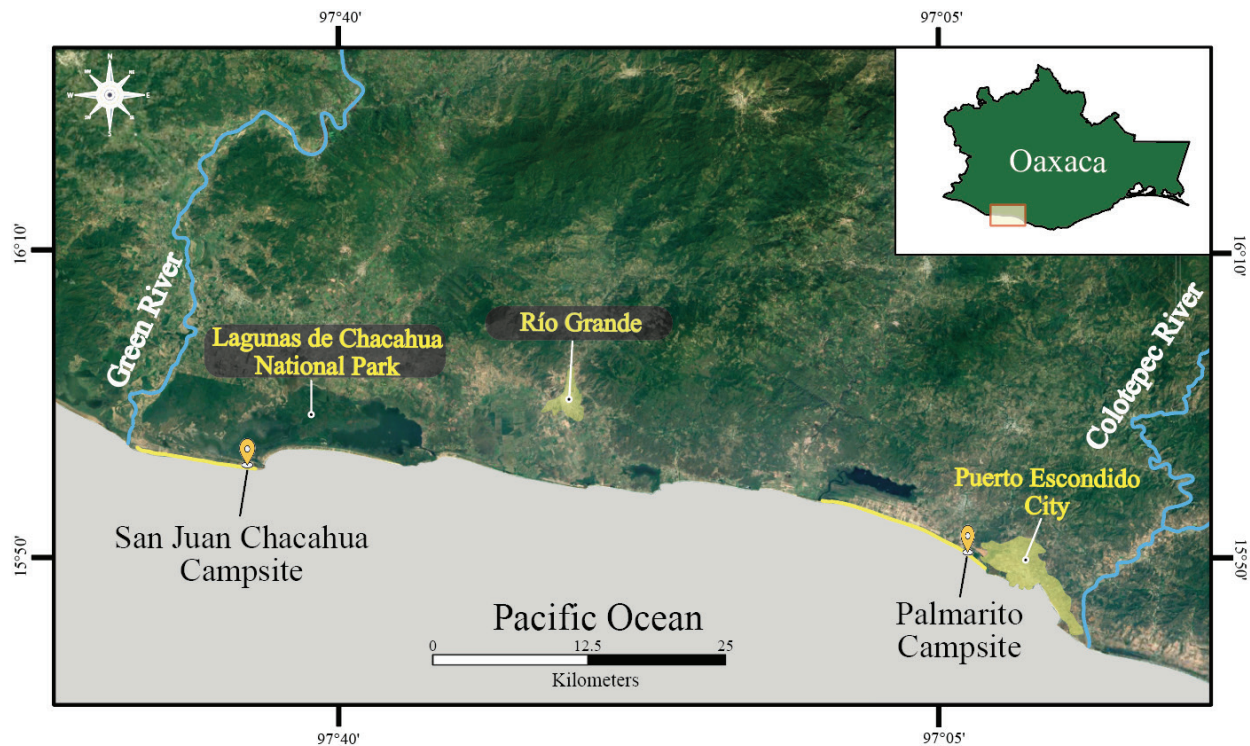


Figure 1. Location of hatcheries in the central coast of Oaxaca, Mexico.

At the laboratory we dried the sand samples by exposure to the sun during a lapse of 72 hours, stirring the samples every 12 hours to uniformly dry them. Then, we followed the Foley *et al.* (2006) protocol, which consists in separating the sand into its various-sized components by sieving 200 g of the sand through the following series of sieves: 2 mm, 1 mm, 0.5 mm, 0.25 mm, 0.125 mm, and 0.063 mm. The sand retained by each sieve was dried for 24 hours at 105°C and weighted. We then calculated the percent of sand by each size class and determined the grain size (mean particle diameter) by weight according to the following formula (Hillel, 1980):

$$X = \sum_{i=1}^n x_i w_i$$

Where x_i was the mean diameter of any size range of particles separated by sieving, and w_i was the weight of the particles in that size range as a fraction of the total dry weight of the sample analyzed.

Other 40.0 g of each sand sample was treated with distilled water and sodium hexametaphosphate as dispersant agent (Borja *et al.*, 2015). Then, we evaluated the particle size distribution through hydrometer method (Gee & Bauder, 1986) and used the Udden-Wentworth grain-size classification (Wentworth 1922), whose notation (phy ϕ) is founded on the base 2 algorithm of the sediment particle diameter ($\phi = -\log_2 D_{mm}$).

The remaining dried sand (10 g) was immersed in plastic vials holding 10 ml of deionized water for determination of pH, using a Ph meter (Mettler S400).

Data analysis — When assumption of normality or homogeneity of variance were not met, the Kruskal-Wallis's test was used to perform a nonparametric analysis.

Differences among the hatcheries, including the biological (clutch size) and physical (grain size) features were further investigated using one way ANOVA, followed by the Bonferroni Post-hoc test. Variables expressed as percentage (grain size, hatching success) were transformed by arcsine of its square root, to achieve data normalization (Zar 2008). When necessary, data normality was tested by K^2 and data homoscedasticity was tested by Bartlett X^2 (Zar, 2008).

The statistical analysis of the size distribution for each sample was determined using the formula from Folk & Ward (1957) obtained. Also, the classifications of skewness (Sk), and kurtosis (K), were done also based on the description defined by Folk & Ward (1957). Statistical measurements included measure of degree of sorting, kurtosis, the degree of peakedness, and skewness, which are described in Table 1.

The total number of eggs (clutch size) laid into the nest and the hatching success were calculated by counting unhatched eggs, dead embryos in eggs, and dead hatchlings in nests, and by excluding the shelled albumen globes (SAGs, Patiño-Martínez *et al.*, 2010, 2012). The hatching success (HS) for each nest was calculated as the percentage of hatchlings in the clutch and was determined using the following formula: [(total eggs – unhatched eggs)/total eggs] X 100 (Hitchins *et al.*, 2004). Mean hatching success was calculated by hatchery. A one-way ANOVA test was used to examine differences between hatcheries. The incubation period (IP) per nest was determined as the numbers of days from the date of eggs lying to the date of the first hatchling emergence (Yalçın-Özdilek *et al.*, 2007).

Table 1. Physical parameters and classification of grain size using the logarithmic Folk and Ward (1957) graphical measures.

Sorting (σ)		Skewness (Sk)		Kurtosis (KG)	
Very well sorted	<0.35	Very fine skewed	0.30 to 1.00	Very platykurtic	<0.67
Well sorted	0.35 - 0.5	Fine skewed	0.10 to 0.30	Platykurtic	0.67 - 0.90
Moderately well sorted	0.7 - 1.00	Symmetrical	0.10 to 0.10	Mesokurtic	0.90 - 1.11
Poorly sorted	1.00 - 2.00	Coarse skewed	0.10 to 0.30	Leptokurtic	1.11 - 1.50
Very poorly sorted	2.00 - 4.00	Very coarse skewed	0.30 to 1.00	Very leptokurtic	1.50 - 3.00
Extremely poorly sorted	> 4.00			Extremely leptokurtic	>3.00

To evaluate the influence of substrate properties, nesting date and clutch size on incubation duration and hatching success, a stepwise backward multiple regression was made, taking the number of days of incubation period and the proportion of hatching success as independent and dependent variables, respectively. The goodness of fit for regression residuals to the normal distribution was tested by K^2 (Fadini *et al.*, 2011).

Canonical Correspondence Analysis (CCA) was performed to analyze the relation between physical properties of grain size and biological properties of nests. All P -values were compared to an alpha level of 0.05, and all variables of the nests sedimentary characteristics were evaluated with Gradistat software (Blott & Pye, 2001), and all analyses (including normality tests) were conducted with XLStat software v. 2018.1 (Addinsoft, Inc.).

RESULTS

The physical parameters and classification of grain size of 20 *D. coriacea* nests from both hatcheries are presented in Table 1. The sand of San Juan Chacahua hatchery showed a dominance of medium sands, with the medium-sand fraction comprising, on average, over 80%, while the remaining categories together accounted for 8%. Palmarito showed a dominance of medium sand sediment too, on average, over 70%, and the remaining categories together brought 2%.

The descriptive statistics of grain size (mean particle diameter) for the two hatcheries are presented in Table 2a. Sediment taken from *D. coriacea* incubation chambers in hatcheries was moderately well sorted in both sites. Data shows that all samples have similar grain-size spectra, where all sediments are in the region of sand. Also, all samples were symmetrical skewed, and all samples were kurtosis classified as mesokurtic.

Incubation duration was significantly different between hatcheries ($F = 6.012$, $P < 0.05$), but hatching success was the same for both sites (See Table 2b).

The dominant grain size was between 0.25 mm and 0.125 mm for both hatcheries. There were significant differences for >1 mm size ($P < 0.05$), 0.05 mm ($P < 0.05$), 0.25 mm ($P = 0.003$), and 0.125 mm ($P = 0.03$) between the two hatcheries; but no differences were found for 2 mm and 0.063 mm grain sizes between the two hatcheries (Table 3).

Both hatcheries were analyzed collectively, as if they represented a single hatchery site, and hatching success correlated to clutch size and grain size. So, clutch size exerted a positive effect on hatching success in both hatcheries, and sediment grain size did not affect it (Table 4).

Incubation duration was affected by the nesting date, clutch size, and grain size (Table 5). For both hatcheries, nesting date presented a negative correlation with incubation duration, and in the same way, clutch size showed a negative correlation with incubation duration. However, incubation duration correlated positively with the all-grain size.

According to CCA ordination, the first and second axes accounted for 74.79% of the data variability. Medium Sand (MS) was the abiotic factor with positive higher influence in the hatching success of *Dermochelys coriacea*; however, all abiotic factors showed a strong positive correlations, with distribution along the positive region of both axes (Fig. 2).

DISCUSSION

The incubation substrate by variation in chemical composition and particle size can influence the microenvironment within the nest (Stewart *et al.*, 2019). Leatherback and other sea turtles often nest successfully on beaches with widely variable particle diameters (Carr & Ogren, 1959; Hendrickson & Balasingam, 1966; Pritchard, 1971; Mortimer, 1982), suggesting sand particle size alone is not likely a cue to which nesting turtles are particularly responsive (Roe *et al.*, 2013).

Both hatcheries showed similarities in the distribution of sand grains despite their geographical distances, with a dominance of medium-sized sediments, emphasizing the absence of very coarse sand. With this in mind, it is hard to explain the variables that determine success of hatching or incubation time. But our results have interesting implications, for example coarse-grained substrates are more permeable to respiratory gases (Ackerman, 1977, 1980), as the open structure allows for more air to be trapped (Speakman *et al.*, 1998) and therefore enhance respiratory gas exchange between the embryos and the atmosphere. However, high substrate permeability also decreases the moisture content of the nest (Bustard & Greenham, 1968) and increases the chance of egg desiccation (Ackerman, 1977; Mortimer, 1990). Conversely, compacted grain fine-grained substrates favor greater water retention (Chen *et al.*, 2010) and impedes the diffusion of respiratory gases (Yalçın-Özdilek *et al.*, 2007; Chen *et al.*, 2010; Fuentes *et al.*, 2010; Cheng *et al.*, 2015; Stewart *et al.*, 2019). In addition, larger grain sizes typically have poorer thermal conductivity as they cannot transfer heat as effectively and are thus expected to be cooler overall if heat for incubation comes predominantly from heating on the beach surface (Speakman *et al.*, 1998; Fuentes *et al.*, 2010). Therefore, sediment size plays a direct role on hydraulic conductivity, total porosity, air-filled pore space, salinity (Foley *et al.*, 2006) and heat transfer (Souza & Vogt, 1994) with consequences to embryo survival.

Table 2. Descriptive statistics of *Dermochelys coriacea* nests during 2016-2017 reproductive season in two hatcheries of Oaxaca. SD = Standard deviation, * denote significance at 0.05 level. MWS: Moderately well sorted; Sim: symmetric; Msk: Meso-kurtic.

		San Juan Chacahua hatchery			Palmarito hatchery				
		n	Mean ± SD	Min - Max	n	Mean ± SD	Min - Max	Parameter	p
a) Grain size:									
Very coarse sand *	10	0	-	10	0	-	-	-	-
Coarse sand *	10	4.72 ± 3.55	0.98 - 9.21	10	12.58 ± 8.11	4.28 - 21.41	H = 16.26	< 0.05	
Medium sand *	10	86.95 ± 8.32	72.59 - 97.71	10	76.25 ± 9.44	63.72 - 86.69	H = 113.21	< 0.05	
Fine Sand *	10	7.44 ± 2.16	4.98 - 9.97	10	10.44 ± 8.45	1.82 - 19.62	H = 24.53	< 0.05	
Very fine sand *	10	0.89 ± 0.29	0.35 - 1.13	10	0.73 ± 0.22	0.47 - 1.08	H = 8.56	< 0.05	
pH	10	9.63 ± 0.39	8.76 - 11.43	10	8.69 ± 0.24	7.98 - 9.18			
Descriptive statistics:									
Sorting (σ) classification			MWS		MWS				
Skewness (Sk) classification			Sim		Sim				
Kurtosis (K) classification			Msk		Msk				
b) Incubation duration (days)*	10	58.50 ± 4.60	50.2 - 65.72	10	56.30 ± 3.63	50.35 - 60.21	F = 6.012	< 0.05	
Hatching success (%)	10	77.24 ± 8.11	64.73 - 88.72	10	81.70 ± 9.50	69.34 - 93.81	H = 7.43	0.059	
Clutch size	10	100.4 ± 14.53	82.74 - 119.83	10	105.50 ± 10.88	92.73 - 121.72	F = 0.820	> 0.05	

The influence of nesting site on hatching success greatly varies among the sea turtle species and the sites themselves (Miller *et al.*, 2003). Previous studies have suggested that sediment size influences sea turtle nesting and hatching success (Mortimer, 1990; Speakman *et al.*, 1998; Chen *et al.*, 2007; Yalçin-Özdilek *et al.*, 2007). For instance, we know that leatherback tend to nest on high-energy, dynamic beaches that are free of offshore obstructions, with steeply sloping shorelines and offshore depth profiles (Pritchard, 1971; Mrosovsky, 1983; Eckert 1987). In addition, Roe *et al.* (2013) found that leatherback nesting was positively correlated with sand in intermediate size class (0.025 mm diameter) at Playa Grande, Costa Rica. In our study, the contribu-

tion of medium to fine sediments in both beaches are, probably, due to the nearby presence of the Rio Verde (one of the main rivers in the coastal region) and to the constant connection between the sediments of the lagoons of Chacahua with the sea (Espinoza-Ayala *et al.*, 2011). Additionally, changes in grain size distributions of sands in such areas are determined by coastal geomorphology (erosional and depositional features associated with waves and tides), longshore transport, winds, tidal regimes, river discharges near the beach, and sand composition, among other factors (Kasper-Zubillaga & Carranza-Edwards, 2003; Kasper-Zubillaga *et al.*, 2007; Davidson-Amott 2010).

Table 3. Comparison of sand grain size separately for San Juan Chacahua (PSJ) and Palmarito (PMO) hatcheries. n = 10 for all samples. * denote significance at 0.05 level.

Mesh Size	Hatcheries	Mean $\pm$ SD	Min	Max
2 mm	PSJ	0.16 $\pm$ 1.56	0.14	1.98
	PMO	0.25 $\pm$ 0.10	0.08	2.14
1 mm *	PSJ	1.16 $\pm$ 0.65	0.34	2.11
	PMO	1.65 $\pm$ 0.94	0.58	2.96
0.05 *	PSJ	2.68 $\pm$ 1.02	1.66	3.28
	PMO	4.37 $\pm$ 1.78	1.19	7.54
0.25 *	PSJ	44.73 $\pm$ 12.34	28.83	72.29
	PMO	61.27 $\pm$ 14.23	38.56	80.64
0.125 *	PSJ	25.68 $\pm$ 9.95	13.97	39.73
	PMO	35.13 $\pm$ 11.36	20.16	49.57
0.063	PSJ	1.18 $\pm$ 0.92	0.13	2.75
	PMO	2.04 $\pm$ 1.21	0.52	4.31

Table 4. Stepwise backward multiple linear regression for hatching success of *Dermochelys coriacea* in both hatcheries and in each individually.

	Variable	Coefficient	Standard Coefficient	p
Both hatcheries ($r^2 = 0.9525$)	Clutch size	0.072	0.732	< 0.0001
	Medium sand	0.654	0.284	< 0.0001
	Coarse sand	0.843	0.175	< 0.0001
	Fine sand	1.257	0.119	< 0.0001
San Juan Chacahua hatchery ($r^2 = 0.9314$)	Clutch size	0.093	1.093	< 0.001
	Medium sand	1.478	0.573	0.012
	Fine sand	4.543	-1.645	0.045
	Clutch size	0.035	0.304	0.0385
Palmarito hatchery ($r^2 = 0.925$)	Medium sand	0.668	0.428	0.001
	Coarse sand	0.482	0.273	0.007

Both hatcheries showed carbonated (alkaline) sands, and this is perhaps related to null rain activity during the Leatherback nesting season and a little percolating soil (medium sands). All of that will cause a build-up of calcium cations increasing the carbonation as product of water evaporation (Moreno Ramon, 2023).

Average grain size and sorting values obtained here are like those reported by Carranza-Edwards (2001), who mentions that the coastal zone of the Mexican Pacific shows medium sands to fine sands. Particles in the sand (~0.1-64 mm) are cohesionless and readily set in motion by waves, meanwhile larger particles are also cohesionless, but their large size also requires very large waves for the transport (Davidson-Amott, 2010). The influence of waves and currents might generate sands with different “peaks” in their grain size distributions. In the Mexican Pacific coast, beach face slopes of 4° are characterized by medium to fine sands (Shepard 1973), probably due to the piling-up effect of finer grains transported during the run-up in wide coastal plains (Davidson-Amott 2010). In addition to this, Rio Verde discharges, to a lesser extent, deposits sediments with grain size distributions due to the dam construction landwards and the use of river tributaries for irrigation purposes (Espinoza-Ayala *et al.*, 2011; Kasper-Zubillaga *et al.*, 2007) in the case of San Juan Chacahua beach while the San José Manialtepec River does the same for Palmarito beach.

Grain size and nesting date have been selected as one of the main factors influencing nest temperature and embryonic development

rate, having a direct effect on incubation duration (Fadini *et al.*, 2011; Hawkes *et al.*, 2007; Pike *et al.*, 2006). Sites with coarse sand have higher temperatures, shortening incubation duration; by contrast, the lower temperatures characteristics of fine sands increase incubation duration (Ferreira Junior & Castro, 2003). In addition, water availability and respiratory gas (oxygen and carbon dioxide) concentrations (Ackerman, 1997; Erb *et al.*, 2018) also influence embryonic development and hatchling quality.

Thus, incubation duration is longer in the beginning of the reproductive season of sea turtles, because the mean daily temperature is lower, and in subsequent months, days become longer and warmer, and the nest temperatures tend to increase, shortening the incubation duration (Baptistote *et al.*, 2003; Hewavisenthi & Parmenter, 2002). Although this correlation has not been demonstrated in the reproduction areas of the leatherback turtle in the Mexican Pacific coast, it has been demonstrated in other geographical areas of Mexico with *Caretta caretta* (Öz *et al.*, 2004).

Considering the success of eclosion as dependent variable, a greater relationship with sand size was undeniable for both sites of study; however, in separate models, San Juan Chacahua showed greater value in the coefficients of fine sands and medium sands, while Palmarito showed higher value in the coefficients of medium and fine sands.

Table 5. Multiple linear regression for incubation duration of *Dermochelys coriacea* in both hatcheries.

	Variable	Coefficient	Standard Coefficient	p
Both hatcheries ($r^2 = 0.9325$)	Nesting date	-0.0753	-0.1963	0.005
	Clutch size	-0.1319	-0.1467	0.008
	Medium sand	10.165	0.0488	< 0.001
	Coarse sand	14.037	0.1413	0.005
	Fine Sand	12.853	0.1846	0.027
	Very fine sand	16.871	0.0923	0.019

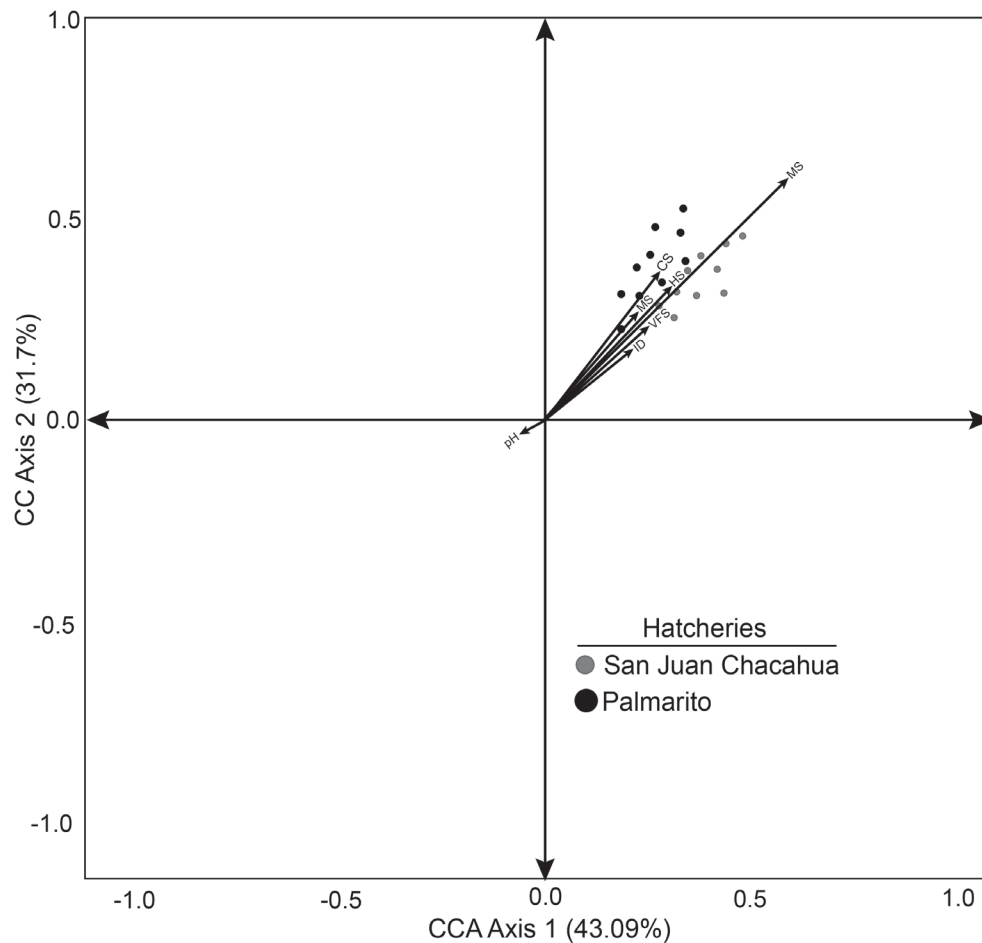


Figure 2. Biplot of axes 1 and 2 of the Canonical Correspondence Analysis (CCA) between physical properties of grain size and biological properties of *Dermochelys coriacea* nests. VFS= Very fine sand, FS= Fine sand, MS= Medium sand, HS= Hatching success, IP= Incubation period, CS= Clutch size, pH= Potential of hydrogen.

Interpreting the CCA ordination, medium grain size was the most important abiotic variable that influence in the hatching success; however, through stepwise backward linear regression the clutch size exerted a positive effect on hatching success. This is not contradictory, as the clutch size also presented a strong correlation on both axes demonstrating that both factors may have simultaneous effects. Maybe, some factors that influence sand characteristics are seasonal patterns of rainfall and the geological position and close to river openings of the beaches (Sönmez *et al.*, 2013).

As product of coastal development, many managed sea turtle nesting beaches use hatcheries that follow a standard procedure regarding clutch relocation techniques, such as ensuring the new egg chamber at the same depth as the natural nest, and choosing a new site with the optimal characteristics for incubation and protection (Tanabe *et al.*, 2021); however, most hatcheries are built based on easy access and without considering the characteristics of the substrate. For more than two decades these efforts have been focused on Mexico (García *et al.*, 2003) with a lack of detailed understanding of which effects have the nests sedimentary characteristics in hatcheries on hatching success and incubation duration. In the current study, the influence of nesting

date and some nest sediment characteristics of incubation chamber in hatcheries make it possible to highlight the importance of conducting this type of analysis for the selection of the sites where the hatcheries will be established. Clearly, more detailed studies on the effect of physical properties of sand in hatcheries are needed to establish a criterion for determine the best areas to set up this.

ACKNOWLEDGMENTS

Funding was partially provided by Promotora del Desarrollo S.C. and Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza (FOCN). Research permits were obtained from Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT: DGVS/03409/16, and DGVS/05873/17). We thank the Universidad del Mar (UMAR) and its División de Estudios de Posgrado for logistics and facilities provided. Our special gratitude to San Juan Chacahua and ViveMar communitarian turtle campsites. In addition, special thanks to Allison Tai Rosewicz for her revision and suggestions to our English manuscript. JG-G and ERF thank the Sistema Nacional de Investigadores (SNII) for its recognition and grant.

REFERENCES

- ABELLA, E. 2010. Factores ambientales y de manejo que afectan el desarrollo embrionario de la tortuga marina *Caretta caretta*. Implicaciones en programas de incubación controlada. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria, España.
- ACKERMAN, R. A. 1977. The respiratory gas exchange of sea turtle nests (*Chelonia*, *Caretta*). *Respiratory Physiology* 31: 19-38. DOI: 10.1016/0034-5687(77)90062-7
- ACKERMAN, R. A. 1980. Physiological and ecological aspects of gas exchange by sea turtle eggs. *American Zoology* 20: 575-583. DOI: 10.1093/icb/20.3.575
- ACKERMAN, R. A. 1991. Physical factors affecting the water exchange of buried reptile eggs. In: Deeming D. C. & M. J. Ferguson (Eds.). *Egg incubation: its effect on embryonic development in birds and reptiles* Cambridge University Press, pp. 193-211.
- BAPTISTOTE, C., J. C. A. THOME & K. BJORDNAL. 2003. Reproductive and biology conservation status of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 4(3): 523-529.
- BENABIB, M. 1984. Efecto de la temperatura de incubación, la posición del nido y la fecha de anidación en la determinación del sexo de *Dermochelys coriacea*. Tesis de maestría en ciencias. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- BENSON, S. R., R. TAPILATU, N. PILCHER, T. P. SANTIDRIÁN & L. SARTI. 2015. Leatherback turtle populations in the Pacific Ocean. Pp. 110-122 In: Spotila J. R. and P. Santidrián, (Eds.), *The Leatherback turtle. Biology and Conservation*. John Hopkins University Press, U.S.A.
- BLOTT, S. J. & K. PYE. 2001. Gradistat: A grain size distribution and statistics package for the Analysis of Unconsolidated Sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26: 1237-1248.
- BODENSTEINER, B. L., T. S. MITCHELL, J. STRICKLAND & F. J. JANZEN. 2015. Hydric conditions during incubation influence phenotypes of neonatal reptiles in the field. *Functional Ecology* 29: 710-717. DOI: 10.1111/1365-2435.12382
- BOOTH, D. T. 2017. Influence of incubation temperature on sea turtle hatching quality. *Integrative Zoology* 12: 352-360. DOI: 10.1111/1749-4877.12255
- BORJA, K., J. MERCADO & E. COMBATT. 2015. Methods of mechanical dispersion for determining granulometric fractions in soils using four dispersant solutions. *Agronomía Colombiana* 33(2): 253-260. DOI: 10.15446/agron.colomb.v33n2.47236
- BUSTARD, H. R. & P. GREENHAM. 1968. Physical and chemical factors affecting in the green sea turtle, *Chelonia mydas*. *Ecology* 49: 269-276. DOI: 10.2307/1934455
- CARR, A. & L. OGDEN. 1959. The ecology and migrations of sea turtles, 3. *Dermochelys* in Costa Rica. *American Museum Novitates* 1958: 1-29.
- CARRANZA-EDWARDS, A. 2001. Grain size and sorting modern in modern sands. *Journal of Coastal Research* 17(1): 38-52.
- CHAN, E. H. 2006. Marine turtles in Malaysia: on the verge of extinction? *Aquatic Ecosystem Health & Management* 9: 175-184. DOI: 10.1080/14634980600701559
- CHAN, E. H., H. C. LIEW & A. G. MAZLAN. 1988. The incidental capture of sea turtles in fishing gear in Terengganu, Malaysia. *Biological Conservation* 43: 1-7. DOI: 10.1016/0006-3207(08)900774-2
- CHEN, H. C., L. J. CHENG & E. HONG. 2007. The influence of the beach environment on the digging success and nest site distribution of the green turtle, *Chelonia mydas*, on Wan-an Island, Penghu Archipelago, Taiwan. *Journal of Coastal Research* 23: 1277-1286. DOI: 10.2112/05-0455.1
- CHEN, C. L., C. C. WANG & L. J. CHENG. 2010. Effects of biotic and abiotic factors on the oxygen content of sea turtle nests during embryogenesis. *Journal of Comparative Physiology B* 180: 1045-1055. DOI: 10.1007/s00360-010-0479-5
- CHENG, L. J., C. H. LIN AND C. T. TSENG. 2015. Factors influencing variations of oxygen content in nests of green sea turtles during egg incubation with a comparison of two nesting environments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 471: 104-111. DOI: 10.1016/j.jembe.2015.05.013
- DAVIDSON-AMOTT, R. 2010. An introduction to coastal processes and geomorphology. Cambridge University Press. New York, USA.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN. 2012. Norma Oficial Mexicana NOM-162-SE-MARNAT-2012, que establece las especificaciones para la protección, recuperación y manejo de las poblaciones de las tortugas marinas en su hábitat de anidación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Gobierno de la República Mexicana, México.
- ECKERT, K. L. 1987. Environmental unpredictability and leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nest loss. *Herpetologica* 43: 315-323.
- ERB, V., A. LOLAVAR & J. WYNEKEN. 2018. The role of sand moisture in shaping loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) neonate growth in southeast Florida. *Chelonian Conservation and Biology* 17: 245-251. DOI: 10.2744/CCB-1301.1
- ESPIÑOZA-AYALA, J., J. A. GONZALEZ, H. RICCHICOLI, X. LI, M. A. MEJÍA & L. GONZÁLEZ-HITA. 2011. El río Verde, Oaxaca: Estudio de sus cambios de morfología. *Tecnología y Ciencias del Agua* 2(4): 131-147.
- FADINI, L. S., A. GOMEZ SILVA & P. D. FERREIRA-JUNIOR. 2011. Sedimentary characteristics and their effects on hatching success and incubation duration of *Caretta caretta* (Testudines: Cheloniidae) in Espírito Santo, Brazil. *Zoologia* 28(3): 312-320. DOI: 10.1590/S1984-46702011000300005
- FERREIRA JUNIOR, P. D. & P. T. A. CASTRO. 2003. Geological control of *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis* nesting areas in Rio Javães, Bananal Island, Brazil. *Acta Amazonica* 33(3): 445-468. DOI: 10.1590/S0044-56672003000300010
- FOLEY, A. M., S. A. PECK & G. R. HARMAN. 2006. Effects of sand characteristics and inundation on the hatching success of Loggerhead Sea turtle (*Caretta caretta*) clutches on low-relief mangrove islands in southwest Florida. *Chelonian Conservation and Biology* 5(1): 32-41. DOI: 10.2744/1071-8443(2006)5[32:EOSCAI]2.0.CO;2

- FOLK, R. L., & W. C. WARD. 1957. Brazos Sungai Bar: A study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27(1): 3-26.
- FUENTES, M. M. P. B., J. L. DAWSON, S. G. SMITHERS, M. HAMANN & C. J. LIMPUS. 2010. Sedimentological characteristics of key sea turtle rookeries: potential implications under projected climate change. *Marine and Freshwater Research* 61: 464-473. DOI: 10.1071/MF09142
- GARCÍA, A., G. CEBALLOS & R. ADAYA. 2003. Intensive beach management as an improved sea turtle conservation strategy in Mexico. *Biological Conservation* 111: 253-261. DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00300-2
- GARCÍA-GRAJALES, J., J. MERAZ HERNANDO, J. L. ARCOS GARCÍA & E. RAMÍREZ FUENTES. 2019. Incubation temperatures, sex ratio and hatching success of Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in two protected hatcheries in the central coast of the Eastern Tropical Pacific, Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation* 42(1): 143-152. DOI: 10.32800/abc.2019.42.0143
- GEE, G. W. & J. W. BAUDER. 1986. Particle size analysis. In: Klute, A. (Ed.). *Methods of soils analysis: Part 1, Physical and mineralogical methods*. Agronomy series No. 9, American Society of Agronomy, pp. 383-411.
- HAWKES, L., A. C. BRODERICK, M. H. GODFREY & B. J. GODLEY. 2007. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Global Change Biology* 13(5): 923-932. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01320.x
- HENDRICKSON, J. R. & E. BALANSINGAM. 1966. Nesting beach preferences of Malaysia sea turtles. *Bulletin of Natural Museum of Singapore* 33: 69-76.
- HEWAVISENTHI, S. & C. J. PARMENTER. 2001. Influence of incubation environment on the development of the flatback turtle (*Natator depressus*). *Copeia* 2001 (3): 668-682. DOI: 10.1643/0045-8511(2001)001[0668:IOIEOT]2.0.CO;2
- HEWAVISENTHI, S. & C. J. PARMENTER. 2002. Incubation environment and nest success of the flatback turtle (*Natator depressus*) from a nesting beach. *Copeia* 2002 (2): 302-312. DOI: 10.1643/0045-8511(2002)002[0302:IEANSO]2.0.C;2
- HILLEL, D. 1980. *Fundamental of Soil Physics*. New York: Academic Press, 413 pp.
- HITCHINS, P. M., O. BOURQUIN & S. HITCHINS. 2004. Nesting success of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) on Cousine Island, Seychelles. *Journal of Zoological Society of London* 264: 383-389. DOI: 10.1017/S0952836904005904
- KASPER-ZUBILLAGA, J. J. & A. CARRANZA-EDWARDS. 2003. Modern sands of the Gulf of Mexico: Discriminating fluvial and coastal sand composition. *Ciencias Marinas* 29: 621-630.
- KASPER-ZUBILLAGA, J. J., A. CARRANZA-EDWARDS & E. MORALES DE LA GARZA. 2007. Textural characterization of beach sands from Gulf of California, Mexico: Implication for coastal processes and relief. *Ciencias Marinas* 33(1): 83-94.
- LAZAR, B. & R. GRACAN. 2011. Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 62: 43-47. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.09.013
- LOLAVAR, A. & J. WYNEKEN. 2020. The impact of sand moisture on the temperature-sex ratio responses of developing loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtles. *Zoology* 138: 125739. DOI: 10.1016/j.zool.2019.125739
- MALONEY, J. E., C. DARIAN-SMITH, Y. TAKAHASHI & C. J. LIMPUS. 1990. The environment for development of the embryonic loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Queensland. *Copeia* 2: 378-387.
- MILLER, J. D., C. L. LIMPUS & M. GODFREY. 2003. Nest site selection, oviposition, eggs development, hatching and emergence of loggerhead sea turtles. In: Bolten, A. B. & B. E. Whiting (Eds.). *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, pp. 125-143.
- MOHD SALLEH, S., H. NISHIZAWA, S. A. MOHD SAH, A. J. KHAN & M. UZAIR. 2021. Sand particle size influence nest site selection of green turtles (*Chelonia mydas*) differently in east and west Peninsular Malaysia. *Herpetological Conservation and Biology* 16(3): 671-680.
- MORENO-RAMÓN, H. 2023. Procesos formadores de suelos: carbonatación. Universitat Politècnica de Valencia, España.
- MORTIMER, J. A. 1982. Factors influencing beach selection by nesting sea turtles. In: Bjørndal K. (Ed.). *Biology and conservation of sea turtles*. Proceedings of the World Conference on Sea Turtle Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- MORTIMER, J. A. 1990. The influence of beach sand characteristics on the nesting behavior and clutch survival of green turtles (*Chelonia mydas*). *Copeia* 1990 (3): 802-817.
- MORTIMER, J. A. 1991. *Marine turtle populations of Pulau Redang: their status and recommendations for their management*. WWF Report to Turtle Sanctuary Advisory Council of Terengganu.
- MROSOVSKY, N. 1983. Ecology and site-selection of leatherback turtles. *Biological Conservation* 26: 47-56.
- ÖZ, M., ERDOĞAN, A., Y. KASKA, S. DUSEN, A. ASLAN, H. SERT, M. YAVUZ & M. R. TUNC. 2004. Nest temperatures and sex-ratios estimates of loggerhead turtles at Patara beach on the southwestern coast of Turkey. *Canadian Journal of Zoology* 82(1): 94-101. DOI: 10.1139/z03-200
- PACKARD, G. C. & M. J. PACKARD. 1988. The physiological ecology of reptilian eggs and embryos. In: Gans, C. & R. B. Huey (Eds.). *Biology of the reptilia*. Alan L. Riss Press, pp. 523-605.
- PATÍÑO-MARTÍNEZ, J., A. MARCO, L. QUIÑONES & C.P. CALABUIG. 2010. Los huevos falsos (SAGs) facilitan el comportamiento social de emergencia en las crías de la tortuga laúd *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae). *Revista de Biología Tropical* 58(3): 943-954.
- PATÍÑO-MARTÍNEZ, J., A. MARCO, L. QUIÑONEZ, E. ABELLA, R. MURIEL & J. DIEGUEZ-URIBEONDO. 2012. How do hatcheries influence embrionic development of sea turtle eggs? Experimental analysis and isolation of microorganisms in Leatherback turtle eggs. *Journal of Experimental Zoology* 317:47-54.
- PIKE, D. A. 2013. Forecasting range expansion into ecological traps; climate mediated shifts in sea turtle nesting beaches and human development. *Global Change Biology* 19: 3082-3092. DOI: 10.1111/gcb.12282

- PIKE, D. A., R. L. ANTWRORTH & J. C. STINER. 2006. Earlier nesting contributes to shorter nesting seasons for the loggerhead seaturtle, *Caretta caretta*. *Journal of Herpetology* 40(1): 91-94.
- PRITCHARD, P. 1971. The leatherback or leathery turtle (*Dermochelys coriacea*). *IUCN Monograph, Marine Turtle Series* 1: 1-39.
- ROE, J. R., P. R. CLUNE & F. V. PALADINO. 2013. Characteristics of a Leatherback nesting beach and implications for coastal development. *Chelonian Conservation and Biology* 12(1): 34-43. DOI: 10.2744/CCB-0967.1
- SANTIDRIÁN, P., N. J. ROBINSON, L. G. FONSECA, W. QUIRÓS-PEREIRA, R. ARAUZ, M. BEANGE, R. PIEDRA, E. VÉLEZ, F. V. PALADINO, J. R. SPOTILA & B. WALLACE. 2017. Secondary nesting beaches for leatherback turtle on the Pacific coast of Costa Rica. *Latin American Journal of Aquatic Research* 45: 563-571. DOI: 10.3856/vol45-issue3-fulltext-6
- SARTI, L., A. R. BARRAGÁN, D. GARCÍA, N. GARCÍA, P. HUERTA & F. VARGAS. 2007. Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 70-78. DOI: 10.2744/1071-8443(2007)6[70:CABOTL]2.0.CO;2
- SÖNMEZ, B., C. TURAN & S. Y. ÖZDİLEK. 2013. Comparison of the physical properties of two Green Turtle (*Chelonia mydas*) nesting beaches (Akyatan and Samandag) in the eastern Mediterranean (Reptilia: Cheloniidae). *Zoology in the Middle East* 59(1): 30-38. DOI: 10.1080/09397140.2013.795061
- SOUZA, R. R. & R. C. VOGT. 1994. Incubation temperature influence sex and hatchling size in the Neotropical turtle *Podocnemis unifilis*. *Journal of Herpetology* 28(4): 453-464.
- SHEPARD, F. P. 1973. *Submarine geology*. New York (USA): Harper and Row.
- SPEAKMAN, J. R., G. C. HAYS & E. LINDBLAD. 1998. Thermal conductivity of sand and its effect on the temperature of Loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) nests. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 78: 1337-1352.
- STEWART, T. A., D. T. BOOTH & M. U. RUSLI. 2019. Influence of sand grain size and nest microenvironment and locomotion performance of Green Turtles (*Chelonia mydas*) at the Chagar Hutang Turtle Sanctuary, Redang Island, Malaysia. *Australian Journal of Zoology* 66: 356-368. DOI: 10.1071/ZO19025
- TANABE, L. K., M. STEENACKER, M. UZAIR RUSLI & M. L. BERUMEN. 2021. Implications of nest relocation for morphology and locomotor performance of green turtle (*Chelonia mydas*) hatchlings. *Ocean and Coastal Management* 207: 105591. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2021.105591
- THE LAUD OPO NETWORK. 2020. Enhanced, coordinated conservation efforts required to avoid extinction of critically endangered Eastern Pacific leatherback turtles. *Scientific Reports* 10, 4772. DOI: 10.1038/s41598-020-60581-7
- TREJO, I. 2010. Las selvas secas del Pacífico Mexicano. In: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J. C. & R. Dirzo (Eds). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 41-51.
- VANNINI, F. & P. ROSALES. 2009. Leatherback nesting in Tomatal, Oaxaca, Mexico in 2007/2008. *Marine Turtle Newsletter* 126: 13-14.
- VANNINI, F., A. REYES SÁNCHEZ, G. ESCAMILLA, C. SANTOS, E. CRUZ, P. FRANCO & E. PÉREZ. 2011. Sea turtle protection by communities in the Coast of Oaxaca, Mexico. *Cuadernos de Investigación UNED* 3(2): 187-194.
- WALLACE, B. P., M. TIWARI & M. GIRONDOT. 2013. *Dermochelys coriacea*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. Available on: www.iucn-redlist.org. Accessed February 15th, 2018.
- WENWORTH, C. K. 1922. A scale of grade and class terms of clastic sediments. *Journal of Geology* 27: 377-392.
- YALÇIN-ÖZDİLEK, Ş., H. G. ÖZDİLEK & F. S. OZANER. 2007. Possible influence of beach sand characteristics on green turtle nesting activity on Samandağ Beach, Turkey. *Journal of Coastal Research* 23: 1379-1390.
- Zar, J. H. 2008. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. New Jersey, USA.

Efectos de proteína vegetal en el crecimiento y respuesta inflamatoria en trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) de dos centros de producción en México

Effects of plant protein on growth and inflammatory response in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) from two productions centers in Mexico

Vania A. Ortiz-González¹, Erick U. Santamaría-Ventura¹, J. Manuel Segura-Campos¹, Mario A. Fernández-Araiza¹, Madison S. Powell², L. Héctor Hernández-Hernández¹

Recibido: 04 de octubre del 2024.

Aceptado: 15 de abril del 2025.

Publicado: abril de 2026.

RESUMEN

Antecedentes: Ante la demanda de harina de pescado y aumento de los precios, se propone el uso de proteínas de origen vegetal. El uso de concentrados de proteína vegetal y la selección genética de organismos son estrategias para sustituir completamente los productos derivados de pescado en los alimentos para trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*). **Objetivo:** Determinar el efecto de un alimento con diferentes concentrados de proteína vegetal en el crecimiento y la expresión de las interleucinas 1 β , 8, 4 y 10 en crías de trucha provenientes de dos centros de producción acuícola en México. **Métodos:** Se realizó una prueba de alimentación con crías de dos orígenes, El Zarco (Estado de México, peso inicial 3.04 $\pm$ 0.3 g) y Los Manantiales (Puebla, peso inicial 0.84 $\pm$ 0.2 g) por un periodo de 60 días, utilizando un alimento con proteína vegetal (arroz, chícharo, maíz y soya), además de un alimento comercial como control. Al finalizar, se determinó el crecimiento y la expresión de los genes *il-1 β* , *il-4*, *il-8* e *il-10* en el intestino. Los datos de crecimiento y expresión de genes se evaluaron con un ANDEVA de dos variables. **Resultados:** El crecimiento fue significativamente más bajo en los organismos alimentados con las proteínas vegetales, independientemente del origen. Los genes de las interleucinas proinflamatorias (*il-1 β* e *il-8*) fueron regulados positivamente en los organismos con el alimento vegetal, pero las antiinflamatorias (*il-4* e *il-10*) mostraron valores de expresión positiva más altos en las crías de El Zarco con el alimento vegetal. **Conclusiones:** El alimento con proteína de origen vegetal afectó el crecimiento de los organismos de ambos orígenes, pero la expresión positiva de *il-4* e *il-10* en las crías de El Zarco, sugiere una recuperación de un proceso inflamatorio.

Palabras clave: crecimiento, concentrados de proteína vegetal, inflamación, interleucinas, harina de soya

ABSTRACT

Background: Due to the demand for fish meal and increasing prices, use of plant-origin proteins has been proposed. The use of plant-protein concentrates and the genetic selection of organisms are strategies to substitute completely fish derived-products in feeds for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Objective:** To determine the effect of one feed with different plant protein concentrates on growth and expression of interleukins 1 β , 8, 4 and 10 of rainbow trout fingerlings obtained from two aquatic production centers in Mexico. **Methods:** A feeding trial was performed with fingerlings from two sources, El Zarco (Estado de México, initial weight of 3.04 $\pm$ 0.3 g) and Los Manantiales (Puebla, initial weight of 0.84 $\pm$ 0.2 g) for a period of 60 days, using a feed with plant protein (rice, green pea, corn and soybean), in addition to a commercial feed as control. At the end of the trial, growth performance and gene expression of *il-1 β* , *il-4*, *il-8* and *il-10* in the intestine were determined. Growth and gene expression data were evaluated with a two-way ANOVA. **Results:** Growth was significantly lower in the organisms fed with the plant proteins, independently of the origins. The proinflammatory interleukins genes (*il-1 β* and *il-8*) were upregulated in the organisms with the plant feed, but the anti-inflammatory interleukins genes (*il-4* and *il-10*) showed higher upregulation in the fingerlings from El Zarco with plant feed. **Conclusions:** The feed with the plant-origin concentrates affected the growth of the organisms from both origins, but the upregulation of *il-4* and *il-10* in the fingerlings from the El Zarco, suggests a recovery of an inflammatory process.

