

HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 35

Número 2, 2025



UAM
Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa

Mayo-Agosto de 2025

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 35

Número 2

2025

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)

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

Scopus

Google Scholar

HIDROBIOLÓGICA. Vol. 35 Año 2025, Número 2, mayo-agosto de 2025, 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 Av. San Rafael Atlixco, No. 186, Colonia Vicentina, Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09340, México, Ciudad de México, teléfono: 5804-6475.

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

Fecha de última modificación: 30 de agosto de 2025. 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

Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza

Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación.

Facultad de Ciencias, Laboratorio de Ecología Acuática y Algas.

UNAM Campus Juriquilla

Dra. Dení Claudia Rodríguez Vargas

Departamento de Biología Comparada, Facultad de Ciencias UNAM

Dra. Rosa Luz Tavera

Departamento de Ecología y Recursos Naturales Facultad de

Ciencias UNAM

Arturo Aguirre León

Universidad Autónoma Metropolitana

Unidad Xochimilco

Jesús Rodríguez Romero

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR)

Luis Fernando Del Moral Flores

Facultad de Estudios Superiores Iztacala UNAM

Hugo J. Ávila Paredes

Universidad Autónoma Metropolitana

Unidad Iztapalapa

Karina Osorio Santos

Facultad de Ciencias, UNAM

Antonio Luna Díaz Peón

Universidad Veracruzana

Dra. Martha Patricia Hernández Vergara

Instituto Tecnológico de Boca del Río.

Laboratorio de Nutrición y Cultivo de Crustáceos

Dr. Anselmo Miranda Baeza

CESUES, Unidad Académica Navojoa, Sonora

Elia Lemus Santana

Instituto de Ciencias de Mar y Limnología, UNAM

Dr. Isaías Hazarmabeth Salgado Ugarte

Facultad de Estudios Superiores Zaragoza

Laboratorio de Biometría y Biología Pesquera Campus II

Dra. Monserrat Jiménez

Universidad Autónoma Metropolitana

Unidad Iztapalapa

Dra. María del Carmen Franco Gordo

Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de

Zonas Costeras. Universidad de Guadalajara

Edgar Mendoza Franco

Laboratorio de Parasitología Acuática, Universidad Autónoma de Campeche

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 35, NÚMERO 2 • 2025

**Guerrero-Beltrán, Y. L., L. C. Villanueva-Fonseca, A. M. Góngora-Gómez, A. Lugo-Armenta,
J. A. Hernández-Sepúlveda, C. H. Sepúlveda y M. García-Ulloa**

Relaciones morfo-biométricas y alometría de la almeja negra (*Anadara mazatlanica*),
de dos lagunas costeras del sureste del Golfo de California97-107

Cervantes-Hernández, P., A. L. Ibañez y Ana M. Torres-Huerta

Uso combinado de inteligencia artificial y un modelo oscilatorio de crecimiento para explicar la relación:
longitud de la concha vs. producción de tinte del caracol púrpura109-116

**Xochipa Hernández, L., O. D. García Perez, J. C. Cruz Valdez, J. Gamboa Delgado,
H. Bernal Barrágan y D. Alonso Villarreal Cavazos**

Efecto de la suplementación de dos tipos de biomasa microbiana adicionadas a bajos niveles sobre
el crecimiento, asimilación y protección hepática en tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*).....117-128

Pérez-Luna, M. A. y F. S. Sosa-Rodríguez

Cambio Climático y Aguas Superficiales en el Noroeste del Estado de México129-138

Quintero-Serrano, M. S., F. Martínez-Jerónimo y M. Hernández-Zamora

Los extractos crudos de fitoplancton del embalse Valle de Bravo, México producen toxicidad
en embriones de *Danio rerio*.....139-153

**Ibáñez, A. L., M. Castellanos-Juárez, M. Mendoza-Carranza, E. Pacheco-Almanzar
y S. H. Álvarez-Hernández**

Reproducción de la liseta, *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae), en lagunas costeras
del Sur del Golfo de México155-165

NOTA CIENTÍFICA

Lozano-Cobo, H., J. Gómez-Gutiérrez, y C. J. Robinson

Los ctenóforos y los sifonóforos son hospederos alternativos en el ciclo de vida de los didimozoides
en el Golfo de California167-174