Keywords: growth, plant-protein concentrates, inflammation, interleukins, soybean meal

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

² Hagerman Fish Culture Experiment Station, Aquaculture Research Institute, University of Idaho, 3059F National Fish Hatchery Road, Hagerman, Idaho, 83332, USA

*Corresponding author:

Luis Héctor Hernández Hernández: e-mail: luish3@yahoo.com

To quote as:

Ortiz-González, V. A., E. U. Santamaría-Ventura, J. M. Segura-Campos, M. A. Fernández-Araiza, M. S. Powell & L. H. Hernández-Hernández. 2026. Efectos de proteína vegetal en el crecimiento y respuesta inflamatoria en trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) de dos centros de producción en México. *Hidrobiológica* 36 (1): 11-17.

DOI:revHidro/article/view/1804

INTRODUCCIÓN

La trucha arcoíris *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) es una de las especies con más tradición en la producción acuícola de México, ya que su cultivo data desde mediados del siglo pasado en el Estado de México (Hernández-Hernández y Carrillo-Longoria, 2018) y actualmente se produce en 18 estados del país (CONAPESCA, 2022). Sin embargo, la producción de esta especie enfrenta problemáticas diversas y el alimento balanceado es uno de los factores que más afecta a los productores, debido a un constante aumento de precios en los insumos para su elaboración (Hernández-Hernández y Carrillo-Longoria, 2018). Los principales ingredientes de los alimentos balanceados son la harina y el aceite de pescado, que provienen de pesquerías marinas y aunque su producción permanece relativamente estable (Hardy, 1996), es insuficiente para la creciente demanda de la acuicultura (Gatti *et al.*, 2007). Ante esta situación, se ha propuesto el uso de productos de origen vegetal tales como las harinas y aceites de cereales y semillas oleaginosas (Hardy, 2010). Las proteínas vegetales todavía tienen un uso limitado en alimentos comerciales de especies acuáticas carnívoras como la trucha, pues los cereales y las semillas contienen compuestos que afectan la integridad del epitelio intestinal, la digestibilidad, el crecimiento normal (Krogdahl *et al.*, 2010) y la respuesta inmunológica e inflamatoria (Burrells *et al.*, 1999). Se han desarrollado varias estrategias para incluir cantidades cada vez mayores de proteínas de origen vegetal en los alimentos de peces carnívoros y una de ellas es el uso de productos refinados de las harinas vegetales, que contienen una mayor cantidad de proteína y los más prometedores para usarse en los organismos acuáticos de importancia comercial son los concentrados de proteína (Hardy, 2010). Algunos trabajos previos reportan el uso de diferentes concentrados de proteína vegetal (como de soya, arroz, maíz) en trucha arcoíris y encontrando un crecimiento similar con el grupo control (Cid *et al.*, 2020; Segura-Campos *et al.*, 2021). Así mismo, se ha propuesto la selección de organismos con capacidad de utilizar las proteínas de origen vegetal sin afectar el crecimiento y sin generar inflamación en la parte distal del intestino (Overturf *et al.*, 2004; Lazzaroto *et al.*, 2015; Abernathy *et al.*, 2017; Blaufuss *et al.*, 2020). Considerando estos dos aspectos, el presente trabajo tuvo como objetivo determinar el efecto de un alimento con proteína vegetal en el crecimiento y en la expresión de las interleucinas proinflamatorias 1β y 8 y de las antiinflamatorias 4 y 10, en crías de trucha arcoíris provenientes de dos diferentes centros de producción ubicados en México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Formulación del alimento. Se formuló un alimento (Tabla 1) con exclusivamente proteínas de origen vegetal: concentrado de proteína de chícharo, de arroz (GABSA S.A. de C.V., Ciudad de México, México), gluten de maíz (Glutimex, Ingredion México S.A. de C.V., Tlalnepantla, Estado de México) y harina de soya (PISA S.A. de C.V., Guadalajara, México). Otros ingredientes se muestran en la Tabla 1. El alimento se preparó de acuerdo a lo reportado previamente por Segura-Campos *et al.* (2021). Como control, se utilizó un alimento comercial (minipelet peces AE 1.5 mm, Alimentos de Alta Calidad El Pedregal, S.A. de C.V.; contenido químico proximal: proteína, 45%; lípidos, 16%; cenizas 12.5% y humedad, 12%).

Organismos experimentales. Los organismos se obtuvieron de dos centros de producción acuícola: granja “Los Manantiales” (municipio

de Zacatlán, Puebla) y del Centro de Producción “El Zarco” (municipio de Ocoyoacac, Estado México). De acuerdo con los encargados de cada uno de estos centros, las crías de Los Manantiales provenían de la cría de machos criollos mantenidos en la granja por varios años y hembras importadas en el 2022 desde Dinamarca; mientras que las de El Zarco, eran resultado de la cría de reproductores obtenidos del Centro de Producción Acuícola de Pucuto, Michoacán y de Atlixco, Puebla en México. Los organismos se trasladaron al Laboratorio de Producción Acuícola de UNAM FES Iztacala y se colocaron en tanques de 1000 L para un periodo de aclimatación de 15 días y se mantuvieron con un alimento comercial (minipelet peces AE 1.5 mm, Alimentos de Alta Calidad El Pedregal, S.A. de C.V.).

Prueba de alimentación. Se utilizó un sistema de recirculación con un total de 12 tanques de polipropileno de 100 L. Cada alimento (el experimental con las proteínas de origen vegetal y el control, que fue el comercial) se ofreció a cada uno de los orígenes por triplicado. El peso inicial promedio ($\pm$ error estándar) para cada uno de los orígenes fue de 3.04 ± 0.3 g para El Zarco y de 0.84 ± 0.2 g para Los Manantiales. La ración diaria fue del 7% del total de la biomasa del tanque, dividida en dos porciones que se ofrecieron a las 9:00 y 16:30 horas. Los organismos se pesaron cada 10 días y la ración diaria se ajustó de acuerdo con el nuevo peso. Durante la prueba, las condiciones ambientales fueron las siguientes: oxígeno disuelto, 5.0 ± 0.1 mg/L; nitrógeno amoniacal, 0.01 ± 0.001 mg/L; pH, 8.1 ± 0.2 y ciclo de luz-oscuridad de 12:12 horas. La prueba tuvo una duración de 60 días y posteriormente, los organismos se mantuvieron en ayuno por 24 h y después se pesaron para obtener el crecimiento. Para los análisis de expresión de genes, 5 organismos por cada uno de los orígenes y por cada alimento, fueron tomados aleatoriamente y se sacrificaron con una sobredosis de aceite de clavo para obtener las muestras de la porción distal del intestino, las cuales se colocaron en tubos de plástico de 1.5 ml con el reactivo de TRIzol (Invitrogen, Carlsbad, EEUU) y se almacenaron a -80°C hasta su análisis.

Crecimiento. Se determinaron los siguientes parámetros de crecimiento (NCR, 2011):

Peso final (g).

Ganancia en peso (%), $GP = ((\text{Peso final} - \text{Peso inicial}) / (\text{Peso inicial})) \times 100$.

Tasa de crecimiento específico (%/día),

$TCE = (\ln[\text{Peso final}] - \ln[\text{Peso inicial}]) / 60 \times 100$.

Expresión de genes. La determinación de la respuesta inflamatoria en la parte distal del intestino de cada individuo y se realizó mediante la expresión de los genes de algunas interleucinas y para ello, el ARN total de las muestras de la parte distal del intestino se extrajo de acuerdo con Blaufuss *et al.* (2020) y se cuantificaron con un kit (RNA BR assay, Invitrogen, Carlsbad, EEUU) en un fluorómetro Qubit 4 (Invitrogen, Carlsbad, EEUU). Las muestras se diluyeron en agua libre de nucleasas para obtener la misma concentración de ARN y tratarlas con una DNasa (DNase I, Invitrogen, Carlsbad, USA) para eliminar la ADN genómico. Finalmente, las muestras se utilizaron para sintetizar el ADN complementario con un kit (High-capacity cDNA reverse transcription kit, ThermoFisher Scientific, Waltham, EEUU) de acuerdo a las instrucciones del fabricante. Las muestras se amplificaron por duplicado en microtubos de 0.1 ml en un sistema RT-PCR MyGo mini (IT-IS International, Stokesly, Inglaterra) y SensiFAST SYBER no-ROX (Meridian Bioscience, Memphis, EEUU). Las condiciones de la PCR fueron: 95°C por 2 minutos, seguido de 40 ciclos

a 95 °C por 5 s y 60 °C por 30 s. Se realizó una curva de fusión con incrementos de 0.5 °C desde 60 °C hasta 95 °C en cada reacción para verificar la especificidad del ensayo. Los genes que se determinaron fueron los de las interleucinas (IL) 1 β , 4, 8 y 10 y como gen de referencia se utilizó el de la proteína ácida P0 ribosomal 60S (ARPB). Los primers utilizados para las reacciones de amplificación de RT-PCR se muestran en la Tabla 2: los de *il-4*, *il-8*, *il-10* y *arbp* se diseñaron para no amplificar en las regiones intrón del gen, mientras que los primers de la *il-1 β* fueron reportados por Veléz-Carabria *et al.* (2021). El gen de referencia se utilizó para normalizar y cuantificar la expresión mediante la metodología de $\Delta\Delta C_t$ reportada por Livak y Schmittgen (2001).

Análisis estadísticos. Los datos de crecimiento (PF, GP, TCE), supervivencia y de expresión de los diferentes genes se probaron para normalidad y homocedasticidad con las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y de Levene, respectivamente. Los datos mostraron ser normales y homocedásticos, por lo que se realizó un ANDEVA de dos variables para evaluar las diferencias significativas entre las medias y la interacción entre el origen y la dieta (Zar, 1999). Cuando se detectaron diferencias significativas ($P < 0.05$) se determinaron con prueba LSD de Fisher utilizando el programa Prism v. 10.3.1 (GraphPad, San Diego, EEUU).

RESULTADOS

El crecimiento de los organismos se muestra en la Figura 1 y no se observaron diferencias significativas en el Peso Final (PF, Figura 1a), aunque los organismos de ambos orígenes y que recibieron el alimento Control, mostraron valores más altos. Se observó que el origen y la dieta afectaron significativamente a la Ganancia en Peso (GP, Figura 1b) y la Tasa de Crecimiento Específico (TCE, Figura 1c), mostrando valores más altos en los organismos provenientes de Los Manantiales en ambos índices. En particular, la GP de las crías provenientes de Los Manantiales y alimentadas con la dieta Control mostró un valor significativamente más alto que aquellas alimentadas con las proteínas de origen vegetal. En los organismos de El Zarco, no se observaron diferencias entre el grupo control y el alimentado con la dieta con proteínas vegetales. Respecto a la TCE, fue significativamente más alta en el grupo Control de Los Manantiales cuando se comparó con los alimentados con la proteína vegetal del mismo origen. De la misma forma, en los organismos de El Zarco los valores de TCE fueron significativamente diferentes entre el grupo Control y el Vegetal.

Tabla 1. Formulación del alimento con proteínas de origen vegetal.

Ingredientes	g/kg
Concentrado de proteína de chicharro	188
Concentrado de proteína de arroz	241
Gluten de maíz	84
Harina de soya	125
Aceite de pescado	35
Mezcla de aceites vegetales	35
Lecitina de soya	50
Almidón de papa	100
Mezcla de vitaminas y minerales	40
Aglutinante	50
α -celulosa	52
Composición proximal	
Proteína cruda ¹	48.7
Lípidos ¹	12.1
Cenizas ¹	8.9
Humedad ²	2.2

¹% en base seca

²%

La expresión de los genes de las interleucinas proinflamatorias, *il-1 β* e *il-8*, en la parte distal del intestino se muestran en la Figura 2 a y b, respectivamente. La expresión del gen *il-1 β* fue regulada positivamente por el alimento con las proteínas de origen vegetal en los organismos de ambos centros de producción, y aunque se observó un valor más alto en Los Manantiales, no se observaron diferencias entre las medias. Por lo que respecta a las crías del grupo Control de ambos orígenes, mostraron una expresión de *il-1 β* similar al gen de referencia (*arbp*). La expresión de *il-8* tuvo un comportamiento similar al observado en la de *il-1 β* , con valores más altos en los organismos del tratamiento vegetal de ambos orígenes, aunque no se encontraron diferencias significativas considerando el origen y la fuente de alimento. Se observó expresión positiva de los tratamientos Vegetal, pero fue mayor en los organismos provenientes de El Zarco. También se observó la expresión positiva en las truchas de El Zarco mantenidas con el tratamiento Control.

Tabla 2. Secuencia de los primers utilizados en las reacciones de amplificación de RT-PCR.

Gen	Acceso en Genbank	Primers
<i>il-1β</i>	AJ223954	f. ACA TTG CCA ACC T CA TCA TCG
		r. TTG AGC AGG TCC TTG TCC TTG
<i>il-4</i>	AB574337	f. ACC ACC ACA AAG TGC AAG GAG TTC T
		r. CAC CTG GTC TTG GCT CTT CAC AAC
<i>il-8</i>	AJ279069	f. CTC GCA ACT GGA CTG ACA AA
		r. TGG CTG ACA TTC TGA TGC TC
<i>il-10</i>	AB118099	f. GGA TTC TAC ACC ACT TGA AGA GCC C
		r. GTC GTT GTT GTT CTG TGT TCT GTT GT
<i>arbp</i>	AJ438158.1	f. GCT GTA AAA GCG ATC CTT CG
		r. ATT GTC TGC ACC CAC AAT GA

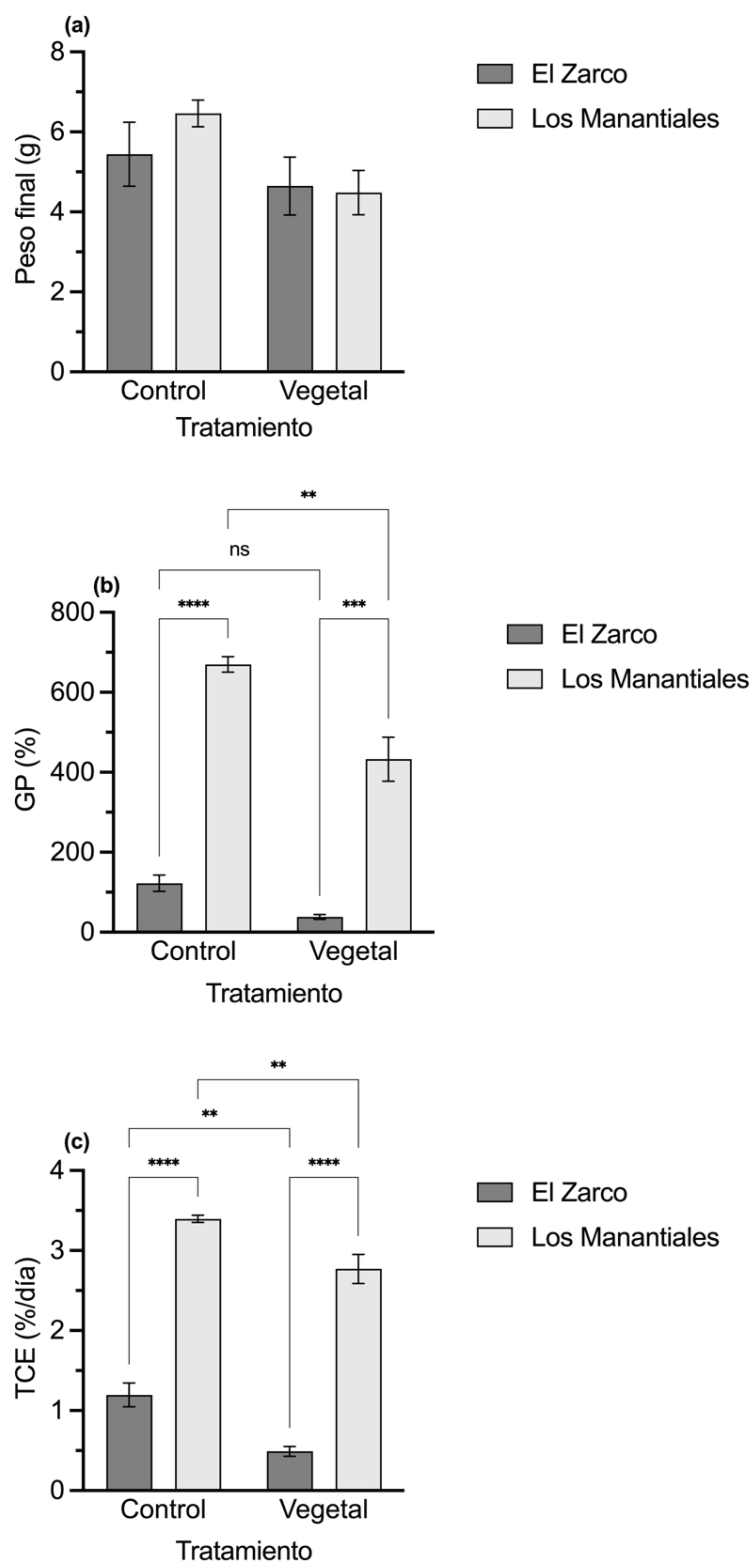


Figura 1a-c. Peso final (a), ganancia en peso (b) y tasa de crecimiento específico (c) crías de trucha arcoiris alimentadas con concentrados de proteína vegetal y provenientes de dos centros de producción en México. Cada columna representa el promedio de tres repeticiones $\pm$ error estándar. Las columnas con diferente número de asteriscos, difieren significativamente ($P < 0.05$).

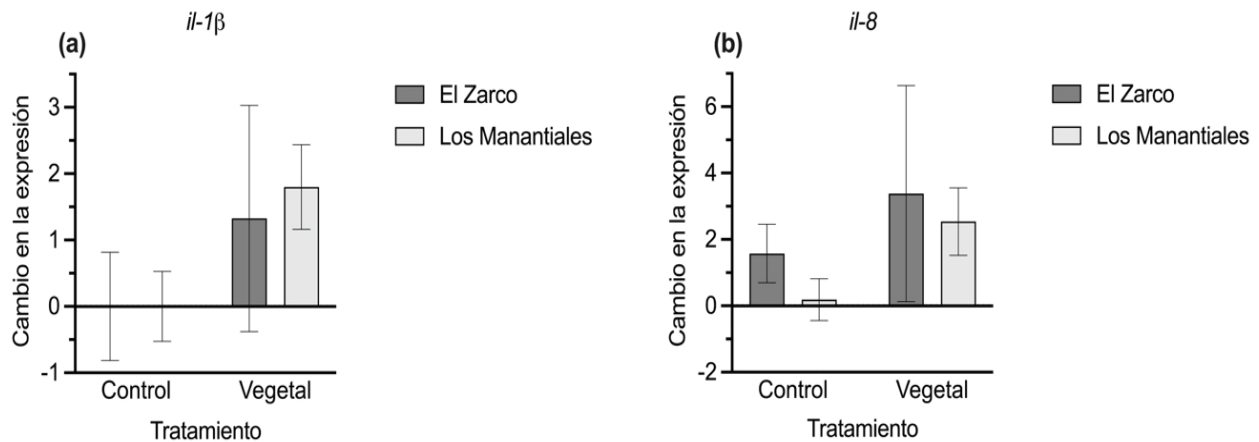


Figura 2a-b. Expresión de los genes *il-1B* (a) e *il-8* (b) en la zona distal del intestino de crías de trucha arcoíris alimentadas con concentrados de proteína vegetal y provenientes de dos centros de producción en México. Cada columna representa el promedio de tres repeticiones $\pm$ error estándar. No se observaron diferencias significativas a este nivel ($P < 0.05$).

Respecto a las interleucinas consideradas como antiinflamatorias, las IL-4 e IL 10, las expresiones de los genes respectivos (*il-4* e *il-10*) se muestran en la Figura 3 a y b, respectivamente. Se observaron expresiones positivas de *il-4* en los grupos de alimento Vegetal y en el grupo Control de El Zarco, así como expresión similar a la del gen de referencia en el Control de Los Manantiales. No se observaron interacciones significativas con respecto al origen y el tipo de alimento utilizados. La expresión positiva de *il-10* fue mayor en los organismos de El Zarco (tanto de los alimentados con la dieta Control, como con Vegetal) y cuando se compararon con los de Los Manantiales, pero no se observaron interacciones significativas. La expresión en el grupo de Los Manantiales fue similar al gen de referencia.

DISCUSIÓN

La disponibilidad limitada de harina de pescado a nivel mundial, ha llevado a la industria de la acuicultura ha buscar alternativas para cubrir los requerimientos de proteína en los alimentos de especies carnívoras (Blaufuss *et al.*, 2020). Durante este estudio se utilizó un alimento con diferentes insumos de proteína vegetal en crías de trucha obtenidas de dos diferentes centros de producción acuícola en México.

Los valores de PF, GP y TCE de los organismos obtenidos de ambos orígenes y alimentados con la dieta comercial mostraron valores similares a los observados en otros trabajos (Cruz *et al.*, 2011; Sánchez *et al.*, 2015, Cid *et al.*, 2020). Sin embargo, el crecimiento se vió afectado

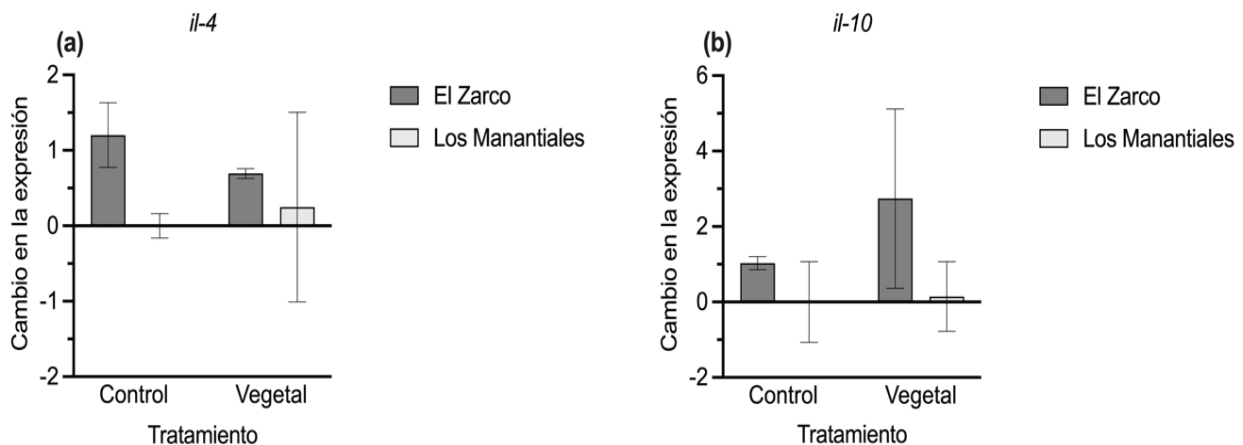


Figura 3a-b. Expresión de los genes *il-4* (a) e *il-10* (b) en la zona distal del intestino de crías de trucha arcoíris alimentadas con concentrados de proteína vegetal y provenientes de dos centros de producción en México. Cada columna representa el promedio de tres repeticiones $\pm$ error estándar. No se observaron diferencias significativas a este nivel ($P < 0.05$).

por el consumo del alimento con las proteínas vegetales, particularmente los organismos obtenidos de El Zarco. De acuerdo con Refstie *et al.* (1997), juveniles de trucha arcoíris requieren de un periodo de adaptación de aproximadamente 60 días cuando se utiliza proteínas de origen vegetal. Durante este trabajo, se utilizaron organismos de menos de 5 g peso inicial y es posible que en esta talla también requieran un periodo de adaptación, particularmente en los organismos de El Zarco. Esto puede confirmarse con los resultados obtenidos de la expresión de los genes relacionados con la respuesta inflamatoria. De acuerdo con Bakke-McKellep *et al.* (2007), Krogdahl *et al.* (2010) y Krogdahl (2015), el uso de productos de origen vegetal causa la inflamación de tejido epitelial del intestino y posiblemente enteritis en diferentes especies de salmonidos. Considerando esto, se evaluó la expresión de algunas interleucinas, que son un grupo de citocinas que juegan un papel importante en diferentes respuestas inmunológicas (Secombes *et al.*, 2011; Sakai *et al.*, 2021). La IL-1 β y la IL-8 actúan de forma complementaria en la respuesta inflamatoria al estimular las células T, incrementar la fagocitosis, la producción de anticuerpos e inducir la migración celular. El gen *il-1 β* usualmente regula positivamente al *il-8* y se observan patrones similares de expresión (Vélez-Calabria *et al.*, 2021). Los grupos de ambos orígenes y que recibieron el alimento basado en proteína vegetal mostraron expresión positiva de ambos genes, indicando un proceso inflamatorio en la parte distal del intestino al finalizar los 60 días de prueba. Como se mencionó anteriormente, la expresión positiva de *il-8* sigue a la de *il-1 β* y debido a ello, se considera que en el caso de los organismos provenientes de El Zarco el proceso inflamatorio está disminuyendo, mientras que en el caso de los organismos de Los Mantañales, va en aumento. Esto se confirma con los datos obtenidos con las interleucinas antiinflamatorias, ya que la expresión de *il-4* e *il-10* fue positiva en los organismos de El Zarco alimentados con el tratamiento Vegetal. La IL-4 tiene como funciones principales incrementar la producción de moco, reparación del tejido, así como la regulación positiva de *il-10* (Zhang *et al.*, 2023). Por otro lado, la IL-10 juega un papel predominante en el proceso antiinflamatorio, ya que puede suprimir diversas respuestas inmunes (Bottiglione *et al.*, 2020) y también se ha reportado que regula negativamente la expresión de *il-1 β* en el salmón del Atlántico y en la trucha arcoíris (Sequeida *et al.*, 2020).

Como se ha mencionado, la selección de organismos es una de las vías para un mayor aprovechamiento de las proteínas de origen vegetal (Overturf *et al.*, 2004). Diferentes autores (Callet *et al.*, 2021; Tsai *et al.*, 2022) reportan que algunos genotipos de trucha arcoíris tiene mayor capacidad de crecer y sobrevivir que otras, cuando se alimenta con las proteínas de origen vegetal. De acuerdo con los resultados obtenidos, la selección de los organismos obtenidos de el Centro de Producción Acuicola El Zarco puede ser una estrategia prometedora para mejorar el aprovechamiento de los productos de origen vegetal en alimentos balanceados para estos organismos. A pesar de que los organismos obtenidos de este centro mostraron una disminución significativa del crecimiento cuando recibieron el alimento con los concentrados de proteína, la expresión positiva de la *il-4* e *il-10* muestra una recuperación de un proceso inflamatorio, después de 60 días.

CONCLUSIONES

El alimento con los concentrados de proteína de arroz, chícharo y maíz, así como harina de soya tuvo un efecto negativo en el crecimiento de los organismos, sin importar el centro de producción acuicola del que

provinieron. Sin embargo, se observó la expresión positiva de *il-4* e *il-10* en aquellos provenientes de El Zarco sugiere la recuperación del proceso inflamatorio. Sin duda, se requieren realizar pruebas de alimentación con mayor duración, con organismos de otros centros de producción y determinar la expresión de estos genes de manera periódica, con la finalidad de establecer como afectan estas fuentes de proteína vegetal a la salud del intestino.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo financiero del Fondo para la Investigación y Desarrollo Tecnológico del Estado de México del Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología, proyecto FICDTEM-2023-133. También se agradece la colaboración de Ingredion de México, S.A. de C.V. por proporcionarnos el gluten de maíz para la elaboración del alimento balanceado.

REFERENCIAS

- ABERNATHY J., A. BREZAS, K.R. SNEKVIK, R.W. HARDY & K. OVERTURF. 2017. Integrative functional analysis using rainbow trout selected for tolerances to plant diets reveal nutrigenomic signatures for soy utilization without the concurrence of enteritis. *PLOS ONE* 12: e0180972. DOI: 10.1371/journal.pone.0180972
- BAKKE-MCKELLEP, A.M., M.K. FRØYSTAD, E. LILLEENG, F. DAPRA, S. REFSTIE, Å KROGDAHL, & T. LANDSVERK. 2007. Response to soy: T-cell-like reactivity in the intestine of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Disease* 30: 13–25. DOI: 10.1111/j.1365-2761.2007.00769.x
- BLAUFUSS, P.C., J.W. BLEDSOE, G. GAYLORD, W.M. SEALEY, K.E. OVERTURF & M.S. POWELL. 2020. Selection on a plant-based diet reveals changes in oral tolerance, microbiota and growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) when fed a high soy diet. *Aquaculture* 525: 735287. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2020.735287
- BOTTIGLIONE, F., C.T. DEE, R. LEA, L.A.H. ZEEF, A.P. BADROCK, M. WANE, L. BUGEON, M.J. DALLMA, J.E. ALLEN & F.L. HURLSTONE. 2020. Zebrafish IL-4-like cytokines and IL-10 suppress inflammation but only IL-10 is essential for gill homeostasis. *Journal of Immunology* 205: 994-1008. DOI: 10.4049/jimmunol.200372
- BURRELLS, C., P.D. WILLIAMS, P.J. SOUTHGATE & V.O. CRAMPTON. 1999. Immunological, physiological and pathological responses of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to increasing dietary concentrations of soybean proteins. *Veterinary Immunology and Immunopathology* 72: 277-288. DOI: 10.1016/S0165-2427(99)00143-9
- CALLET, T., M. DUPONT-NIVET, M. DANION, C. BUREL, M. CLUZEAUD, A. SURGET, P. AGUIRRE, T. KERNEIS, L. LABBÉ, S. PANSERAT, E. QUILLLET, I. GEURDEN, S. SKIBA-CASSY & F. MÉDALE. 2021. Why do some rainbow trout genotypes grow better with a complete plant-based diet? Transcriptomic and physiological analyses on three isogenic lines. *Frontiers in Physiology* 12: 732321. DOI: 10.3389/fphys.2021.732321
- CONAPESCA. 2022. Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2022. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, Mazatlán, Sinaloa. 280 p.
- CID G.R.A., L.H. HERNÁNDEZ, J.A. CARRILLO & M.A. FERNÁNDEZ. 2020. Inclusion of yeast and/or fructooligosaccharides in diets with plant-origin protein concentrates for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)

- fingerlings. *Journal of the World Aquaculture Society* 51: 970-981. DOI: 10.1111/jwas.12661
- CRUZ C.C.A., L.H. HERNÁNDEZ, M.A. FERNÁNDEZ, T. RAMÍREZ & O. ANGELES. 2011. Effects of diets with soybean meal on the growth, digestibility, phosphorus and nitrogen excretion of juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Hidrobiológica* 21: 118-125.
- GATLIN, M.D., F.T. BARROWS, P. BROWN, K. DABROWSKI, T.G. GAYLORD, R.W. HARDY, E. HERMAN, G. HU, Å. KROGDAHL, R. NELSON, K. OVERTURF, M. RUST, W. SEALEY, D. SKONBERG, E.J. SOUZA, D. STONE, R. WILSON & E. WURTELE. 2007. Expanding the utilization of sustainable plant products in aquafeeds: a review. *Aquaculture Research* 38: 551-579. DOI: 10.1111/j.1365-2109.2007.01074.x
- KROGDAHL, Å., M. PENN, J. THORSEN, S. REFSTIE & A.M. BAKKE. 2010. Important antinutrients in plant feedstuffs for aquaculture: an update on recent finding regarding responses in salmonids. *Aquaculture Research* 41: 333-344. DOI: 10.1111/j.1365-2019.2009.0242.26x
- KROGDAHL, Å., K. GAJARDO, T.M. KORTNER, M. PENN, M. GU, G.M. BERGE, A.M. BAKKE. 2015. Soya saponins induce enteritis in Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 63: 3887-3902. DOI: 10.1021/jf506242t
- HARDY, R.W. 1996. Alternate protein sources for salmon and trout diets. *Animal Feed Science and Technology* 59: 71-80. DOI: 10.1016/0377-8401(95)00888-8
- HARDY, R.W. 2010. Utilization of plant protein in fish diets: effects of global demand and supplies of fishmeal. *Aquaculture Research* 41: 770-776. DOI: 10.1111/j.1365-2019.2009.02349.x
- HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, L.H. & J.A. CARRILLO-LONGORIA. 2018. Cultivo de trucha arcoíris en México: retos que enfrenta la producción sustentable. *Ciencia Pesquera* 26: 59-64.
- LAZZAROTTO V., G. CORRAZE, A. LEPREVOSO, E. QUILLET, M. DUPONT-NIVET & F. MÉDALE. 2015. Three-year breeding cycle of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed a plant-based diet, totally free of marine resources: consequences for reproduction, fatty acid composition and progeny survival. *PLOS ONE* 10: 1-17. DOI: 10.1371/journal.pone.0117609
- LIVAK, K.J. & T.D. SCHMITTGEN. 2001. Analysis of relative gene expression data using real-time quantitative PCR and the $2^{-\Delta\Delta CT}$ method. *Methods* 25: 402-408. DOI: 10.1006/meth.2001.1262
- NRC. 2011. Nutrient requirements of fish and shrimp. The National Academies Press, Washington, D.C. 376 pp.
- OVERTURF K., D. BULLOCK, S. LA PATRA & R. HARDY. 2004. Genetic selection and molecular analysis of domesticated rainbow trout for enhanced growth on alternative diet sources. *Environmental Biology of Fishes* 69: 409-418. DOI: 10.1023/B:EBFI.0000022871.28836.5d
- Refstie, S., S.J. Helland & T. Storebakken. 1997. Adaptation to soybean meal in diets for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* 153: 263-272. DOI: 10.1016/s0044-8486(97)00025-2
- SAKAI, M., J. HIKIMA & T. KONO. 2021. Fish cytokines: current research and applications. *Fisheries Science* 87: 1-9. DOI: 10.1007/s12562-020-01-01476-4
- SÁNCHEZ A.D., E. ARVIZU, L.H. HERNÁNDEZ, M.A. FERNÁNDEZ & O. ANGELES. 2015. Addition of yeast and/or phytase to diets with soybean meal as main protein source: effects of growth, P excretion and lysozyme activity in juveniles rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 15: 215-222. DOI: 10.4194/1303-2712-v15_2_03
- SECOMBES C.J., T. WANG, & S. BIRD. 2011. The interleukins of fish. *Developmental and Comparative Immunology*. 35: 1336-1345. DOI: 10.1016/j.dci.2011.05.001
- SEGURA-CAMPOS, J.M., A.A. TRUJANO-RODRÍGUEZ, L.H. HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, B. MACEDO-GARZÓN & R. CARDENAS-REYGDAS. 2021. Inclusion of fructooligosaccharides and mannanoligosaccharides in plant-protein based diets for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fingerlings and its effects on the growth and blood serum biochemistry. *Hidrobiológica* 31: 153-159. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro72021v31n27Segura
- SEQUEIDA, A., A. CATILLO, N. CORDERO, V. WONG, R. MONTERO, C. VERGARA, B. VELENZUELA, D. VARGAS, N. VALDÉS, J. MORALES, M. TELLO, A.M. SANDINO, K. MAISEY & M. IMARAI. 2020. The Atlantic salmon interleukin 4/13 receptor family: structure, tissue distribution and modulation of gene expression. *Fish and Shellfish Immunology* 98: 773-787. DOI: 10.1016/j.fsi.2019.11.030
- TSAI, T.Y., L.H. HERNÁNDEZ, K.E. OVERTURF & M.S. POWELL. 2022. Comparative analysis of soybean effects in commercial strains of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. In: Cruz S.L.E., M. Tapia, M. G. Nieto, D. A. Villarreal, J. Gamboa & C. A. Martínez (Eds.). *Investigación e Innovación en Nutrición Acuicola*. Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León, México, pp.137-155.
- VÉLEZ-CALABRIA, G., D. SÁNCHEZ, M. JOVER-CERDÁ, S. MARTÍNEZ & A. TOMÉS-VIDAL. 2021. Successful inclusion of high vegetal protein sources in feed for rainbow trout without decrement in intestinal health. *Animals* 11: 3577. DOI: 10.3390/ani11123577
- ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4th ed. PrenticeHall. New Jersey, USA. 663 p.
- ZHANG, J., M. YU, J. WANG, M. LONGSHAW, K. SONG, L. WANG, X. LI, C. ZHANG, AND K. LU. 2023. Methanotroph (*Methylococcus camulatus*, Bath) bacteria meal alleviates soybean meal-induced enteritis in spotted seabass (*Lateolabrax maculatus*) by modulating immune responses and the intestinal flora. *Aquaculture* 575: 739795. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2023.7

Evaluación de la capacidad de sorción de metales pesados por *Ricciocarpus natans* de la Laguna del Almoloya del Río, Estado de México

Assessment of the heavy metal sorption capacity of *Ricciocarpus natans* from the Almoloya del Río Lagoon, State of Mexico

Gómez-Ensastegui C.¹, Avila-Pérez. P.^{2*}, García-Rivas J.L.¹, Barrera-Díaz C. E.², Zepeda-Gómez C.³, Zarazúa-Ortega G.⁴

Recibido: 24 de febrero de 2025.

Aceptado: 25 de septiembre de 2025.

Publicado: abril de 2026.

RESUMEN

Antecedentes. Las briofitas tienen una gran capacidad para acumular metales pesados a niveles más altos que los encontrados en el entorno circundante, por lo cual, se ha hecho necesario estudiar la capacidad de sorción de metales pesados en diversas especies, con fines de biomonitorio de la contaminación ambiental. **Objetivos.** En este trabajo, se evaluó la capacidad de sorción del cadmio, cromo y plomo por *Ricciocarpus natans* L., con el propósito de utilizar este organismo como un biomonitor o fitorremediador a metales pesados. **Métodos.** La briofita se expuso a tres diferentes concentraciones de metales y se generaron curvas de adsorción a 1, 5 y 10 días, recolectando muestras de agua y de briofita para su análisis. Se caracterizó el agua del hábitat determinando parámetros fisicoquímicos de calidad del agua. También se cuantificó la concentración de metales en el agua del hábitat, la briofita y el sedimento, con el fin de conocer las condiciones base en las que se desarrolla la especie. **Resultados.** Las isothermas de adsorción muestran que el modelo de Freundlich se ajusta mejor a los datos experimentales, con una $R^2 = 0.9417$ para el Cd y una $R^2 = 0.9567$ para el Pb, lo cual indica que la adsorción de los metales pesados ocurre sobre una superficie heterogénea y en múltiples capas, con una afinidad variable hacia los sitios de adsorción. *R. natans* mostró una alta capacidad de sorción para el cadmio y el plomo. **Conclusión.** La alta capacidad de sorción y de acumulación de metales de *R. natans*, sugiere que esta hepática acuática puede ser un biomonitor efectivo para la medición de la contaminación por metales pesados en ambientes acuáticos y terrestres y/o para fines de biorremediación.

Palabras clave: *Ricciocarpus natans*, metales pesados, adsorción, biomonitor, isothermas de adsorción.

ABSTRACT

Background. Bryophytes have a great capacity to accumulate heavy metals at levels higher than those found in the surrounding environment, which has made it necessary to study the heavy metal sorption capacity in several species for the purpose of biomonitoring environmental pollution. **Objectives.** In this study, the sorption capacity of cadmium, chromium, and lead by *Ricciocarpus natans* L. was evaluated, with the aim of using this organism as a biomonitor or phytoremediator for heavy metals. **Methods.** Bryophyte was exposed to three different metal concentrations, and adsorption curves were generated at 1, 5, and 10 days, collecting water and bryophyte samples for analysis. Habitat water was characterized by determining physicochemical water quality parameters. The concentration of metals in the habitat water, bryophyte, and sediment was also quantified in order to understand the baseline conditions in which the species develops. **Results.** The adsorption isotherms show that the Freundlich model fits the experimental data better, with a $R^2 = 0.9417$ for Cd and an $R^2 = 0.9567$ for Pb, which indicates that the adsorption of heavy metals occurs on a heterogeneous surface and in multiple layers, with a variable affinity for the adsorption sites. *R. natans* showed a high sorption capacity for cadmium and lead. **Conclusion.** The high sorption and metal accumulation capacity of *R. natans* suggests that this aquatic liverwort can be an effective biomonitor for measuring heavy metal pollution in aquatic and terrestrial environments and/or for bioremediation purposes.

Keywords: *Ricciocarpus natans*, heavy metals, adsorption, biomonitor, adsorption isotherms.

¹ Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n Agrícola Bella Vista Metepec, Estado de México, C.P. 52149, México.

² Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable UAEM – UNAM, Carretera Toluca-Atlacomulco, km 14.5, Unidad El Rosedal, Toluca, Estado de México, C.P. 50200, México.

³ Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, Carretera Toluca-Ixtlahuaca, Kilómetro 15.5, Estado de México, C.P.50200, México.

⁴ Departamento de Forense Nuclear y Química Analítica, Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Carretera México-Toluca S/N, Ocoyoacac, Estado de México, C.P. 52750, México.

*Corresponding author:

P. Avila-Pérez: e-mail: pavilap@uaemex.mx

To quote as:

Gómez-Ensastegui, C., P. Avila-Pérez, J.L. García-Rivas, C. E. Barrera-Díaz, C. Zepeda-Gómez & G. Zarazúa-Ortega. 2026. Evaluación de la capacidad de sorción de metales pesados por *Ricciocarpus natans* de la Laguna del Almoloya del Río, Estado de México. *Hidrobiológica* 36 (1): 19-32.

DOI:revHidro/article/view/1842

INTRODUCCIÓN

El aumento en el tamaño de la población ha causado un incremento en el impacto ambiental, debido a las diversas actividades antropogénicas que contaminan el aire, el agua y el suelo. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), más de 4 millones de personas mueren prematuramente cada año debido a la contaminación del aire, y se estima que 2.2 millones de muertes son atribuibles al agua contaminada (WHO, 2021). En México, la situación es alarmante: la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) reportó que el 30% de las aguas nacionales están contaminadas, afectando no solo la salud humana, sino también los ecosistemas (SEMARNAT, 2020).

La industrialización, impulsada por el crecimiento poblacional, ha intensificado la contaminación. En 2019, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) señaló que el 90% de las ciudades del mundo no cumplen con los estándares de calidad del aire establecidos por la OMS (Desai, 2020). En el caso de México, la Ciudad de México y otras grandes urbes enfrentan niveles críticos de contaminación que se agravan con cada ola de calor y sequía, generando condiciones de salud adversas como enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Graizbord *et al.*, 2024).

La relación entre el crecimiento poblacional, la industrialización y la contaminación es evidente. Con un aumento en la demanda de recursos, la producción industrial se ha acelerado, generando desechos y emisiones nocivas. Por lo tanto, se ha vuelto imperativo investigar diferentes alternativas para conocer y cuantificar los contaminantes que existen en el ambiente, así como desarrollar políticas que fomenten la sostenibilidad y la reducción del impacto ambiental.

Dentro de los principales contaminantes del aire están los metales pesados, los cuales se encuentran muy extendidos como contaminantes ambientales derivados de las actividades humanas (Mitra *et al.*, 2023). El estudio de los metales pesados es relevante debido a su persistente toxicidad en el medio ambiente y su capacidad de bioacumularse y biomagnificarse, lo que representa una seria amenaza para los ecosistemas marinos y la salud humana (Prabakaran *et al.*, 2024). La contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT) representa un desafío para la salud pública, especialmente por su vínculo con enfermedades respiratorias. Un estudio en la ZMVT determinó cómo el viento y factores humanos, tal como vías de comunicación y uso del suelo, influyen en la transferencia y concentración del ozono (O_3), dióxido de azufre (SO_2), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO_2) y partículas PM_{10} y $PM_{2.5}$, proporcionando datos clave para su prevención (López, 2020).

La contaminación del aire en la ZMVT es exacerbada por las emisiones de vehículos y la industria, que liberan partículas finas ($PM_{2.5}$ y PM_{10}) que contienen metales pesados (Delgado *et al.*, 2019). Las partículas $PM_{2.5}$ y PM_{10} han sido reportadas en altas concentraciones en la ZMVT y han sido asociadas con problemas de salud pública, incluyendo trastornos neurológicos y enfermedades respiratorias (CEVECE, 2023). Además, la contaminación del agua en esta región también es preocupante ya que algunos cuerpos de agua presentan contaminación por metales pesados, lo que representa un riesgo serio para la salud de la población y los ecosistemas (Avila-Pérez *et al.*, 1999). Por lo tanto, es crucial abordar la problemática de la contaminación por metales pesados y partículas en el aire y el agua en la ZMVT. Esto implica implementar políticas de control más estrictas y desarrollar estrategias de monitoreo, control y mitigación efectivas que reduzcan la exposición humana y los efectos adversos en el medio ambiente.

Los metales pesados son constituyentes naturales de la corteza terrestre, sin embargo, estos metales también entran al ambiente por diferentes fuentes antropogénicas, como las industrias y la agricultura, combustión de combustibles fósiles y producción de energía (Naderizadeh *et al.*, 2016). Los metales pesados no son biodegradables y pueden sufrir transformaciones químicas y biológicas en el ambiente, convirtiéndolos en sustancias de alto riesgo. Los metales pesados son conocidos por ser persistentes en el cuerpo humano, cuyo periodo de excreción pueden durar décadas; estos pueden conducir a una amplia gama de efectos tóxicos, y pueden ser carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos (García-Céspedes *et al.*, 2016). El cadmio es un metal tóxico y cancerígeno que se encuentra de forma natural en el suelo, minerales y agua, y se utiliza principalmente como recubrimiento anticorrosivo de metales, en particular el acero. Se obtiene en su mayoría como polvo residual en la purificación del zinc. El cadmio se libera y puede acumularse en el organismo, afectando pulmones y aumentando la presión arterial. Las principales fuentes de exposición directa al cadmio son el consumo de alimentos contaminados y el humo del tabaco, así como el empleo en industrias relacionadas con metales o áreas contaminadas (Charkiewicz *et al.*, 2023).

El plomo (Pb) es un metal tóxico que, aunque se encuentra naturalmente en bajas concentraciones en la corteza terrestre, ha aumentado significativamente en el ambiente debido a actividades industriales, como la fabricación de baterías y productos metálicos. La exposición prolongada a partículas de plomo, que ingresan principalmente por inhalación de polvo y consumo de alimentos contaminados, puede provocar daños respiratorios, problemas en el sistema nervioso y ciertos tipos de cáncer. En el ámbito de salud, el envenenamiento por plomo se trata con terapia de quelación, que utiliza agentes para eliminar el metal del cuerpo (Raj & Das, 2023).

El cromo (Cr), especialmente en su forma hexavalente ($Cr(VI)$), es altamente tóxico para el suelo, microorganismos, plantas y seres humanos. La exposición directa o indirecta a través de la trama trófica puede causar daño celular, estrés oxidativo, daño en el ADN, y efectos carcinogénicos. El cromo hexavalente interfiere con la actividad enzimática y fotosíntesis de las plantas, y su acumulación en animales provoca toxicidad aguda o crónica. Existen diversas metodologías para remediar la contaminación por cromo, pero los estudios aún no han consolidado una estrategia unificada para su manejo eficaz (Yang *et al.*, 2023).

Las briofitas, hepáticas y líquenes, son organismos que desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas, a pesar de ser poco reconocidas. Su baja concentración de lignina y su cutícula delgada las hacen altamente sensibles a factores ambientales como la calidad del aire, la contaminación del agua y la presencia de metales pesados. Gracias a estas características, son excelentes indicadores de la salud ambiental, ya que pueden acumular contaminantes sin que se vean seriamente afectadas en su fisiología, lo que las convierte en una herramienta útil para el monitoreo ambiental (Varela *et al.*, 2023). El biomonitoreo con musgos y hepáticas es efectivo tanto en ambientes acuáticos como terrestres. Estas plantas no vasculares absorben agua y nutrientes directamente del medio ambiente, lo que les permite acumular contaminantes presentes en el aire, agua y suelo. Diversos estudios han demostrado que las briofitas pueden acumular metales pesados, como plomo, cadmio y mercurio, a niveles significativamente más altos que los encontrados en el entorno circundante (Parmar *et al.*, 2016).

En ambientes terrestres, la acumulación de metales en briófitas ha sido utilizada para evaluar la contaminación del aire. El uso de estas plantas como biomonitores es ventajoso, ya que ofrecen un enfoque no destructivo para monitorear la salud del ecosistema, proporcionando datos sobre la exposición de contaminantes en diferentes hábitats (Rola *et al.*, 2022). Por lo tanto, las briófitas son herramientas valiosas para la evaluación del impacto ambiental y la implementación de estrategias de mitigación en áreas contaminadas.

Estudios recientes han destacado la capacidad de las hepáticas y briófitas, para actuar como biomonitores de metales pesados en diversos contextos ambientales. Por ejemplo, se ha analizado el potencial de *Leskea angustata* para acumular Cd, Cu, Pb y Zn utilizando la técnica de bolsas de musgo en el Valle de Toluca, México, identificando su eficacia para monitorear la contaminación atmosférica asociada a fuentes antropogénicas (Macedo-Miranda *et al.*, 2024). En Macedonia, se ha investigado la deposición de elementos traza usando briofitas, logrando mapear patrones de contaminación y vincularlos con actividades mineras y procesos industriales como la combustión de ferromniquel (Šajin *et al.*, 2024). De manera similar, en Serbia se han usado diferentes especies de musgos como *Hypnum cupressiforme* y especies de líquen, evidenciando que las diferencias morfológicas entre estas plantas influyen en su capacidad de acumular elementos tóxicos (Aničić *et al.*, 2024). Se ha aplicado el biomonitoreo pasivo con briofitas para detectar la presencia de Cr, Cd, Ni y Co en áreas industriales, confirmando la sensibilidad de estas especies como indicadores de contaminación ambiental (Isinkaralar *et al.*, 2024). También se ha explorado el uso de las briofitas acuáticas como biofiltros, demostrando su alta eficiencia en la absorción de metales pesados en sistemas de laboratorio, lo que sugiere su potencial aplicación en estrategias de biorremediación (Anglana *et al.*, 2024). Finalmente, se ha resaltado el uso global de las briofitas como biomonitores de la contaminación atmosférica, complementando los métodos tradicionales de monitoreo ambiental al registrar directamente la deposición atmosférica de los contaminantes (Chaudhuri & Roy 2024). En conjunto, estos estudios subrayan el potencial de las briófitas y otros organismos como herramientas clave en el monitoreo y mitigación de la contaminación ambiental. Su capacidad para acumular metales pesados y detectar fuentes específicas de contaminación las posiciona como alternativas eficaces frente a los métodos convencionales, con posibilidades prometedoras para aplicaciones en biorremediación y evaluación ambiental.

El presente estudio tiene como objetivo evaluar la capacidad de sorción de metales pesados, específicamente plomo (Pb), cadmio (Cd) y cromo (Cr), en la hepática acuática *R. natans*, especie que se encuentra presente en el Estado de México. Este análisis servirá como base para determinar su potencial uso como material biosorbente para el monitoreo de la contaminación acuática y/o atmosférica en sitios urbanos contaminados. A través de esta investigación, se espera contribuir a la comprensión de la efectividad de *R. natans* como biomonitor de la calidad del ambiente en entornos afectados por la actividad humana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de *R. natans*

Ricciocarpus natans L. es una hepática acuática perteneciente a la división Marchantiophyta que flota libremente en aguas dulces ricas en nutrientes, asociándose a corrientes lentas, estanques y lagos en regiones templadas del mundo (Mendoza, 2008). En México, se encuentra en varios estados, incluyendo el Estado de México, en la Laguna de

San Pedro Tultepec, cerca de Lerma. Puede crecer junto a otras plantas acuáticas como *Riccia fluitans* y *Azolla microphylla*. Esta hepática presenta características que la confunden con *Riccia*, como la reducción de escamas, pero se distingue por la presencia de células oleosas en la epidermis y escamas en el surco dorsal (Singh & Bowman, 2023). El gametofito de *R. natans* es pequeño, alcanzando hasta 2.5 cm de longitud, y tiene un aspecto esponjoso, con una estructura sencilla que incluye una epidermis superior e inferior y parénquima con espacios aéreos que facilitan su flotación en el agua (Mendoza, 2008).

La briofita se obtuvo del Polígono 1 de las Ciénegas de Lerma, Laguna de Almoloya del Río (Figura 1) con las siguientes coordenadas geográficas: 19°09'24.6"N 99°29'48.0"W, la Laguna se encontraba dividida por un sendero, pero en ambos lados de la Laguna se encontró *R. natans*.

La colecta de *R. natans* se realizó utilizando una red de plástico con un diámetro de 7 cm, obteniendo un total aproximado de 1 kg de muestra para los estudios de laboratorio. Para la recolección de sedimentos, se empleó una draga Ponar Petite, recolectando alrededor de 1 kg de sedimento en 5 sitios diferentes de la Laguna. Las muestras de la hepática se almacenaron en cubetas de plástico de 20 L de capacidad, mientras que los sedimentos fueron colocados en bolsas de plástico transparente, para su traslado al laboratorio. Todas las muestras fueron etiquetadas adecuadamente y transportadas al laboratorio para su procesamiento y análisis. El muestreo de agua en la Laguna se realizó en tres puntos diferentes, distribuidos en el lado izquierdo, derecho y central, debido a la división natural de la Laguna por un sendero. En cada uno de estos puntos, se tomaron dos muestras independientes de agua a una profundidad de 25 cm, con un volumen aproximado de 1L por muestra, lo que resultó en un total de 6 litros de agua recolectada. Las muestras fueron almacenadas en frascos estériles para su preservación y análisis posterior, siguiendo protocolos estándar de muestreo para asegurar la representatividad de cada zona de la Laguna.

Determinación de parámetros fisicoquímicos del agua

La determinación del color del agua se realizó siguiendo los lineamientos establecidos en la norma mexicana NMX-AA-045-SCFI-2001. Este método se basa en la comparación visual del color verdadero y/o aparente de una muestra de agua natural con una escala estándar de platino-cobalto. Para ello, se empleó el colorímetro DR/890 de la marca Hach. La medición del color permite evaluar la presencia de sustancias disueltas o en suspensión que afectan la calidad del agua, brindando información sobre su condición estética y posibles contaminantes presentes.

El análisis de la demanda química de oxígeno (DQO) se llevó a cabo utilizando el método espectrofotométrico de reflujo cerrado, conforme al método 5220 del American Public Health Association (APHA, 1998). Este método consiste en oxidar la materia orgánica presente en la muestra mediante un exceso de dicromato de potasio en medio ácido, en presencia de catalizadores. La digestión de la muestra se realizó a una temperatura controlada de 150 ± 2 °C durante 2 horas en un sistema cerrado. Posteriormente, la concentración de DQO, que indica la cantidad de oxígeno requerido para oxidar los compuestos presentes en la muestra, se determinó en un intervalo de 100-1000 mg/L de O₂. El dicromato restante después de la reacción se midió por espectrofotometría a una longitud de onda de 600 nm, utilizando un espectrofotómetro Thermo Spectronic modelo GENESYS 10uv.

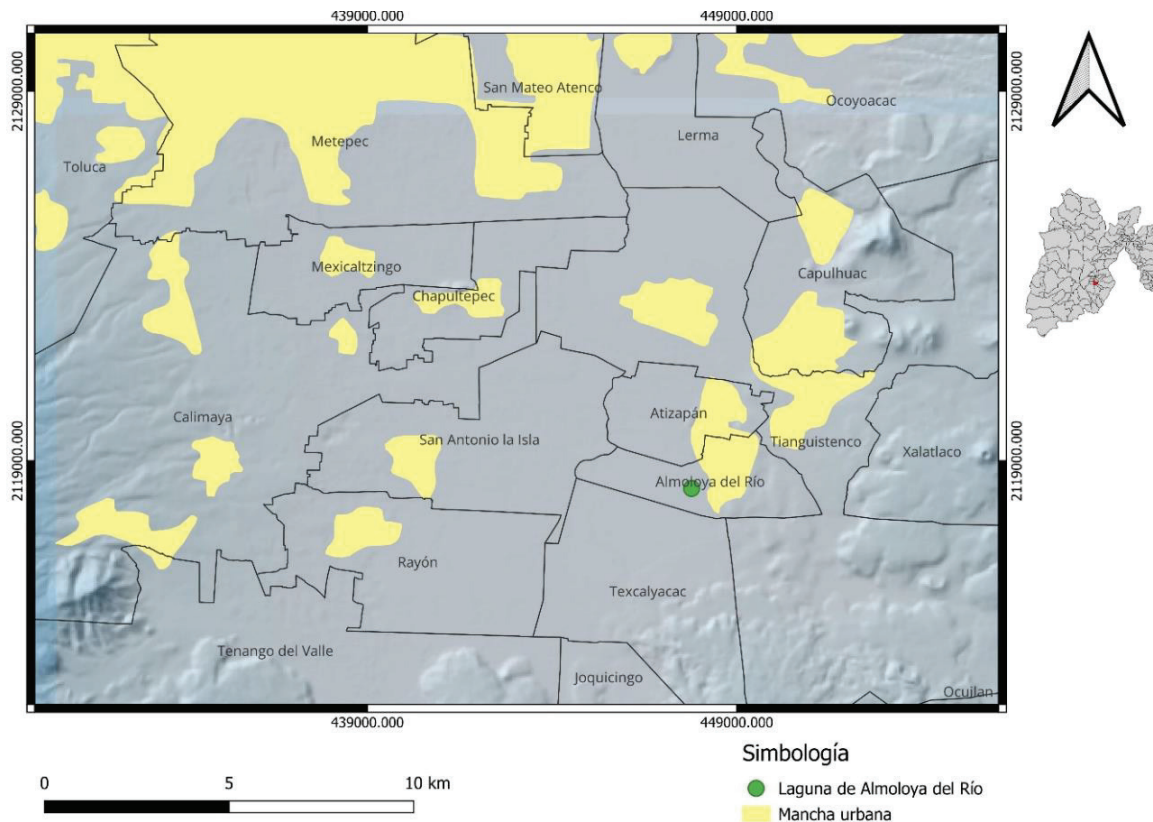


Figura 1. Ubicación de las Ciénegas de Lerma, Laguna de Almoloya del Río, Estado de México

La cuantificación del amonio (NH_4^+) se llevó a cabo mediante el uso de un electrodo selectivo de iones (ESI). Para ello, se utilizó un electrodo marca HANNA, modelo HI 4101, siguiendo los lineamientos establecidos en el método APHA (1998). Este método permite la medición precisa de la concentración de amonio en la muestra, aprovechando la selectividad del electrodo para detectar el ion amonio en soluciones acuosas.

La cuantificación de nitratos se realizó mediante la medición directa de las muestras en un espectrofotómetro Thermo Spectronic, modelo GENESYS 10uv, a una longitud de onda de 220 nm y aplicando la ley de Lambert-Beer. Como la materia orgánica disuelta también puede absorber a 220 nm, y el ion NO_3^- no lo hace a 275 nm, se efectuó una segunda medición a 275 nm para corregir la interferencia de la materia orgánica en la muestra. Esta corrección empírica varía según la naturaleza y concentración de la materia orgánica en cada muestra. Para evitar la interferencia de altas concentraciones de hidróxidos o carbonatos (hasta 1000 mg/L de CaCO_3), se empleó una solución ácida de HCl 1 N.

La cuantificación de fósforo total se realizó conforme a la técnica establecida en la norma mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001, utilizando el método de ácido vanadomolibdofosfórico. Este método se basa en la formación de un heteropoliácido, el ácido vanadomolibdofosfórico, a partir de la reacción del molibdato de amonio con ortofosfatos en condiciones ácidas, en presencia de vanadato. El compuesto resultante presenta un color amarillo cuya intensidad es proporcional a la concen-

tración de fosfato en la muestra. La medición se llevó a cabo mediante espectrofotometría a 420 nm, utilizando un equipo Thermo Spectronic, modelo GENESYS 10uv.

Se prepararon curvas de calibración con estándar externo para la cuantificación de los parámetros de calidad antes mencionados, conforme lo establecen los métodos y técnicas antes mencionadas.

Análisis de metales pesados

Se realizó una digestión ácida acelerada utilizando un horno de microondas (CEM, modelo Mars X 907600, serie XM3047). En el caso de la digestión de las muestras de agua, a 50 mL de muestra, se le añadieron 3 mL de ácido nítrico (HNO_3) y 2 mL de ácido clorhídrico (HCl) de alta pureza de la marca Baker Instra-Analyzed. Esta mezcla se vertió en vasos de teflón (OMNI PLUS XP-1500). Los vasos fueron sellados, colocados en soportes individuales, cerrados con un torque a una presión de 15 libras y colocados en un carrusel dentro del horno de microondas. El proceso de digestión se llevó a cabo hasta alcanzar una temperatura de 170°C y una presión de 300 psi, durante un tiempo total de 30 minutos, empleando el método específico para aguas contaminadas (Abdallah & Bashir, 2023).

Con el objeto de llevar a cabo la digestión de los sedimentos y las hepáticas obtenidas antes y después de las pruebas de sorción, ambos tipos de muestras se secaron en el laboratorio a temperatura ambiente durante 5 días y posteriormente en una estufa de laboratorio a 40°C

durante 24 horas, posteriormente se molió cada una de las muestras en un mortero de ágata hasta obtener un polvo fino, se pesaron aproximadamente 0.25 g de cada muestra y se le añadieron 2 mL de agua ultrapura (UP), 5 mL de ácido nítrico (HNO_3) y 1 mL de ácido fluorhídrico (HF) de alta pureza de la marca Baker Instra-Analyzed.

Se utilizó un método de digestión a microondas, en el que se incrementó la temperatura hasta 200°C y se alcanzó una presión de 240 psi, durante un tiempo total de 30 minutos, posteriormente se adicionaron 15 mL de una solución de ácido bórico (H_3BO_3) al 4% para neutralizar el HF. A continuación, el set de vasos se colocó nuevamente en un carrusel y se introdujo en el horno de microondas, donde se inició el proceso de neutralización, incrementando la temperatura hasta alcanzar 170°C, la cual se mantuvo durante 10 minutos antes de proceder a la fase de enfriamiento. Las muestras digeridas se trasladaron a frascos de polipropileno y se mantuvieron en refrigeración hasta su análisis.

La cuantificación de los metales se realizó mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica de Flama (Thermo Scientific GFS), utilizando lámparas de cátodo hueco específicas para cada metal. Se determinó, el cadmio (Cd) a 228.7 nm, el cromo (Cr) a 357.9 nm, el hierro (Fe) a 510 nm y el plomo (Pb) a una longitud de onda de 217 nm. Los límites de cuantificación determinados fueron de 0.10 mg/L para Cd, 0.15 mg/L para Cr, 0.05 mg/L para Fe y 0.20 mg/L para Pb. Se prepararon curvas de calibración para cada metal usando al menos 6 diferentes diluciones a partir de soluciones estándar de 1000 mg/L. Con el objeto de tener un control de calidad de calidad analítico de los resultados, se analizó el material certificado de referencia Lichen IAEA-336 en las mismas condiciones que las muestras.

Determinación de la capacidad de bioconcentración

Se prepararon por separado soluciones de Cd, Cr y Pb en concentraciones de 1, 2.5 y 5 mg/L. Para ello, se emplearon nitrato de cadmio ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$), nitrato de plomo ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$) y dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), los cuales fueron disueltos en agua desionizada en un matraz aforado de 1 L.

Se colocaron aproximadamente 25 g de hepáticas en contenedores de plástico de un litro cada uno, en un agua adicionada con una solución nutritiva tipo Hoagland (Hoagland & Arnon, 1950), que contiene los nutrientes esenciales para el crecimiento y desarrollo adecuado de las plantas. Esta solución fue empleada para garantizar que las hepáticas no estuvieran limitadas por deficiencias nutricionales, minimizando posibles efectos de estrés. Los contenedores de plástico con las hepáticas se colocaron dentro de un invernadero, el cual mantenía la temperatura en aproximadamente 22-25 °C. A cada contenedor con hepáticas se le agregó una solución de Cd, Pb y Cr para que quedaran expuestos los organismos a concentraciones de 1, 2.5 y 5 mg/L por cada metal. Al final se tuvo un control, y tres contenedores con las diferentes concentraciones para cada metal evaluado. Todos los experimentos se realizaron por triplicado. Se colectaron muestras de hepática y agua a las 24 horas, a los 5 días y a los 10 días para cada metal expuesto, para ello se empleó un colador para drenar el agua y dejar a los organismos con la menor cantidad de agua y se secaron más rápido. Posteriormente las muestras de agua y hepáticas fueron llevadas al laboratorio para su análisis.

Con el objeto de determinar que metal se concentra más en la hepática, se determinó el Factor de Bioconcentración (FBC), el cual se calcula como la relación entre la concentración de una sustancia (en este caso, un metal pesado) en los tejidos de un organismo y la con-

centración de esa sustancia en el medio al cual fue expuesto, generalmente el agua. La fórmula es:

$$FBC = \frac{C_{\text{tejidos}}}{C_{\text{medio}}}$$

Donde:

C_{tejidos} = es la concentración del contaminante en los tejidos del organismo (mg/Kg o $\mu\text{g/Kg}$).

C_{medio} = es la concentración del contaminante en el medio de exposición, tal como el agua o sedimentos (mg/L o $\mu\text{g/L}$).

Este factor indica el grado en el que un organismo puede acumular contaminantes presentes en su entorno. Si el FBC es mayor que 1, significa que el organismo tiende a concentrar el contaminante en sus tejidos más que en el ambiente. Un FBC alto puede señalar un riesgo ecológico significativo debido a la alta incorporación del contaminante.

Isotermas de adsorción

Las muestras de la hepática fueron secadas, molidas y tamizadas utilizando una malla de 30 (Petrov *et al.*, 2023). Posteriormente, se prepararon soluciones de Cd, y Pb en diversas concentraciones: 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 120 y 140 mg/L. Todas las soluciones fueron ajustadas a un pH de 6 mediante la adición de ácido nítrico de alta pureza de la marca Baker Instra-Analyzed (Chen *et al.*, 2022).

100 mg de la hepática molida fueron colocados en tubos de polipropileno, añadiendo 10 mL de cada una de las soluciones de metales previamente preparadas. Las muestras se mantuvieron en agitación durante 5 horas a 14 rpm. Al finalizar el tiempo de contacto, se separaron las fases y en la fase líquida se cuantificó el metal residual mediante la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica (Jain *et al.*, 2016).

En los estudios de las isotermas de adsorción, estos se realizaron únicamente para el caso del cadmio (Cd) y plomo (Pb) debido a que estos dos elementos presentan una alta toxicidad, no tienen una función biológica conocida y prevalencia en entornos contaminados, lo que los posiciona como elementos prioritarios en investigaciones ambientales. Aunque el cromo (Cr) también representa un riesgo significativo, no se realizó las isotermas de adsorción para este elemento en este trabajo.

Los datos de las isotermas de adsorción fueron analizados mediante los modelos de adsorción isotérmica de Langmuir y Freundlich. La ecuación de Langmuir se da por la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

Donde: C_e es la concentración del metal en equilibrio (mg/L), q_e es la cantidad de metal adsorbido en equilibrio (mg/g); q_m es la capacidad máxima en equilibrio (mg/g), K_L es la constante de Langmuir (L/mg), que indica la fuerza de unión entre las moléculas del metal y *R. natans*.

La isoterma de Freundlich está dada por la siguiente ecuación:

$$q_e = K_F C_e^{1/n}$$

Donde: K_F representa la constante de Freundlich (mg/g) y n se considera la heterogeneidad de la superficie del adsorbente y su afinidad por el adsorbente (García-González *et al.*, 2021).

RESULTADOS

Caracterización del agua de Almoloya del Río

En la Tabla 1 se observan los resultados obtenidos de la caracterización del agua del hábitat de *R. natans*.

El análisis de los resultados obtenidos en el Polígono 1 de las Ciénegas de Lerma, en la Laguna de Almoloya del Río, permitió evaluar la calidad del agua en este ecosistema léntico en términos de oxígeno disuelto (OD) y demanda química de oxígeno (DQO). El oxígeno disuelto presentó un valor promedio de 4.60 ± 1.20 mg/L, lo que indica una disponibilidad suficiente para sustentar procesos biológicos en condiciones naturales, aunque cercano al límite inferior para ecosistemas saludables.

Por otro lado, los valores de DQO total y soluble, de 90 mg/L y 70 mg/L, respectivamente, reflejan una carga orgánica elevada, que excede los límites establecidos para cuerpos de agua considerados de buena calidad, según los parámetros de referencia de la CONAGUA (2024). Estos resultados sugieren la presencia de una significativa cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos susceptibles de oxidación, probablemente vinculados a aportes de origen antropogénico en el área circundante.

La DQO es un indicador clave de la calidad del agua, ya que estima la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica e inorgánica presente, siendo directamente proporcional al grado de contaminación del cuerpo de agua. En este contexto, la combinación de un OD moderado y una DQO elevada sugiere que, aunque el ecosistema no se encuentra en condiciones críticas, existe un riesgo latente de deterioro ambiental. Dado que la Laguna de Almoloya es un cuerpo de agua léntico, es particularmente vulnerable a la acumulación de nutrientes y materia orgánica, lo que podría favorecer la eutrofización en ausencia de medidas de control adecuadas. Estos resultados subrayan la necesidad de implementar estrategias de manejo y monitoreo continuo para mitigar los impactos antropogénicos y preservar la calidad ecológica del sistema.

Según los resultados obtenidos en la Laguna de Almoloya del Río y conforme a lo estipulado en la Ley Federal de Derechos sobre el uso del agua para la protección de la vida acuática en agua dulce, incluye humedales (Uso 3), se observa que el pH de 7.03 ± 0.05 se encuentra dentro del rango permitido de 6.5 a 8.5, lo que sugiere que las condicio-

nes del agua son adecuadas para la vida acuática en términos de acidez y alcalinidad (SEMARNAT, 2024). Sin embargo, el análisis de fósforo total arroja un valor de 4.09 ± 0.71 mg/L, considerablemente superior al límite máximo recomendado por la legislación de 0.05 mg/L (SEMARNAT, 2024), lo que indica una alta concentración de este nutriente lo cual podría generar problemas de eutrofización, afectando negativamente el ecosistema acuático. En cuanto al amonio, los resultados muestran un valor de 13.93 ± 1.14 mg/L, el cual es más de 230 veces superior al límite que marca la Ley Federal de Derechos sobre el uso del agua para la protección de la vida acuática en agua dulce, incluye humedales (Uso 3), el cual es de 0.06 mg/L, lo cual puede indicar altos niveles de contaminación orgánica, bajos niveles de oxígeno o una biodegradación insuficiente en la Laguna. Los nitratos, aunque no se establece un parámetro específico en la normativa antes mencionada, los resultados de 38.08 ± 0.86 mg/L indican una presencia alta de estos compuestos, lo que podría tener implicaciones en la calidad del agua y en la salud de los organismos acuáticos, ya que niveles elevados de nitratos, pueden promover el crecimiento excesivo de algas y en combinación con bajas concentraciones de oxígeno disuelto, pueden inducir la formación de nitritos, los cuales son muy tóxicos para los organismos acuáticos. Es fundamental realizar un monitoreo constante y tomar medidas correctivas para evitar impactos ambientales negativos en esta Laguna, considerando la alta concentración de fósforo, amonio y nitratos que podrían comprometer la biodiversidad acuática (SEMARNAT, 2024).

Los resultados obtenidos en la Laguna de Almoloya del Río muestran que, aunque el pH se encuentra dentro de los límites adecuados para la vida acuática, varios otros parámetros, como la Demanda Química de Oxígeno (DQO), amonio, nitratos y fósforo total, indican una carga significativa de contaminantes. Estas condiciones podrían afectar la salud de los ecosistemas acuáticos, ya que los altos niveles de materia orgánica, nutrientes y compuestos tóxicos pueden inducir fenómenos de eutrofización, que alteran el equilibrio natural y reducen la disponibilidad de oxígeno. Es esencial continuar con el monitoreo y la gestión efectiva de los recursos hídricos para prevenir impactos ambientales a largo plazo y asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos en la región.

Metales pesados en el agua, sedimento y *R. natans*

En la Tabla 2 se pueden observar los resultados obtenidos de los metales pesados Cd, Cr, Fe y Pb en el agua, sedimento y en las hepáticas colectadas para realizar las pruebas de bioconcentración e isotermas de adsorción.

El análisis de los metales pesados en la Laguna de Almoloya del Río muestra que, en el caso del cadmio, todas las muestras se encuentran por debajo del límite de detección, tanto en el agua, los sedimentos y la hepática, lo que sugiere que este metal no está presente en concentraciones detectables y, por lo tanto, no representa un riesgo inmediato en el ecosistema estudiado.

En el caso del plomo, también se registra que los niveles en el agua y en la hepática están por debajo del límite de detección, lo que indica una ausencia de este metal pesado en estos compartimentos. Sin embargo, en los sedimentos, los niveles de plomo son de 55.44 mg/Kg, lo que podría sugerir una acumulación en el sedimento, aunque no esté presente en el agua o en la hepática. Esto puede implicar una posible fuente de contaminación localizada o histórica en los sedimentos o a la presencia del plomo en formas insolubles que se acumulan en los sedimentos.

Tabla 1. Resultados de los análisis fisicoquímicos del agua de la Laguna de Almoloya de Río, Estado de México

Prueba	Concentración
pH	7.03 ± 0.05
Oxígeno disuelto	4.60 ± 1.20 mg/L
DQO total	90 ± 1.76 mg/L
DQO soluble	70 ± 0.05 mg/L
Amonio	13.93 ± 1.14 mg/L
Nitrato	38.08 ± 0.86 mg/L
Fósforo total	4.09 ± 0.71 mg/L

Tabla 2. Concentración de Cd, Cr, Fe y Pb en el agua y sedimento de la Laguna de Almoloya de Río, Estado de México

Matriz	Elemento			
	Cadmio	Plomo	Hierro	Cromo
Agua (mg/L)	< 0.10	< 0.20	0.54	< 0.15
Sedimento (mg/Kg)	< 0.10	55.44	35,967	142.9
<i>R. natans</i> (mg/Kg)	< 0.10	< 0.20	1,607	< 0.15

El hierro presenta una concentración de 0.54 mg/L en el agua y 1,607 mg/Kg en la hepática, indicando una presencia relativamente alta de este metal tanto en el agua como en los organismos acuáticos. Este valor es esperado, dado que el hierro es un metal esencial para muchos organismos acuáticos y su presencia no necesariamente indica contaminación. Sin embargo, se deben realizar más estudios para verificar los efectos potenciales de las altas concentraciones en el entorno local.

Por último, el cromo se encuentra por debajo del límite de detección tanto en el agua como en la hepática, con una concentración de 142.9 mg/Kg en los sedimentos. Al igual que con el plomo, la presencia de cromo en los sedimentos puede ser indicativa de una acumulación histórica de este metal o a la presencia de formas insolubles del cromo en la Laguna, sin embargo, las bajas concentraciones en el agua y en la hepática, sugieren que estas concentraciones probablemente no afectan negativamente a los organismos acuáticos de la Laguna.

En conclusión, al no observar la presencia de metales pesados en la hepática (excepto por el hierro), debido a que los niveles de concentración fueron inferiores a los límites de cuantificación de la técnica analítica usada, se puede asegurar que la planta acuática está relativamente libre de los metales estudiados, lo que la hace adecuada para pruebas de bioconcentración e isotermas de adsorción. Estos resultados son positivos, ya que sugieren que la hepática puede ser utilizada como un organismo de referencia en estudios de bioacumulación y adsorción de contaminantes, sin interferencia significativa de los metales pesados analizados.

Capacidad de bioconcentración

En la Tabla 3 se observa el promedio calculado de los FBC para la hepática en las soluciones de 1, 2.5 mg/L y 5 mg/L y un tiempo de exposición de 10 días de los metales plomo, cadmio y cromo. El metal que mayor acumulación presentó, en los experimentos fue el plomo, seguido del cadmio y por último el cromo.

La tabla presenta los datos de FBC de los tres metales pesados (plomo, cadmio y cromo) en diferentes concentraciones (1 mg/L, 2.5 mg/L y 5 mg/L), junto con los promedios de cada metal a esas concentraciones.

En el caso del plomo, se observa un FBC más alto a bajas concentraciones. A 1 mg/L, el FBC es de 262, disminuyendo a 239 a una concentración de 2.5 mg/L y a 167 a una concentración de 5 mg/L. Esta tendencia es consistente con lo reportado en otros estudios, donde se ha señalado que los organismos tienden a acumular mayores cantidades de metales a concentraciones bajas, lo que puede ser una respuesta fisiológica para manejar o tolerar niveles elevados de estos contaminantes o a que la desintoxicación comienzan a actuar mediante mecanismos, como la inducción de Glutación (GSH), lo que reduce su incorporación al organismo expuesto (Madiha *et al.*, 2022, Bellini *et al.*, 2023, Macedo-Miranda *et al.*, 2024).

El cadmio también muestra una disminución en el FBC a medida que la concentración aumenta. A 1 mg/L el FBC es de 159, a 2.5 mg/L es de 132 y a 5 mg/L es de 107, con un promedio de 133. Al igual que con el plomo, los metales en concentraciones bajas tienden a ser más fácilmente absorbidos por los organismos, mientras que, a concentraciones más altas, el sistema puede experimentar saturación o efectos tóxicos que reducen la acumulación (Phaenark *et al.*, 2024).

En cuanto al cromo, los FBC también siguen un patrón similar: 106 a 1 mg/L, 80 a 2.5 mg/L y 83 a 5 mg/L, con un promedio de 90. Aunque en este último caso, la caída en los valores de los FBC no es tan pronunciada como con el plomo y el cadmio, la tendencia sigue siendo la misma: mayor acumulación en concentraciones más bajas.

En resumen, los FBC muestran una tendencia común en la mayoría de los metales: a medida que la concentración del metal aumenta, la acumulación disminuye. Este patrón puede ser debido a que solo se evaluaron tres concentraciones por metal, sin embargo, este comportamiento ha sido ampliamente documentado, ya que se ha observado que en concentraciones bajas los organismos pueden manejar o acumular más fácilmente los metales, mientras que a concentraciones más altas se generan efectos tóxicos que limitan la acumulación (Khushbu *et al.*, 2022).

Isotermas de adsorción

En la Figura 2, se puede observar el gráfico del modelo de Langmuir para la adsorción del cadmio, en donde se calculó una R^2 de 0.9493, una constante de afinidad (K_L) de 4.619 L/mg y una capacidad de adsorción de 4.38 mg/g. Mientras que en la Figura 3 se puede observar el gráfico que representa la isoterma de Freundlich, la cual muestra una $R^2 = 0.9417$, una constante de la adsorción en el equilibrio (K_F) de 0.8149 mg/L y una n de 0.7195.

Tabla 3. Factores de Bioconcentración obtenidos en los bioensayos de *R. natans* expuesta a diferentes concentraciones de metales en solución

Metal	Concentración de 1 mg/L	Concentración de 2.5 mg/L	Concentración de 5 mg/L	Promedio $\pm$ Desviación estándar
Plomo	262	239	167	223 $\pm$ 50
Cadmio	159	132	107	133 $\pm$ 26
Cromo	106	80	83	90 $\pm$ 14
Promedio $\pm$ Desviación estándar	176 $\pm$ 79	150 $\pm$ 81	119 $\pm$ 43	

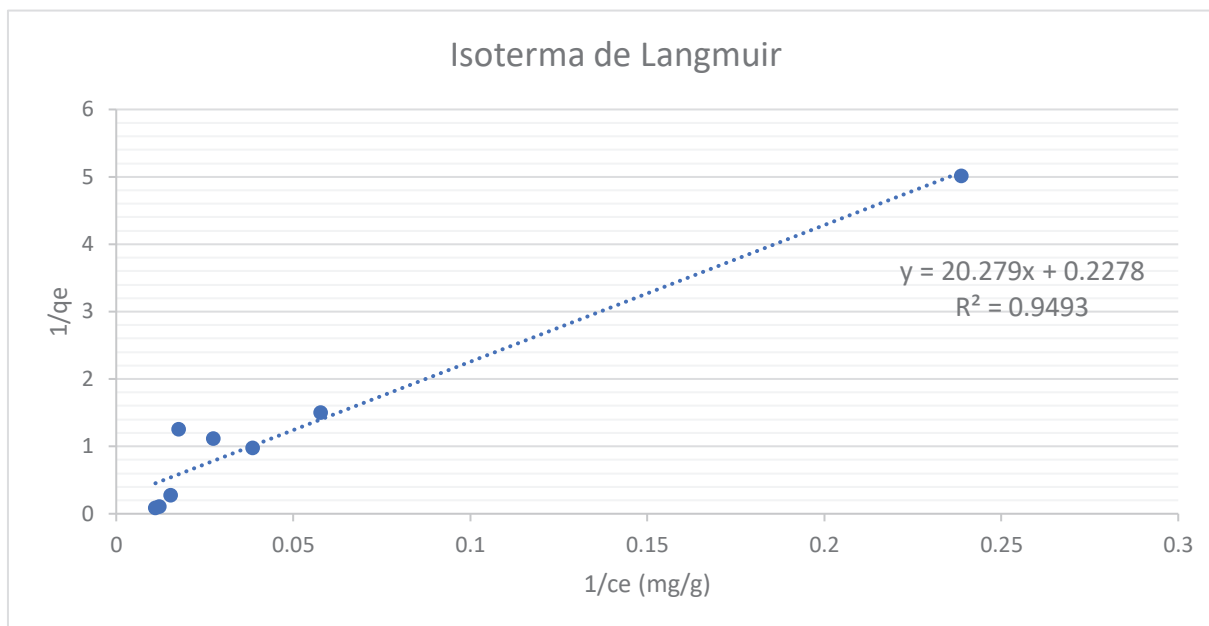


Figura 2. Ajuste de los datos experimentales de cadmio al modelo de Langmuir

En la Figura 4 se presenta el gráfico correspondiente al modelo de Langmuir para la sorción del metal plomo, el cual mostró un valor de $R^2 = 0.8863$, una constante de afinidad (K_f) de 0.7573 L/mg y una capacidad de sorción en monocapa (q_{max}) de 26.66 mg/g. Por otro lado, en la Figura 5 se muestra el gráfico del isoterma de Freundlich, que presentó un $R^2 = 0.9567$, una constante de adsorción en equilibrio (K_f) de 3.04 y un valor de $n = 2.97$.

Los resultados obtenidos indican que el modelo que mejor se ajustó a los datos experimentales para la adsorción de iones de plomo fue el modelo de Freundlich. Este modelo es adecuado para describir la adsorción en superficies heterogéneas y se caracteriza por su capacidad de representar la biosorción en multicapa, sugiriendo que la concentración de biosorbato en la superficie del biosorbente aumenta con la concentración de iones de plomo, lo cual es consistente con los valores de k_f y n observados.

DISCUSIÓN

La calidad del agua de la Laguna de Almoloya del Río, según los resultados obtenidos y la legislación vigente, presenta varios indicadores que permiten identificar su estado y su relación con los parámetros establecidos por la Ley Federal de Derechos y Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales (SEMARNAT, 2024). En primer lugar, el oxígeno disuelto (OD) es de 4.60 mg/L, lo que se encuentra ligeramente por debajo del valor mínimo recomendado de 5.0 mg/L para la protección de la vida acuática en aguas dulces y humedales. Un valor inferior a este umbral puede indicar condiciones subóptimas para los organismos acuáticos, dado que el oxígeno disuelto es fundamental para la respiración de muchas especies acuáticas, y niveles bajos pueden inducir estrés o incluso mortalidad en organismos sensibles (Mo-

ra-Orozco *et al.*, 2018). Aunque el valor es cercano al límite, no es ideal para mantener una biodiversidad acuática saludable.

En cuanto al fósforo total, el valor obtenido de 4.09 mg/L es considerablemente más alto que el umbral de 0.05 mg/L establecido por la ley para las aguas que buscan prevenir la eutrofización. Un nivel tan alto de fósforo puede promover el crecimiento excesivo de algas, lo que a su vez puede generar una disminución en la concentración de oxígeno y la biodiversidad acuática. Este tipo de alteraciones son características de ambientes en proceso de eutrofización, lo cual podría deteriorar aún más la calidad del agua y afectar negativamente la vida acuática (Korpinen *et al.*, 2015).

El amonio se presenta en niveles extremadamente elevados (13.93 mg/L) en el agua de la Laguna de Almoloya del Río con relación al límite marcado por la legislación mexicana (0.06 mg/L), estas concentraciones seguramente están relacionadas con las descargas de aguas residuales urbanas sin tratamiento que llegan a Laguna, con los bajos niveles de oxígeno disuelto y con la baja capacidad de degradación aerobia que existe en el agua. En cuanto a los nitratos, no se reporta un valor de referencia específico en la Ley Federal de Derechos para el agua destinada a la protección de la vida acuática, aunque el valor obtenido de 38.08 mg/L sugiere una concentración relativamente alta, lo que podría implicar una contaminación por nutrientes provenientes de las aguas residuales sin tratamiento y a las actividades agrícolas o urbanas. Así mismo, los nitratos en niveles elevados y los nitritos, pueden ser tóxicos para los organismos acuáticos, así como un indicador de la contaminación proveniente de las aguas residuales (Gomez *et al.*, 2020).

La demanda química de oxígeno (DQO), con un valor de 90 mg/L, cae dentro del rango de aguas contaminadas según la clasificación de la CONAGUA (2024), ya que los valores superiores a 40 mg/L y hasta 200 mg/L indican aguas que han sido afectadas por descargas de

aguas residuales sin tratamiento adecuado, lo cual se refuerza tambi3n con las altas concentraciones de amonio presentes en el agua. Este resultado es indicativo de que la Laguna ha recibido una carga org3nica considerable, lo que, sumado al elevado nivel de f3sforo, refuerza la idea de que la Laguna est3 en un proceso de deterioro ecol3gico debido a la contaminaci3n por descargas de aguas residuales y/o nutrientes (Neijns *et al.*, 2023).

Finalmente, el pH de 7.03 es adecuado para la protecci3n de la vida acu3tica, ya que se encuentra dentro del rango ideal de 6.5 a 8.5 para aguas dulces. Este valor sugiere que, en t3rminos de acidez y alcalinidad, la Laguna no presenta alteraciones graves que pudieran afectar la supervivencia de las especies acu3ticas en este aspecto.

El an3lisis de metales acumulados en musgos, l3quenes y hep3ticas proporciona un m3todo rentable, efectivo y biol3gicamente significativo para identificar tendencias espaciales en la distribuci3n de metales en ecosistemas terrestres. El uso de briofitas como biomonitores de la deposici3n de metales pesados ha sido ampliamente aceptado. Aunque com3nmente se asume que los musgos reflejan principalmente las entradas atmosf3ricas, se ha demostrado que tambi3n reciben elementos de fuentes distintas a la deposici3n antropog3nica atmosf3rica, como part3culas minerales, principalmente polvo de suelo arrastrado por el viento, y la absorci3n a trav3s de los rizomas (Sinha *et al.*, 2021). En el caso de las hep3ticas, salvo un trabajo reportado por Boudet *et al.*, (2011) en donde reportan de manera preliminar la capacidad de *R. natans* para acumular y eliminar metales pesados de los sedimentos y el agua, no existen reportes adicionales en la literatura que indiquen su uso como organismos monitores de la contaminaci3n acu3tica o atmosf3rica, por lo que este trabajo se constituye como un trabajo pionero en el uso de estos organismos para su potencial uso en el biomonitorio de la contaminaci3n del agua o el aire.

En las muestras de agua, sedimento y hep3tica analizadas, el valor de cadmio (Cd) fue ≤ 0.10 mg/Kg (l3mite de cuantificaci3n). No obstante, es importante considerar que este l3mite puede variar seg3n la matriz analizada. Respecto al plomo (Pb), el valor determinado en las muestras de agua y hep3tica fue menor al l3mite de cuantificaci3n (0.20 mg/Kg), lo que indica que no se detect3 plomo en estas matrices. Sin embargo, en el sedimento se cuantific3 un valor de 55.44 mg/Kg, lo que podr3a sugerir una acumulaci3n significativa de este metal en los sedimentos de la Laguna. Este hallazgo es relevante, ya que se realiz3 el muestreo en el mes de noviembre, durante la temporada de caza de patos en la Laguna, lo cual podr3a influir en la concentraci3n de plomo en los sedimentos debido a las actividades humanas, como el uso de municiones de plomo durante la caza. Este tipo de contaminaci3n por plomo ha sido reportado en estudios previos en ecosistemas acu3ticos, donde las actividades recreativas y la descarga de municiones han llevado a la acumulaci3n de este metal pesado en el sedimento (Garc3a-Comendador *et al.*, 2017).

En cuanto al hierro (Fe), este se cuantific3 en todas las muestras, con una concentraci3n notablemente m3s alta en los sedimentos (35,967 mg/Kg), lo cual es consistente con los niveles generalmente elevados de hierro en ambientes acu3ticos ricos en materia org3nica. Sin embargo, para contextualizar mejor estos niveles, ser3a 3til comparar los resultados obtenidos con estudios realizados en otras lagunas y cuerpos de agua de caracter3sticas similares, a fin de determinar si los valores encontrados est3n dentro de los rangos esperados para estos metales en este tipo de ecosistemas. Comparaciones con investigaciones previas en otras lagunas o ecosistemas acu3ticos permitir3n evaluar si los niveles de plomo y hierro en esta Laguna son preocupantes desde el punto de vista ecol3gico o si se encuentran dentro de un rango aceptable, seg3n los est3ndares de calidad ambiental establecidos para cuerpos de agua dulce (Mart3nez-Austria *et al.*, 2019).

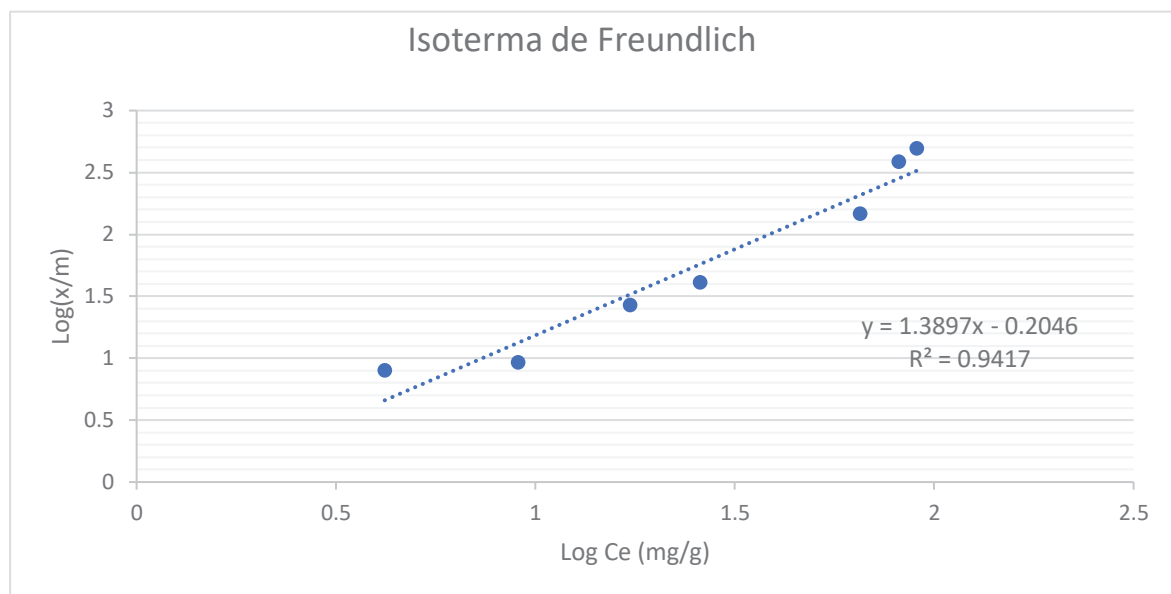


Figura 3. Ajuste de los datos experimentales de cadmio al modelo de Freundlich

Los resultados obtenidos en este estudio revelan diferencias significativas en las concentraciones de cromo en diversas matrices del sistema acuático de Lerma, específicamente en el agua, los sedimentos y en la planta acuática *Ricciocarpus natans*. A través del análisis de estos datos, es posible abordar las implicaciones ambientales y ecológicas de la presencia de cromo en el ecosistema. La concentración de cromo en el agua del polígono 1 de Lerma fue inferior al límite de detección ($< 0.15 \mu\text{g/L}$), lo que sugiere que no hay una contaminación significativa del agua en ese punto específico. Por otro lado, los sedimentos del polígono 1 presentaron una concentración de cromo notablemente más alta, alcanzando los 142.88 mg/Kg . Este hallazgo es consistente con estudios previos que han identificado a los sedimentos acuáticos como reservorios potenciales de contaminantes, especialmente metales pesados, debido a su capacidad para adsorber estos compuestos. La alta concentración de cromo en los sedimentos podría ser indicativa de contaminación histórica acumulada en el área, posiblemente derivada de actividades industriales, agrícolas o urbanas (Avila-Pérez *et al.*, 1999).