Instrucciones para autores.....175-178

HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 35, NUMBER 2 • 2025

**Guerrero-Beltrán, Y. L., L. C. Villanueva-Fonseca, A. M. Góngora-Gómez, A. Lugo-Armenta,
J. A. Hernández-Sepúlveda, C. H. Sepúlveda and M. García-Ulloa**

Morpho-biometric relationships and allometry of the “black clam” (*Anadara mazatlanica*),
from two coastal lagoons in the southeastern Gulf of California.....97-107

Cervantes-Hernández, P., A. L. Ibañez and Ana M. Torres-Huerta

Combined use of artificial intelligence and biological oscillatory growth model to explain the relationship: shell length
vs. dye production in purple snail.....109-116

**Xochipa Hernández, L., O. D. García Perez, J. C. Cruz Valdez, J. Gamboa Delgado,
H. Bernal Barrágan and D. Alonso Villarreal Cavazos.**

Effect of two types of microbial biomass added at low dietary levels on growth, assimilation and hepatic protection in
Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*).....117-128

Pérez-Luna, M. A. and F. S. Sosa-Rodríguez

Climate Change and Surface Water in Northwest of State Mexico129-138

Quintero-Serrano, M. S., F. Martínez-Jerónimo and M. Hernández-Zamora

Crude extracts of phytoplankton from the Valle de Bravo reservoir, Mexico, produce toxicity
in embryos of *Danio rerio*.....139-153

**Ibañez, A. L., M. Castellanos-Juárez, M. Mendoza-Carranza, E. Pacheco-Almanzar
and S. H. Álvarez-Hernández**

Reproduction of white mullet, *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae), in coastal systems
in Southern Gulf of Mexico.....155-165

SCIENTIFIC NOTE

Lozano-Cobo, H., J. Gómez-Gutiérrez, and C. J. Robinson

Ctenophores and siphonophores are alternative hosts in the life cycle of didymozoids
in the Gulf of California167-174

Instructions for authors.....179-182

Morpho-biometric relationships and allometry of the “black clam” (*Anadara mazatlanica*) from two coastal lagoons in the southeastern Gulf of California

Relaciones morfo-biométricas y alometría de la almeja negra (*Anadara mazatlanica*) de dos lagunas costeras del sureste del Golfo de California

Yuniria Lizeth Guerrero-Beltrán¹, Lizeth Carolina Villanueva-Fonseca², Andrés Martín Góngora-Gómez³, Anabel Lugo-Armenta⁴, Juan Antonio Hernández-Sepúlveda³, Carlos Humberto Sepúlveda⁵ and Manuel García-Ulloa^{3*}

Recibido: 10 de octubre de 2024.

Aceptado: 21 de noviembre de 2024.

Publicado: agosto de 2025.

ABSTRACT

Background. Phenotypic plasticity in bivalve mollusks, such as *Anadara mazatlanica* (“black clam”), is influenced by both external environmental and internal biological factors, which causes changes in the metric variables of the shell and in the relationship between them. **Goals.** This study examined the association of environmental variables with the biometric indices and morphometric relationships of *A. mazatlanica* collected from two sites in the southeastern Gulf of California from March 2022 to February 2023. **Methods.** Monthly, environmental variables of the water were obtained (temperature, dissolved oxygen, salinity, pH, organic matter, inorganic matter, total suspended solids and chlorophyll *a*); also every month, samples of 120 clams were taken from the El Colorado (ECL) and Navachiste Lagoon (NL) systems in Sinaloa, Mexico, to obtain the height, length, and width of the shell (mm). **Results.** The clams from ECL were significantly larger in length, but exhibited lower shell compactness and cupping compared to those from NL ($p < 0.05$). At both locations, morphometric equations for *A. mazatlanica* displayed a linear positive relationship, with negative allometry ($b < 1$). The most representative growth ratios were shell width/shell height for ECL ($R^2 = 0.80$) and shell width/shell length for NL ($R^2 = 0.78$). Temperature and salinity were negatively related to shell dimensions in both locations. **Conclusions.** Significant monthly and annual variations were observed in all morphometric variables between the two populations, indicating that *A. mazatlanica* experiences environmental stress but also exhibits resilience to local conditions. This is the first morpho-biometric analysis of the “black clam” in this region, providing valuable insights for the species management.