En cuanto a *Ricciocarpus natans*, esta especie mostró concentraciones de cromo inferiores al límite de detección ($< 0.15 \text{ mg/Kg}$), lo cual indica que este organismo refleja las condiciones del cromo en el agua, el cual se presenta en bajas concentraciones y además que, a pesar de que en los sedimentos existen altas concentraciones, seguramente estas se encuentran en formas poco biodisponibles ya que no se refleja en las cantidades acumuladas por la hepática en la Laguna. En conclusión, los resultados obtenidos proporcionan información valiosa sobre la distribución del cromo en el ecosistema acuático de Lerma, destacando la importancia de considerar múltiples matrices (agua, sedimentos, organismos) para evaluar de manera integral la contaminación por metales pesados.

Este análisis comparativo destaca las variaciones en las concentraciones de metales pesados en diferentes cuerpos de agua, lo que refleja tanto las fuentes de contaminación como las características ambientales de cada zona. Para comprender mejor las implicaciones

ecológicas de estos valores, sería útil consultar estudios adicionales en otros ecosistemas acuáticos similares, con el fin de obtener un marco de referencia más amplio y establecer posibles patrones de contaminación o la falta de ellos en regiones no afectadas por actividades antropogénicas intensas.

Capacidad de bioconcentración

Las briófitas son eficaces bioacumuladoras gracias a su estructura sencilla y su alta relación superficie-volumen, lo que les permite absorber metales pesados directamente del agua y el aire. Además, su pared celular, rica en polisacáridos y proteínas, tiene una alta afinidad por los contaminantes, facilitando su acumulación. Estas características hacen de las briófitas una herramienta valiosa tanto para la bioremediación como para el monitoreo ambiental (Nnaji *et al.*, 2023).

Las briófitas han demostrado ser bioindicadores destacados gracias a su capacidad para acumular y monitorizar contaminantes del entorno. Estas plantas presentan características morfológicas y fisiológicas que las hacen idóneas para actuar como biofiltros naturales. El estudio de especies como *Leptodictyum riparium*, *Vesicularia montagnei* y *Taxiphyllum barbieri*, no sólo describe protocolos para el cultivo in vitro en condiciones axénicas, sino que también evidencia la especificidad de absorción de elementos traza dependiendo de la especie. Estas propiedades resaltan el potencial de las briófitas en aplicaciones prácticas de restauración ambiental y mitigación de la contaminación (Anglana *et al.* 2024).

Los resultados muestran un mayor factor de bioconcentración para los metales estudiados en la concentración más baja a la que se expuso la hepática, y este factor de bioconcentración disminuyó a medida que aumentaba la concentración expuesta. Esto es un claro indicio de que el musgo incorpora con rapidez el metal y posteriormente alcanza un punto de saturación o comienzan a actuar los mecanismos de desintoxicación, como la inducción de Glutatión (GSH), lo que reduce su incorporación al organismo expuesto (Bellini *et al.*, 2023).

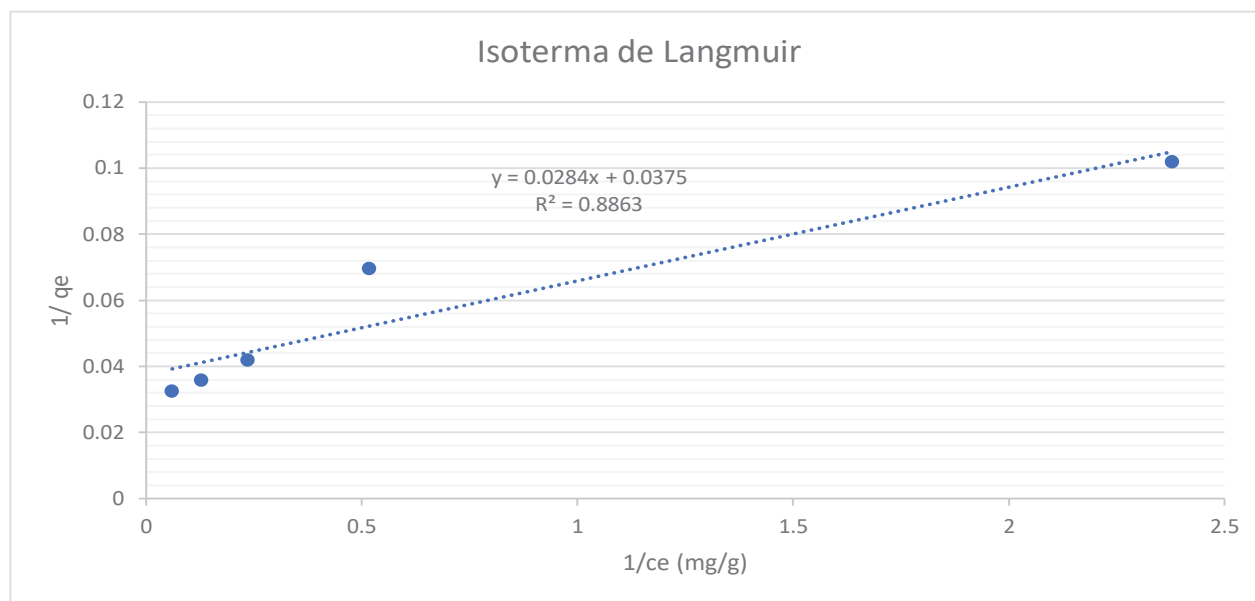


Figura 4. Ajuste de los datos experimentales de plomo al modelo de Langmuir

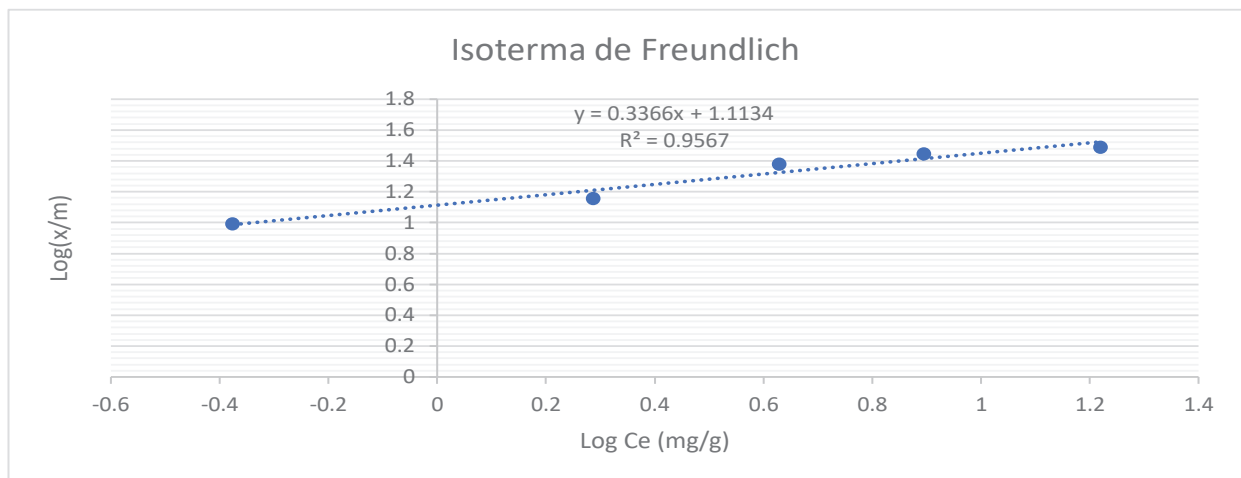


Figura 5. Ajuste de los datos experimentales de plomo al modelo de Freundlich

Diferentes niveles de bioconcentración en condiciones similares pueden ser causados por mecanismos de transporte específicos de cada metal, probablemente involucrando proteínas transportadoras de membrana específicas (Vázquez *et al.*, 2000). Esto es probablemente cierto para el Cr, ya que es un micronutriente esencial importante para la hepática, pero no para el caso del Cd y Pb, en donde el transporte de estos dos metales en la hepática probablemente no está específicamente regulado.

Macedo Miranda *et al.*, (2024) reportan factores de bioconcentración en el musgo epífito *L. angustata* para plomo (Pb) y cadmio (Cd) a diferentes concentraciones de exposición. En el caso de Pb, los valores oscilaron entre 80.8 y 204.3, mostrando un incremento proporcional a la concentración del metal en el medio, con un máximo de 223.6 a una concentración de exposición de 40 mg/L. En el caso del Cd, los factores variaron de 8.96 a 27.48, con una tendencia similar de aumento en respuesta a mayores concentraciones de exposición, alcanzando un máximo de 28.30 a una concentración de exposición de 10 mg/L. Estos valores reflejan una alta afinidad y capacidad de *L. angustata* para bioconcentrar estos metales.

Comparativamente, en el presente estudio con *Ricciocarpus natans*, los promedios de los factores de bioconcentración fueron significativamente más altos para Pb (223 mg/L) y Cd (133 mg/L) incluso a concentraciones iniciales mucho menores (1-5 mg/L). Esto sugiere que *R. natans* podría tener una capacidad de acumulación más eficiente en ambientes acuáticos, donde las condiciones favorecen una interacción más directa y efectiva con los metales presentes. Debido a que en este trabajo y a diferencia del estudio de Macedo Miranda *et al.*, (2024), las pruebas de capacidad de bioconcentración se realizaron mediante la exposición directa de la hepática en las soluciones con los metales, mientras que, en el trabajo antes citado, se realizaron a través de la exposición del organismo a las soluciones de metales mediante la aspersión sobre los organismos, simulando una exposición atmosférica.

Isotermas de adsorción

En investigaciones recientes sobre la capacidad de adsorción de metales pesados en especies vegetales, se ha utilizado ampliamente el modelo de Langmuir y el de Freundlich. Por ejemplo, Kovár *et al.*, (2023)

realizaron experimentos con *Ficus elastica*, observando que el modelo de Langmuir describió de manera más precisa la adsorción de metales como Fe y Cr, mientras que el modelo de Freundlich se ajustó mejor a metales como Zn, Cu, Pb y Cd. La diferencia en los ajustes sugiere que la adsorción varía dependiendo del metal presente en la superficie vegetal. En su estudio, Kovár *et al.*, (2023) informaron que la capacidad máxima de adsorción fue mayor para el metal Cd en comparación con otros metales, lo que indica una alta afinidad de las hojas de *Ficus elastica* por este metal en particular. Esta diferencia en la capacidad de adsorción resalta la importancia de seleccionar el modelo adecuado para caracterizar la interacción entre los metales y las superficies vegetales, ya que no todos los metales siguen el mismo patrón de adsorción. Además, el análisis de la isoterma de Freundlich indicó que la adsorción de Pb y Zn en *Ficus elastica* mostró una afinidad más heterogénea, lo que sugiere que las superficies vegetales presentan sitios de adsorción con diferentes energías. Esto es característico del modelo de Freundlich, que se aplica mejor a sistemas con heterogeneidad de superficie, mientras que Langmuir se utiliza cuando los sitios de adsorción son homogéneos.

Por otro lado, también se han utilizado estos modelos para describir la adsorción de Pb(II) en biochar derivado de residuos vegetales, demostrando que ambos modelos (Langmuir y Freundlich) se ajustaron bien a los datos experimentales, con R^2 superiores al 96%. Este estudio confirmó que el proceso de adsorción de Pb(II) en biochar es espontáneo y exergónico, lo que sugiere que el material tiene un gran potencial para la remoción de metales pesados en soluciones acuosas, una aplicación relevante en la limpieza ambiental (Yang *et al.*, 2023).

La comparación entre los modelos de Langmuir y Freundlich en diferentes especies vegetales y materiales adsorbentes refleja la versatilidad de estos modelos para estudiar la adsorción de metales pesados en diversas condiciones. Mientras que el modelo de Langmuir es útil para metales que tienen una alta afinidad por la superficie y se adsorben de manera homogénea, el modelo de Freundlich es más adecuado para metales que interactúan de forma más compleja con la superficie adsorbente, lo que refleja una mayor heterogeneidad en el proceso de adsorción (Raji *et al.*, 2023, Wang & Guo, 2023).

Estudios recientes también han demostrado la eficacia de las briofitas, como *Marchantia polymorpha*, en la adsorción de metales pesados, especialmente Cd y Pb. Estos organismos presentan una alta capacidad de adsorción, con un comportamiento para el caso del Cd que sigue el modelo de Langmuir, lo que indica una afinidad considerable de la planta por este metal. Por otro lado, la adsorción de Pb en *Marchantia polymorpha* mostró un ajuste más cercano al modelo de Freundlich, lo que sugiere que los sitios de adsorción son más heterogéneos (Ares *et al.*, 2018). Esta diferencia en los patrones de adsorción entre los metales podría estar relacionada con las características químicas de los metales, como su carga y tamaño, lo que influye en la interacción con las superficies de las briofitas.

Recientemente se ha demostrado que las hepáticas, antoceros y musgos tienen un potencial significativo para absorber metales pesados, lo que las convierte en herramientas útiles para el biomonitorio. Debido a la falta de un sistema vascular eficiente, se ha podido observar la deposición de metales pesados en estos organismos. También se ha observado, que el tejido de las briofitas es un poderoso intercambiador de iones con el medio ambiente, por lo tanto, acumulan metales pesados de las fuentes de contaminación en donde estas crecen o se exponen, especialmente en muestras de arroyos contaminados. Se ha reportado también un patrón similar, con un ajuste mayor al modelo de Freundlich para metales como Cu y Zn. Esto podría deberse a la mayor complejidad de las interacciones metal-planta en comparación con el Cd, lo que sugiere que los grupos funcionales involucrados en la adsorción, como carboxilos y fenoles, son más diversos en las hepáticas (Mahapatra *et al.*, 2019, Barukial & Hazarika, 2022).

CONCLUSIONES

La hepática *R. natans* ha demostrado una significativa capacidad de sorción de metales pesados, con una bioconcentración destacada para plomo (Pb), cadmio (Cd) y cromo (Cr), lo que subraya su potencial para el biomonitorio y la fitorremediación en ecosistemas acuáticos y/o terrestres contaminados. Los factores de bioconcentración encontrados para Pb (223) y Cd (133) indican una selectividad notable por estos metales, lo que sugiere que *R. natans* podría ser especialmente eficaz en la remoción de estos contaminantes de ambientes acuáticos. Debido a lo anterior, se sugiere su uso como un biomaterial para el biomonitorio de metales pesados en ecosistemas acuáticos o terrestres, en el tratamiento del agua y del aire para la remoción de metales pesados, así como en la biorremediación de sitios contaminados con estos contaminantes.

R. natans muestra una capacidad máxima de sorción ($q_{\max}$) superior para el plomo (26.7 mg/g) que para el cadmio (4.38 mg/g). Esta diferencia en la capacidad de sorción puede estar asociada a la afinidad específica de la hepática por estos metales, así como a las características estructurales y bioquímicas de su pared celular.

Las diferencias en la eficiencia de sorción entre los metales se deben en parte a las propiedades químicas de cada metal y a su interacción con los sitios de adsorción disponibles en *R. natans*. El plomo, al ser un metal más pesado y con una mayor tendencia a formar complejos con ciertos grupos funcionales, puede adherirse con mayor facilidad a las superficies celulares de la hepática, lo que explica su mayor capacidad de sorción en comparación con el cadmio.

La alta capacidad de sorción de *R. natans*, junto con su rendimiento diferencial en la acumulación de metales, sugiere que esta hepática acuática podría ser un biomonitorio efectivo para la medición de la contaminación por metales pesados en ambientes acuáticos y terrestres y/o para la biorremediación de la contaminación, especialmente en ambientes que sufren de altos niveles de metales pesados como el plomo y el cadmio, sin embargo, surge la necesidad de investigaciones adicionales para comprender mejor los mecanismos bioquímicos involucrados en este proceso. El uso de esta especie en programas de fitorremediación o de biomonitorio podría contribuir significativamente a la restauración de ecosistemas acuáticos contaminados, proporcionando una alternativa ecológica y efectiva frente a la contaminación por metales pesados.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca otorgada a Clara Gómez Ensastegui para sus estudios de doctorado.

REFERENCIAS

- ABDALLAH, O & BASHIR, K. 2023. Quantitative determination of heavy metals in water using ICP-MS. *Int. J. Adv. Chem. Res.* 5:1, 115-116. DOI:10.33545/26646781.2023.v5.i1b.192
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 20th Edition. American Public Health Association, Water Environment Federation, and American Water Works Association.
- ANGLANA, C., BAROZZI, F., CAPACI, P., MIGONI, D., ROJAS, M., FANIZZI, F. P. & DI SANSEBASTIANO, G. P. 2024. Characterization of three species of aquatic mosses in axenic culture for biomonitoring and biotechnological applications. *Aquatic Botany*, 193, 103762. DOI: 10.1016/j.aquabot.2024.103762
- ANIČIĆ U., M., ILIĆ, M., RADNOVIĆ, D., VERGEL, K., YUSHIN, N., CHALIGAVA, O. & ZINICOVSCAIA, I. 2024. Comparative biomonitoring of airborne potentially toxic elements using mosses (*Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium* spp.) and lichen (*Evernia prunastri*) over remote areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(35), 48296-48312. DOI: 10.1007/s11356-024-34353-z
- ARES, Á., ITOUGA, M., KATO, Y. & SAKAKIBARA H. 2018. Differential Metal Tolerance and Accumulation Patterns of Cd, Cu, Pb and Zn in the Liverwort *Marchantia polymorpha* L. *Bull Environ Contam Toxicol* 100, 444-450. DOI: 10.1007/s00128-017-2241-0
- AVILA-PÉREZ, P., BALCÁZAR, M., ZARAZÚA-ORTEGA, G., BARCELÓ-QUINTAL, I. & DÍAZ-DELGADO C. 1999. Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. *Science of The Total Environment*, 234: 1-3, 185-196. DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00258-2
- BARUKIAL, J. & HAZARIKA, P. 2022. Bryophytes as an Accumulator of Toxic Elements from the Environment: Recent Advances. In: Murthy, H.N. (eds) *Bioactive Compounds in Bryophytes and Pteridophytes. Reference Series in Phytochemistry*. Springer, Cham. DOI: 10.1007/978-3-030-97415-2_6-1

- BELLINI, E., BANDONI, E., GIARDINI, S., SORCE, C., SPANÓ, C., BOTTEGA, S., FONTANINI, D., KOLA, A., VALENSIN, D., BERTOLINI, A., SABA, A., PAOLI, L., ANDREUCCI, A., LI, M., VAROTTO, C. & SANITÁ DI TOPPI, L. 2023. Glutathione and phyto-chelatin jointly allow intracellular and extracellular detoxification of cadmium in the liverwort *Marchantia polymorpha*. *Environ. Exp. Bot.* 209, 105303. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2023.105303
- BOUDET, L. C., ESCALANTE, A., HAEFTEN, G. V., MORENO, V. & GERPE, M. 2011. Assessment of Heavy Metal Accumulation in Two Aquatic Macrophytes: a Field Study. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 6:1, 57–64. DOI: 10.5132/jbse.2011.01.009
- CENTRO ESTATAL DE VIGILANCIA EPIDEMIOLÓGICA Y CONTROL DE ENFERMEDADES (CEVE-CE). 2023. Calidad del Aire y Salud en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca. Disponible en línea en: <https://cevece.edomex.gob.mx/sites/cevece.edomex.gob.mx/files/files/docs/boletin/Boletin-Calidad-AireAbri2023.pdf> Boletin-Calidad-Aire-Abri2023.pdf (consultado el 26 febrero 2025)
- CHARKIEWICZ, A. E., OMELJANIUK, W. J., NOWAK, K., GARLEY, M., & NIKLIŃSKI, J. 2023. Cadmium toxicity and health effects—a brief summary. *Molecules*, 28:18, 6620. DOI: 10.3390/molecules28186620
- CHAUDHURI, S. & ROY, M. 2024. Global ambient air quality monitoring: Can mosses help? A systematic meta-analysis of literature about passive moss biomonitoring. *Environment, Development and Sustainability*, 26(3), 5735–5773. DOI: 10.1007/s10668-023-03043-0
- CHEN, X., HOSSAIN, F., DUAN, CH., LU, J., TSANG, Y. F., ISLAM, S. & ZHOU, Y. 2022. Isotherm models for adsorption of heavy metals from water - A review, *Chemosphere*, 307, 135545. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135545
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA). 2024. Indicadores de la calidad del agua superficial y subterránea. Gerencia de Calidad del Agua. Disponible en línea en: <https://www.gob.mx/conagua/es/articulos/indicadores-de-calidad-del-agua> (consultado el 30 enero 2025)
- DELGADO, C., BAUTISTA, F., GOGICHAISHVILI, A., CORTÉS, J. L., QUINTANA, P., AGUILAR, D. & CEJUDO, R. 2019. Identificación de las zonas contaminadas con metales pesados en el polvo urbano de la Ciudad de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 35:1, 81–100. DOI: 10.20937/rica.2019.35.01.06
- DESAL, B. H. 2020. 14. United Nations Environment Programme (UNEP), *Yearbook of International Environmental Law*, 31(1), 319–325, DOI: 10.1093/yiel/yvab060
- GARCÍA-CÉSPEDES, D., LIMA-CAZORLA, L. A., RUIZ-GUTIERREZ, L., SANTANA-ROMERO, J. L., & CALDERÓN-PENÁLVER, P. A. 2016. Agroecosystems with Probable Health Risks Due to Heavy Metal Contamination. *Revista Cubana de Química*, 28:1, 378–393. <https://cubanaquimica.uo.edu.cu/index.php/cq/article/view/689>
- GARCÍA-COMENDADOR, J., FORTESA, J., CALSAMIGLIA, A., CALVO-CASES, A. & ESTRANY, J. 2017. Post-fire hydrological response and suspended sediment transport of a terraced Mediterranean catchment. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42:14, 2254–2265. DOI: 10.1002/esp.4181
- GARCÍA-GONZÁLEZ, A., ZAVALA-ARCE, R. E., ÁVILA-PÉREZ, P., RANGEL-VAZQUEZ, N. A., SALAZAR-RÁBAGO, J. J., GARCÍA-RIVAS, J. L. & GARCÍA-GAITÁN, B. 2021. Experimental and theoretical study of dyes adsorption process on chitosan-based cryogel. *International Journal of Biological Macromolecules*, 169, 75–84. DOI: 10.1016/j.ijbiomac.2020.12.100
- GOMEZ, I. D. F., CRAMP, R. L., CRAIG E. F. 2020. Living in polluted waters: A meta-analysis of the effects of nitrate and interactions with other environmental stressors on freshwater taxa. *Environmental Pollution*, 261, 114091. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114091
- GRAIZBORD, B., GONZÁLEZ GRANILLO, J. L., & LÓPEZ IBARRA, O. 2024. Vulnerabilidad y riesgo climático. Los retos de la Ciudad de México hacia el primer tercio del siglo XXI. *Investigaciones Geográficas*, 114. DOI:10.14350/rig.60844
- HOAGLAND, D. R., & ARNON, D. I. 1950. The water-culture method for growing plants without soil. *California Agricultural Experiment Station Circular*, 347.
- ISINKARALAR, O., ŚWISŁOWSKI, P., ISINKARALAR, K., & RAJFUR, M. 2024. Moss as a passive biomonitoring tool for the atmospheric deposition and spatial distribution pattern of toxic metals in an industrial city. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196, 513. DOI: 10.1007/s10661-024-12696-x
- JAIN, C.K., MALIK, D.S. & YADAV, A.K. 2016. Applicability of plant based bio-sorbents in the removal of heavy metals: a review. *Environ. Process.* 3, 495–523. DOI: 10.1007/s40710-016-0143-5
- KHUSHBU, GULATI, R., SUSHMA, KOUR, A. & SHARMA, P. 2022. Ecological impact of heavy metals on aquatic environment with reference to fish and human health. *Journal of Applied and Natural Science*, 14:4, 1471–1484. DOI: 10.31018/jans.v14i4.3900
- KORPINEN, S., BONSDORFF, E., CROWE, T. P., FRID, C. L. J. 2015. Eutrophication and hypoxia: impacts of nutrient and organic enrichment. In: *Marine Ecosystems: Human Impacts on Biodiversity, Functioning and Services*. Ecology, Biodiversity and Conservation. Cambridge University Press, 202–243.
- KOVÁR, F., SMUTNÁ K., HRUŠKA, A., KOUTNÍK, I. & VRÁBLOVÁ, M. 2023. Adsorption and permeability of heavy metals (Fe, Cu, Pb, Zn, Cr, and Cd) onto the adaxial cuticle of *Ficus elastica* leaf. *Scientia Horticulturae*, 321, 112315. DOI: 10.1016/j.scienta.2023.112315
- LÓPEZ V., E. 2020. Análisis de dispersión anual para los contaminantes criterio de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (RAMA-ZMVT), 2017. Tesis de Licenciado en Ciencias Ambientales, Facultad de Planeación Urbana y Regional. Universidad Autónoma del Estado de México. 177 p.
- MACEDO-MIRANDA, M. G., BARRERA-DÍAZ, C. E., ÁVILA-PÉREZ P., LÓPEZ-SOLÓRZANO, E., ORTIZ-OLIVEROS, H. B. & ZAVALA-ARCE, R. E. 2024. Bioconcentration Capacity of Moss *Leskea angustata* Tayl. for Heavy Metals and Its Application in the Atmospheric Biomonitoring of a Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* 331 120579. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2024.120579
- MADIHA, Z., AL-YAHYAI, R., AMEEN, A., SHARIF, Y., ALI, L., FATIMA, M., KHAN, K.A. & LI, S. 2022. Health and environmental effects of heavy metals, *Journal of King Saud University–Science*. 34:1, 101653. DOI:10.1016/j.jksus.2021.101653
- MAHAPATRA, B., DHAL, N.K., DASH, A.K., PANDA, B.P., PANIGRAHI, K.C.S. & PRADHAN A. 2019. Perspective of mitigating atmospheric heavy metal pollution: Using mosses as biomonitoring and indicator organism. *Environ. Sci. Pollut Res.* 26, 29620–29638. DOI: 10.1007/s11356-019-06270-z

- MARTÍNEZ-AUSTRIA, P. F., DÍAZ-DELGADO, C. & MOELLER-CHAVEZ, G. 2019. Seguridad hídrica en México: diagnóstico general y desafíos principales. *Ingeniería del agua*, 23:2, 107-121.
- MENDOZA, A. 2008. *Ricciocarpus natans* (Marchantiophyta), una hepática acuática en México. *ContactoS*, 70, 67–70.
- MITRA, S., CHAKRABORTY, A. J., TAREQ, A. M., EMRAN T. B., NAINU, F., KHUSRO, A., IDRIS, A. M., KHANDAKER, M. U., OSMAN, H., ALHUMAYDI, F. A. & SIMAL-GANDARA J. 2023. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 35:7, 102823. DOI:10.1016/j.jksus.2022.101865
- MORA-OROZCO, C., FLORES-GARNICA, J. G., FLORES-LÓPEZ, H. E., RUBIO-ARIAS, H. O., CHÁVEZ-DURÁN, Á. A., OCHOA-RIVERO, J. M. & GARCÍA-VELASCO, J. 2018. Variaciones espacio-temporales y modelaje de la concentración de oxígeno disuelto en el lago de Chapala, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 9:1, 39-52. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-01-03
- NADERIZADEH, Z., KHADEMI, H., & AYOUBI, S. (2016). Biomonitoring of atmospheric heavy metals pollution using dust deposited on date palm leaves in southwestern Iran. *Atmósfera*, 29(2), 141-155. DOI:10.20937/ATM.2016.29.02.04
- NEIJENS, F. K., MOREIRA, H., DE JONGE, M. M. J., BART B. H. P. LINSEN, B. B. H. P., HUIJBREGTS, M. A. J., GEERLING, G. W. & SCHIPPER, A. M. 2023. Effects of nutrient enrichment on freshwater macrophyte and invertebrate abundance: A meta-analysis. *Glob Change Biol.* 30:e17094. DOI:10.1111/gcb.17094
- NNAJI, N.D., ONYEAKA, H., MIRI, T. & UGWA, CH. 2023. Bioaccumulation for heavy metal removal: a review. *SN Appl. Sci.* 5:125. DOI:10.1007/s42452-023-05351-6
- PARMAR, T. K., RAWTANI, D., & AGRAWAL, Y. K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110–118. DOI: 10.1080/21553769.2016.1162753
- PETROV, D. S., KOROTAEVA, A. E., PASHKEVICH, M. A., CHUKAEVA, M. A. 2023. Assessment of heavy metal accumulation potential of aquatic plants for bioindication and bioremediation of aquatic environment. *Environ Monit Assess.* 195, 122. DOI:10.1007/s10661-022-10750-0
- PHAENARK CH., PHANKAMOLSIL, Y., SAWANGPROH, W. 2024. Ecological and health implications of heavy metal bioaccumulation in Thai Fauna: A systematic review, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 285, 117086. DOI:10.1016/j.ecoenv.2024.117086
- PRABAKARAN, K., SOMPONGCHAIYAKUL, P., BUREEKUL, S., WANG, X. & CHAROENPONG, C. 2024. Heavy metal bioaccumulation and risk assessment in fishery resources from the Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 198, 115864. DOI:10.1016/j.marpolbul.2023.115864
- RAJ, K., & DAS, A. P. 2023. Lead pollution: Impact on environment and human health and approach for a sustainable solution. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 5, 79-85. DOI:10.1016/j.enceco.2023.02.001
- RAJI, Z., KARIM, A., KARAM, A. & KHALLOUFI, S. 2023. Adsorption of Heavy Metals: Mechanisms, Kinetics, and Applications of Various Adsorbents in Wastewater Remediation—A Review. *Waste*, 1:3, 775-805. DOI:10.3390/waste1030046
- ROLA, K. & PLÁSEK, V. 2022. The utility of ground bryophytes in the assessment of soil condition in heavy metal-polluted grasslands. *Plants*, 11:16, 2091. DOI:10.3390/plants11162091
- ŠAJN, R., BAČEVA ANDONOVSKA, K., STAFILOV, T., & BARANDOVSKI, L. 2024. Moss as a Biomonitor to Identify Atmospheric Deposition of Minor and Trace Elements in Macedonia. *Atmosphere*, 15:3, 297. DOI:10.3390/atmos15030297
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2020. Informe de la situación del medio ambiente en México 2018. Disponible en línea en: <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/tema/cap6.html> (consultado el 25 febrero 2025)
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2024. Comisión Nacional del Agua. Ley Federal de Derechos. Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes para el ejercicio fiscal 2024. Disponible en línea en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/915768/Ley_Federal_de_Derechos_2024.pdf (consultado el 31 de enero del 2025)
- SINHA, S., SINGH, A., SINHA, D. & CHATTERJEE, R. 2021. A review on bryophytes as key bio-indicators to monitor heavy metals in the atmosphere. *International Journal of Plant and Environment*, 7: 1. 49-62. DOI:10.18811/ijpen.v7i01.5
- SINGH, S., & BOWMAN, J. L. 2023 The monoicous secondarily aquatic liverwort *Ricciocarpus natans* as a model within the radiation of derived Marchantiopsida. *Front. Plant Sci.* 14:1260596. DOI:10.3389/fpls.2023.1260596
- VARELA, Z., BOQUETE, M.T., FERNÁNDEZ, J.A., MARTÍNEZ-ABAIGAR, J., NÚÑEZ-OLIVERA, E. & ABOAL, J.R. 2023. Mythbusters: unravelling the pollutant uptake processes in mosses for air quality biomonitoring. *Ecological Indicators* 148, 110095 DOI:10.1016/j.ecolind.2023.110095
- VÁZQUEZ, M. D., FERNÁNDEZ, J. A., LOPEZ, J. & CARBALLEIRA, A. 2000. Effects of water acidity and metal concentration on accumulation and within-plant distribution of metals in the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica*. *Water Air Soil Pollution* 120, 1-20. DOI:10.1023/A:1005200932035
- WANG, J. & GUO, X. 2023. Adsorption kinetics and isotherm models of heavy metals by various adsorbents: An overview. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53:21, 1837– 1865. DOI:10.1080/10643389.2023.2221157
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 2021. WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Disponible en línea en: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=1> (consultado el 20 enero 2021)
- YAN, G., GAO, Y., XUE, K., QI, Y., FAN, Y., TIAN, X., WANG, J., ZHAO, R., ZHANG, P., LIU, Y. & LIU, J. 2023. Toxicity mechanisms and remediation strategies for chromium exposure in the environment. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1131204. DOI:10.3389/fenvs.2023.1131204
- YANG, W., LU, C., LIANG, B., YIN, C., LEI, G., WANG, B., ZHOU X., ZHEN, J., QUAN, S. & JING, Y. 2023. Removal of Pb (II) from aqueous solution and adsorption kinetics of corn stalk biochar. *Separations*, 10:8, 438. DOI:10.3390/separations10080438

Relación del hábitat con la estructura de la comunidad de peces del sistema arrecifal coralino de Akumal, Caribe mexicano

Relationship between habitat and fish community structure in the Akumal coral reef system, Mexican Caribbean

Silvia Díaz-Ruiz¹✉, Arturo Aguirre-León², Mariela Gazca-Castro¹, María del Rocío Torres-Alvarado³

Recibido: 18 de septiembre de 2025.

Aceptado: 16 de diciembre de 2025.

Publicado: abril de 2026.

RESUMEN

Antecedentes. El sistema coralino de Akumal en Quintana Roo tiene relevancia científica, social y económica. Incluye hábitats arrecifales complejos estrechamente vinculados con la estructura de su comunidad íctica. **Objetivo.** Analizar la dinámica espacio temporal de la comunidad de peces con relación a la variación ambiental del sistema arrecifal. **Métodos.** Se realizaron 12 muestreos mensuales en 20 estaciones del arrecife donde se registraron parámetros fisicoquímicos, coberturas bentónicas y se realizaron 240 censos de peces. Se aplicaron índices ecológicos para caracterizar la comunidad de peces. Mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) y de Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMDS) se determinaron las relaciones de las variables del hábitat y la comunidad de peces del arrecife. **Resultados.** El ACP corroboró la presencia de cuatro zonas del arrecife: laguna arrecifal, arrecife posterior, frente arrecifal y pendiente del arrecife. Se identificaron 159 especies de peces. Trece especies fueron dominantes de las familias Acanthuridae, Scaridae, Pomacentridae, Haemulidae, Labridae y Lutjanidae. Se definieron 5 categorías tróficas, zoobentívoros, omnívoros, herbívoros, piscívoros y zooplanctívoros. La variación espacial de la diversidad ($H' = 2.45$ a 3.05), la riqueza ($D = 3.88$ a 6.54) y la equitatividad ($J' = 0.76$ a 0.84) con tendencias similares, presentaron los mayores promedios en la pendiente arrecifal. La abundancia en espacio varió de 0.42 a 0.90 ind/m² con valores altos en el arrecife posterior y el frente arrecifal. El NMDS indicó que las especies se agruparon de acuerdo con los ambientes definidos en función de las coberturas bentónicas y la profundidad. **Conclusión.** Este estudio representa un marco de referencia sobre la ictiofauna y comportamiento ambiental de arrecifes del Caribe mexicano para comprender la variación de la estructura física y ecológica de estos ecosistemas.

Palabras clave: estructura comunitaria, hábitats coralinos, conjuntos de peces, sistema Akumal

ABSTRACT

Background. The Akumal coral reef system in Quintana Roo has scientific, social, and economic relevance. It includes complex reef habitats closely linked to the structure of its fish community. **Objective.** Analyze the spatiotemporal dynamics of the fish community in relation to the environmental variation of the reef system. **Methods.** Twelve monthly sampling events were conducted at 20 stations along the reef, where physicochemical parameters and benthic coverage were recorded, and 240 fish censuses were performed. Ecological indices were applied to characterize the fish community. Principal Component Analysis (PCA) and Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) were used to determine the relationships between habitat variables and the reef fish community. **Results.** The PCA confirmed the presence of four reef zones: reef lagoon, back reef, reef front, and reef slope. A total of 159 fish species were identified. Thirteen species were dominant, belonging to the families Acanthuridae, Scaridae, Pomacentridae, Haemulidae Labridae and Lutjanidae. Five trophic categories were defined: zoobenthivores, omnivores, herbivores, piscivores, and zooplanktivores. Spatial variation in diversity ($H' = 2.45$ to 3.05), richness ($D = 3.88$ to 6.54), and evenness ($J' = 0.76$ to 0.84), with similar trends, showed the highest averages on the reef slope. Abundance in space ranged from 0.42 to 0.90 ind/m², with high values in the back reef and reef front. The NMDS indicated that the species were grouped according to environments defined by benthic covers and depth. **Conclusion.** This study represents a reference framework of the ichthyofauna and environmental behavior of reefs in the Mexican Caribbean to understand the variation in the physical and ecological structure of these ecosystems.

Keywords: community structure, coral habitats, fish assemblages, Akumal system

¹ Laboratorio de Ictiología y Ecología Costera, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. Ferrocarril de San Rafael Atlixco 186, Col. Leyes de Reforma, Iztapalapa, Ciudad de México, 09340. México.

² Laboratorio de Ecología Costera y Pesquerías, Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Av. El Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán, Ciudad de México 04960, México.

³ Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Av. Ferrocarril de San Rafael Atlixco 186, Col. Leyes de Reforma, Iztapalapa, Ciudad de México, 09340.

*Corresponding author:

Silvia Díaz-Ruiz: e-mail: sdr@xanum.uam.mx

To quote as:

Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León, M. Gazca-Castro & M. del R. Torres-Alvarado. 2026. Relación del hábitat con la estructura de la comunidad de peces del sistema arrecifal coralino de Akumal, Caribe mexicano. *Hidrobiológica* 36 (1): 33-48.

DOI: [revHidro/article/view/1862](https://doi.org/10.21865/hidrobiologica.2026.36.1.33-48)

INTRODUCCIÓN

El litoral del Estado de Quintana Roo es una de las regiones más relevantes del Caribe mexicano, se caracteriza por la presencia de extensas formaciones coralinas que son parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Esta región posee una gran diversidad de comunidades biológicas y alta heterogeneidad de ambientes arrecifales con procesos físico-ambientales, biológicos y ecológicos complejos, e interacciones entre ecosistemas adyacentes como manglares, pastos marinos y lagunas asociadas, que brindan hábitats y nichos ecológicos para muchas especies de flora y fauna marina y terrestre (Mumby *et al.*, 2004; Nagelkerken *et al.*, 2017).

La comunidad de peces arrecifales de las costas de Quintana Roo son los vertebrados más diversos, con 592 especies registradas (Schmitter-Soto *et al.*, 2018). Esta riqueza de especies, su abundancia y distribución está condicionada por la heterogeneidad ambiental, que incluye la estructura y complejidad arrecifal, la topografía, rugosidad del sustrato y profundidad, entre otros factores (Hitt *et al.*, 2011; Graham & Nash, 2013; Coker *et al.*, 2014; Bozec *et al.*, 2015; Eggertsen *et al.*, 2020). Los peces presentan interacciones ecológicas complejas en el arrecife y entre sistemas vecinos, relacionadas con la dinámica ambiental. Asimismo, son componentes esenciales en las redes tróficas que mantienen el balance energético y la dinámica del ecosistema como resultado de movimientos relacionados con los ciclos de vida de las especies, lo cual determina cambios en la estructura y funcionamiento del sistema en escala espacial y temporal y permite mantener la integridad del arrecife (Mumby & Hastings, 2008; Alemu, 2014; Díaz-Ruiz *et al.*, 2019). Al mismo tiempo, la integridad coralina y de las comunidades ícticas en arrecifes del Caribe está siendo afectada por la reducción de sus poblaciones, como consecuencia del cambio climático, la sobrepesca, el turismo, la pérdida de la complejidad estructural de los arrecifes, el deterioro de hábitats aledaños e introducción de especies invasoras (Alvarez-Filip *et al.*, 2015; Bozec *et al.*, 2015). El conocimiento de la estructura ecológica de los peces arrecifales del Caribe mexicano se basa en la diversidad, distribución, abundancia, estructura del paisaje, entre otros. No obstante, dicho conocimiento sigue siendo limitado debido a los esfuerzos de muestreo aislados y dispersos en el tiempo, por lo que existen pocos estudios que aborden de manera integral aspectos ecológicos básicos sobre sus comunidades de peces en esta región (Alvarez-Filip *et al.*, 2011a; Arias-González *et al.*, 2011; Schmitter-Soto *et al.*, 2018).

El sistema arrecifal de Akumal incluye comunidades biológicas de alto valor ecológico, económico y social en la región, por lo que fue declarada Área de Refugio para la Protección de Especies Marinas (CONANP, 2016a). No obstante, en la actualidad es un sistema en condición crítica y amenazado, en particular sus comunidades de peces, debido a su comprobada fragilidad y vulnerabilidad a los efectos del cambio climático, la contaminación y otros efectos antropogénicos, lo que ha mantenido a prueba la resiliencia de este sistema (Mata-Lara *et al.*, 2016; Molina *et al.*, 2018; Randazzo-Eisemann *et al.*, 2021; Randazzo-Eisemann & Garza-Pérez, 2022a). En este contexto ante la falta de información de referencia en el sistema Akumal, se requiere cubrir vacíos y ampliar el conocimiento sobre la estructura y funcionamiento de las comunidades de peces y su relación con el ambiente en escala espacio temporal. Por ello, el objetivo del presente estudio fue describir la estructura de la comunidad de peces del sistema de arrecife coralino de Akumal Quintana Roo y su relación con el ambiente.

MATERIAL Y METODOS

Área de estudio. El sistema Akumal se localiza en el oriente de la Península de Yucatán en el Caribe mexicano (20°22' - 20°24' N & 87°18' - 87°20' W) dentro de la región costera de la Riviera Maya, Quintana Roo (Fig. 1). La cobertura coralina del Akumal es de tipo barrera bordeante con una longitud aproximada de 7 km y con un desarrollo y complejidad coralina variable. Incluye tres bahías someras separadas por segmentos de costa y delimitadas hacia el mar por la cresta arrecifal, estas son: Bahía Akumal (BA) al sur con una longitud de 3.5 km y profundidad promedio 3.5 m, Bahía Media Luna (BML) con longitud 3.0 km y profundidad promedio de 4.0 m y Bahía de Yal-Kú (BYK) al norte con longitud de 800 m y profundidad promedio de 0.8 m, éstas no presentan descarga fluvial, no obstante, existe influencia de agua dulce subterránea y escurrimiento hacia la costa durante las lluvias. Los arrecifes de coral de Akumal presentan diferentes zonas características del Caribe mexicano, que en este estudio son consideradas como hábitats independientes de acuerdo con las características bentónicas y complejidad estructural que presentan: laguna arrecifal (LA), arrecife posterior (AP), cresta arrecifal (CR), frente (FA) y pendiente (PA) arrecifales (Fig. 2). Los hábitats del sistema contienen áreas de pastos marinos, coral blando, coral duro, formaciones de macizos y canales con variada complejidad topográfica (Muñoz-Chagín & De la Cruz-Aguero, 1993; Díaz-Ruiz *et al.*, 2002). El clima de la región es cálido subhúmedo con lluvias en verano, la temperatura media anual fluctúa entre 26 y 28 °C, mientras que la precipitación anual varía entre 1266 y 2000 mm anuales (García, 2004). Se presentan las temporadas climáticas de secas (febrero a mayo), lluvias (junio a septiembre) y nortes (octubre a enero) (Díaz-Ruiz *et al.*, 2002).

Actividades de Campo. Se realizaron 12 muestreos mensuales durante los años 2000 y 2001. Los peces se censaron visualmente en 20 estaciones (Fig. 1), de las 08:00 a las 15:00 horas en profundidades de 0.5 a 3 m, 2 a 4 m, 3 a 6 m y 12 a 20 m en las diferentes zonas del arrecife mediante buceo autónomo para un total de 240 censos. Cada censo fue de banda en transectos de 100 m x 4 m, ubicados de forma paralela a la línea de costa siguiendo la línea-transecto y las estructuras coralinas lo más cerca posible para la identificación y conteo de los individuos conspicuos, pequeños y crípticos. Las observaciones sobre cada transecto se realizaron por los mismos buzos para la identificación de las especies y se apoyaron con el uso de video y fotografía submarina (Díaz-Ruiz *et al.*, 2002). En cada estación se registraron la salinidad, temperatura y oxígeno disuelto, con un multianalizador YSI-3800 y la profundidad con un profundímetro digital. Se estimó el porcentaje de toda la cobertura bentónica de los diferentes sustratos identificados: pastos marinos, macroalgas, coral blando y formas de crecimiento del coral masiva, racemosa e incrustante, así como escombros y arena por medio de la técnica de video-transecto descrito por Aronson & Swanson (1997).

Actividades de laboratorio. Las especies de peces se identificaron con base en los censos visuales de cada estación y fotografías de campo, utilizando literatura especializada del Caribe (Schmitter-Soto *et al.*, 2000; Humann & Deloach, 2002). El arreglo sistemático se basó en el criterio de Nelson (2016) y se corroboró la autoridad y nomenclatura con la base FishBase (Froese & Pauly, 2025). Para cada estación de muestreo se calcularon los índices de diversidad (Shannon-Weaver H'), riqueza (Margalef D), equitatividad (Pielou J') y densidad (ind./m²) según lo descrito por Gazca-Castro *et al.* (2024). La dominancia

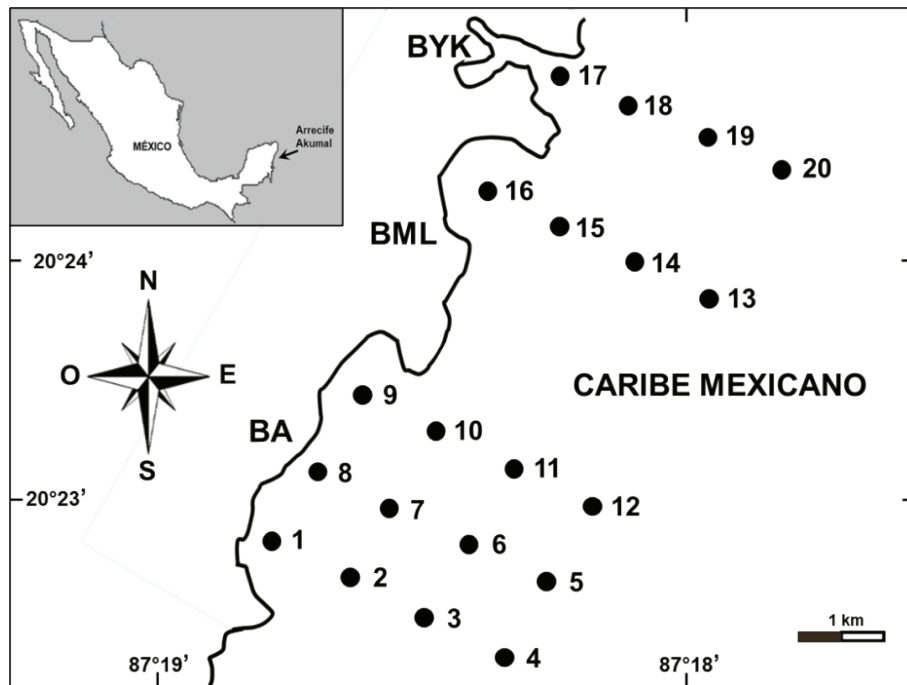


Figura 1. Ubicación geográfica del sistema arrecifal coralino Akumal en Quintana Roo. Se indica la ubicación de las estaciones de muestreo.

de las especies se calculó mediante el Índice de Valor de Importancia ($IVI = N\% + F\%$) descrito por De la Cruz-Aguero (1994). Se establecieron las categorías tróficas de las especies con base en la dieta y tipo de alimentación reportadas en la literatura, utilizando los criterios de Humann & DeLoach (2002), Robertson *et al.* (2023), Froese & Pauly (2025) y Elliott *et al.* (2007). Estas son: zooplanctívoras (ZP), que se alimentan predominantemente de plancton; herbívoras (HE), que comen macroalgas, plantas y fitoplancton; omnívoras (OM), que se alimentan de plantas, epifauna e infauna; piscívoras (PI), que consumen peces e invertebrados neotónicos y zoobentívoras (ZB), que se alimentan de invertebrados bentónicos.

Análisis estadístico. Los valores de las variables fisicoquímicas, coberturas bentónicas, así como de los índices ecológicos de la comunidad se compararon entre estaciones de censo, meses y épocas del año. Se evaluaron los supuestos de homocedasticidad y normalidad mediante la prueba modificada de Levene (1960) y la prueba Omnibus de D'Agostino-Pearson (1973), respectivamente. Cuando fue necesario, se aplicaron transformaciones logarítmicas para cumplir con dichos supuestos. En los casos en que se verificaron la normalidad y la homogeneidad de varianzas, se utilizó la prueba ANOVA-F para detectar diferencias estadísticas significativas en el espacio y el tiempo. En caso contrario, se recurrió a la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. El nivel de significancia $p < 0.05$ fue utilizado en todas las pruebas estimadas (Heiman, 2014; Hair *et al.*, 2019). Estos análisis se efectuaron con los programas NCSS V7 (NCSS-Statistical Software, 2007) y STATISTICA V13 (StatSoft, Inc., 2013). Fue empleado el Análisis de Componentes Principales (ACP) incluyendo las variables fisicoquímicas y coberturas bentónicas en escala espacio temporal para definir hábitats del sistema mediante el programa Primer-E V6.0 (Clarke *et al.*, 2014). Los cambios

de la composición comunitaria y su relación con los parámetros ambientales se analizaron mediante un Escalonamiento Multidimensional no Métrico (NMDS). Este se basa en la abundancia de las especies de la comunidad en los sitios de muestro para obtener la raíz cuadrada de los datos y producir una matriz de similitud de Bray-Curtis, a partir de la cual se definen las agrupaciones de peces que tiene relación con los ambientes del sistema. Las diferencias estadísticas en la composición de cada ambiente fueron evaluadas con la prueba de ANOSIM-R por pares y el valor de estrés. Se utilizó el programa Primer-E + Permanova V6.0 (Clarke *et al.*, 2014).

RESULTADOS

Variación espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos.

La salinidad promedio entre estaciones de muestreo varió de 23.6 a 36.9 UPS, la temperatura de 27.1 a 28.3 °C, el oxígeno disuelto de 4.8 a 6.1 mg/L y la profundidad de 1.9 a 12.5 m con diferencias estadísticas significativas para la salinidad (Kruskal-Wallis- $H=84.96$, $p < 0.0001$), y la profundidad ($H=199.5$, $p < 0.0001$). Entre los meses la salinidad promedio osciló de 31.6 a 36.5 UPS, la temperatura de 25.1 a 29.6 °C, el oxígeno de 4.0 a 6.4 mg/L y la profundidad de 2.6 a 6.6 m, con diferencias estadísticas significativas solo para la temperatura ($H=153.9$, $p < 0.0001$) y el oxígeno ($H=93.7$, $p < 0.0001$). Durante las épocas del año los valores promedio fueron, salinidad $35.2 \text{ UPS} \pm 4.1$, temperatura $27.7 \text{ °C} \pm 1.7$, oxígeno $5.6 \text{ mg/L} \pm 1.1$ y profundidad $6.1 \text{ m} \pm 4.3$. Se presentaron diferencias significativas para la temperatura (ANOVA- $F=7.6$, $p=0.0006$) con el mayor promedio en lluvias ($28.9 \text{ °C} \pm 1.2$) y el menor en nortes ($27.2 \text{ °C} \pm 1.9$). Asimismo, para el oxígeno ($H=38.5$, $p < 0.0001$), con el menor promedio en lluvias ($5.1 \text{ mg/L} \pm 1.2$) y el mayor en secas ($6.1 \text{ mg/L} \pm 0.6$).

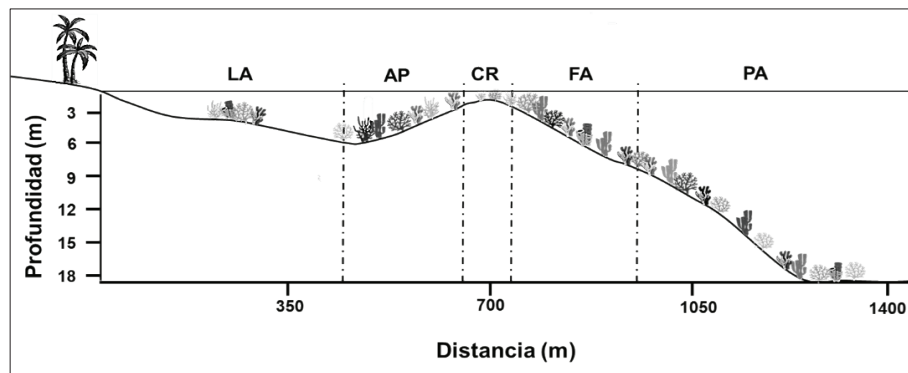


Figura 2. Perfil batimétrico del sistema Akumal, Quintana Roo. Se muestra la posición relativa de las zonas del arrecife: LA (laguna arrecifal), AP (arrecife posterior), CR (cresta arrecifal), FA (frente arrecifal) y PA (pendiente arrecifal).

Coberturas bentónicas. Estas presentaron variaciones entre sitios con diferencias estadísticas significativas para todas las coberturas. El porcentaje de arena promedio (AR) estuvo entre 0.57 a 24.2 % (Kruskal-Wallis-H=79.8, $p<0.0001$), coral blando (CB) de 2.0 a 25.7 % (H=48.2, $p<0.0001$), coral masivo (CM) de 1.0 a 36.5 % (H=106.6, $p<0.0001$), coral racemoso (CR) de 1.0 a 64.2 % (H=112.3, $p<0.0001$) escombros (ES) de 1.0 a 13.0 % (H=95.6, $p<0.0001$), macroalgas (MA) de 4.17 a 10.8 % (H=74.7, $p<0.0001$) y pastos marinos (PM) 1.0 a 54.2 % (H=111.2, $p<0.0001$). Durante los meses la cobertura de AR fue de 8.3 a 8.9 % (ANOVA-F=30.8, $p<0.0001$), de CB 16.7 a 16.9 % (F=216.3, $p<0.0001$), de CM 15.1 a 17.8 % (F=23.0, $p<0.0001$), de CR 28.6 a 35.6 % (F=16.6, $p<0.0001$), de ES 3.3 a 3.7 % (F=32.3, $p<0.0001$), de MA 6.2 a 6.3 % (F=13.6, $p<0.0001$) y de PM 13.1 a 14.2 % (H=142, $p<0.0001$).

Caracterización ambiental. Las variaciones espacio temporales de los parámetros fisicoquímicos y de las coberturas bentónicas de los sitios de muestreo previamente analizadas mediante análisis de varianza y el ACP se asociaron con las diferencias en la estructura del arrecife coralino de barrera: laguna arrecifal (LA), arrecife posterior (AP), frente arrecifal (FA) y pendiente arrecifal (PA) (Tabla 1, Fig. 3). Este análisis señaló que el 65.1% de la variación de los datos fue explicada por los primeros 2 componentes principales. El eje 1 (eigenvalor=3.97) indicó correlación con la salinidad ($r=-0.13$), los PM ($r=0.49$), los ES ($r=0.44$), la AR ($r=0.42$), el CR ($r=-0.41$) y CM ($r=-0.33$). El eje 2 (eigenvalor=3.19) presentó correlación con la profundidad ($r=-0.46$), oxígeno disuelto ($r=0.28$) y la temperatura ($r=0.13$), así como con MA ($r=0.44$) y CB ($r=-0.50$). Los ambientes presentaron características variadas: las estaciones 1, 8, 9, 16 y 17 correspondieron a la LA, con menor salinidad promedio ($33.6 \text{ UPS} \pm 1.06$) y mayor cobertura de PM (*i.e.* *Thalassia testudinum* (König, 1805) y *Syringodium filiforme* Kützinger, 1860), coral blando (*Gorgonia flabellum* Linnaeus, 1758), macroalgas (*i.e.* *Halimeda opuntia* (Linnaeus)-Lamouroux, 1816 y *Dyctiota crenulata* Agardh, 1847) y arenas. Las estaciones 2, 7, 10, 15 y 18 corresponden al AP y mostraron salinidad promedio ($33.7 \text{ UPS} \pm 2.08$) similar a LA, y con mayor presencia de sustrato de CR (*i.e.* *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *A. cervicornis* (Lamarck, 1816) y CM (*i.e.* *Siderastrea siderea* (Ellis & Solander, 1786), *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758) y *Porites porites* (Pallas, 1766). Las estaciones 3, 6, 11, 14 y 19 ubicadas en el frente

arrecifal (FA) indicaron una mayor salinidad promedio ($36.7 \text{ UPS} \pm 0.64$) y presencia de CR, CM y MA. Las estaciones 4, 5, 12, 13 y 20 agruparon la pendiente arrecifal (PA) con salinidad promedio (36.7 ± 0.59) similar a FA, mayor profundidad y abundancia de CM como sustrato. En todos los hábitats se presentaron diferencias estadísticas significativas entre las variables fisicoquímicas y las coberturas bentónicas, excepto para la temperatura (Tabla 1).

Composición de la comunidad. En el sistema arrecifal se censaron un total de 55505 peces, pertenecientes a 46 familias, 90 géneros y 159 especies. Cinco familias tuvieron mayor representación de especies, Serranidae con 17, Haemulidae con 13, Pomacentridae con 12, y Labridae y Scaridae con 11. El número de especies entre ambientes varió de 18 (11.3%) en LA a 41 (25.8%) en PA. En escala temporal el número de especies varió de 50 (31.5%) en junio a 98 (61.4%) en abril.

Especies dominantes y categorías tróficas. Trece especies fueron dominantes: *Acanthurus coeruleus* Bloch & Schneider, 1801 (IVI=11.88), *A. chirurgus* (Bloch, 1787) (IVI=11.06), *Sparisoma viride* (Bonnaterre, 1788) (IVI=10.28), *Abudefduf saxatilis* (Linnaeus, 1758) (IVI=10.12), *Haemulon sciurus* (Shaw, 1803) (IVI=9.26), *H. flavolineatum* (Desmarest, 1823) (IVI=8.21), *Thalassoma bifasciatum* (Bloch, 1791) (IVI=8.06), *Acanthurus tractus* Poey, 1860 (IVI=7.50), *Azurina cyanea* (Poey, 1860) (IVI=5.07), *Scarus taeniopterus* Desmarest, 1831 (IVI=4.72), *Halichoeres radiatus* (Linnaeus, 1758) (IVI= 4.53), *Microspatodon chrysurus* (Cuvier, 1830) (IVI=4.23) y *Ocyurus chrysurus* (Bloch, 1791) (IVI=3.93) las cuales representaron el 64.30% del número total de individuos, el 98.85% de la suma total del IVI y con frecuencias de aparición del 60 al 92%. Se identificaron cinco categorías tróficas, dentro de las cuales 89 especies (56%) fueron ZB como *O. chrysurus*, 30 (19%) OM como *Stegastes diencaeus* (Jordan & Rutter, 1897), 16 (10%) HE como *A. coeruleus*, 12 (7.5%) PI como *Caranx ruber* (Bloch, 1793) y 12 (7.5%) ZP como *Clepticus parrae* (Bloch & Schneider, 1801) (Tabla 2).

Variación espacial y temporal de la diversidad y abundancia. En escala espacial, la diversidad H' promedio varió de 2.45 ± 0.28 a 3.05 ± 0.31 , la riqueza D promedio de 3.88 ± 1.28 a 6.54 ± 1.22 , la equitatividad J' de 0.76 ± 0.10 a 0.84 ± 0.07 y la densidad promedio (ind./m²) de 0.42 ± 0.16 a 0.90 ± 0.86 con diferencias estadísticas signifi-

Tabla 1. Valores promedio ($1 \pm \text{DE}$) y estimadores estadísticos de los parámetros fisicoquímicos y coberturas bentónicas de cada hábitat en el sistema Akumal, Quintana Roo

Parámetro	LA	AP	FA	PA	MODELO ANOVA
Salinidad (UPS)	33.5 ± 5.2	36.8 ± 5.4	36.6 ± 0.8	35.3 ± 0.7	$H = 16.03, p = 0.001$
Temperatura (°C)	27.8 ± 2.0	27.6 ± 1.8	27.7 ± 1.4	27.7 ± 1.3	$H = 0.72, p = 0.868$
Oxígeno (mg/L)	5.2 ± 1.1	5.7 ± 1.0	5.8 ± 1.0	5.5 ± 1.0	$F = 3.76, p = 0.011$
Profundidad (m)	2.0 ± 0.6	2.6 ± 0.6	8.2 ± 2.3	6.9 ± 1.3	$H = 189.91, p < 0.0001$
Arena (%)	13.5 ± 5.1	9.6 ± 1.0	7.0 ± 1.4	4.6 ± 0.5	$H = 79.78, p < 0.0001$
Pastos marinos (%)	42.5 ± 17.0	5.1 ± 1.6	0.1 ± 0.04	0.1 ± 0.01	$H = 111.19, p < 0.0001$
Coral blando (%)	24.7 ± 16.7	4.0 ± 0.9	3.9 ± 0.6	2.8 ± 0.4	$H = 92.41, p < 0.0001$
Coral masivo (%)	1.1 ± 0.5	12.2 ± 1.2	18.4 ± 4.6	60.9 ± 3.9	$H = 106.55, p < 0.0001$
Coral racemoso (%)	1.0 ± 0.3	59.4 ± 3.4	48.6 ± 2.5	18.9 ± 3.6	$H = 112.34, p < 0.0001$
Escombros (%)	1.1 ± 0.5	1.0 ± 0.01	6.6 ± 1.0	2.2 ± 0.8	$H = 95.55, p < 0.0001$
Macroalgas (%)	16.4 ± 6.0	8.6 ± 2.5	15.4 ± 5.1	10.3 ± 0.9	$H = 74.75, p < 0.0001$

LA: laguna arrecifal, AP: arrecife posterior, FA: frente arrecifal, PA: pendiente arrecifal

cativas para H' (ANOVA- $F=3.2, p<0.0001$), D (Kruskal-Wallis- $H=78.8, p<0.0001$), y densidad ($H=44.8, p<0.0007$) entre sitios de muestreo. Entre hábitats H' , D , J' y densidad (Fig. 4A a 4D) mostraron una tendencia general de menor a mayor valor promedio de LA a PA. Los valores más altos de H' (2.9 ± 0.35), D (6.0 ± 1.03), J' (0.83 ± 0.09) se encontraron en PA y para la densidad (0.72 ± 0.28) en FA y PA. Los más bajos de H' (2.5 ± 0.35), D (4.3 ± 0.94) en LA, para J' (0.79 ± 0.08) en FA, y en densidad (0.51 ± 0.24) en AP, con diferencias estadísticas significativas para H' ($F=14.1, p<0.0001$), D ($F=24.9, p<0.0001$) y den-

sidad ($H=27.3, p<0.0001$) entre ambientes. En escala temporal (Fig. 4E a 4H) el mayor promedio de H' se presentó en mayo (2.9 ± 0.40) y el menor en septiembre (2.5 ± 0.31). La riqueza promedio fue alta en mayo ($D=6.1 \pm 0.97$) y baja en junio ($D=4.2 \pm 0.83$). La equitatividad fue mayor en junio ($J=0.85 \pm 0.05$) y menor en julio ($J'=0.73 \pm 0.08$). La densidad promedio fue más alta en diciembre (0.78 ± 0.32) y más baja en marzo (0.37 ± 0.23). Se presentaron diferencias estadísticas significativas para H' ($H=27.3, p=0.0041$), D ($F=4.6, p<0.0001$), J' ($H=35.1, p=0.0002$) y densidad ($F=3.0, p=0.0009$) entre meses.

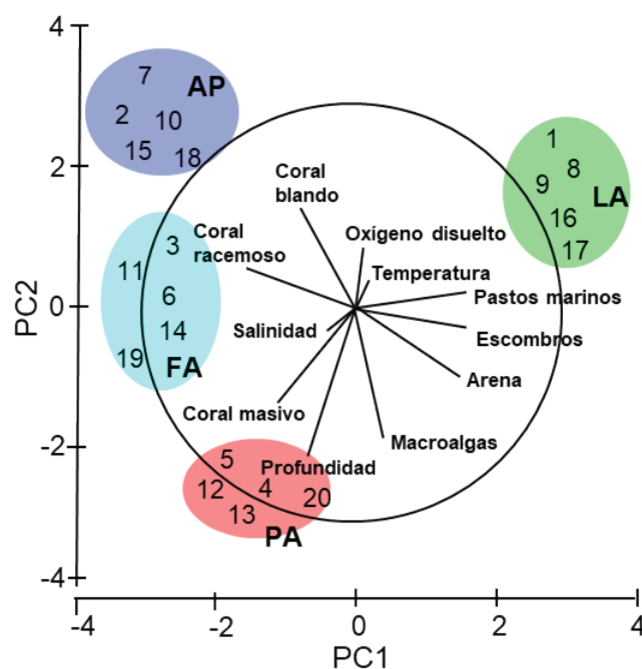
**Figura 3.** Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas y las coberturas bentónicas en escala espacio temporal en el sistema Akumal. Los números indican las estaciones de muestreo que definen los hábitats del arrecife: laguna arrecifal (LA), arrecife posterior (AP), frente arrecifal (FA) y pendiente arrecifal (PA).

Tabla 2. Lista de especies registradas en el sistema arrecifal coralino Akumal, Quintana Roo

Especies	AB	Número	N (%)	Frec. (%)	IVI	CT
<i>Ginglymostoma cirratum</i> (Bonnaterre, 1788)	Gc	7	0.01	0.10	0.11	ZB
<i>Urobatis jamaicensis</i> (Cuvier, 1816)	Uj	7	0.01	0.10	0.11	ZB
<i>Hypanus americanus</i> Hildebrand & Schroeder, 1928	Ham	35	0.06	0.39	0.45	ZB
<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen, 1790)	An	4	0.01	0.04	0.05	ZB
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	Avu	62	0.11	0.07	0.18	ZB
<i>Enchelycore nigricans</i> (Bonnaterre, 1788)	Eni	3	0.01	0.04	0.05	ZB
<i>Gymnothorax milliaris</i> (Kaup, 1856)	Gm	11	0.02	0.14	0.16	ZB
<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	Gmo	14	0.03	0.21	0.24	ZB
<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	Mo	11	0.02	0.18	0.20	ZB
<i>Harengula jaguana</i> Poey, 1865	Hj	250	0.45	0.02	0.47	ZP
<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	Mce	6	0.01	0.02	0.03	OM
<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Hbr	57	0.10	0.07	0.17	OM
<i>Ablennes hians</i> (Valenciennes, 1846)	Ah	30	0.05	0.25	0.30	PI
<i>Platybelone argalus argalus</i> (Lesueur, 1821)	Paa	13	0.02	0.02	0.04	PI
<i>Strongylura notata</i> (Poey, 1860)	Sn	93	0.17	0.28	0.45	ZB
<i>Tylosurus crocodilus</i> (Péron & Lesueur, 1821)	Tc	9	0.02	0.07	0.09	ZB
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	Ha	66	0.12	0.46	0.58	ZB
<i>Holocentrus rufus</i> (Walbaum, 1792)	Hr	240	0.43	0.99	1.42	ZB
<i>Neoniphon marianus</i> (Cuvier, 1829)	Nm	12	0.02	0.04	0.06	ZB
<i>Aulostomus maculatus</i> Valenciennes, 1841	Am	99	0.18	0.70	0.88	PI
<i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus, 1758	Ft	7	0.01	0.07	0.08	ZB
<i>Alphestes afer</i> (Bloch, 1793)	Aaf	5	0.01	0.04	0.05	ZB
<i>Cephalopholis cruentata</i> (Lacepède, 1802)	Ccr	49	0.09	0.56	0.65	PI
<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758)	Cf	386	0.70	1.34	2.04	PI
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	Ead	64	0.12	0.67	0.79	ZB
<i>Epinephelus guttatus</i> (Linnaeus, 1758)	Eg	37	0.07	0.32	0.39	ZB
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	Ei	5	0.01	0.07	0.08	ZB
<i>Epinephelus morio</i> (Valenciennes, 1828)	Emo	7	0.01	0.02	0.03	ZB
<i>Epinephelus striatus</i> (Bloch, 1792)	Es	9	0.02	0.14	0.16	ZB
<i>Hypoplectrus guttavarius</i> (Poey, 1852)	Hgu	39	0.07	0.32	0.39	ZB
<i>Hypoplectrus indigo</i> (Poey, 1851)	Hi	15	0.03	0.11	0.14	ZB
<i>Hypoplectrus puella</i> (Cuvier, 1828)	Hpu	41	0.07	0.42	0.49	ZB
<i>Hypoplectrus unicolor</i> (Walbaum, 1792)	Hu	10	0.02	0.11	0.13	ZB
<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	Mb	28	0.05	0.28	0.33	PI
<i>Mycteroperca interstitialis</i> (Poey, 1860)	Min	4	0.01	0.07	0.08	PI
<i>Mycteroperca tigris</i> (Valenciennes, 1833)	Mt	1	0.002	0.02	0.02	PI
<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Rs	3	0.01	0.04	0.05	ZB
<i>Serranus tigrinus</i> (Bloch, 1790)	St	158	0.28	0.88	1.16	ZB
<i>Gramma loreto</i> Poey, 1868	Gl	151	0.27	0.99	1.26	ZB
<i>Gramma melacara</i> Bohlke & Randall, 1963	Gme	6	0.01	0.07	0.08	ZB
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Lacepède, 1801)	Hcr	11	0.02	0.11	0.13	ZP

Especies	AB	Número	N (%)	Frec. (%)	IVI	CT
<i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier, 1829	Par	13	0.02	0.11	0.13	ZB
<i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch, 1786)	Mp	48	0.09	0.32	0.41	ZB
<i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus, 1758	Ena	5	0.01	0.04	0.05	ZP
<i>Alectis ciliaris</i> (Bloch, 1787)	Aci	7	0.01	0.07	0.08	ZB
<i>Caranx bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	Cb	169	0.30	0.46	0.76	PI
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	Cl	49	0.09	0.14	0.23	ZB
<i>Caranx ruber</i> (Bloch, 1793)	Cru	610	1.10	1.97	3.07	PI
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	Cc	37	0.07	0.11	0.18	ZB
<i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch, 1793)	Sc	507	0.91	0.07	0.98	ZB
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	Tf	12	0.02	0.14	0.16	ZB
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	La	71	0.13	0.42	0.55	ZB
<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)	Lap	189	0.34	0.70	1.04	ZB
<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	Lg	75	0.14	0.46	0.60	ZB
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Lj	97	0.17	0.56	0.73	ZB
<i>Lutjanus mahogoni</i> (Cuvier, 1828)	Lm	482	0.87	1.76	2.63	PI
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	Ls	1	0.002	0.02	0.02	ZB
<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791) ♦	Oc	1025	1.85	2.08	3.93♦	ZB
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	Ear	10	0.02	0.07	0.09	OM
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	Eme	68	0.12	0.07	0.19	ZB
<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	Gci	879	1.58	1.02	2.60	ZB
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	Asu	176	0.32	0.81	1.13	ZB
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	Av	478	0.86	1.52	2.38	ZB
<i>Brachygenys chrysargyrea</i> (Günther, 1859)	Bc	202	0.36	0.56	0.92	ZB
<i>Haemulon album</i> Cuvier, 1830	Hal	108	0.19	0.39	0.58	ZB
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	Hau	64	0.12	0.18	0.30	ZB
<i>Haemulon carbonarium</i> Poey, 1860	Hca	273	0.49	0.70	1.19	ZB
<i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest, 1823) ♦	Hf	2914	5.25	2.96	8.21♦	ZB
<i>Haemulon macrostoma</i> Günther, 1859	Hm	135	0.24	0.67	0.91	ZB
<i>Haemulon melanurum</i> (Linnaeus, 1758)	Hme	326	0.59	0.63	1.22	ZB
<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	Hp	217	0.39	0.56	0.95	ZB
<i>Haemulon plumieri</i> (Lacepède, 1801)	Hpl	523	0.94	2.04	2.98	ZB
<i>Haemulon sciurus</i> (Shaw, 1803) ♦	Hs	3434	6.19	3.07	9.26♦	ZB
<i>Haemulon striatum</i> (Linnaeus, 1758)	Hst	246	0.44	0.42	0.86	ZP
<i>Calamus calamus</i> (Valenciennes, 1830)	Ccal	184	0.33	0.32	0.65	ZB
<i>Eques lanceolatus</i> (Linnaeus, 1758)	El	22	0.04	0.25	0.29	ZB
<i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier, 1829)	Mma	383	0.69	1.37	2.06	ZB
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	Pma	330	0.59	1.52	2.11	ZB
<i>Pempheris schomburgkii</i> Müller & Troschel, 1848	Ps	3	0.01	0.04	0.05	ZP
<i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus, 1766)	Ks	947	1.71	0.92	2.63	HE
<i>Chaetodon capistratus</i> Linnaeus, 1758	Cca	521	0.94	1.90	2.84	ZB
<i>Chaetodon ocellatus</i> Bloch, 1787	Coc	149	0.27	0.92	1.19	ZB
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	Cs	422	0.76	1.90	2.66	ZB
<i>Centropyge argi</i> Woods & Kanazawa, 1951	Ca	7	0.01	0.07	0.08	HE

Especies	AB	Número	N (%)	Frec. (%)	IVI	CT
<i>Holacanthus bermudensis</i> Goode, 1876	Hbe	7	0.01	0.07	0.08	OM
<i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758)	Hc	70	0.13	0.49	0.62	OM
<i>Holacanthus tricolor</i> (Bloch, 1795)	Ht	227	0.41	0.99	1.40	OM
<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)	Pa	109	0.20	0.63	0.83	OM
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	Ppar	91	0.16	0.74	0.90	OM
<i>Amblycirrhitus pinos</i> (Mowbray, 1927)	Ap	15	0.03	0.18	0.21	ZP
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758) ♦	As	3937	7.09	3.03	10.12♦	ZP
<i>Abudefduf taurus</i> (Müller & Troschel, 1848)	At	10	0.02	0.14	0.16	OM
<i>Azurina cyanea</i> (Poey, 1860) ♦	Ac	2247	4.05	1.02	5.07♦	ZP
<i>Azurina multilineata</i> (Guichenot, 1853)	Amu	467	0.84	0.7	1.54	ZP
<i>Chromis insolata</i> (Cuvier, 1830)	Ci	19	0.03	0.07	0.10	ZP
<i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier, 1830) ♦	Mc	1017	1.83	2.40	4.23♦	OM
<i>Stegastes adustus</i> (Troschel, 1865)	Sad	794	1.43	1.87	3.30	OM
<i>Stegastes diencaeus</i> (Jordan & Rutter, 1897)	Sd	891	1.61	1.27	2.88	OM
<i>Stegastes leucostictus</i> (Müller & Troschel, 1848)	Sl	471	0.85	0.81	1.66	OM
<i>Stegastes partitus</i> (Poey, 1868)	Sp	403	0.73	1.2	1.93	OM
<i>Stegastes planifrons</i> (Cuvier, 1830)	Spla	38	0.07	0.35	0.42	OM
<i>Stegastes xanthurus</i> (Poey, 1860)	Sx	144	0.26	0.7	0.96	OM
<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758)	Br	560	1.01	2.11	3.12	ZB
<i>Clepticus parrae</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Cp	211	0.38	0.42	0.80	ZP
<i>Doratonotus megalepis</i> Günther, 1862	Dm	6	0.01	0.11	0.12	ZB
<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791)	Hbi	260	0.47	0.7	1.17	ZB
<i>Halichoeres garnoti</i> (Valenciennes, 1839)	Hg	594	1.07	1.48	2.55	ZB
<i>Halichoeres maculipinna</i> (Müller & Troschel, 1848)	Hma	201	0.36	0.63	0.99	ZB
<i>Halichoeres pictus</i> (Poey, 1860)	Hpi	2	0.004	0.02	0.02	ZB
<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	Hpo	2	0.004	0.04	0.04	ZB
<i>Halichoeres radiatus</i> (Linnaeus, 1758) ♦	Hra	1258	2.27	2.26	4.53♦	ZB
<i>Lachnolaimus maximus</i> (Walbaum, 1792)	Lma	69	0.12	0.56	0.68	ZB
<i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch, 1791) ♦	Tbi	2751	4.96	3.10	8.06♦	ZP
<i>Scarus coelestinus</i> Valenciennes, 1840	Sco	11	0.02	0.14	0.16	HE
<i>Scarus coeruleus</i> (Bloch, 1786)	Scoe	36	0.06	0.28	0.34	HE
<i>Scarus guacamaia</i> Cuvier, 1829	Sg	47	0.08	0.25	0.33	HE
<i>Scarus iseri</i> (Bloch, 1789)	Si	212	0.38	0.46	0.84	HE
<i>Scarus taeniopterus</i> Desmarest, 1831 ♦	Sta	1390	2.5	2.22	4.72♦	HE
<i>Scarus vetula</i> Bloch & Schneider, 1801	Sve	135	0.24	0.49	0.73	HE
<i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes, 1840)	Sa	882	1.59	1.87	3.46	HE
<i>Sparisoma chrysotum</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Sch	229	0.41	0.78	1.19	HE
<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)	Sr	293	0.53	0.56	1.09	HE
<i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes, 1840)	Sru	461	0.83	1.34	2.17	HE
<i>Sparisoma viride</i> (Bonnaterre, 1788) ♦	Sv	3905	7.04	3.24	10.28♦	HE
<i>Ophioblennius macclurei</i> (Silvester, 1915)	Oma	14	0.03	0.14	0.17	OM
<i>Gobioclinus gobio</i> (Valenciennes, 1836)	Ggo	4	0.01	0.07	0.08	ZB
<i>Malacoctenus triangulatus</i> Springer, 1959	Mtr	4	0.01	0.04	0.05	ZB

Especies	AB	Número	N (%)	Frec. (%)	IVI	CT
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill, 1863	Cgl	30	0.05	0.32	0.37	OM
<i>Elacatinus illecebrosus</i> (Bohlke & Robins, 1968)	Eil	18	0.03	0.07	0.10	ZB
<i>Elacatinus prochilos</i> (Bohlke & Robins, 1968)	Epr	14	0.03	0.14	0.17	ZB
<i>Gnatholepis thompsoni</i> Jordan, 1904	Gth	17	0.03	0.11	0.14	OM
<i>Nes longus</i> (Nichols, 1914)	Nlo	2	0.004	0.04	0.04	ZB
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	Cfa	4	0.01	0.04	0.05	OM
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787) ♦	Ach	4416	7.96	3.10	11.06♦	HE
<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801 ♦	Acoe	4815	8.67	3.21	11.88♦	HE
<i>Acanthurus tractus</i> Poey, 1860 ♦	Atr	2580	4.65	2.85	7.50♦	HE
<i>Sphyræna barracuda</i> (Edwards, 1771)	Sba	117	0.21	0.70	0.91	PI
<i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus, 1758)	Blu	10	0.02	0.14	0.16	ZB
<i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	Boc	3	0.005	0.04	0.05	ZB
<i>Balistes capriscus</i> Gmelin, 1789	Bca	18	0.03	0.14	0.17	ZB
<i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758	Bve	53	0.10	0.53	0.63	ZB
<i>Canthidermis sufflamen</i> (Mitchill, 1815)	Csu	17	0.03	0.18	0.21	ZB
<i>Melichthys niger</i> (Bloch, 1786)	Mni	61	0.11	0.25	0.36	OM
<i>Xanthichthys ringens</i> (Linnaeus, 1758)	Xr	11	0.02	0.11	0.13	ZB
<i>Aluterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792)	Asch	17	0.03	0.18	0.21	OM
<i>Aluterus scriptus</i> (Osbeck, 1765)	Asc	58	0.10	0.46	0.56	OM
<i>Cantherhines macrocerus</i> (Hollard, 1853)	Cma	15	0.03	0.11	0.14	OM
<i>Cantherhines pullus</i> (Ranzani, 1842)	Cpu	51	0.09	0.35	0.44	OM
<i>Monocanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818)	Mci	3	0.01	0.04	0.05	OM
<i>Monocanthus tuckeri</i> Bean, 1906	Mtu	5	0.01	0.04	0.05	ZB
<i>Acanthostracion polygonium</i> Poey, 1876	Apo	9	0.02	0.07	0.09	ZB
<i>Acanthostracion quadricornis</i> (Linnaeus, 1758)	Aqu	7	0.01	0.07	0.08	OM
<i>Lactophrys bicaudalis</i> (Linnaeus, 1758)	Lbi	19	0.03	0.21	0.24	OM
<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus, 1758)	Ltr	45	0.08	0.42	0.50	OM
<i>Lactophrys triqueter</i> (Linnaeus, 1758)	Ltri	38	0.07	0.35	0.42	ZB
<i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch, 1786)	Cro	53	0.10	0.53	0.63	OM
<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	Ss	10	0.02	0.07	0.09	ZB
<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	Dh	6	0.01	0.04	0.05	ZB
<i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758	Dhy	6	0.01	0.07	0.08	ZB
TOTALES	159	55505	100	100	200	

Índice de Valor de Importancia (IVI), Especies dominantes (♦), Categoría trófica (CT): zooplanctívoras (ZP), herbívoras (HE), omnívoras (OM), piscívoras (PI) y zoobentívoras (ZB). Abreviaturas (AB) utilizadas en la Figura 5.

Relación peces-hábitat. El análisis NMDS identificó diferencias entre las cuatro zonas del arrecife coralino (Fig. 5), agrupando mayor número de especies (58) en PA donde las especies *A. cyanea* y *T. bifasciatum* fueron las más abundantes. En LA se presentó el menor número de especies (35) siendo *H. flavolineatum* y *A. saxatilis* las más numerosas. El AP y el FA incluyeron 32 y 34 especies respectivamente donde *Stegastes adustus* (Troschel, 1865) y *H. sciurus* fueron abundantes en estas zonas. Las especies dominantes del sistema se presentaron en los cuatro ambientes. El ANOSIM-R reflejó que la similitud del hábitat

LA con AP fue de $R=0.157$, $p=0.001$, con FA de $R=0.187$, $p=0.001$ y con PA de $R=0.266$, $p=0.001$. Asimismo, el ambiente AP con FA fue de $R=0.297$, $p=0.001$ y con PA de $R=0.264$, $p=0.001$. El hábitat FA con PA fueron los más similares, $R=0.049$ y $p=0.001$. Las diferencias estadísticas significativas en la composición de las especies entre los cuatro ambientes del sistema mostraron una R global=0.198 y una $p=0.001$. El stress de la prueba fue de 0.19 para las primeras dos dimensiones, siendo razonable para este análisis.

DISCUSIÓN

Una de las necesidades apremiantes de información ecológica para el sistema arrecifal Akumal es el conocimiento de su dinámica ambiental en escalas espacial y temporal, ya que este ecosistema forma parte del Programa de Protección de Flora y Fauna Akumal (CONANP, 2016a) y de la Reserva de la Biosfera Caribe Mexicano (CONANP, 2016b), mismos que posicionan al arrecife como región costera prioritaria de conservación de sus condiciones ambientales y hábitats marinos.

Las características fisicoquímicas y de coberturas bentónicas presentes en el arrecife Akumal permitieron caracterizar ambientes que son similares a los del Sistema Arrecifal Mesoamericano en las costas de Quintana Roo (Beltrán Torres *et al.*, 2023). La dinámica ambiental del arrecife Akumal presenta cambios fisicoquímicos en los diferentes hábitats del sistema relacionados principalmente con la complejidad estructural de éstos y su topografía, su extensión, la profundidad y patrones de circulación costera con la estacionalidad climática de la región, como lo han documentado Graham & Nash (2013) y Eggertsen

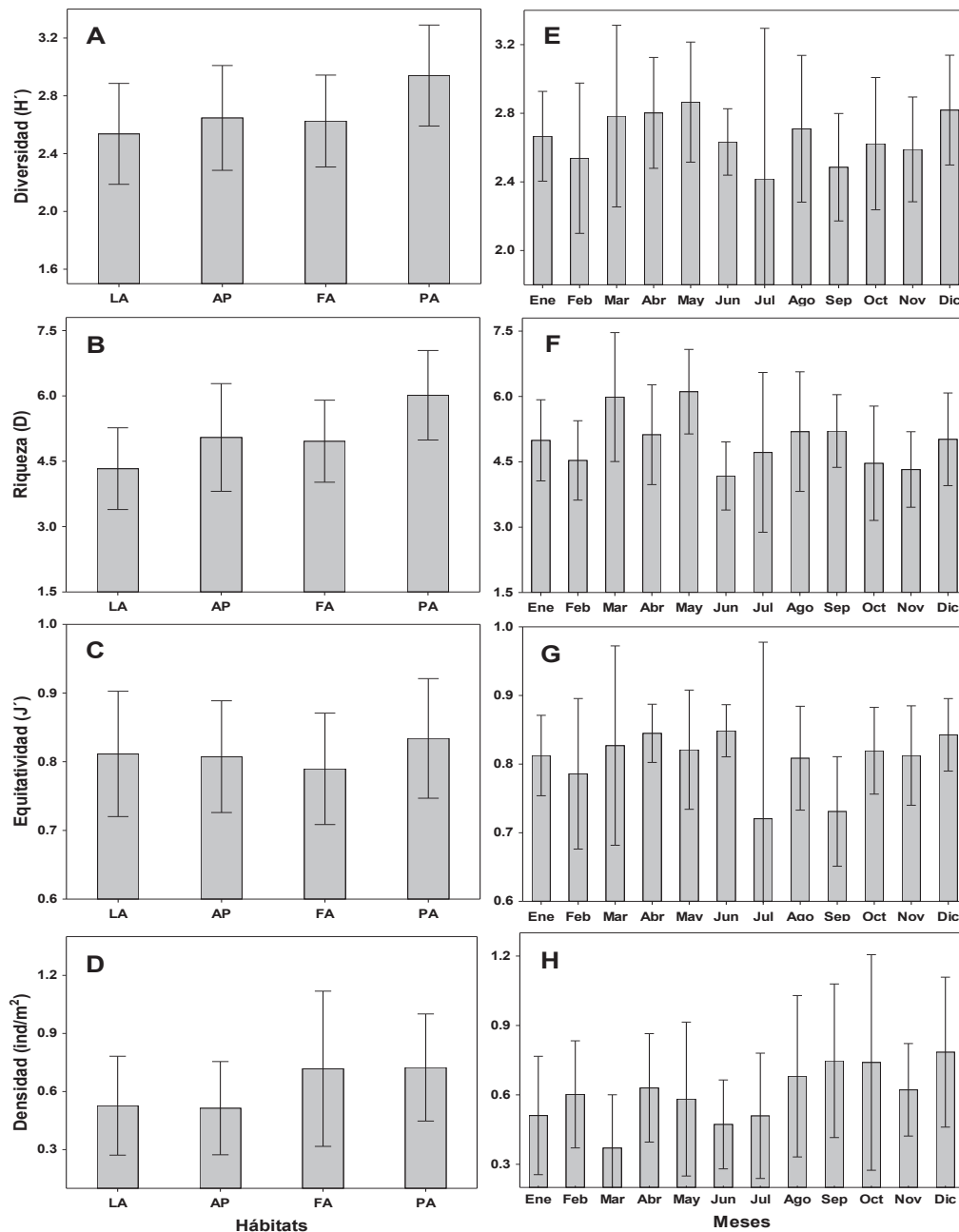


Figura 4. Variación espacial y temporal promedios (± 1 DE) de los índices de Diversidad (H'), Riqueza (D), Equitatividad (J') y Densidad (ind./m^2), de la comunidad de peces en el sistema Akumal por zonas del arrecife y meses respectivamente.

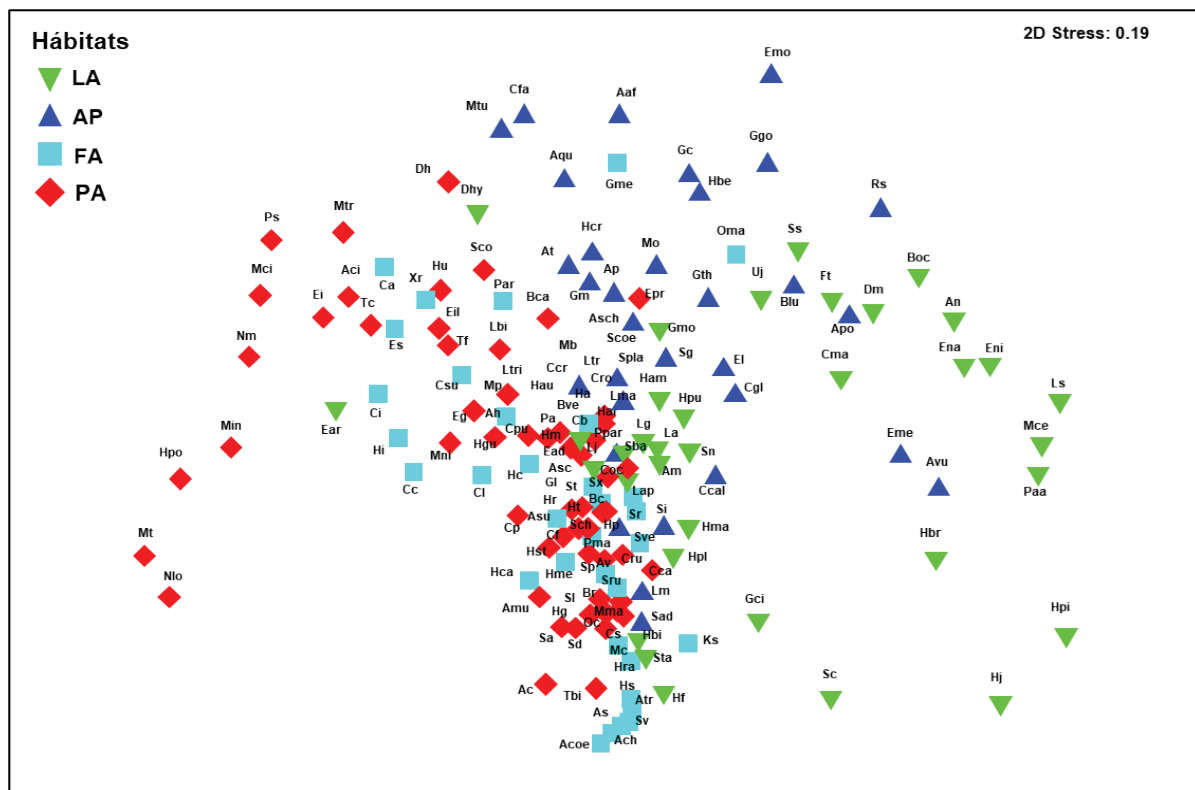


Figura 5. Análisis no paramétrico de escalamiento multidimensional (NMDS) de las especies de peces asociadas a los ambientes presentes en el sistema Akumal: laguna arrecifal (LA), arrecife posterior (AP), frente arrecifal (FA) y pendiente arrecifal (PA). Las abreviaturas de las especies se indican en la Tabla 2.

et al. (2020). Estos cambios se reflejaron en un gradiente espacial con una menor salinidad en parte de la laguna del sistema arrecifal, la cual está influenciada hacia el norte por aguas subterráneas que afloran y se mezclan con el mar en una porción de este hábitat y del arrecife posterior, en tanto que en los hábitats de mayor profundidad los valores se mantienen con poca variación salina. En escala temporal ésta variable es influenciada por la precipitación y tormentas tropicales en meses de lluvias con valores promedio más bajos en mayo y junio, como lo puntualizan Díaz-Ruiz *et al.* (2002). Entre hábitats la temperatura del agua y el oxígeno disuelto no presentaron variaciones marcadas, solo cambios menores con la profundidad. Temporalmente se presentaron valores mayores de temperatura de junio a septiembre (meses de lluvias) y menores de octubre a enero (meses de nortes), mientras que el oxígeno disuelto presentó un comportamiento inverso a la temperatura. Comportamientos similares han sido observados en arrecifes del Caribe por Núñez-Lara & Arias-González (2005), Hernández-Terrones *et al.* (2015), Aldana Moreno *et al.* (2016). La profundidad presentó un gradiente espacial con zonas someras en la laguna arrecifal hasta las zonas profundas del frente y pendiente de la barrera. Este factor determina la distribución de las coberturas bentónicas relacionadas con la topografía del sistema (Aguilar-Medrano & Arias-González, 2018). El mantenimiento de estas coberturas como la de coral vivo y de vegetación sumergida son fundamentales para la existencia de los sistemas coralinos y sus comunidades asociadas.

En Akumal las coberturas bentónicas se distribuyen en los cuatro ambientes definidos con distintas proporciones que cambian de acuerdo con la profundidad y las variables fisicoquímicas, siendo consistentes con lo observado en otros arrecifes del Caribe mexicano. En la laguna arrecifal predominan pastos marinos y coral blando, en el arrecife posterior, frente y pendiente arrecifales se presentan coral racemoso y masivo con mayor porcentaje de cobertura. Las macroalgas y escombros se registraron con bajas proporciones en todos los hábitats. Las coberturas bentónicas observadas en este estudio son particulares del sistema arrecifal de Akumal en función de la longitud y de las profundidades de sus lagunas arrecifales, de la distancia de la barrera a la costa y de la inclinación de su terraza arrecifal. Estos resultados también han sido observados en diversos estudios que han caracterizado este tipo de coberturas en otros sistemas coralinos de Quintana Roo (Núñez-Lara & Arias-González, 2005; Beltrán Torres *et al.*, 2023; Correa *et al.*, 2025). Particularmente, otros estudios han evaluado la pérdida de estas coberturas, principalmente de coral vivo en los arrecifes de Akumal antes del año 2000, señalando que han disminuido un 40% (Roy, 2004). Asimismo, Randazzo-Eisemann *et al.* (2021), Randazzo-Eisemann & Garza-Pérez (2022a) cuantificaron los cambios en las estructuras coralinas de este arrecife, argumentando que han disminuido estas coberturas de coral vivo, lo cual afecta los rasgos funcionales del mismo para otras comunidades asociadas.

En diversos estudios se ha indicado la necesidad de conocer la heterogeneidad ambiental y la complejidad estructural de los arrecifes coralinos como factores determinantes en la composición ictiofaunística, la diversidad, la abundancia y la permanencia dentro del sistema (Almany, 2004; Arias-González *et al.*, 2011; Komyakova *et al.*, 2013; Coker *et al.*, 2014). Estudios realizados en los últimos 20 años en diversas localidades del litoral de Quintana Roo, han señalado que la composición de especies en Xel-Há (63) (Aldana Moreno *et al.*, 2016), Sian-Kaán (128) (Núñez-Lara *et al.*, 2003) y Palancar-Chunchakaab (166) (Díaz-Ruiz *et al.*, 1998) está asociada con la geomorfología, la presencia de coral vivo y pastos marinos, la salinidad y la profundidad, entre otros factores. En este estudio la composición íctica registrada en los arrecifes de Akumal representa el 27.4% (159) del registro total de especies reportado (577) para el litoral del Quintana Roo (Schmitter-Soto, 2011), el cual fue mayor a lo registrado por Díaz-Ruiz *et al.* (2002) con 132 y por Garza-Pérez *et al.* (2001) con 85 especies en este ecosistema. Se observó que la composición de especies en el sistema Akumal presenta variaciones de una zona a otra, con menor número de especies en la laguna arrecifal y mayor en la pendiente, lo que sugiere que las características ambientales como la profundidad y áreas de mayor cobertura de coral vivo (Bell & Galzin, 1984; Coker *et al.*, 2014) y complejidad estructural del hábitat determinan la composición y permanencia de las especies en el sistema a través del tiempo (Almany, 2004; Arias-González *et al.*, 2011).

Se determinaron trece especies como dominantes en el sistema, éstas utilizan los diferentes hábitats durante su desarrollo biológico, lo cual se reflejó en sus patrones de permanencia y gran abundancia de manera estacional, coexistiendo con otras especies que compiten por los mismos recursos en los arrecifes como alimento y espacio. Este comportamiento se observó en las especies *A. coeruleus* y *A. chirurgus* que forman grandes cardúmenes principalmente de adultos en el frente y pendiente arrecifales en profundidades de 10 a 12 metros durante los meses cálidos, mientras que los juveniles se distribuyen en cavidades y áreas protegidas someras de la laguna arrecifal y arrecife posterior durante los meses fríos compitiendo con éxito dentro del sistema, lo que también ha sido documentado en el Caribe por Bell & Kramer (2000), Wetherbee *et al.* (2007), Graham & Nash (2013), Schmitter-Soto *et al.* (2018).

La variedad de las distintas categorías tróficas en el sistema está determinada por la disponibilidad de alimentos y presas en el arrecife. De esta manera, se encontró mayor proporción de especies zoobentónicas como los haemúlidos y lutjánidos que se alimentan principalmente de macroinvertebrados móviles bentónicos. Se registraron omnívoros como *Aluterus scriptus* (Osbeck, 1765) y *Cantherhines pullus* (Ranzani, 1842) cuya dieta incluye invertebrados, macroalgas y vegetación. Asimismo, especies herbívoras como *A. coeruleus*, *Sparisoma aurofrenatum* (Valenciennes, 1840) y *Kyphosus sectatrix* (Linnaeus, 1766) las cuales desempeñan un papel fundamental al controlar el crecimiento de macroalgas en estos sistemas. Los hábitos alimenticios de las especies están relacionados con sus ciclos de vida, la dinámica ambiental y la complejidad de cada zona arrecifal que influye en la disponibilidad de recursos alimenticios para los peces. Patrones similares sobre la organización trófica en arrecifes coralinos ha sido descrita por Díaz-Ruiz *et al.* (1998), Halpern & Floeter (2008), Hitt *et al.* (2011), Stewart & Jones (2011), Alemu (2014), Morillo-Velarde *et al.* (2018), Martínez-Rendis *et al.* (2019), Guerra *et al.* (2023).

La diversidad y la riqueza de especies varió entre los hábitats del arrecife como efecto de la distribución, dominancia y movimientos migratorios de las especies en el espacio y tiempo, así como de la estructura, complejidad y variación ambiental en cada zona del sistema. En las estaciones someras de la laguna arrecifal, donde predomina la cobertura de pastos marinos y coral blando, ambos índices fueron más bajos, asociados a la presencia de especies juveniles de las familias Acanthuridae, Gerreidae, Haemulidae, Lutjanidae y Pomacentridae, que utilizan esta zona para protección, alimentación y crecimiento (Díaz-Ruiz *et al.*, 1998; Claydon *et al.*, 2012). La diversidad y la riqueza fueron mayores en zonas profundas de la pendiente arrecifal donde la presencia de especies con individuos grandes se distribuyó principalmente en áreas de coral racemoso y coral masivo de este hábitat, como los serránidos y escáridos. Durante los meses del año la diversidad y la riqueza mostraron diferencias temporales, con los valores más altos de marzo a mayo (meses cálidos), mientras que los más bajos para H' en julio y septiembre y para D en junio, octubre y noviembre (meses de lluvias y nortes), donde este comportamiento se relaciona con los patrones de migración y uso de cada hábitat por las especies a través del tiempo (Díaz-Ruiz *et al.*, 1996; Bell & Kramer, 2000). En estudios realizados en arrecifes del Caribe se ha reportado un comportamiento similar al previo, donde la diversidad y la riqueza también están determinadas por otros factores como la abundancia de las especies, la dominancia, presencia de vegetación sumergida, cobertura de coral vivo, profundidad y el oleaje, así como por actividades antropogénicas (Nagelkerken *et al.*, 2001; Friedlander *et al.*, 2007; Almany, 2004; Hitt *et al.*, 2011; Alemu, 2014; Green *et al.*, 2015).

La abundancia de los peces en Akumal está influenciada principalmente por las condiciones ambientales del sistema y por las migraciones de las especies durante sus ciclos de vida (Semmens *et al.*, 2005). Este comportamiento fue similar en este estudio, con la mayor densidad de peces en áreas profundas con mayor complejidad arrecifal del frente y pendiente arrecifal, donde se observaron especies gregarias como, *A. chirurgus*, *A. coeruleus*, *A. saxatilis* y *H. sciurus* que se mueven de un hábitat a otro durante sus ciclos de vida. La densidad más baja se presentó en áreas someras de la laguna arrecifal donde prevalecen pastos marinos y en el arrecife posterior con predominancia de arenas, se asociaron especies de comportamientos solitarios como *Ginglymostoma cirratum* (Bonnaterre, 1788), *Urobatis jamaicensis* (Cuvier, 1816), *Gymnothorax moringa* (Cuvier, 1829) y *Bothus lunatus* (Linnaeus, 1758). Durante el año la densidad fue mayor en abril y mayo, así como en septiembre, octubre y diciembre, lo cual reflejó patrones de distribución y abundancia relacionados con el comportamiento biológico y ecológico de las especies entre los diferentes hábitats (Núñez-Lara & Arias-González, 2005; Bell & Kramer, 2000; Díaz-Ruiz *et al.*, 2007; Verweij & Nagelkerken, 2007; Hernández-Landa *et al.*, 2014; Nagelkerken *et al.*, 2017).

La comunidad de peces del sistema Akumal está organizada por diferentes conjuntos de especies que se relacionan con la complejidad de los hábitats, en particular con las coberturas bentónicas y profundidad, que explican su distribución y abundancia en escala estacional. Esta relación ha sido analizada en sistemas coralinos del Caribe mexicano por Alvarez-Filip *et al.* (2011b), Cocker *et al.* (2014), Aguilar-Medrano & Arias-González (2018), destacando la permanencia de grupos de especies estrechamente vinculadas con ambientes específicos de coral vivo para alimentación y protección. Las asociaciones de peces de Akumal indicaron que la pendiente arrecifal dominada por coral masivo

registró la mayor riqueza y abundancia numérica por ser un hábitat de mayor complejidad coralina. Este ambiente y el frente arrecifal comparten un alto número de especies, no obstante, especies zoobentívoras como *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822) y piscívoras como *Mycteroperca interstitialis* (Poey, 1860) y *M. tigris* (Valenciennes, 1833) se registraron solo en la pendiente con abundancias bajas. Asimismo, las especies zoobentívoras, *Halichoeres garnoti* (Valenciennes, 1839), herbívoras, *S. taeniopterus* y omnívoras, *Stegastes leucostictus* (Müller & Troschel, 1848) se registraron con abundancias altas en este hábitat. El frente arrecifal y el arrecife posterior, ambos con mayor proporción de coral racemoso presentaron especies en número similar, no obstante, las composiciones son menos parecidas entre estos como lo indicó ANOSIM-NMDS. Las especies que solo se presentaron en el frente arrecifal fueron *Chromis insolata* (Cuvier, 1830) e *Hypoplectrus indigo* (Poey, 1851). En tanto que para el arrecife posterior se registraron un gran número de especies como *Acanthostracion polygonium* Poey, 1876, *Alphestes afer* (Bloch, 1793) y *Calamus calamus* (Valenciennes, 1830). Las especies asociadas a la laguna arrecifal son especies con diferentes niveles tróficos como *Anisotremus virginicus* (Linnaeus, 1758), *Halichoeres bivittatus* (Bloch, 1791), *Lutjanus griseus* (Linnaeus, 1758), y *Sparisoma chrysopteron* (Bloch & Schneider, 1801), que dependen de zonas someras con pastos marinos y protección que utilizan como áreas de crianza, lo cual es similar a lo reportado en otros arrecifes (Díaz-Ruiz *et al.*, 1998; Friedlander *et al.*, 2007; Adam *et al.*, 2011; Clayton *et al.*, 2012; Negelkerken *et al.*, 2017). Las especies registradas en este hábitat tuvieron mayor similitud con las del arrecife posterior, no obstante, se observó que los conjuntos ícticos del sistema tienen amplio movimiento entre ellos relacionado con la complejidad de los hábitats, sus patrones de migración, y requerimientos biológicos.

El presente estudio representa una evaluación de referencia sobre la ictiofauna y comportamiento ambiental de arrecifes del Caribe mexicano para comprender el estado de salud de estos ecosistemas. La salud de los arrecifes está influenciada por complejas interacciones biológicas y ecológicas entre sus comunidades bióticas y las características ambientales de los hábitats de estos sistemas en escalas espacio temporales. Actualmente los peces de estos arrecifes siguen amenazados por la destrucción de hábitats, sobrepesca, especies invasoras, cambio climático, contaminación y turismo no controlado lo que causa cambios en la estructura y función de sus comunidades (Díaz-Ruiz *et al.*, 2019; Randazzo-Eisemann *et al.*, 2021, 2022b; Correa *et al.*, 2025; Mandal & Banerjee, 2025). Esto determina realizar estudios comparativos que contribuyan a un conocimiento más amplio de la estructura coralina y sus comunidades biológicas para la evaluación del estado de salud, su conservación, manejo y resiliencia de sus recursos en los arrecifes del Caribe mexicano.

AGRADECIMIENTOS

Al Departamento de Hidrobiología de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa por el apoyo económico e institucional a través del proyecto "Caracterización Ecológica de los Ambientes Costeros Mexicanos" (UAMI-CBS, 2023-2026). Los autores agradecen a Michael Mulgrew y Paul Sánchez-Navarro del Centro Ecológico de Akumal, A.C., a Donald Bremer y Pablo Díaz de DiveShop Akumal y a todos los estudiantes su apoyo en los muestreos de campo. Se agradece a los árbitros sus comentarios y sugerencias realizadas.

REFERENCIAS

- ADAM, T. C., R. J., SCHMITT, S. J. HOLBROOK, A. J. BROOKS, P. J. EDMUNDS, R. C. CARPENTER & G. BERNARDI. 2011. Herbivory, connectivity, and ecosystem resilience: response of a coral reef to a large-scale perturbation. *PLoS One* 6 (8): e23717. DOI: 10.1371/journal.pone.0023717
- AGUILAR-MEDRANO, R. & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2018. Functional reef fish groups of the Mexican Caribbean: implications of habitat complexity. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89: 1138-1153. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2018.4.2398
- ALDANA MORENO, A., J. MONTERO MUÑOZ & D. ALDANA ARANDA. 2016. Variación espacio-temporal de la ictiofauna del Parque marino Xel-Há, Caribe mexicano y su relación con los parámetros físico-químicos. *Revista de Biología Tropical* 64 (4): 1353-1367. DOI: 10.15517/rbt.v64i4.22703
- ALMANY, G. R. 2004. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia* 141 (1): 105-113. DOI: 10.1007/s00442-004-1617-0
- ALEMU, J. B. 2014. Fish assemblages on fringing reefs in the southern Caribbean: biodiversity, biomass and feeding types. *Revista de Biología Tropical* 62 (Suppl. 3):169-178. DOI: 10.15517/rbt.v62i0.15912
- ALVAREZ-FILIP, L., N. K. DULVY, I. M. CÔTÉ, A.R. WATKINSON & J. A. GILL. 2011a. Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecological Applications* 21(6): 2223-2231. DOI: 10.2307/41416650
- ALVAREZ-FILIP, L., J. A. GILL & N. K. DULVY. 2011b. Complex reef architecture supports more small-bodied fishes and longer food chains on Caribbean reefs. *Ecosphere* 2 (10): 118. DOI: 10.1890/ES11-00185.1
- ALVAREZ-FILIP, L., M. J. PADDACK, B. COLLEN, D. R. ROBERTSON & I. M. CÔTÉ. 2015. Simplification of Caribbean reef-fish assemblages over decades of coral reef degradation. *Plos One* 10 (4): e0126004. DOI: 10.1371/journal.pone.0126004
- ARIAS-GONZÁLEZ, J. E., E. NÚÑEZ-LARA, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, & P. LEGENDRE. 2011. Indicadores del paisaje arrecifal para la conservación de la biodiversidad de los arrecifes de coral del Caribe. *Ciencias Marinas* 37(1): 87-96. DOI:10.7773/cm.v37i1.1746
- ARONSON, R. B. E. & D. W. SWANSON. 1997. Video surveys of coral reefs: uni- and multivariate applications. In: Lessons, H. A. & I. G. Macintyre (eds.). *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*. Smithsonian Tropical Research Institute, Panama, 2. pp.1441-1448
- BELL, J.D. & R. GALZIN. 1984. Influence of live coral cover on coral reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 15: 265-274. DOI:10.3354/meps015265
- BELL, T. & D. L. KRAMER. 2000. Territoriality and habitat use by juvenile blue tangs, *Acanthurus coeruleus*. *Environmental Biology of Fishes* 58 (4): 401-409. DOI: 10.1023/A:1007653318174
- BELTRÁN TORRES, A. U., L. ÁLVAREZ FILIP & J. P. CARRICART GANIVE. 2023. Descripción del sistema arrecifal del Caribe mexicano. In: Vega Nova, H. & A. Mendoza Ochoa (eds.). *Oxtankah: una ciudad prehispánica en las tierras bajas del área maya. Vol. I. El medio ambiente*. México, Secretaría de Cultura, INAH, pp. 53-69.

- BOZEC, Y. M., L. ALVAREZ-FILIP & P. J. MUMBY. 2015. The dynamics of architectural complexity on coral reefs under climate change. *Global Change Biology* 21 (1): 223-235. DOI: 10.1111/gcb.12698
- CLARKE, K. R., R. N. GORLEY, P. J. SOMERFIELD & R. M. WARWICK. 2014. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 3rd ed. PRIMER-E: Plymouth, 262 p.
- CLAYDON, J. L. B., M. L. MCCORMICK & G. P. JONES. 2012. Patterns of migration between feeding and spawning sites in a coral reef surgeonfish. *Coral Reefs* 31 (1): 77-87. DOI: 10.1007/s00338-011-0821-8
- COKER, D. J., S. K. WILSON & M. S. PRATCHETT. 2014. Importance of live coral habitat for reef fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24 (1): 89-126. DOI: 10.1007/s11160-013-9319-5
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS). 2016a. *Acuerdo por el que se da a conocer el Programa de Protección del Área de Refugio para la Protección de Especies Marinas denominada Bahía de Akumal*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. marzo 7: 104-129.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS). 2016b. *Decreto por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Caribe Mexicano*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. septiembre 23: 1-52.
- CORREA, D., C. A. VILLEGAS-SÁNCHEZ, H. PÉREZ-ESPAÑA & L. ALVAREZ-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
- D'AGOSTINO, R.B. & E.S. PEARSON. 1973. Tests for departure from normality. Empirical results for the distributions of b_2 and $\sqrt{b_1}$. *Biometrika* 60: 613-622. DOI: 10.1093/biomet/60.3.613
- DE LA CRUZ-AGÜERO, G. 1994. *ANACOM Sistema para el análisis de comunidades*. Versión 3.0. Manual del usuario. CICIMAR-IPN. ISBN 970-91358-05, México, pp. 99.
- DÍAZ-RUIZ, S., A. AGUIRRE-LEÓN, C. MACUITL & O. PÉREZ. 1996. Seasonal patterns of distribution and abundance of snappers in the Mexican Caribbean. In: Arreguin-Sánchez, F., J. L. Munro, M. C. Balgos & D. Pauly (eds.). *Biology, Fisheries and Culture of Tropical Groupers and Snappers*. ICLARM Conference Proceedings. 48, pp. 43-50
- DÍAZ-RUIZ, S., A. AGUIRRE-LEÓN & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 1998. Habitat interdependence in coral reef ecosystems: A case study in a Mexican Caribbean reef. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 1: 387-397. DOI: 10.1080/14634989808656932
- DÍAZ-RUIZ, S., E. CANO-QUIROGA, R. ORTEGA, R. MARTÍNEZ & A. AGUIRRE-LEÓN. 2002. *Caracterización Ecológica del Sistema Arrecifal Coralino de Akumal, Caribe Mexicano*. Reporte Técnico, CBS-UAMI. México. 173 p.
- DÍAZ-RUIZ, S., C. ALVA-BASURTO & A. AGUIRRE-LEÓN. 2007. Distribución y abundancia de las especies de peces "cirujano" (Acanthuridae) en arrecifes del Caribe mexicano. *Revista Contactos* 63: 52-58. DOI: 10.24275/UAMI.V118RD80B
- DÍAZ-RUIZ, S., A. AGUIRRE-LEÓN & M. GAZCA-CASTRO. 2019. Biodiversidad de los peces en el sistema arrecifal mesoamericano, Caribe mexicano. In: Rivera-Arriaga, E., P. Sánchez-Gil, & J. Gutiérrez (eds.). *Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos*. Universidad Autónoma de Campeche, Red Ricomar, México, pp. 117-129
- EGGERTSEN, M., D. H. CHACIN, J. VAN LIER, L. EGGERTSEN, C. J. FULTON, S. WILSON, C. HALLING & C. BERKSTRÖM. 2020. Seascape configuration and fine-scale habitat complexity shape parrotfish distribution and function across a coral reef lagoon. *Diversity* 12 (10): 1-19. DOI: 10.3390/d12100391
- ELLIOTT, M., A. K. WHITFIELD, I. C. POTTER, S. J. M. BLABER, D. P. CYRUS, F. G. NORDLIE & T. D. HARRISON. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8 (1): 241-268. DOI:10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x
- FRIEDLANDER, A. M., E. BROWN & M. E. MONACO. 2007. Defining reef fish habitat utilization patterns in Hawaii: comparisons between marine protected areas and areas open to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 351: 221-233. DOI: 10.3354/meps07112
- FROESE, R. & D. PAULY (eds.). 2025. FishBase. Version 03. World Wide Web electronic publication. Disponible en línea: <http://www.fishbase.org>. (consultado el 16 de mayo, 2025).
- GARCÍA, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. México: Instituto de Geografía, UNAM, México. 90 p.
- GARZA-PÉREZ, J. R., M. MATA-LARA, S. GARCÍA-GUZMÁN & A. SCHIRP. 2001. Estado de condición del Arrecife Akumal, Quintana Roo. Reporte Técnico DEGAPA-PAPINE, UNAM-PE100910. 44 p.
- GAZCA-CASTRO, M., A. AGUIRRE-LEÓN, S. DÍAZ-RUIZ & S. ÁLVAREZ-HERNÁNDEZ. 2024. El ambiente como factor que estructura la comunidad de peces del sistema fluvio-lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. *Hidrobiológica* 34 (3): 153-166. DOI: 10.24275/BPOE8175
- GRAHAM, N. A. J. & K. L. NASH. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32: 315-326. DOI: 10.1007/s00338-012-0984-y
- GREEN, A. L., A. P. MAYPA, G. R. ALMANY, K. L. RHODES, R. WEEKS, R. A. ABESAMIS, M. G. GLEASON, P. J. MUMBY & A. T. WHITE. 2015. Larval dispersal and movement patterns of coral reef fishes, and implications for marine reserve network design. *Biological Reviews* 90: 1215-1247. DOI: 10.1111/brv.12155
- GUERRA, A. S., J. C. VAN WERT, A. J. HAUPT, D. J. MCCAULEY, E. J. ELIASON, H. S. YOUNG, D. LECCHINI, T. D. WHITE & J. E. CASELLE. 2023. Differences in the behavior and diet between shoaling and solitary surgeonfish (*Acanthurus triostegus*). *Ecology and Evolution* 13 (1): 1-21. DOI: 10.1002/ece3.9686
- HALPERN, B. & S. FLOETER. 2008. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 364: 147-156. DOI: 10.3354/meps07553
- HAIR, J. F., W.C. BLACK, B. J. BABIN & R.E. ANDERSON. 2019. *Multivariate data analysis*. 8th ed. Cengage Learning. 813 p.
- HEIMAN, G.W. (ed.) 2014. *Basic statistics for the behavioral sciences*. 7th ed. Wadsworth, Cengage Learning. 504 p.
- HERNÁNDEZ-LANDA, R.C., G. ACOSTA-GONZÁLEZ, E. NÚÑEZ-LARA & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2014. Spatial distribution of surgeonfish and parrotfish in the north sector of the Mesoamerican Barrier Reef System. *Marine Ecology* 36 (3): 432-446. DOI: 10.1111/maec.12152

- HERNÁNDEZ-TERRONES, L. M., K. A. NULL, D. ORTEGA-CAMACHO & A. PAYTAN. 2015. Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Continental Shelf Research* 102: 62-72. DOI:10.1016/j.csr.2015.04.015
- HITT, S., S. PITTMAN & R. NEMETH. 2011. Diel movements of fishes linked to benthic seascape structure in a Caribbean coral reef ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 427: 275-291. DOI: 10.3354/meps09093
- HUMANN, P. & N. DeLOACH. 2002. *Reef Fish*. Identification. 3rd ed. New World Publications, Inc. Jacksonville, FL. 490 p.
- KOMYAKOVA, V., P.L. MUNDAY & G. P. JONES. 2013. Relative importance of coral cover, habitat complexity and diversity in determining the structure of reef fish communities. *PLoS One* 8 (12): e83178. DOI: 10.1371/journal.pone.0083178
- LEVENE, H. 1960. Robust test for equality on variance. In: Olkin, I., S.G. Ghurye, W. Hoeffding, W.G. Madow & H.B. Mann (eds.). *Contributions to probability and statistics*. Stanford University Press, pp. 278-292.
- MANDAL, A. & M. BANERJEE. 2025. Understanding and improving sustainable use of coral reef resources. *Academia Environmental Sciences and Sustainability*, 2: 1-12. DOI:10.20935/AcadEnvSci7569
- MATA-LARA, M., J.R. GARZA-PÉREZ & P. SALLES AFONSO DE ALMEIDA. 2016. *Camino a la Resiliencia: Monitoreo Socioeconómico de Akumal, Q. Roo*. LANRESC, Yucatán, México. Reporte Técnico, 84 p.
- MARTÍNEZ-RENDIS, A., G. ACOSTA-GONZÁLEZ & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2019. Spatio-temporal long-term assessment on the ecological response of reef communities in a Caribbean marine protected area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30 (2): 273-289. DOI: 10.1002/aqc.3263
- MORILLO-VELARDE, P. S., P. BRIONES-FOURZÁN, L. ÁLVAREZ-FILIP, S. AGUIÑIGA-GARCÍA, A. SÁNCHEZ-GONZÁLEZ & E. LOZANO-ÁLVAREZ. 2018. Habitat degradation alters trophic pathways but not food chain length on shallow Caribbean coral reefs. *Scientific Reports* 8: 1-12. DOI:10.1038/s41598-018-22463-x
- MUMBY, P. J., A. J. EDWARDS, J. E. ARIAS GONZÁLEZ, K. C. LINDEMAN, P. G. BLACKWELL, A. GALL, M. I. GORCZYNSKA, A. R. HARBORNE, C. L. PESCOD, H. RENKEN, C. C. WABNITZ & G. LLEWELLYN. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish in the Caribbean. *Nature* 427: 533-536. DOI: 10.1038/nature02286
- MUMBY, P.J. & A. HASTINGS. 2008. The impact of ecosystem connectivity on coral reef resilience. *Journal of Applied Ecology* 45: 854-862. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01459.x
- MARTÍNEZ-RENDIS A, G. ACOSTA-GONZÁLEZ & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2019. A spatio-temporal long-term assessment on the ecological response of reef communities in a Caribbean marine protected area. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystem* 30 (2): 1-17. DOI: 10.1002/aqc.3263
- MOLINA-HERNÁNDEZ, A. L., J.R. GARZA-PÉREZ & A. ARANDA-FRAGOSO. 2018. Identifying management challenges and implementation shortcomings of a new fishing refuge: Akumal reef, Mexico. *Ocean and Coastal Management* 161: 127-140. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2018.04.030
- MUÑOZ-CHAGÍN, R.F. & G. DE LA CRUZ-AGÜERO. 1993. Corales de arrecife de Akumal, Quintana Roo. In: Salazar-Vallejo, S. & N.E. González (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO-CIQURO, pp. 761-771
- NAGELKERKEN, I., S. KLEIJNEN, T. KLOP, R. A. VAN DEN BRAND, E. COCHERET DE LA MORINIÈRE & G. VAN DER VELDE. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series* 214: 225-235. DOI: 10.3354/MEPS214225
- NAGELKERKEN, I., K. B. HUEBERT, J. E. SERAFY, M. G. GROL, M. DORENBOSCH & C. J. BRADSHAW. 2017. Highly localized replenishment of coral reef fish populations near nursery habitats. *Marine Ecology Progress Series* 568: 137-150. DOI: 10.3354/meps12062
- NCSS STATISTICAL SOFTWARE (2007). NCSS, LLC. Kaysville, Utah, EE. UU., ncss.com/software/ncss. Disponible en línea: <https://www.NCSS.com>
- NELSON, J.S., T.C. GRANDE & M.V. WILSON (eds.). 2016. *Fishes of the world*. 5th ed. Wiley & Sons. New Jersey. 707 p.
- NÚÑEZ-LARA, E., C. GONZÁLEZ-SALAS, M. A. RUIZ-ZARATE, R. HERNÁNDEZ-LANDA & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2003. Condition of coral reef ecosystems in Central-Southern Quintana Roo (Part 2: Reef Fish Communities). In: J.C. Lang (ed.). *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program*. pp. 338-359
- NÚÑEZ-LARA, E. & J. E. ARIAS-GONZÁLEZ. 2005. The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *Journal of Fish Biology* 53: 209-221. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1998.tb01028.x
- RANDAZZO-EISEMANN A., J. R. GARZA-PÉREZ, I. PENÍE-RODRÍGUEZ & B. FIGUEROA-ZAVALA. 2021. 25 years of multiple stressors driving the coral-algae phase shift in Akumal, Mexico. *Ocean & Coastal Management* 214: 105917. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2021.105917
- RANDAZZO-EISEMANN, A. & J. R. GARZA-PÉREZ. 2022a. The effects of coral assemblage shift on reef functions in Akumal, Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 695: 53-63. DOI:10.3354/meps14099
- RANDAZZO-EISEMANN, A., J. R. GARZA-PÉREZ & B. FIGUEROA-ZAVALA. 2022b. The role of coral diseases in the flattening of a Caribbean Coral Reef over 23 years. *Marine Pollution Bulletin* 181: 11385. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.113855
- ROBERTSON, D. R., E. A. PEÑA, J. M. POSADA, R. CLARO & C. ESTAPE. 2023. Peces Costeros del Gran Caribe: sistema de Información en línea. Versión 3.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. Disponible en línea: <http://biogeodb.si.edu/caribbean/es/thefishes/species/2744>
- ROY, R.E. 2024. Akumal's reefs: Stony coral communities along the developing Mexican Caribbean coastline. *Revista de Biología Tropical* 52 (4): 869-881. DOI:10.15517/rbt.v1i1
- SCHMITTER-SOTO, J. J. 2011. Peces. In: Pozo, C. (ed.). *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un Análisis para su Conservación*. ECOSUR-CONABIO, México, pp. 227-232

- SCHMITTER-SOTO, J. J., L. VÁSQUEZ YEOMANS, A. AGUILAR PERERA, C. CURIEL & J. A. CABALLERO. 2000. *Lista de peces marinos del Caribe mexicano. Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología* 71 (2): 143-177. Disponible en línea en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45871204>
- SCHMITTER-SOTO, J. J., A. AGUILAR-PERERA, A. CRUZ-MARTÍNEZ, R. L. HERRERA-PAVÓN, A. A. MONTES-ARANDA & D. COBIAN-ROJAS. 2018. Interdecadal trends in composition, density, size and mean trophic level of fish species and guilds before and after coastal development in the Mexican Caribbean. *Biodiversity and Conservation* 27 (10): 459-474. DOI: 10.1007/s10531-017-1446-1
- SEMMENS, B. X., D. R. BRUMBAUGH & J. A. DREW. 2005. Interpreting space use and behavior of blue tang, *Acanthurus coeruleus*, in the context of habitat, density, and intra-specific interactions. *Environmental Biology of Fishes* 74 (1): 99-107. DOI: 10.1007/s10641-005-6467-z
- StatSoft, Inc. 2013. *STATISTICA Data analysis software system, ver. 13*. Disponible en línea: <https://www.statsoft.com/en/software/statistica>
- STEWART, B. D. & G. P. JONES. 2011. Association between the abundance of piscivorous fishes and their prey on coral reefs: implications for prey-fish mortality. *Marine Biology* 138: 383-397. DOI: 10.1007/s002270000468
- VERWEIJ, M. C. & I. NAGELKERKEN. 2007. Short and long-term movement and site fidelity of juvenile Haemulidae in back-reef habitats of a Caribbean embayment. *Hydrobiologia* 592 (1): 257-270. DOI: 10.1007/s10750-007-0772-9.
- WETHERBEE, B. M., GRUBER, S. H. & ROSA, R. S. 2007. Movement patterns of juvenile lemon sharks *Negaprion brevirostris* within Atol das Rocas, Brazil: a nursery characterized by tidal extremes. *Marine Ecology Progress Series* 343: 283-293. DOI: 10.3354/meps06920

Hydrological dynamics, trophic status, and social perception of the Arroyo Moreno peri-urban estuary in the southwestern Gulf of Mexico

Dinámica hidrológica, estado trófico y percepción social del estuario periurbano Arroyo Moreno en el suroeste del Golfo de México

Ángel Morán-Silva¹, Sergio Cházaro-Olvera², Jesús Montoya-Mendoza³, Rafael Chávez-López¹, Fabiola Lango-Reynoso³,
María del Refugio Castañeda-Chávez³, María Fernanda Rivera-López³, Sergio José Cházaro-Martínez³

Recibido: 02 de octubre de 2025.

Aceptado: 20 de enero de 2026.

Publicado: abril de 2026.

RESUMEN

Antecedentes. El estuario Arroyo Moreno se encuentra inmerso en la zona conurbada Veracruz-Boca del Río-Medellín, las actividades antropogénicas afectan su dinámica hidrológica y provocan su deterioro. **Objetivo.** El presente estudio analiza la hidrología y el estado trófico del estuario periurbano Arroyo Moreno a través del análisis de factores fisicoquímicos, grado eutrófico y percepción social del estado ambiental. **Métodos.** Se realizaron muestreos en seis sitios durante un año. Se aplicaron 106 entrevistas a personas que conocen el estuario. Se registraron *in situ* la temperatura, pH, sólidos disueltos totales, salinidad (superficie y fondo) y oxígeno disuelto. Se aplicó un análisis de componentes principales, escalado multidimensional no métrico e índice trófico TIDO-pH. **Resultados.** La salinidad fue de 0.27 ± 0.07 a 23.64 ± 4.24 , temperatura del agua de 25.71 ± 0.75 °C a 33.13 ± 2.38 °C, oxígeno disuelto de 0.32 ± 0.11 a 6.33 ± 1.60 mg/ml, sólidos disueltos totales de 284 ± 69.64 a 28824 ± 9816.60 ppt y pH de 7.05 ± 0.03 a 7.9 ± 0.30 . El TIDO-pH mostró un estado eutrófico. La descarga de agua del canal de la central termoeléctrica aumentó la temperatura del agua y modificó su circulación. La descarga de aguas residuales y la suspensión de sedimentos dieron como resultado bajas concentraciones de oxígeno disuelto. **Conclusiones.** Los análisis mostraron que el Arroyo Moreno es un sistema hidrológicamente dinámico, debido a las temporadas climáticas, influencia de la marea y las descargas de aguas residuales de la zona urbana. Las personas entrevistadas perciben un mal estado ambiental del estuario, pero consideran que aún puede ser reversible. Los resultados del presente estudio son la base para un programa de monitoreo permanente del estuario y determinar a mediano plazo la influencia de la zona urbana sobre su estado ambiental.

Palabras clave: Agua residual, estratificación salina, eutroficación, hipoxia, ecosistema.

ABSTRACT

Background. The Arroyo Moreno estuary is located within the Veracruz-Boca del Río-Medellín metropolitan area. Anthropogenic activities affect its hydrological dynamics and cause its deterioration. **Goal.** This study analyzes the hydrology and trophic status of the peri-urban Arroyo Moreno estuary through the analysis of physicochemical factors, eutrophication level, and social perception of its environmental condition. **Methods.** Sampling was conducted at six sites over one year. 106 interviews were conducted with people familiar with the estuary. Temperature, pH, total dissolved solids, salinity (surface and bottom), and dissolved oxygen were recorded *in situ*. Principal component analysis, non-metric multidimensional scaling, and the TIDO-pH trophic index were applied. **Results.** Salinity ranged from 0.27 ± 0.07 to 23.64 ± 4.24 , water temperature from 25.71 ± 0.75 °C to 33.13 ± 2.38 °C, dissolved oxygen from 0.32 ± 0.11 to 6.33 ± 1.60 mg/ml, total dissolved solids from 284 ± 69.64 to 28824 ± 9816.60 ppt, and pH from 7.05 ± 0.03 to 7.9 ± 0.30 . The TIDO-pH indicator showed a eutrophic state. Water discharge from the thermoelectric power plant canal increased water temperature and altered circulation. Wastewater discharge and sediment suspension resulted in low dissolved oxygen concentrations. **Conclusions.** The analysis showed that the Arroyo Moreno estuary is a hydrologically dynamic system, influenced by climatic seasons, tidal forces, and wastewater discharges from the urban area. Those interviewed perceive the estuary's environmental condition as poor but believe it can still be reversed. The results of this study form the basis for a permanent monitoring program for the estuary and will determine, in the medium term, the impact of the urban area on its environmental status.

Keywords: Eutrophication, hypoxia, saline stratification, wastewater, ecosystem.

¹ Laboratorio de Ecología y Pesquerías, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla estado de México, C.P. 05490. México.

² Laboratorio de Crustáceos, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla estado de México, C.P. 05490. México. schazaro@gmail.com

³ Tecnológico de Boca del Río, Tecnológico Nacional de México. Carretera Veracruz-Córdoba Km.12 C.P.94290. Boca del Río, Veracruz. México.

*Corresponding author:

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

To quote as:

Morán-Silva, Á., S. Cházaro-Olvera, J. Montoya-Mendoza, R. Chávez-López, F. Lango-Reynoso, M. del R. Castañeda-Chávez, M. F. Rivera-López & S. J. Cházaro-Martínez. 2026. Hydrological dynamics, trophic status, and social perception of the Arroyo Moreno peri-urban estuary in the southwestern Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 36 (1): 33-64.

DOI:revHidro/article/view/1859

INTRODUCTION

It has been estimated that about 1.2 billion people, corresponding to 23% of the world's population, live within 100 km of the coastline inland and up to 100 m above sea level (Small & Nicholls, 2003; Bittencourt *et al.*, 2022). The coastal zone has been over time a space where various human activities have flourished, such as urban development, tourism, fishing and port development. Estuaries have been affected by these activities directly or indirectly, which has resulted in their deterioration (Fernández-Iglesias & Marquinez-García, 2002; Sanay-González & Perales-Valdivia, 2022).

The State of Veracruz in the Gulf of Mexico has abundant freshwater resources, such that 35% of the country's surface waters cross Veracruz territory. It is important to highlight that the State has more than 40 rivers integrated into 10 hydrological basins, among which the most notable are the rivers Pánuco, Tuxpan, Cazonas, Nautla, Papaloapan, Coatzacoalcos and Jamapa (Pérez-Maqueo *et al.*, 2011). These aquatic ecosystems provide habitat to a great diversity of species, such as fish and crustaceans with ecological and economic importance (Miranda-Vidal *et al.*, 2016). However, problems such as contamination from wastewater discharge (CSVA, 2004), eutrophication, and change of land use impact human and ecosystem health (Allan, 2004; Camargo & Alonso, 2007; Scholes *et al.*, 2007; Guevara *et al.*, 2008). Urbanization and industrialization in coastal areas and transitional waters (estuaries and coastal lagoons), have increased anthropogenic impacts (McLusky & Elliott, 2004; Lowe & Peterson, 2014; Lowe & Peterson 2015).

Because estuaries are a transition zone between the terrestrial and marine environments (Sierra *et al.*, 2002), freshwater and seawater mix following tide regime (Cameron & Pritchard, 1963; Contreras, 1993; Perigó *et al.*, 2006). Estuaries form a border between the dual fresh water and marine systems and are considered an ecotone, where processes of biological importance such as spawning and breeding of species of ecological and commercial importance occur (Berasategui *et al.*, 2004; Rodrigues, 2005; Berasategui *et al.*, 2006; Acha *et al.*, 2008; Derisio *et al.*, 2014). Likewise, estuaries are ecosystems with a high primary production, which makes them ecologically relevant systems given the various ecosystem goods and services they provide to the human communities that settle in them (Schelske & Odum, 1962; Potter *et al.*, 2015; Teuchies *et al.*, 2013). According to Soares *et al.* (2021), estuaries "are essential to sustain terrestrial and aquatic life and human communities".

The degree of mixing in the water column is influenced by factors such as tidal exchange, river discharge, and climatic seasons (Sierra *et al.*, 2002). These factors determine the degree of mixing of the water column, resulting in estuaries ranging from fully mixed to stratified with the presence of a salt wedge (Valle-Levinson, 2010). Salt wedge estuaries are characteristic of the coastal area where rivers flow into the sea, where tides are < 2 m (Ibañez *et al.*, 1997), and the greater the discharge, the smaller the salt wedge (Sanay-González & Perales-Valdivia, 2022; Gutiérrez-Mendieta *et al.*, 2006; De la Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta, 2017).

Additionally, seasonal variation in tropical estuaries is defined by precipitation in combination with morphological characteristics such as substrate type, depth and distance from the sea (Álvarez-Arellano & Gaitán-Morán, 1994; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007). Therefore, estuaries are highly dynamic systems where the conditions of salinity, temperature, oxygen concentration and transparency are constantly changing

(Elliott & McLusky, 2002; Potter *et al.*, 2010). It can be concluded that estuaries are complex and highly productive ecosystems, and according to Chapman & Wang (2001), they are areas with intense processes of sea-continent interaction.

Over the last 40 years, the city of Veracruz port has expanded its urban development to areas that were previously dedicated to agricultural and fishing activities, such as the municipalities of Boca del Río, Medellín and Alvarado, resulting in the transformation of these into urban areas (Figure 1) (Castañeda-Chávez *et al.*, 2017; Castañeda-Chávez *et al.*, 2020; Sanay-González & Perales-Valdivia, 2022). Furthermore, the coastal zone in these areas, as well as the estuarine Mandinga Lagoon System, the Jamapa River estuary and the Arroyo Moreno estuary, have also become urbanized. As pointed out by Tagliani (2018) and Barletta *et al.* (2019), the lack of urban development planning is a consequence of the lack of environmental and urban management, resulting in environmental degradation. This degradation can include hypoxia, which can cause the loss of aquatic diversity, alterations in the physicochemical conditions of the water column and the impact on the ecosystem goods and services provided by the estuary (Kennish, 1991; Kitsiou & Karydis, 2011).

The importance of estuaries, such as Arroyo Moreno estuary, lies in the fact that they provide various ecosystem services, such as refuge areas, breeding and reproduction for species of commercial and ecological importance (Salas *et al.*, 2011; Teuchies, 2013; Arceo-Carranza & Chávez-López, 2019). This estuary has been classified as a state protected natural area (Secretaría de Desarrollo Social y Medio Ambiente, 2006).

In Arroyo Moreno estuary some problems have been mentioned that impact the environmental quality and ecosystem services. For instance, this is an area with increasing urbanization, growing tourism, considerable port activity and various agricultural activities (Ortiz-Lozano *et al.*, 2005). The lack of information on the impact of increasing human use directly on the estuary proper, the assessment of environmental services, the impact on hydrological dynamics and its repercussions on the quality of life of human communities is the result of poor planning within the basin, and therefore the lack of assessment of ecosystem services. That even the dramatic environmental situation, the region has been declared as Natural Protected Area (NPA). Therefore, the current study could be used to delineate and develop a resource management program for the NPA. The analysis of the estuary's environmental quality is based on variations in salinity, dissolved oxygen, temperature, pH, and total dissolved solids over an annual cycle, with a focus on differences associated with climatic seasons within the protected natural area.

MATERIALS AND METHODS

Study area. The Arroyo Moreno State Natural Area has a surface area of 287 hectares (2.87 km²), and is in the Jamapa River basin, which originates in the Sierra Madre Oriental, on the slopes of Pico de Orizaba, within the central coastal plain of the state of Veracruz (Instituto de Ingeniería UNAM, 2014). The study area crosses the municipalities of Medellín de Bravo and Boca del Río, between 19° 05' and 19° 08' N and 96° 06' and 96° 09' W (Figure 1) (Secretaría de Desarrollo Social y Medio Ambiente, 2006). The climate of this region is warm subhumid Aw2 with summer rains, yearly means temperature range from 18 to 22°C. Annual precipitation is 1,500 to 2,000 mm, the most abundant ra-

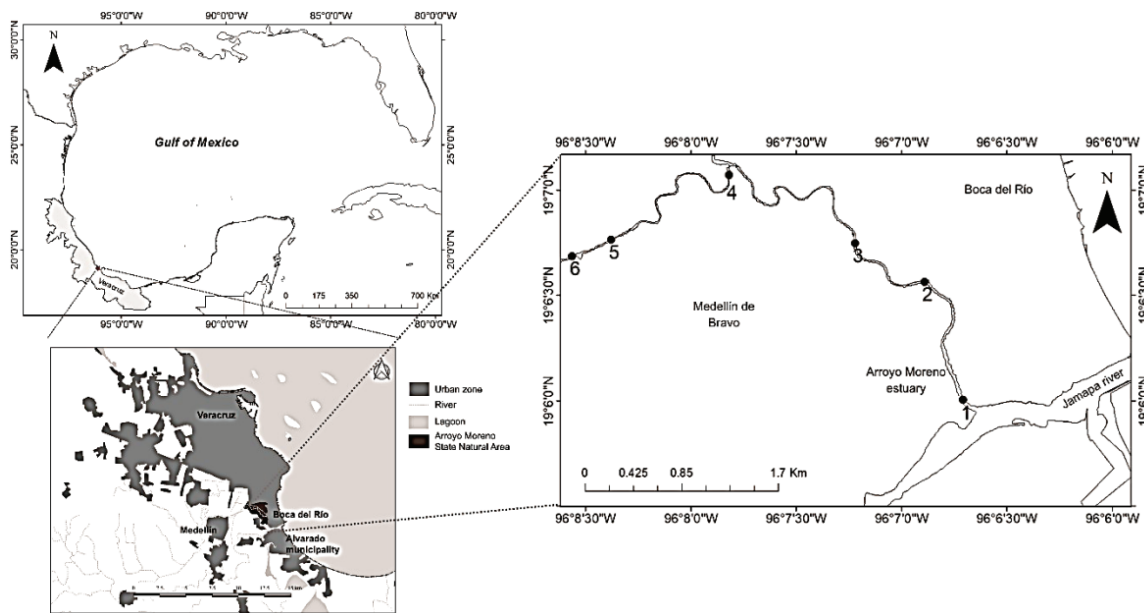


Figure 1. Location of the study area, where indicated the sampling stations (1, 2, 3, 4, 5 and 6) within the Arroyo Moreno estuary.

ins occur in June (García-Villar *et al.*, 2019; López-Portillo *et al.*, 2009). According to Morán-Silva *et al.* (2005), the study area has three climatic seasons: cold fronts (October to February), dry seasons (March to May) and rainy seasons (June to September). The types of vegetation recorded are poplar (*Heliconia* sp. and *Calathea* sp.), low deciduous forest, coastal dune vegetation and halophilous vegetation, and 4 mangrove species (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* and *Conocarpus erectus*) (López-Portillo *et al.*, 2009).

Sampling. Monthly samples were taken along the Arroyo Moreno estuary within the Protected Natural Area between 2021 and 2022 during each the three climatic seasons (Dry, Rainy and Cold front) as defined above (Morán-Silva *et al.*, 2005; Salas-Monreal *et al.*, 2020). Six sampling stations, from the mouth of the Arroyo Moreno with the Jamapa River to its intersection with the CFE Dos Bocas thermoelectric station canal, were established: (1) Estuary mouth, (2) Urban area, (3) Mangrove area, (4) Zamorana Canal, (5) CFE Canal, and (6) Bridge (Figure 1), resulting in 72 samples taken during the study. The sampling stations were georeferenced with a Garmin GPSMAP model 60CSx. At each sampling station, the depth was obtained by Garmin GPSMAP model 530, and salinity (psu), temperature (°C), dissolved oxygen (DO, mg/l), total dissolved solids (TSS, ppt) and pH were measured at the surface (Cházaro-Olvera *et al.*, 2023). Salinity was measured both at the surface and bottom, because the objective of this study was to assess the salt wedge in the estuary. Salinity was used as the primary parameter to describe the hydrodynamic behavior of the estuarine system, as it is mainly influenced by tidal dynamics, fluvial discharge and local and remote wind stress (Sierra *et al.*, 2002). All hydrologic variables were measured with a Hanna brand multiparameter model HI9298194.

DO-pH Trophic State Index. The DO-pH Trophic State Index considers the ratio of the percentage of dissolved oxygen saturation (DO) and the hydrogen potential (pH) values transformed to a logarithmic scale (O'Boyle *et al.*, 2013).

$$\text{pH Interval} = ((\text{pHi_value})/(\text{maximum_pHn_value}/100))$$

$$\text{DO Interval} = ((\text{DOi_value})/\text{maximum_DON_value}/100))$$

$$\text{TIDO-pH} = (\text{IntervalopH} + \text{Interval_DO})/2$$

Where “i” corresponds to the sampling date, “n” corresponds to the location.

The TIDO-pH index scale is: Clean ($0 < 40$), Intermediate ($> 40 < 60$), Potentially Eutrophic ($> 60 < 75$), and Eutrophic ($> 75 - 100$).

Social perception. To know the social sector perception of the environmental state of the Arroyo Moreno estuary 106 surveys were applied, to three groups of people, 38 were fishermen, 48 were students, and 20 were teachers. The questionnaire on environmental perception of the estuary was developed from the items proposed by Raffensperger and Tickner (1999). To validate the questions (Kerlinger 1975), they were initially applied to 20 researchers familiarized with estuary issues. Finally, the questions were then worded as follows:

1. Are there alterations due to activities carried out in the Arroyo Moreno estuary?
2. Do the environmental alterations in Arroyo Moreno affect human health?
3. Do you perceive unpleasant odors in Arroyo Moreno?
4. Do you notice that the color of the water in the stream has changed in recent years?
5. Is the threat of environmental disturbances to the stream water reversible?
6. Do potential environmental changes in Arroyo Moreno affect surrounding ecosystems?
7. Have you noticed that the number of species caught for human consumption has decreased in the Arroyo Moreno?
8. What is the extent of the damage to the water?

For questions one through seven, the response options followed the Likert scale: SA, strongly agree, A, agree, NAND, neither agree nor disagree, D, disagree, SD, strongly disagree. Question eight followed the alternatives: C, considerable; CAT, catastrophic; MOD, moderate; INS, insignificant.

Statistical analysis. The stratification of the water column for each of the sampling stations was obtained through the stratification parameter (Ep) according to Haralambidou *et al.* (2010):

$$Ep = (S_{bot} - S_{sur}) / [0.5(S_{bot} + S_{sur})]$$

Where: S_{bot} = Bottom salinity and S_{sur} = Surface salinity. When $Ep < 0.1$ the water column is considered completely mixed, while if $Ep > 1$ it is considered that a salt wedge exists.

Mean ($\pm$ SD) values were obtained for each of the variables by month and sampling station. A Shapiro-Wilk (S-W) normality test was applied to the data for each variable (Sokal & Rohlf, 2003). A regression analysis was performed between salinity vs total solids and pH vs dissolved solids, to determine the possible origin of total dissolved solids in the estuary. A Two-way analysis of variance (ANOVA) (Sokal & Rohlf, 2003) was used to compare each hydrologic variable seasonally by station. Further, a principal component analysis (PCA), including all hydrological variables, was used to integrate these variables and to determine the contribution of each to characterizing the Arroyo Moreno estuary seasonally. The Bray-Curtis similarity index was applied (Clark & Gorley, 2006), for which the surface salinity values obtained for each sampling station were used to obtain the groups of sampling stations based on non-parametric multidimensional scaling (nMDS) was applied to obtaining the dynamics of the estuary (Warwick & Clarke, 1991; Cobas *et al.*, 2011).

To distinguish the differences between the answers given by the three groups of people about the social perception of the estuary ($p < 0.05$), a Chi-square analysis (χ^2) was applied (Sokal and Rolf, 2003) by social perception.

The S-W, χ^2 and ANOVA analyses were performed using PAST (Hammer & Harper, 2001), and the PRIMER program was used for PCA, Cluster, and nMDS analysis (Clarke & Gorley, 2001, 2006).

RESULTS

Hydrological characterization. The mean salinity varied over the months, the minimum value was found during September (0.27 ± 0.07), and the maximum value in April (23.64 ± 4.24) (Figure 2A). Statistically significant differences were found between the salinity values per site of sampling ($F_{2,69} = 28.41$, $p < 0.001$). On the other hand, the mean salinity values obtained by sampling site showed that the site 5 presented the minimum value with 6.10 ± 7.52 , and site 3 the maximum value with 9.03 ± 9.233 (Figure 3A). There were no statistically significant differences between the mean salinity values per sampling site ($F_{5,66} = 0.19$, $p = 0.962$). Statistically significant differences were observed in the mean salinity between climatic seasons ($F_{2,69} = 70.32$, $p < 0.001$).

The mean water temperature varied seasonally with monthly mean values fluctuating between 25.71 ± 0.75 °C in November, and 33.13 ± 2.38 °C in May (Figure 2B). Between sampling sites statistically significant differences were found ($F_{2,69} = 21.66$, $p < 0.001$). Spatially, the lowest mean temperature record was obtained at the sites 1 and 2

with 28.41 ± 2.11 °C and 29.19 ± 2.26 °C respectively (Figure 3B). The highest mean temperature was seen at the site 5 with 31.75 ± 3.09 °C (Figure 3B). Statistically significant differences in the mean temperature values among of the sampling sites were found ($F_{5,66} = 2.55$, $p = 0.035$). Significant differences were found in the mean temperatures both between the climatic seasons ($F_{2,66} = 31.61$, $p < 0.001$) and between the sampling stations ($F_{5,66} = 6.52$, $p = 0.006$).

Dissolved oxygen was lowest in November (0.32 ± 0.11 mg/ml) and the maximum value in February (6.33 ± 1.60 mg/ml) (Figure 2C), and there were no significant differences among seasons ($F_{5,66} = 2.55$, $p = 0.771$). Mean sites DO values ranged from a low of 2.27 ± 0.03 mg/ml at site 2 to a high of 3.96 ± 1.70 mg/ml at site 5 (Figure 3C), with no significant differences among the sampling sites ($F_{5,66} = 1.25$, $p = 0.296$).

There are significant differences among the months for TSS ($F_{2,69} = 26.55$, $p < 0.001$), where September had the lowest mean (284 ± 69.65 ppt), while April had the highest mean (28824.00 ± 9816.61 ppt), (Figure 2D). On the other hand, there were no statistically significant differences in TSS among the sampling sites ($F_{5,66} = 1.73$, $p = 0.139$). Site 6 had the minimum mean value (4754.75 ± 6974.87 ppt) while site 3 had the highest average (8915 ± 11089.84 ppt), (Figure 3D). Significant differences were observed in the mean TSS between climatic seasons ($F_{2,69} = 56.86$, $p < 0.001$). The correlation coefficient for the salinity-TSS relationship was 0.88 ($R^2 = 0.78$), indicating a positive correlation between TSS and salinity ($p = 0.000$). Similarly, the correlation coefficient for the pH-TSS relationship was 0.44 ($R^2 = 0.181$), suggesting that, although the model does not demonstrate strong predictive power, TSS is positively correlated with pH ($p = 0.000$).

Mean monthly pH values ranged from 7.05 ± 0.03 (July) to 7.59 ± 0.30 (April) (Figure 2E), with significant differences among the sampling seasons ($F_{2,69} = 16.14$, $p < 0.001$). In contrast, there were no significant differences in pH among the sampling sites ($F_{5,66} = 0.97$, $p = 0.438$), with the lowest mean value at site 3 (7.25 ± 0.11) and the maximum value at site 5 (7.39 ± 0.16) (Figure 3E). Significant differences were observed in the mean pH between climatic seasons ($F_{2,69} = 18.15$, $p < 0.001$).

The average depth varied throughout the sampling months, with its lowest average value in April -2.60 ± 0.32 m (dry season), while the month with the highest average depth was September -3.50 ± 0.20 m (rainy season) (Figure 2F). Spatially, the site with the least average depth corresponded to site 5 (CFE Canal) with -2.73 ± 0.36 m, while the site corresponding to the urban area, site 2, registered the greatest average depth (-3.30 ± 0.29 m) (Figure 3F).

Stratification and temporal-spatial behavior of the estuary. The Ep values, obtained from the difference between bottom and surface salinity at each sampling site (Figure 4), were used to determine the stratification in the Arroyo Moreno estuary (Table 1). The vertical position of the halocline is related to both the climatic season as well as the tidal dynamics of the area. Note that the sites with a marked stratification correspond to June, rainy season; however, the rest of the seasons of the year are presented as partially mixed and mixed (Table 1).

The first two components of the PCA analysis explained 68.64% of the data variation. Two groups were formed, on the right-side dry season and the left the transition between rainy season and cold fronts; both are related to environmental factors (Figure 5). The CP1 is made up of salinity and total dissolved solids (0.583 and 0.568, respectively) and CP2 is represented by temperature (0.905). The contribution of the va-

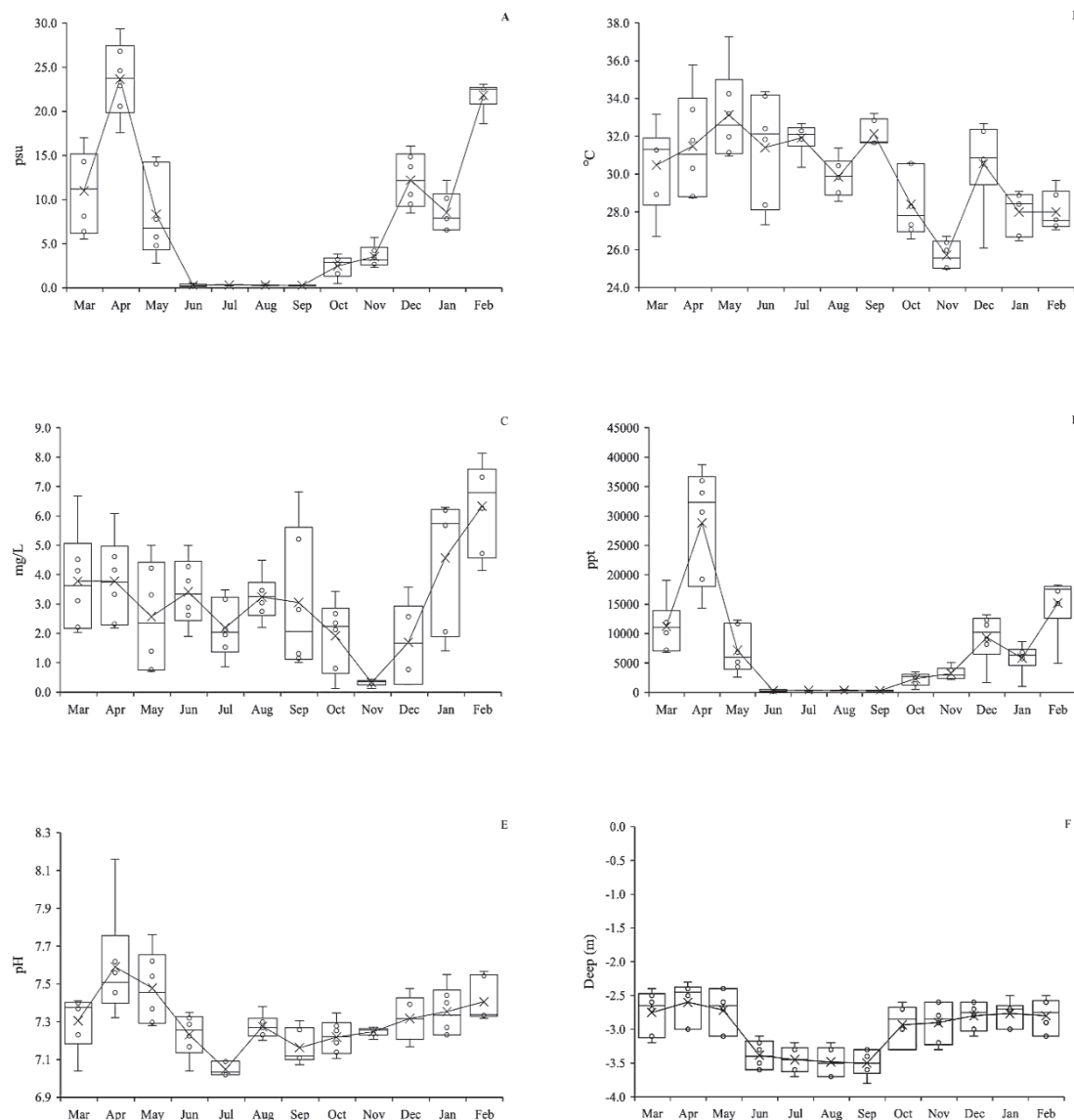


Figure 2. Plot of values per month for salinity (A), temperature (B), dissolved oxygen (C), total dissolved solids (D), pH (E) and deep (F) obtained for Arroyo Moreno in the annual sampling, boxes represent the data variability, and whiskers represent the minimum and the maximum values, (x = mean).

riables in the first component (CP1) was higher and are directly related to the dry season (Figure 5).

The diagram obtained by the nMDS is also made up of two groups and two subgroups each (Figure 6). Group I is made up of two subgroups (A and B in blue and green respectively) and represents the rainy season. Group A was formed by June, July and September considering the main sampling sites 5 and 6. Group B was made up of in the months of June, July, and August considering the main sampling sites 2, 3 and 4. Then, group I is characterized by behaving as an oligohaline system with salinities ranging from 0.28 to 2.48.

Group II is also made up of two subgroups, the first (C in red) represents the transition from cold fronts to dry fronts, which was group-

ped together in the months of December, January, February and March with mainly sites 1, 2 and 3. Subgroup D (in black) represents the cold front season, grouping the months of January, March, May, October, November and December. Group II represents increasing salinity values fluctuating between 8.34 to 23.64, presenting a gradual increase over time (Figure 6).

The TIDO-pH trophic index presented values of 87.2 to 96.85 between the months of January and November, only in December was the value of 72.68, which is slightly lower than the limit to be eutrophic all year round. On the other hand, the TIDO-pH index showed that all sites are eutrophic, since the value ranged from 82.74 at site 6 to 91.31 at site 5 (Figure 7).

Social perception. When comparing the proportions of answers of the three groups of people surveyed that are related to the estuary, the χ^2 values ranged between 3.26 and 6.64 and showed no statistically significant differences ($P > 0.05$). Thus, the social sector considers that environmental alterations are caused by the activities carried out in the Arroyo Moreno (92%) such as wastewater discharges. The perception is that potential environmental alterations affect human health (89%). The sector noticed that the number of species that were fished for human consumption has decreased (85%). Regarding the perception of water quality, it was mentioned that unpleasant odors are released in the Arroyo Moreno (85%) and that a change in the color of the water has been noticed (85%). The social sector agreed and totally agreed (100

%) on the assertion that the potential environmental alterations in the stream affect the surrounding ecosystems. Although the social sector perceives that the extent of the damage to the water is considerable (92%), it also considers that the environmental alterations of the stream water can still be reversible (73%) (Figure 8).

DISCUSSION

Salinity is considered one of the main factors that determines the dynamics of the estuary and is related to the dynamics of the tide and the entry of fresh water resulting from the rainy season. Thus, the Arroyo Moreno estuary showed mean salinity values ranging from 0.27 ± 0.06

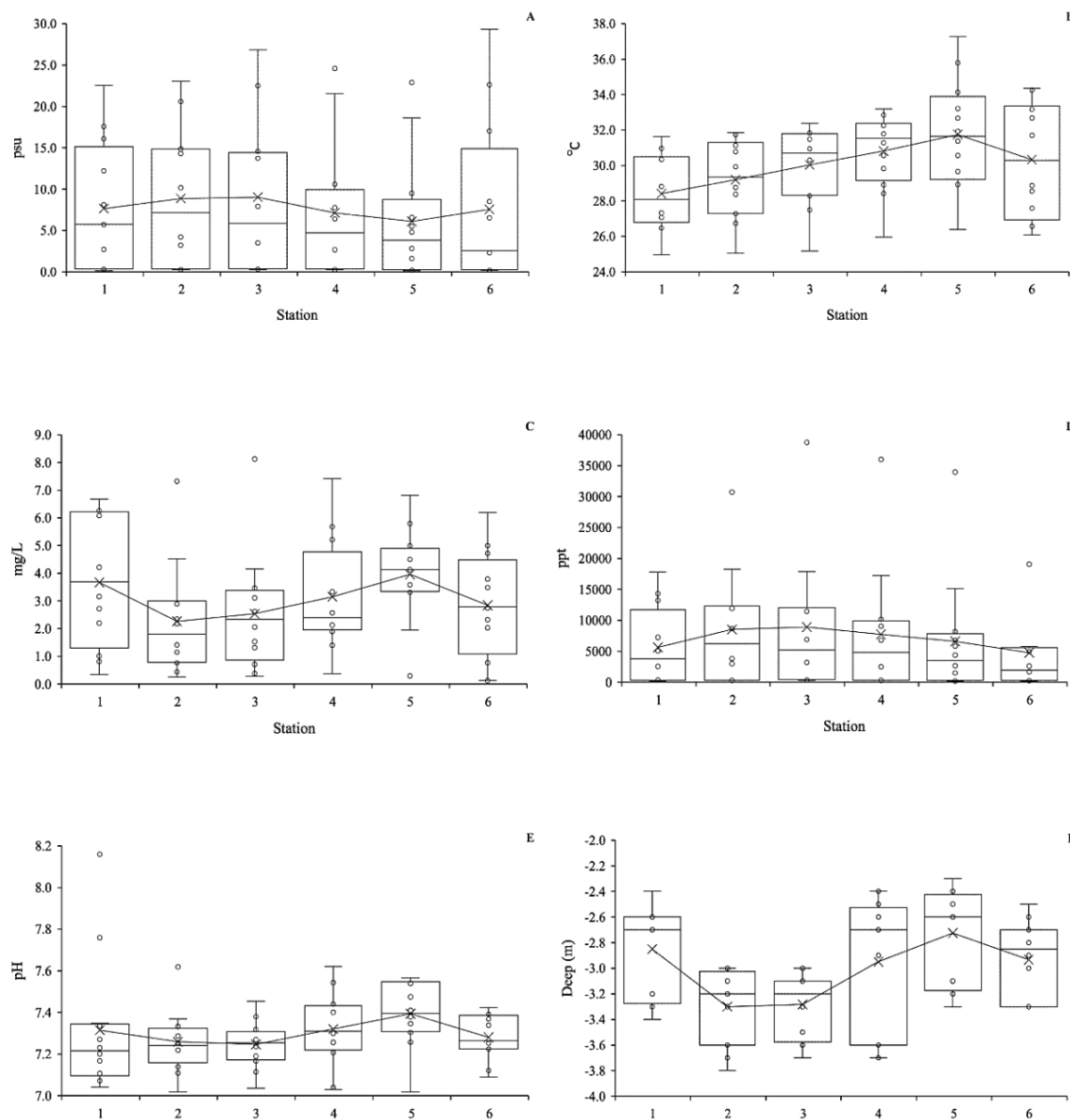


Figure 3. Plot of values per sampling station (1, 2, 3, 4, 5 and 6) for salinity (A), temperature (B), dissolved oxygen (C), total dissolved solids (D), pH (E) and deep (F) obtained for Arroyo Moreno in the annual sampling, boxes represent the data variability, and whiskers represent the minimum and the maximum values, (x = mean).

Table 1. Water column stratification values of stratification parameter (Ep) obtained for sampling stations in Arroyo Moreno estuary over the 12 months. If the value of Ep > 1.0, a salt wedge is present (shared area); if the value of Ep < 0.1, the estuary is considered well mixed.

Site	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Feb
1	0.0628	0.4324	0.8808	1.9627	0.1285	0.0469	0.0067	0.016	0.1556	0.0063	0.0451
2	0.0042	0.1939	0.1003	1.9327	0.0349	0.0134	0.0275	0.0502	0.0556	0.0155	0.0155
3	0.0161	0.018	0.0924	1.8719	0.0314	0.0271	0.0106	0	0.0387	0.0241	0.0227
4	0.8741	0.0093	0.5897	1.8882	0.0251	0.0009	0.0294	0.0686	0.4733	0.0235	0.0218
5	1.0009	0.0082	0.6376	1.9321	0.0059	0.0194	0.0134	0.0724	0.1039	0.0063	0.0471
6	0.0241	0.2599	0.2077	1.8016	0.4061	0.0409	0.6611	0.4643	0.0228	1.2356	0.0005

for the rainy season (September) to 23.64 ± 4.23 in the dry season (April). The above partially agrees with Cházaro-Olvera *et al.* (2023) who report the maximum salinity value in May (dry season) with 35.65 ± 0.01 for the area at the mouth of the Jamapa River, while the lowest record was in September (rainy season) with 0.97 ± 0.06 corresponding to the area in front of the mouth of the Moreno Stream with the Jamapa River. Likewise, the records obtained in the present investigation generally agree with the behavior of salinity for the Jamapa River estuary reported by Aké-Castillo *et al.* (2016) ranging from 10 to 20. It can be concluded that the climatic seasons determine the hydrological behavior of the Arroyo Moreno, decreasing salinity during the rainy season and increasing it during the dry season, as reported by De la Lanza-Espino & Gómez-Rojas (2004) and González-Vázquez *et al.* (2019) for coastal ecosystems of the Gulf of Mexico. According to the Venice System (Ito, 1959), the Arroyo Moreno estuary can be generally characterized as polyhaline, while the stations found within the estuary are mesohaline (salinity 5 to 18), a result of the discharge of water from the CFE canal and the Zamorana canal, in addition to the tidal influence that occurs during the dry season (González-Vázquez *et al.*, 2019).

Salas-Monreal *et al.* (2019) mention that the hydrological dynamics of the rivers of Veracruz have changed due to the construction of

dams and agricultural activities, decreasing the flow of fresh water to coastal areas, resulting in increasing salinity at the mouth of rivers as a result of tidal influence and stratification of the water column, as is the case with the Arroyo Moreno estuary. In general, there is a greater mixing of the water column during the cold front season due to the decrease in temperature in Gulf of Mexico estuaries (Salas-Monreal *et al.*, 2020). However, in the case of the Arroyo Moreno estuary, this pattern is disrupted due to the continuous input of heated water from the cooling channel of the CFE thermoelectric plant. The estimated discharge volume of 1,400 to 1,600 liters per second (Gómez-Nogales, 2025) constitutes a significant source of thermal and hydrological alteration within the estuarine system. This influx of warm water influences local temperature regimes, potentially modifying stratification patterns, dissolved oxygen levels, and biogeochemical processes. Consequently, permanent stratification is prevented throughout the cold front and dry season; instead, the system favors the formation of a saline wedge. Meanwhile, during the rainy season, when the highest temperature values are recorded (29.86 to 33.13 °C), the estuary appears partially or fully mixed due to the influx of freshwater from rainfall, surface runoff, and discharges from the Zamorana channel, which concentrates rainwater from the Veracruz–Boca del Río metropolitan area into the

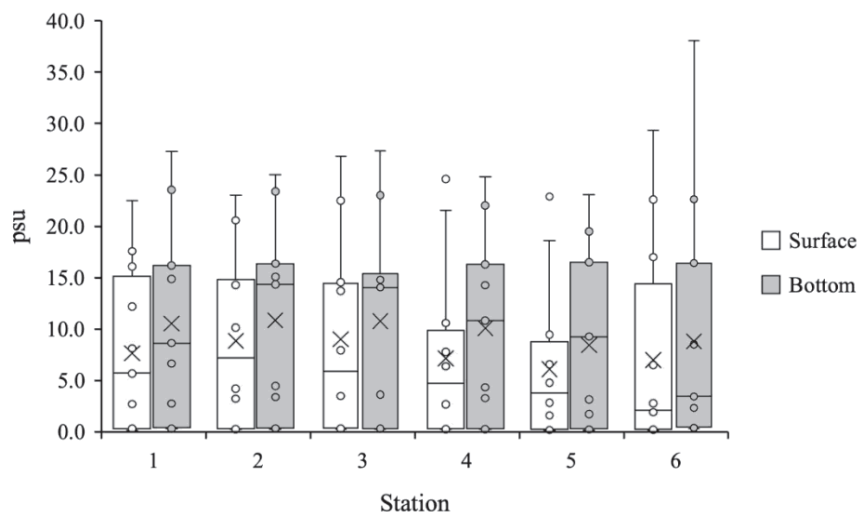


Figure 4. Plot of values per sampling station (1, 2, 3, 4, 5 and 6) for salinity by surface and bottom in Arroyo Moreno over the 12 months by sampling station.

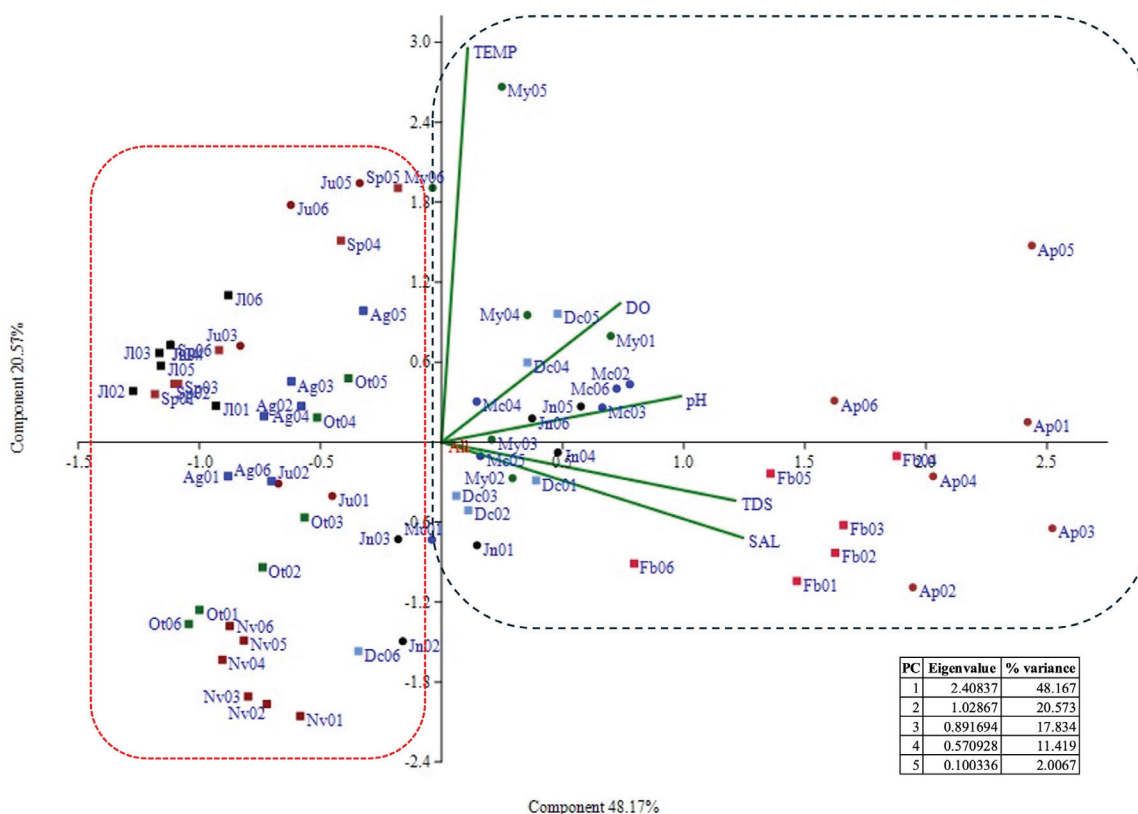


Figure 5. Correlation of variables (salinity (SAL), temperature (TEMP), dissolved oxygen (DO), total dissolved solids (TDS), pH and sampling stations) resulting from principal component analysis. On the right-side dry season (in blue) and left-side the transition between rainy season and cold fronts (in red).

estuary. This freshwater input reduces salinity in the water column and promotes vertical mixing.

Therefore, mixing or stratification in the estuary is defined by various factors, including the degree of mixing in the water column, morphology and depth of the system (Valle-Levinson, 2010), which results in stratified, mixed or salt wedge estuaries. Salt wedges occur at the mouth of rivers with the sea, where the tide is one of the main factors of this dynamic (Ibañez *et al.*, 1997) together with river discharge. Thus, river discharge results in a marked stratification of the water column (Geyer & Ralston, 2011; Ibañez *et al.*, 1997).

The results obtained in the present investigation suggest that both the presence of the salt wedge as well as the mixing of the water column in the estuary occurs temporarily, which partially coincides with what was reported by Avendaño *et al.* (2019) and González-Vázquez *et al.* (2019) for the Jamapa River. Therefore, it can be inferred that the presence of the salt wedge in the estuary may be determined by tidal effects, particularly in June, when greater stratification of the water column is observed (Table 1, Figure 4), due to climatic seasonality (Salas-Pérez & Granados-Barba, 2008; Salas-Monreal *et al.*, 2019).

The Arroyo Moreno estuary is a system diurnal mixed microtidal estuary (Sanay-González & Perales-Valdivia, 2022). These types of estuaries are systems susceptible to impacts caused by various an-

thropogenic activities carried out in them or in their area of influence, affecting the formation and permanence of the salt wedge, depending on the climatic season. According to Warwick *et al.* (2018), the salt wedge facilitates the accumulation of dissolved and suspended solids in the water column, consequently, it can favor greater primary production and the subsequent eutrophication process, which negatively impacts the concentration of dissolved oxygen in the water column.

Perales-Valdivia *et al.* (2018) point out that microtidal estuaries show stratification when the river flow increases, so most of the time it remains as a partially mixed estuary, as is the case of the Arroyo Moreno estuary. The values obtained in the present study provide new and extensive information to that obtained by Sanay-González & Perales-Valdivia (2022) since they only focused on the Jamapa River, and not the entire Arroyo Moreno estuary.

Water temperatures in the study area vary seasonally, with the highest mean values occurring during the rainy and dry seasons (29.86 ± 1.01 to 33.13 ± 2.38 , Zavala-Hidalgo *et al.* 2006; Morán-Silva *et al.*, 2005; Morán-Silva *et al.*, 2017), like values recorded in this study. In contrast, the lowest mean water temperature values were recorded from Arroyo Moreno in the cold front season during the months of November, January and February, and these values are generally higher than previously reported minimum temperatures near of 26°C recorded in the cold front season by Contreras-Espinoza (2016) for the Jamapa

River and by Castañeda-Chávez *et al.* (2017) who recorded 23 °C for the same season in the Jamapa River. However, these previous studies did not include Arroyo Moreno. We found that the differences detected in our study in the mean minimum values observed in the Moreno stream (25.71°C) are due to the discharge from the CFE thermoelectric plant, whose higher outlet temperature impacts the entire estuary and its mean value.

The discharge from the CFE thermoelectric plant is a factor that increases the water temperature of the Arroyo Moreno at all sampling stations and during the three climatic seasons. The permissible limit of discharge water temperature is 35°C, in accordance with NOM-001-SE-MARNAT-2021 (DOF, 2021). Our study allowed us to establish that the Arroyo Moreno has not been significantly impacted by high water temperatures since high temperatures observed were within the established norm.

The concentration of dissolved oxygen in the water column depends on the temperature (Bain 1999) and DO is one of the most important parameters since it determines the quality of the habitat due to its influence on a series of biogeochemical processes that affect the well-being of organisms (Moore *et al.*, 2009; Brown & Power, 2011). In recent decades, the number of hypoxic sites (<2 mg/l) in coastal systems has been increasing (Iriarte *et al.*, 2015), making dissolved oxygen depletion one of the priority environmental problems at an inter-

national level. The Arroyo Moreno estuary presents temporary episodes of hypoxia, particularly during the cold front season with values ranging from 0.32 to 1.92 mg/l. Values of DO < 2.0 mg/l, which causes episodes of hypoxia, have been reported from the northern portion of the Jamapa River, where the discharge from the Arroyo Moreno is located (Avendaño-Álvarez *et al.*, 2019). This drop in dissolved oxygen concentrations is likely a consequence of the entry of organic matter of fluvial origin and the discharge of wastewater into the estuary in rainy season (Revilla *et al.*, 2000). However, the low oxygen concentrations observed during the cold front season (Figure 2) may be determined by sediment resuspension in the estuary during cold fronts events. As this is a shallow system, these events can stir the water column and resuspend sediments rich in organic matter, which may consume the available dissolved oxygen in the water column. According to de Madariaga (1995), the Arroyo Moreno estuary can be considered a heterotrophic system.

Another factor to consider in this drop in DO is the relationship between temperature, season and sampling sites. This study observed that in the different sampling sites and by season there were significant differences, which occurred because of climatic temporality and tidal exchange of the water column as reported by Iriarte *et al.* (2015) and Castañeda-Chávez *et al.* (2017) in the Jamapa River.

The U.S. Environmental Protection Agency (EPA) established that a DO concentration of 5 mg/l or more is suitable for healthy aquatic life

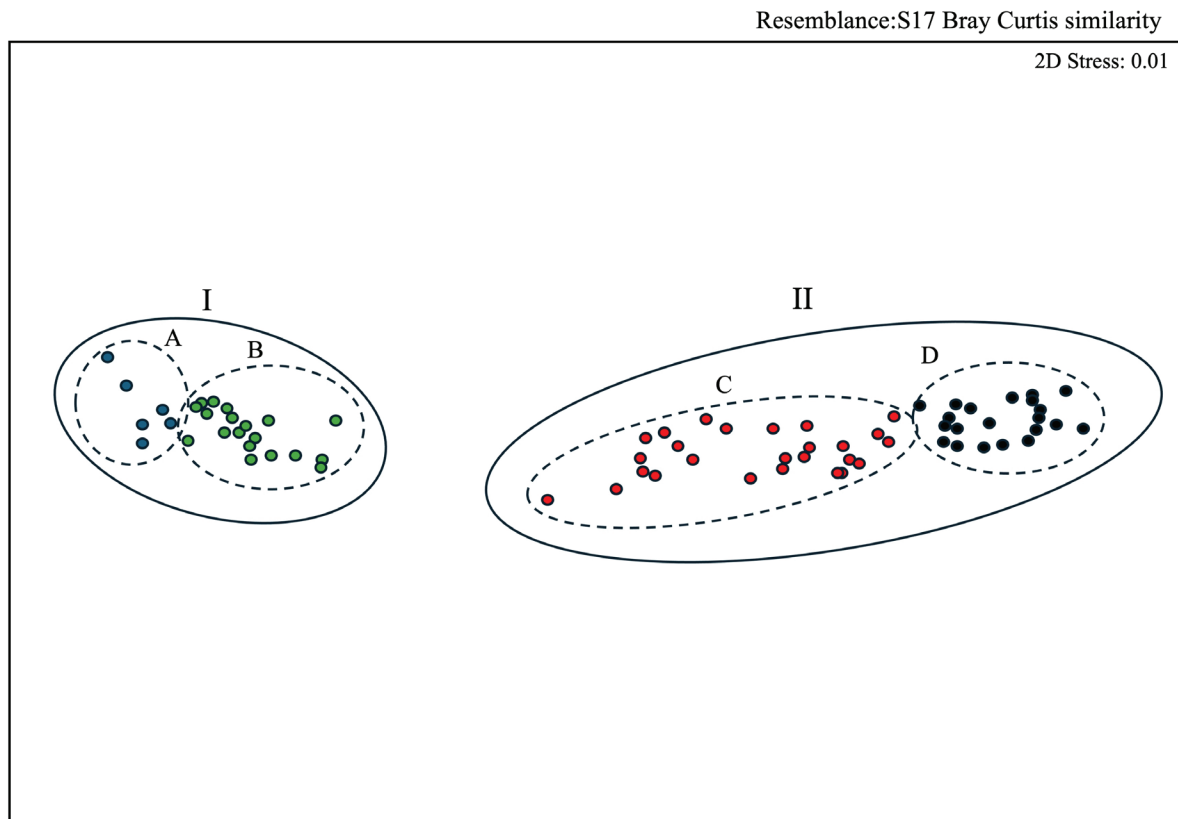


Figure 6. Analysis of the non-parametric multiple dimensional scaling test (MDS) obtained through the salinity values by station-month, Arroyo Moreno estuary. Two groups are observed, I consist of subgroups A and B (in blue and green, rainy season); and II with subgroups C and D (red and black, transition from cold fronts to dry season).



Figure 7. DO-pH Trophic State Index in the peri-urban estuary Arroyo Moreno. Sampling months and sites (S).

in coastal systems. Thus, concentrations below this value, as we found in Arroyo Moreno, can negatively impact the growth, reproduction and activity of the organisms found there, such as fish and crustaceans (Castañeda-Chávez *et al.*, 2017).

The total dissolved solids values obtained in the present investigation were lower than those reported by Cházaro-Olvera *et al.* (2023) for the Jamapa River, who report a maximum value of 35.65 ± 0.01 ppt for the month of May and a minimum value of 0.97 ± 0.06 ppt for the month of September between the confluence with the Arroyo Moreno and the mouth of the Jamapa River. In contrast, the highest mean values we obtained were 28.82 ± 9.81 ppt in April, while the lowest

occurred in September with 0.28 ± 0.06 ppt. Likewise, the temporal behavior partially agrees with what was reported by Cházaro-Olvera *et al.* (2023), since the highest values occur during the transition between cold fronts and dry fronts, while the lowest values occur during the rainy season. This may be related to a greater mixing of bottom sediments caused by the influence of winds on the water column during the cold front season and by the entry of runoff and increased flow during the rainy season. The TDS values obtained for the present study are within the permissible limits established by NOM-001-SEMARNAT-2021 (DOF, 2021) except for the month of April (28.82 ppt), which is higher than the standard value of 28 ppt.

The pH values obtained in the present study ranged from 7.05 to 7.59, which are within the permissible limits for drinking water (6.5-8.5; NOM-127-SSA1-1994) (DOF, 1996). The values are like those obtained by Cházaro-Olvera *et al.* (2023) in the Jamapa River. The variations in pH are related to the climatic temporality, particularly the rainy season. The entry of sediments and organic matter is a result of the contributions of wastewater and drainage from the basin, thus decreasing the pH and the concentration of dissolved oxygen through the degradation of organic matter (Castañeda-Chávez *et al.*, 2017).

In conclusion, estuaries located in tropical areas, such as Arroyo Moreno estuary, are characterized by having wide environmental variations, the river discharges represent the main driver of the hydrological dynamics (De la Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta, 2017), as seen in estuaries in Brazil (Honorato da Silva *et al.*, 2004) and Mexico (Arceo-Carranza & Chávez-López, 2019; Sanay-González & Perales-Valdivia, 2022). Previous work has shown that temporal variations in the environmental dynamics of Arroyo Moreno estuary are determined mainly by the climate, tidal action, winds and depth (Morán-Silva *et al.*, 2005; Colvin *et al.*, 2006; Cobas *et al.*, 2011).

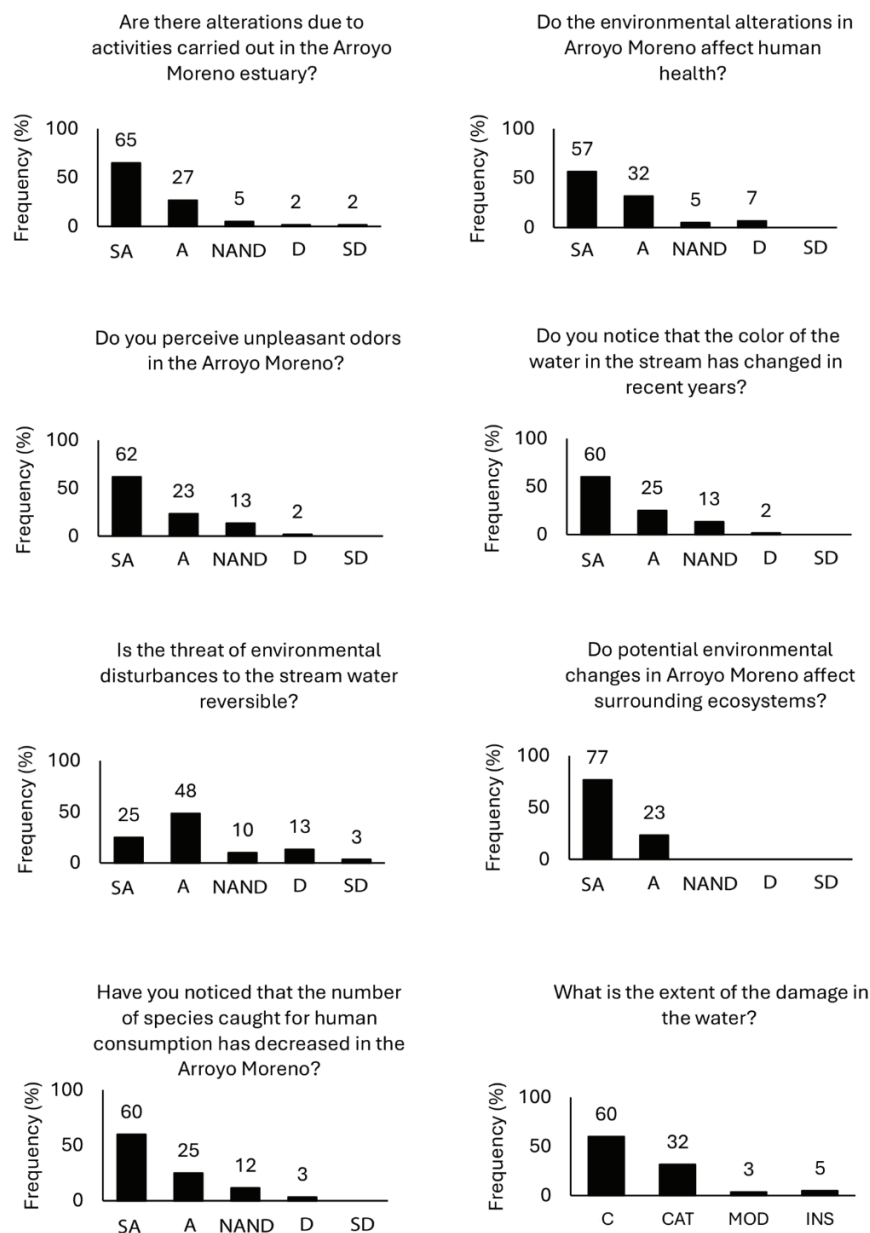


Figure 8. Social perception of the environmental of the peri-urban estuary Arroyo Moreno. SA, strongly agree, A, agree, NAND, neither agree nor disagree, D, disagree, SD, strongly disagree. Question eight followed the alternatives: C, considerable; CAT, catastrophic; MOD, moderate; INS, insignificant.

The metropolitan coastal area of Veracruz – Boca del Río – Medellín – Alvarado is home to a population of 846,961 inhabitants (Secretaría de Economía, 2023). The Arroyo Moreno estuary is immersed in this urban area and receives a series of impacts that affect its environmental dynamics, presenting a constant deterioration because of urban expansion, port, industrial and agricultural development that take place in its area of influence (Fernández-Iglesias & Marquinez-García, 2002). These activities directly and indirectly impact this ecosystem through runoff and wastewater discharges, affecting the hydrological and productive dynamics (Honorato da Silva *et al.*, 2004) beyond effects of natural climatic variation.

The social sector perceived that the hydrological alterations to the Arroyo Moreno estuary affect human health and the surrounding ecosystems, for example, that the number of species for consumption has decreased, in this regard Tlapa-Almonte *et al.* (2020) mention that pollution is a factor that threatens and affects peri-urban systems. Fishermen consider that unpleasant odors are produced with a change in the color of the water, in this regard, Agudelo-Valencia *et al.* (2019) mention that some chemical pollutants from domestic discharges are toxic and precursors of serious problems that lead to mortality of flora and fauna, as well as giving rise to unpleasant odors in the channel. Regarding damage in time, space and magnitude, the perception is that the intensity of alteration is high, with damage to vegetation and water, likewise. In the issue of restoration, the threat is reversible but costly and with a certain degree of difficulty. Given the above, Manning & Krymkowski (2010) and Tlapa-Almonte *et al.* (2020) consider that the application of current legislation is necessary to regulate the appropriate use and exploitation of the natural resources of peri-urban Natural Protected Areas, so a conservation strategy based on a command-and-control approach is required. This implies that the rules are codified in regulations, administrative rules, public policies and applicable laws as soon as possible.

In Mexico, the most widely used index to determine the trophic status of coastal and marine systems is the TRIX (Muciño-Márquez *et al.*, 2017), however, Rivas-Márquez *et al.* (2024) used the ITOD-pH trophic index, with which adequate levels and potentially trophic assessments were obtained. It is for this reason that in this study the ITOD-pH also provides an evaluation of the trophic index according to both the data of the abiotic parameters analyzed in this work and the perception of the social sector that knows and has been in constant contact with the waters and resources of the estuary. As obtained, the Arroyo Moreno estuary is a eutrophic system both throughout the year and through the monitored sampling sites. It has been found in the northern part of the Gulf of Mexico that most U.S. estuaries (65 percent) are moderately to highly eutrophic due to high organic matter and nutrients loads (National Center for Coastal Ocean Science, 2025).

CONCLUSION

Finally, the results of this study allowed us to define the Arroyo Moreno estuary as a heterotrophic estuary, partially mixed, with direct influence from the climatic seasons and impacted by the anthropogenic activities, in its area of influence. Located within the Veracruz-Boca del Río-Medellín metropolitan area, the periurban Arroyo Moreno estuary is heavily impacted by urban sprawl and the discharge of wastewater generated in the vicinity of the protected natural area. Furthermore,

the lower Jamapa-Cotaxtla basin is characterized by artisanal fishing and agricultural activities, which further increase the pressure on this ecologically important estuary. We suggest that management agencies develop a permanent monitoring program that allows identification of trends in hydrological behavior, as well as the impacts generated by the activities carried out in the area and the effect of urbanization. The baseline data provided here, along with additional monitoring, would allow the development of strategies for the management and conservation of the area.

ACKNOWLEDGMENTS

To Diana Verónica Nolasco Flores for preparing the maps, to the thesis students from the Laboratorio de Ecología Costera y Pesquerías UNAM FES Iztacala who collaborated in the field sampling, and to Mr. Carlos Enriquez Luna and Mr. Tomas Enriquez Luna for their logistical support in the field.

REFERENCES

- ACHA, E. M., H. MIANZAN, R. GUERRERO, J. CARRETO, D. GIBERTO, N. MONTOYA & M. CARIGNAN. 2008. An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. *Continental Shelf Research* 28 (13): 1579-1588. DOI:10.1016/j.csr.2007.01.031.
- AGUDELO-VALENCIA, R. N., D. P. OVALLE-GONZÁLEZ, L. F. RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, G. D. J. CAMARGO-VARGAS & L. Y. ALMONACID-JIMÉNEZ. 2019. Remoción de sulfuros presentes en el agua residual del proceso de curtido mediante cavitación hidrodinámica. *Revista ION*, 32(1), 21-33. DOI:10.18273/revion.v32n1-2019002
- AKÉ-CASTILLO, J. A., C. F. RODRÍGUEZ-GÓMEZ, H. PERALES-VALDIVIA & R. SANAY-GONZÁLEZ, R. 2016. Florecimiento de *Heterocapsa rotundata* (Dinophyta) en el estuario Río Jamapa, Veracruz. 323-333. In: García-Mendoza E, Quijano-Scheggia SI, Olivos-Ortiz A, Núñez-Vázquez EJ (eds.). Florecimientos algales nocivos en México. Ensenada, México. CICESE 438 p.
- ALLAN, J. D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of Land use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* (35): 257-284. DOI:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- ÁLVAREZ-ARELLANO, A. D. & J. GAITÁN-MORÁN. 1994. Lagunas costeras y el litoral mexicano: Geología, 13-74. In: De la Lanza-Espino EG, Cáceres-Martínez C (eds.) Lagunas costeras y el litoral mexicano. La Paz, México. Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- ARCEO-CARRANZA, D. & R. CHÁVEZ-LÓPEZ. 2019. Cambio climático, estuarios e hipersalinidad, 275-290. In: Rivera-Arriaga E, Sánchez-Gil P, Gutiérrez J (eds.) Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos. Campeche, México. Universidad Autónoma de Campeche.
- AVENDAÑO, O., D. SALAS-MONREAL, A. ANIS, D. A. SALAS DE LEON, & M. A. MONREAL-GOMEZ. 2019. Monthly surface hydrographical variability in a coral reef system under the influence of river discharges. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 222: 53-65. DOI:10.1016/j.ecss.2019.04.012

- BAIN, M. 1999. Interpreting Chemical Data, 181-192. In: Bain M, Stevenson N (eds.) *Aquatic Habitat Assessment: Common Methods*. Bethesda, Maryland, USA. American Fisheries Society.
- BARLETTA, M., A. R. A. LIMA & M. F. COSTA. 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Science of The Total Environment* 651: 1199–1218. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.09.276
- BERASATEGUI, A. D., E. M. ACHA & N. C. FERNÁNDEZ-ARAOZ. 2004. Spatial patterns of ichthyoplankton assemblages in the Río de la Plata Estuary (Argentina-Uruguay). *Estuary Coastal Shelf Science* 60: 599-610. DOI:10.1016/j.ecss.2004.02.015
- BERASATEGUI, A. D., S.M. MARQUE, M. GÓMEZ-ERACHE, F. C. RAMÍREZ, H. W. MIANZAN & E. M. ACHA. 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66 (3-4): 483-492. DOI:10.1016/j.ecss.2005.09.014
- BITTENCOURT, A. C. D.S. P., I. R. SILVA, A. N. SANTOS, J. M. L. DOMINGUEZ, R. K. P. DE KIKUCHI, & Z.M.D.A.N LEÃO. 2022. Potential consequences of climate changes along a tropical coastal region of Brazil. *Cadernos de Geociências* 15: e221501-e221501.
- BROWN, C. A. & J. H. POWER. 2011. Historic and recent patterns of dissolved oxygen in the Yaquina estuary (Oregon, USA): importance of anthropogenic activities and oceanic conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92: 446–455. DOI:10.1016/j.ecss.2011.01.018
- CAMARGO J.A. & A. ALONSO. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas* 16: 98-110.
- CAMERON, W. M. & D. W. PRITCHARD. 1963. Estuaries 306-324. In: Hill MN (ed.) *The Sea*, Vol. 2. New York, USA. John Wiley & Sons.
- CASTAÑEDA-CHÁVEZ, M. R., A. C. SOSA-VILLALOBOS, I. A. AMARO-ESPEJO, I. GALAVIZ-VILLA & F. LANGO-REYNOSO. 2017. Eutrophication in the lower coastal basin of the Jamapa River in Veracruz, Mexico. *International Journal of Research-Granthaalayah* 5: 206-216. DOI:10.29121/granthaalayah.v5.i12.2017.495
- CASTAÑEDA-CHÁVEZ, M. R., LANGO-REYNOSO, F. & G. NAVARRETE-RODRÍGUEZ. 2020. Study on contamination by heavy metals in the Cotaxtla-Jamapa Basin with influence in the central zone of the Gulf of Mexico. *Water, Air and Soil Pollution* 231 (3): 99. DOI:10.1007/s11270-020-4446-9
- CHAPMAN, P. M. & F. WANG. 2001. Assessing sediment contamination in estuaries. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* (20) 1: 3-22.
- CHÁZARO-OLVERA, S., A. ROCHER-GONZÁLEZ, J. MONTOYA-MENDOZA, F. LANGO-REYNOSO & M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ. 2023. Brachyura megalopae in the Jamapa River estuary, Veracruz, southwestern of the Gulf of Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 51 (5): 629-641. DOI:10.3856/vol51-issue5-fulltext-3064
- CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY. 2001. *PRIMER User Manual: Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research*. Plymouth, UK. Plymouth Marine Laboratory.
- CLARKE, K. R., AND R. N. GORLEY. 2006. *PRIMER v6: user manual/tutorial*. PRIMER-E. Plymouth, UK. Plymouth Marine Laboratory.
- COBAS, E., R. PERIGÓ & R. DUTHIT. 2011. Pollution in the estuary of the Baracoa River, La Habana, Cuba. *Ambiente e Agua-An Interdisciplinary Journal of Applied Science* 6 (1): 54-64. DOI:10.4136/ambi-agua.173
- COLVIN C., D. EAMUS, P. COOK & T. HATTON. 2006. *Ecohydrology: vegetation function, water and resource management*. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia, 361 p.
- CONTRERAS, F. 1993. *Ecosistemas costeros mexicanos*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México, p. 415.
- CONTRERAS-ESPINOZA, M. L. 2016. Variación espacio-temporal de la estructura comunitaria del zooplancton y su relación con las variables hidrográficas en la desembocadura del Río Jamapa, Veracruz, en dos temporadas climáticas (nortes y lluvias). Master Thesis, Universidad Veracruzana, Veracruz, México, p. 102.
- CSVA. 2004. Consejo del Sistema Veracruzano del Agua. Resumen Ejecutivo. Veracruz., México, 40 p.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. D. L. & J. C. GÓMEZ-ROJAS. 2004. Características Físicas y Químicas del Golfo de México, 105-134. In: Caso M, Pisanty I, Ezcurra E (eds.) *Diagnóstico Ambiental del Golfo de México*. Vol. 1. INE-SEMARNAT-Instituto de Ecología, A.C.-Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, Distrito Federal, México. ISBN:968-817-705-9.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. D. L. & F. J. GUTIÉRREZ-MENDIETA. 2017. Intervalos de parámetros no-conservativos en sistemas acuáticos costeros de México. *Hidrobiológica* 27 (3): 3 69-390.
- DE MADARIAGA, I. 1995. Photosynthetic characteristics of phytoplankton during the development of a summer bloom in the Urdaibai Estuary, Bay of Biscay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40 (5): 559-575. DOI:10.1006/ecss.1995.0038
- DERISIO, C., M. BRAVERMANA, E. GAITÁN, C. HOZBORA, F. RAMÍREZA, J. CARRETOA, F. BOTTO, D. A. GAGLIARDINI, E. M. ACHA & H. MIANZAN. 2014. The turbidity front as a habitat for *Acartia tonsa* (Copepoda) in the Río de la Plata, Argentina-Uruguay. *Journal of Sea Research* 85: 197-204. DOI:10.1016/j.seares.2013.04.019
- DOF. 1996. NORMA OFICIAL MEXICANA. 1994. NOM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Available online at: https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4866379&fecha=18/01/1996#gsc.tab=0. (downloaded July 25, 2025).
- DOF. 2021. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Available online at: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0. (downloaded July 25, 2025).

- ELLIOTT, M. & D. S. McLUSKY. 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 815-827. DOI:10.1006/ecss.2002.1031
- FERNÁNDEZ-IGLESIAS, E. & J. MARQUÍNEZ-GARCÍA. 2002. Zonación morfodinámica e incidencia antrópica en los estuarios de Tina Mayor y Tina Menor (Costa Cantábrica). *Revista Sociedad Geológica de España* 15: 141-156.
- GARCÍA-VILLAR A. M., J. MONTOYA-MENDOZA & R. CHÁVEZ-LÓPEZ. 2019. Aproximación histórica de la composición de especies de peces en Arroyo Moreno, Veracruz, México. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología* 12 (48): 895-908. DOI:10.22201/fesi.20072082.2019.12.72323
- GEYER, W. R. & D.K. RALSTON. 2011. The dynamics of strongly stratified estuaries. *Treatise on Estuarine and Coastal Science* 2: 37-52. DOI:10.1016/B978-0-12-374711-2.00206-0
- GÓMEZ-NOGALES, L. D. 2025. Diagnóstico ambiental de la Reserva Estatal Arroyo Moreno (ANP-AM), Veracruz, México. Thesis, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Tlalnepantla, estado de México, México, p. 78.
- GONZÁLEZ-VÁZQUEZ, J. A., E. HERNÁNDEZ-VIVAR, C. ROJAS-SERNA & J. D. VALLE-MORALES. 2019. Diagnosis of water circulation in an estuary: A case study of the Jamapa River and the Mandinga lagoons, Veracruz, Mexico. *Ciencias Marinas* 45 (1): 1-16. DOI:10.7773/cm.v45i1.2923
- GUEVARA, G., G. REINOSO, J. E. GARCÍA, L.M. FRANCO, L. J. GARCÍA, D. C. YARA, N. BRÍÑEZ, M. OCAÑO, M. I. QUINTANA, D. Y. PAVA, N. Y. FLÓREZ, M. F. ÁVILA, E.E. HERNÁNDEZ, L. A. LOZANO, M. GUAPUCAL, D. A. BORRERO & E. J. OLAYA. 2008. Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños. *Revista Tumbaga* 3: 109-127.
- GUTIÉRREZ-MENDIETA, F., F. VARONA-CORDERO & F. CONTRERAS-ESPINOZA. 2006. Seasonal characterization of the physicochemical conditions of two tropical coastal lagoons of the state of Chiapas, México. *Hidrobiológica* 16 (2): 137-146.
- HAMMER, O. & D. HARPER. 2001. Paleontological statistics software package for education and data analysis. Version 1.15. Available online at: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (downloaded July 25, 2025).
- HARALAMBIDOU, K., G. SYLAIOS & V. A. TSHIRINTZIS. 2010. Salt-wedge propagation in a Mediterranean micro-tidal river mouth. *Estuarine Coastal Shelf Science* 90: 174-184. DOI:10.1016/j.ecss.2010.08.010
- HONORATO DA SILVA, M., J.Z.O. PASSAVANTE, M.G.G. SILVA-CUNHA, D.A. NASCIMENTO-VIEIRA, C.K.S. GREGO & K. MUNIZ. 2004. Distribuição espacial e sazonal biomassa fitoplanctônica e de dos parâmetros hidrológicos Estuário Rio Formoso (Rio Formoso, Pernambuco, Brasil). *Tropical Oceanography* 32 (1): 89-106.
- IBÁÑEZ, C., D. PONT & N. PRAT. 1997. Characterization of the Ebre and Rhone estuaries: A basis for defining and classifying salt-wedge estuaries. *Limnology and Oceanography* 42 (1): 89-101.
- INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM. 2014. Caracterización fluvial e hidráulica de las inundaciones en México. CNA-SGT-GASIR-09/2014. Organismo de Cuenca X Golfo Centro. Zona de estudio ciudad de Veracruz, Veracruz ríos Jamapa y Cotaxtla. CONAGUA.
- IRIARTE, A., F. VILLATE, I. URIARTE, L. ALBERDI & L. INTXAUSTI. 2015. Dissolved oxygen in a temperate estuary: the influence of hydro-climatic factors and eutrophication at seasonal and inter-annual time scales. *Estuaries and Coasts* 38: 1000-1015. DOI:10.1007/s12237-014-9870-x
- ITO, T. 1959. The Venice system for the classification of marine waters according to salinity. Symposium on the classification of brackish waters, Venice, Italy, (8-14 April 1958). *Japanese Journal of Limnology* 20 (3): 119-120. DOI:10.3739/rikusui.20.119
- KENNISH, M.J. 1991. Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects. CRC Press. Boca Ratón, Florida, USA, 512 p. DOI:10.1201/9780367811792
- KERLINGER, E. N. 1975. Investigación del comportamiento: técnicas y metodología. México, D. E: Nueva Editorial Interamericana. Primera edición en español, 497 p.
- KITSIOU, D. & M. KARYDIS. 2011. Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environment International* 37 (4): 778-801. DOI:10.1016/j.envint.2011.02.004
- LÓPEZ-PORTILLO, J., L. R. GÓMEZ, A. L. LARA-DOMÍNGUEZ, A. ÁVILA-ÁNGELES & A. D. VÁZQUEZ-LULE. 2009. Caracterización del sitio de Manglar Arroyo Moreno, 1-17. In: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (eds.). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica., Distrito Federal, México.
- LOWE, M. R. & M. S. PETERSON. 2014. Effects of coastal urbanization on salt marsh faunal assemblages in the northern Gulf of Mexico. *Marine and Coastal Fisheries Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 6 (1): 89-107. DOI:10.1080/19425120.2014.893467
- LOWE, M.R. & M.S. PETERSON. 2015. Relative condition and foraging patterns of nekton from salt marsh habitats arrayed along a gradient of urbanization. *Estuaries and Coasts* 3: 800-812. DOI:10.1007/s12237-014-9865-7.
- MANNING, R. E. & KRYMKOWSKI, D. H. 2010. Standards of quality for parks and protected areas. Applying normative theory and methods in U.S. national parks. *International Journal of Sociology*, 40 (3): 11-29.
- McLUSKY, D. S. & M. ELLIOTT. 2004. The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management. Oxford University Press, Oxford, UK, 209 p.
- MIRANDA-VIDAL, J.F., E. BARBA-MACÍAS, C. TRINIDAD-OCAÑA & J. JUÁREZ-FLORES. 2016. Diversidad de crustáceos en la cuenca baja del río Papaloapan, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 26 (3): 475-482.
- MOORE, T.S., D. B. NUZZIO, D. M. DI TORO & G. W. LUTHER III. 2009. Oxygen dynamics in a well-mixed estuary, the lower Delaware Bay, USA. *Marine Chemistry* 117: 11-20. DOI:10.1016/j.marchem.2009.08.003
- MORÁN-SILVA, A., L. A. MARTÍNEZ-FRANCO, R. CHÁVEZ-LÓPEZ, J. FRANCO-LÓPEZ, C. M. BEDIA-SÁNCHEZ, F. CONTRERAS, F. GUTIÉRREZ-MENDIETA, N. J. BROWN-PETERSON & M. S. PETERSON. 2005. Seasonal and spatial patterns in salinity, nutrients, and chlorophyll α in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research* 17 (1): 133-143. DOI:10.18785/gcr.1701.14
- MORÁN-SILVA, A., R. CHÁVEZ-LÓPEZ, M. JIMÉNEZ-BADILLO, S. CHÁZARO-OLVERA, G. GALINDO-CORTES & C. G. MEINERS-MANDUJANO. 2017. Análisis de la co-

- unidad de peces de descarte en la pesca de arrastre de camarón (temporada de lluvias 2013) en la zona centro-sur del litoral veracruzano, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 52 (3): 551-566. DOI:10.4067/S0718-19572017000300012
- MUCIÑO-MÁRQUEZ R. E., A. AGUIRRE-LEÓN & M. G. FIGUEROA-TORRES. 2017. Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica* 27 (3): 281-291.
- NATIONAL CENTER FOR COASTAL OCEAN SCIENCE. 2025. National Estuarine Eutrophication Assessment: Update. Available online at: <https://coastalscience.noaa.gov/project/national-estuarine-eutrophication-assessment-update/> (downloaded July 25, 2025).
- O'BOYLE S., G. McDERMOTT, T. NOKLEGAARD & R. WILKES. 2013. A simple index of trophic status in estuaries and coastal bays based on measurements of pH and dissolved oxygen. *Estuaries and Coasts* 36 (1): 158-173. DOI:10.1007/s12237-012-9553-4
- ORTIZ-LOZANO, L., A. GRANADOS-BARBA, V. SOLÍS-WEISS & M.A. GARCÍA-SALGADO. 2005. Environmental evaluation and development problems of the Mexican Coastal Zone. *Ocean and Coastal Management* 48 (2): 161-176. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2005.03.001
- PERALES-VALDIVIA, H., R. SANAY-GONZÁLEZ & A. VALLE-LEVINSON. 2018. Effects of tides, wind and river discharge on the salt intrusion in a microtidal tropical estuary. *Regional Studies in Marine Science* 24: 400-410. DOI:10.1016/j.rsma.2018.10.001
- Pérez-Maqueo, O., L. Muñoz-Villiers, G. Vázquez, Z. E. Equihua & R. P. León. 2011. Hidrología, 289-292. In: Cruz-Angón A (eds.). La biodiversidad en Veracruz. Estudio del Estado, Vol. 1. Distrito Federal, México. CONABIO.
- PÉREZ-RUZAFA, A., M. C. Mompeán & C. MARCOS. 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hidrobiológica* 577: 107-125. DOI:10.1007/s10750-006-0421-8
- PERIGÓ, E., L. S. COBAS, R. PIÑEIRO & R. DUTHIT. 2006. Evaluación de factores hidroquímicos indicadores de contaminación orgánica en la laguna costera El Doctor, Playa Baracoa, Cuba. *Revista Cubana de Investigación Pesquera* 36: 12-16.
- POTTER, I. C., B. M. CHUWEN, S. D. HOEKSEMA & M. ELLIOTT. 2010. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 3 (87): 497-500. DOI:10.1016/j.ecss.2010.01.021
- POTTER, I. C., R. M. WARWICK, N. G. HALL & J. R. TWEEDLEY. 2015. The physico-chemical characteristics, biota and fisheries of estuaries. *Freshwater Fisheries Ecology* 48-79. DOI:10.1002/9781118394380.ch5
- RAFFENSPERGER, C. Y TICKNER, J. Eds. 1999. Protecting public health and the environment: implementing precautionary principles. Washington, DC, Island Press.
- REVILLA, M., A. IRIARTE, I. MADARIAGA & E. ORIVE. 2000. Bacterial and phytoplankton dynamics along a trophic gradient in a shallow temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50 (3): 297-313. DOI:10.1006/ecss.1999.0576
- RIVAS-MARQUEZ, J. A., MÉNDEZ-BARROSO, L. A., SOSA-TINOCO, I. M., & ROBLES-MORUA, A. (2024). Evaluación espacio-temporal del estado trófico en el sistema lagunar de Agiabampo, Sonora. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, 40: 515-532. DOI:10.20937/RICA.54846
- RODRIGUES, K.A. 2005. Biología reproductiva de la saraquita, *Ramnogaster arcuata* del estuario del Río de la Plata. MS Thesis. University of Mar del Plata, Argentina, 40 p.
- SALAS-MONREAL, D., A. VALLE-LEVINSON & G. ATHIE. 2019. Flow modifications over a tropical coral reef system. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 217 (5): 271-280. DOI:10.1016/j.ecss.2018.11.029
- SALAS-MONREAL D.; A. DÍAZ-HERNÁNDEZ, J. A. ÁKE-CASTILLO, A. GRANADOS-BARBA & M. L. RIVERÓN-ENZÁSTIGA. 2020. Variación anual de los parámetros hidrográficos en la confluencia del río Jamapa y arroyo Moreno (México). *Intropica* 15 (1): 59-65.
- SALAS-PÉREZ, J. J. & A. GRANADOS-BARBA. 2008. Oceanographic characterization of the Veracruz reefs system. *Atmósfera* 21 (3): 281-301.
- SALAS, S., R. CHUENPAGDEE, A. CHARLES & J. C. SEJO, J.C. 2011. Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. FAO. Fisheries and aquaculture technical paper. Rome. p. 430.
- SANAY-GONZÁLEZ, R. & H. PERALES-VALDIVIA. 2022. Monitoreo ambiental en estuarios micromareales: caso de estudio río Jamapa. *UVserva: revista electrónica de la Coordinación Universitaria de Observatorios de la Universidad Veracruzana* 13: 53-62. DOI:10.25009/uvs.vi13.2860
- SCHELSKE C. L. & E. P. ODUM. 1962. Mechanisms maintaining high productivity in Georgia estuaries. *Procedures of Gulf Caribbean Fish Institute* 14: 75-80.
- SCHOLES, M. C., S. DE VILLIERS, R. J. SCHOLES & G. FEIG. 2007. Integrated approach to nutrient cycling monitoring. *South African Journal of Science* 103: 323-328.
- SECRETARÍA DE DESARROLLO SOCIAL Y MEDIO AMBIENTE. 2006. Programa de Manejo del Área Natural Protegida "Arroyo Moreno". Registro Estatal de Espacios Naturales Protegidos 10, p. 103.
- SECRETARÍA DE ECONOMÍA, GOBIERNO DE MÉXICO. 2023. Available online at: <https://www.economia.gob.mx/datamexico/es/profile/geo/boca-del-rio#:~:text=La%20poblaci%C3%B3n%20total%20de%20Boca,%25%20mujeres%20y%2047%25%20hombres.> (downloaded July 25, 2025).
- SIERRA, J. P., A. SÁNCHEZ-ARCILLA, J.G. DEL RÍO, J. FLOS, E. MOVELLÁN, C. MOSO & I. ROMERO. 2002. Spatial distribution of nutrients in the Ebro estuary and plume. *Continental Shelf Research* 22 (2): 361-378. DOI:10.1016/S0278-4343(01)00061-9
- SMALL, C. & R. J. NICHOLLS. 2003. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Journal of Coastal Research* 19 (3): 584-599.
- SOARES, M.D.O., C.C. CAMPOS, P.B.M. CARNEIRO, H.S. BARROSO, R.V. MARINS, C. TEIXEIRA, M.O.B. MENEZES, L.S. PINHEIRO, M.B. VIANA, C.V. FEITOSA, J.I. SÁNCHEZ-BOTERO, L.E.A. BEZERRA, C.A. ROCHA-BARREIRA, H. MATTHEWS-CASCON, F.O. MATOS, A. GORAYEB, M.S. CAVALCANTE, M.F. MORO, S. ROSSI, G. BELMONTE & T.M. GARCIA. 2021. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. *Perspectives*

- in Ecology and Conservation* 19 (3): 267-278. DOI:10.1016/j.pecon.2021.06.001
- SOKAL, R. & F. ROHLF. 2003. Biometry. W. H. Freeman and Co., New York, USA.
- TAGLIANI, P.A. 2018. Ecosystem base for land-use planning in the coastal plain of Rio Grande do Sul. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 44 (3): 6-50.
- TEUCHIES, J., W. VANDENBRUWAENE, R. CARPENTIER, L. BEROETS, S. TEMMERMAN, C. WANG, T. MARIS, T.J.S COX, A. VAN BRAECKEL & P. MEIRE. 2013. Estuaries as filters: the role of tidal marshes in trace metal removal. *PloS one* 8 (8): e70381. DOI:10.1371/journal.pone.0070381
- TLAPA-ALMONTE, M., BUSTAMANTE, A., VARGAS, S., RAMÍREZ, B., CERVANTES, V., CRUZ, G. 2020. Factores del deterioro de las áreas naturales protegidas periurbanas del Valle de Puebla, México. *Estudios demográficos y urbanos* 35 (1): 51-2. DOI:10.24201/edu.v35i1.1828
- VALLE-LEVINSON, A. 2010. Definition and classification of estuaries. In: Chant, R.J., C.T. Friedrichs, W.R. Geyer, D.A. Jay and J. Largier eds. *Contemporary issues in estuarine physics* 1: 1-10.
- WARWICK, R. M. & K. R. CLARKE. 1991. A comparison of some methods for analyzing changes in benthic community structure. *Journal of Marine Biology Association of United Kingdom* 71 (1): 2 25-244. DOI:10.1017/S0025315400037528
- WARWICK, R. M., J. R. TWEEDLEY & I. C. POTTER. 2018. Microtidal estuaries warrant special management measures that recognize their critical vulnerability to pollution and climate change. *Marine Pollution Bulletin* 135: 41-46. DOI:10.1016/j.marpolbul.2018.06.062
- ZAVALA-HIDALGO, J., O. SALMERÓN, V. AGUILAR, S. CERDEIRA & M. KOLB. 2006. Caracterización y regionalización de los procesos oceanográficos de los mares mexicanos. Ciudad de México, México. CONABIO. Available online at: http://www.conabio.gob.mx/gap/index.php/Procesos_oceanogr%C3%A1ficos. (downloaded July 25, 2025).

NOTA CIENTIFICA

Presence of *Hexanchus vitulus* (Hexanchiformes, Hechanchidae) in shallow waters off the northeastern Campeche Bank, Mexico

Presencia de *Hexanchus vitulus* (Hexanchiformes, Hechanchidae) en aguas poco profundas frente a la costa noreste del Banco de Campeche, México

Iván Oribe-Pérez[✉], Armando T. Wakida-Kusunoki[✉], Alejandra Toro-Ramírez[✉], Fredy Chable-Ek[✉]

Recibido: 29 de septiembre de 2025.

Aceptado: 03 de diciembre de 2025.

Publicado: abril de 2026.

ABSTRACT

Background. The Atlantic bigeye sixgill shark *Hexanchus vitulus* is found throughout the central Atlantic Ocean, including the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea, and is rarely observed in the Mediterranean Sea. **Objective.** This paper reports the presence of a juvenile female specimen of *H. vitulus* in the shallow water's northeast of the Campeche Bank, Mexico. In Mexico, records of *H. vitulus* are scarce. There are records from Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, and the Campeche Sound. **Methods.** During a semi-industrial fishing fleet sampling campaign, carried out on May 5, 2025, in Progreso, Yucatan, the presence of a sixgill shark (*H. vitulus*) was recorded. Biometric data was collected from the specimen using an ichthyometer and digital scale. The captain of the vessel was interviewed, providing information about the capture of the specimen, such as: geographical location, depth, and type of bait. **Results.** The sixgill shark was a female measuring 101 cm in total length and weighing 2.4 kg after evisceration. It was captured with a long bottom longline with circular hooks on April 29, 2025. The capture point was approximately 139 km from Río Lagartos, Yucatán, and 55 meters deep. It represents the second shortest specimen of *H. vitulus* recorded in the southern Gulf of Mexico. Furthermore, this is the first record of the species in shallow waters (depths less than 80 m). **Conclusion.** This new record of *H. vitulus* in shallow waters off the northeastern Campeche Bank expands the spatial and ecological distribution of the species in the southern Gulf of Mexico.

Keywords: bigeye sixgill shark; Campeche bank; cow shark; juvenil, shallow waters.

RESUMEN

Antecedentes. El tiburón seis branquias del Atlántico, *Hexanchus vitulus* se encuentra en todo el océano Atlántico central, incluyendo el Golfo de México y Mar Caribe, y rara vez se observa en el mar Mediterráneo. En México, los reportes de *H. vitulus* son pocos. Estos reportes son en Tamaulipas, Veracruz, Tabasco y Sonda de Campeche. **Objetivo.** Este artículo informa la presencia de un juvenil hembra de *H. vitulus* en las aguas someras al noreste del banco de Campeche, México. **Métodos.** Durante una campaña de muestreo de la flota de pesca semi industrial llevada a cabo el 5 de mayo de 2025 en Progreso, Yucatán, se detectó la presencia de un tiburón seis branquias. Se tomaron datos biométricos al espécimen, con apoyo de un ictiómetro y balanza digital. Se entrevistó al capitán de la embarcación donde se obtuvo información sobre la captura del ejemplar, como lo son: posición geográfica, profundidad y tipo de carnada. **Resultados.** El tiburón seis branquias era una hembra que medía 101 cm de longitud total y pesaba 2,4 kg tras ser eviscerada. Fue capturado con un palangre de fondo y anzuelos circulares el 29 de abril de 2025. El punto de captura se encontraba aproximadamente a 139 km de Río Lagartos, Yucatán, y a 55 metros de profundidad. Se trata del segundo ejemplar más pequeño de *H. vitulus* registrado en el sur del Golfo de México. Además, se trata del primer registro de la especie en aguas poco profundas (profundidades inferiores a 80 m). **Conclusión.** Este nuevo registro de *H. vitulus* en aguas poco profundas frente al noreste del Banco de Campeche amplía la distribución espacial y ecológica de la especie en el sur del Golfo de México.

Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera en Yucalpetén, Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS). Boulevard del Pescador s/n, Yucalpetén, Progreso, Yucatán, México, 97320

*Corresponding author:

Armando T. Wakida-Kusunoki: e-mail: armando.wakida@imipas.gob.mx

To quote as:

Oribe-Pérez, I., A. T. Wakida-Kusunoki, A. Toro-Ramírez & F. Chable-Ek. 2026. Presence of *Hexanchus vitulus* (Hexanchiformes, Hechanchidae) in shallow waters off the northeastern Campeche Bank, Mexico. *Hidrobiológica* 36 (1): 65-67.

[DOI:revHidro/article/view/1863](https://doi.org/10.2448/hidro/article/view/1863)

Palabras clave: aguas someras; Banco de Campeche; juvenil; tiburón ojón seis branquias; tiburón vaca.

Bigeye sharks of the genus *Hexanchus* (cow sharks) are distinguished by their six gill slits, a poorly calcified skeleton, and a dorsal fin, primitive characteristics that place them among the oldest evolutionary lineages of vertebrates (Castro, 2011; Daly-Engel *et al.* 2019). These sharks have fang-shaped teeth in the upper jaw, while the lower jaw has rectangular teeth with serrated edges (Castro, 2011). Currently, two valid species are recognized in this genus: the Atlantic bigeye sixgill shark, *Hexanchus vitulus* (Springer & Waller, 1969), distributed in the central Atlantic Ocean, including the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea; and the bluntnose sixgill shark, *H. griseus* (Bonnaterre, 1788), with a worldwide distribution except in polar regions (Ebert *et al.* 2021). The distinction between *H. vitulus* and *H. griseus* was originally established by Springer & Waller (1969) based on morphological features.

Knowledge about cow sharks and their occurrence is limited because they are often caught incidentally in commercial fisheries

(Daly-Engel *et al.* 2019, Ebert *et al.* 2021, Finucci *et al.* 2024). While most cow shark species are classified as vulnerable (Ebert *et al.* 2021), *H. vitulus* is considered Least Concern (Finucci *et al.* 2024). In Mexico, the Fishery Management Plan for Sharks and Rays in the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea (PMPTR, acronym in Spanish), through a productivity and susceptibility analysis applied to *H. vitulus*, indicated low biological productivity, low susceptibility to capture, moderate vulnerability, and low risk for this species (DOF, 2022). However, this species could face increased capture risk as regional fisheries expand into deeper waters (Finucci *et al.* 2024). In Mexico, records of *H. vitulus* are scarce. There are records from Tamaulipas (Bonfil 1997), Veracruz (Moral-Flores *et al.* 2022), Tabasco (DOF, 2022), and the Campeche Sound (González-Acosta *et al.* 2017). The Global Biodiversity Information Facility (GBIF) and Ocean Biodiversity Information System (OBIS) databases report records from Veracruz and the northwestern region of the Campeche Bank, respectively. This paper reports the first occurrence of a *H. vitulus* specimen captured in the northeastern area of the Campeche Bank.

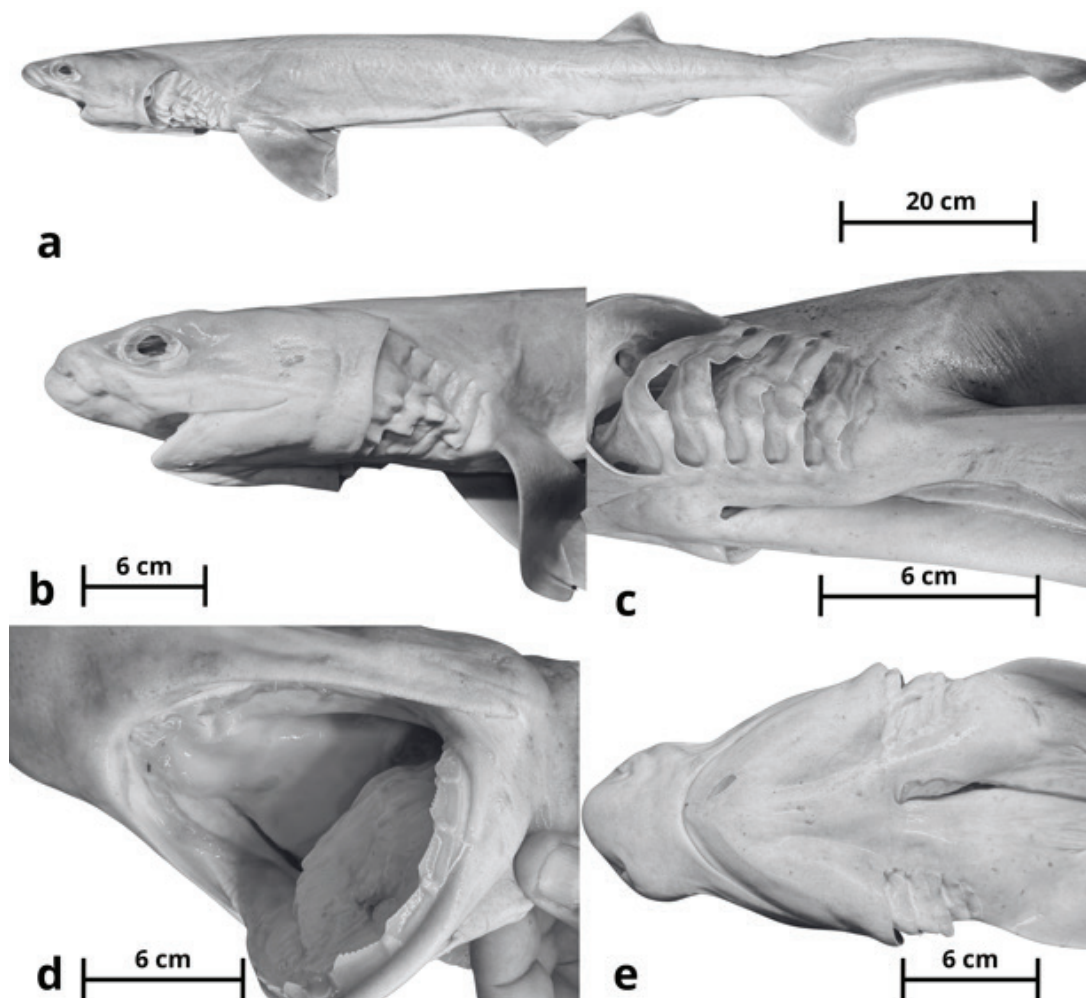


Figure 1. Female specimen of the Atlantic bigeye sixgill shark (*Hexanchus vitulus*): A) lateral view, B) lateral view of the head, C) close-up view of the six gill slits and C) buccal cavity, showing the arrangement of the teeth E) Ventral view of the head.

The capture of *H. vitulus* took place on April 29, 2025, using a 23 km long bottom longline and 2,100 circular hooks, size 13/0. The capture point was approximately 139 km from Río Lagartos, Yucatán, and 55 meters deep (22.638°N, 87.404°W). The specimen was identified as *H. vitulus* following the criteria of Daly-Engel *et al.* (2019) and Ebert *et al.* (2021). The shark had six gill slits, a single dorsal fin, five large and wide saw-like teeth on each side of the lower jaw with a small central tooth at the symphysis. The upper teeth were long and pointed. The coloration was pale grayish brown on top with a lighter underside (Fig. 1). The sex of the specimen was female, determined by direct observation of the absence of claspers. The total length was measured using an ichthyometer, which was 101 cm and the gutted weight of the specimen was 2.40 kg using VINSON brand digital scale (SD 0.005 kg).

The specimen was deposited in the Ichthyological Collection of the Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, with the identification number CIFI 2501.

This organism represents the second shortest specimen recorded in the southern Gulf of Mexico. Furthermore, this is the first record of the species in shallow waters (depths less than 80 m).

Female *H. vitulus* reaches sexual maturity at a total length of 142 cm (Ebert *et al.* 2021; Finucci *et al.* 2024), therefore, the smaller specimen collected can be considered a juvenile. This and other records of juvenile individuals suggest a recurring presence of immature specimens in the region (González-Acosta *et al.* 2017; Moral-Flores *et al.* 2022). Sixgill sharks have been documented to undertake diel vertical migrations associated with foraging behavior, being more active during the night and occupying shallower waters, particularly in coastal environments (Speed *et al.* 2010), which may explain the depth and time at which the specimen was captured. Additionally, the absence of adults in these records supports the possibility of spatial segregation among maturity stages (Daly-Engel *et al.* 2019; Avalos-Castillo *et al.* 2020), likely driven by ontogenetic dietary shifts, as smaller prey are more abundant in shallower areas and may be preferentially exploited by juveniles (Carrier *et al.* 2022; Speed *et al.* 2010).

This new record of *H. vitulus* in shallow waters off the northeastern Campeche Bank expands the spatial and ecological distribution of the species in the southern Gulf of Mexico. Repeated captures of juvenile *H. vitulus* in Mexican waters, where prey availability is high, indicate that some coastal environments may play a significant role in supporting the species' early developmental stages. Given the expansion of fisheries into deeper areas and the limited information available on the biology and ecology of *H. vitulus*, it is essential to strengthen monitoring and research efforts to assess its population status, potential connectivity in the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea and possible threats from bycatch due to fleet expansion. These efforts will contribute to the conservation of its populations.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Captain Miguel A. Duarte Vega "Negris", captain of the vessel Anguila, and his crew for their support during the sampling activities. Thanks to the staff of the Escama research program of CRIAP Yucalpetén for their support in the sampling.

REFERENCES

- AVALOS-CASTILLO, C. G., O. SANTANA-MORALES, E. E. BECERRIL-GARCÍA & E. AREA-NO. 2020. New records and morphometry of the Atlantic sixgill shark *Hexanchus vitulus* in the Caribbean coast of Guatemala. *Latin American journal of aquatic research* 48(3): 488-491. DOI:10.3856/vol48-issue3-fulltext-2436
- BONFIL, R. 1997. Status of shark resources in the southern Gulf of Mexico and Caribbean: implications for management. *Fisheries Research* 29:101-117. DOI:10.1016/S0165-7836(96)00536-X
- CARRIER, J.C., C. A. SIMPFENDORFER, M.R. HEITHAUS & K.E. YOPAK. 2022. *Biology of sharks and their relatives*. CRC Press. Boca Raton, 840 p. DOI:10.1201/9781003262190
- CASTRO, J. I. 2011. *The sharks of North America*. Oxford University Press, New York. 613 p.
- DALY-ENGEL, T. S., I. E. BAREMORE, R.D. GRUBBS, S.J. GULAK, R.T. GRAHAM & M.P. ENZENUER. 2019. Resurrection of the sixgill shark *Hexanchus vitulus* with comments on its distribution in the northwest Atlantic Ocean. *Marine Biodiversity* 49(2):759-768. DOI:10.1007/s12526-018-0849-x
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2022. Acuerdo por el que se da a conocer el Plan de Manejo Pesquero de Tiburones y Rayas del Golfo de México y Mar Caribe. Disponible en línea en: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?Codigo=5654592. (consultado el 26 de agosto 2025)
- EBERT, D.A., M. DANDO & S. FOWLER. 2021. *Sharks of the world: a complete guide*. Princeton University Press. Princeton. 608 p.
- FINUCCI, B., N. K. DULVY & E. GARCÍA. 2024. *Hexanchus vitulus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T152781715A229331924.
- GONZÁLEZ-ACOSTA, A., R. RODILES-HERNÁNDEZ, A. GONZÁLEZ-DÍAZ & M. MENDOZA-CARRANZA. 2017. Notes on the presence of *Mustelus sinuatus* and *Hexanchus nakamurai* (chondrichthyes: Elasmobranchii) in Mexican waters. *Journal of Aquaculture & Marine Biology* 5(3):140-143. DOI:10.15406/jamb.2017.05.00133
- MORAL-FLORES, L. F.D., M. B. GONZÁLEZ-PÉREZ, A. T. WAKIDA-KUSUNOKI, A. MARTÍNEZ-GUEVARA, G. DEL R. VLEESHOVER-HERNÁNDEZ & N. M. RODRÍGUEZ-RENTERÍA. 2022. New records of elasmobranchs (vertebrata: Elasmobranchii) from the southwestern Gulf of Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Resources* 50: 669-680. DOI:10.3856/vol50-issue5-fulltext-2917
- SPEED, C. W., I. C. FIELD, M. G. MEEKAN & C. J. BRADSHAW. 2010. Complexities of coastal shark movements and their implications for management. *Marine Ecology Progress Series* 408: 275-293.
- SPRINGER, S. & R.A. WALLER. 1969. *Hexanchus vitulus*, a new sixgill shark from the Bahamas. *Bulletin of Marine Science* 19:159-174

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 36

Número 1

2026

García-Grajales, J., E. Ramírez-Fuentes, J. and F. Meraz-Hernando

Sedimentary characteristics of *Dermochelys coriacea* nests and their effects on hatching success in the central coast of Oaxaca, Mexico

1-10

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

Efectos de proteína vegetal en el crecimiento y respuesta inflamatoria en trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) de dos centros de producción en México

11-17

Gómez-Ensastegui, C., P. Avila-Pérez, J.L. García-Rivas, C. E. Barrera-Díaz, C. Zepeda-Gómez y G. Zarazúa-Ortega

Evaluación de la capacidad de sorción de metales pesados por *Ricciocarpus natans* de la Laguna del Almoloya del Río, Estado de México

19-32

Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León, M. Gazca-Castro y M. del R. Torres-Alvarado

Relación del hábitat con la estructura de la comunidad de peces del sistema arrecifal coralino de Akumal, Caribe mexicano

33-48

Morán-Silva, Á., S. Cházaro-Olvera, J. Montoya-Mendoza, R. Chávez-López, F. Lango-Reynoso, M. del R. Castañeda-Chávez, M. F. Rivera-López and S. J. Cházaro-Martínez

Hydrological dynamics, trophic status, and social perception of the Arroyo Moreno peri-urban estuary in the southwestern Gulf of Mexico

49-64

NOTA CIENTIFICA

Oribe-Pérez, I., A. T. Wakida-Kusunoki, A. Toro-Ramírez and F. Chable-Ek

Presence of *Hexanchus vitulus* (Hexanchiformes, Hechanchidae) in shallow waters off the northeastern Campeche Bank, Mexico

65-67