Keywords: Bivalves, environment, Mexico, morphometry, relative growth.

RESUMEN

Antecedentes. La plasticidad fenotípica en moluscos bivalvos, como *Anadara mazatlanica* (“almeja negra”), está influenciada tanto por factores ambientales externos como biológicos internos, lo que provoca cambios en las variables métricas de la concha y en la relación entre ellas. **Objetivos.** Este estudio examinó la asociación de las variables ambientales con los índices biométricos y las relaciones morfométricas de *A. mazatlanica* recolectadas en dos sitios en el sureste del Golfo de California desde marzo 2022 hasta febrero 2023. **Métodos.** Mensualmente, se obtuvieron las variables ambientales del agua (temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, pH, materia orgánica, materia inorgánica, sólidos suspendidos totales y clorofila *a*); también cada mes, se recolectaron 120 almejas en las lagunas El Colorado (ECL) y Navachiste (NL), Sinaloa, México, para obtener la altura, longitud y ancho de la concha (mm). **Resultados.** Las almejas de ECL fueron significativamente más grandes en longitud, pero menos compactas y acopadas de la concha en comparación con las de NL ($p < 0.05$). En cada sitio de muestreo, las ecuaciones morfométricas para *A. mazatlanica* mostraron tendencia lineal y positiva, con alometría negativa ($b < 1$). Las relaciones de crecimiento más representativas fueron anchura de la concha/altura de la concha para ECL ($R^2 = 0.80$) y anchura de la concha/longitud de la concha para NL ($R^2 = 0.78$). La temperatura y salinidad se relacionaron negativamente con las dimensiones de la concha en ambos lugares. **Conclusiones.** Se observaron variaciones mensuales y anuales signifi-

¹ Doctorado en Ciencias en Conservación del Patrimonio Paisajístico, Instituto Politécnico Nacional (IPN), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIDIIR), Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Guasave, Sinaloa 81101, Mexico

² Departamento de Ciencias Naturales, Biología, Universidad Autónoma de Occidente, Unidad Guasave, Guasave, Sinaloa, Mexico

³ Instituto Politécnico Nacional (IPN), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIDIIR), Unidad Sinaloa, Laboratorio de Malacología. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Guasave, Sinaloa 81101, Mexico

⁴ Maestría en Recursos Naturales y Medio Ambiente, Instituto Politécnico Nacional (IPN), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIDIIR), Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Guasave, Sinaloa 81101, Mexico

⁵ Estancias Posdoctorales por México, Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación. Instituto Politécnico Nacional (IPN), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIDIIR), Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes, No. 250, Col. San Joachin, C.P. 81101 Guasave, Sinaloa, México

*Corresponding author:

Manuel García Ulloa: e-mail: turbotuag@hotmail.com

To quote as:

Guerrero-Beltrán, Y. L., L. C. Villanueva-Fonseca, A. M. Góngora-Gómez, A. Lugo-Armenta, J. A. Hernández-Sepúlveda, C. H. Sepúlveda & M. García-Ulloa. 2025. Morpho-biometric relationships and allometry of the “black clam” (*Anadara mazatlanica*) from two coastal lagoons in the southeastern Gulf of California. *Hidrobiológica* 35 (2): 97-107.

DOI:10.24275/CVUQ6350

tivas en todas las variables morfométricas entre las dos poblaciones, lo que indica que *A. mazatlanica* experimenta estrés ambiental pero también muestra resiliencia a las condiciones locales. Este es el primer análisis morfo-biométrico de la “almeja negra” en esta región, lo que proporciona información valiosa para el manejo de la especie.

Palabras clave: Bivalvos, crecimiento relativo, medio ambiente, México, morfometría.

INTRODUCTION

As part of the eco-services that bivalve mollusks offer to the habitat where they reside, the characteristic of being used as indicators of the quality of the aquatic environment stands out; since they are capable of accumulating and retaining, in their tissue and shell, various compounds found in water, including contaminants produced by anthropogenic activities (Vaughn & Hoellein, 2018; Barus *et al.*, 2023; Sepúlveda *et al.*, 2023). Specifically, the exoskeleton of these organisms is considered as an archive that stores the environmental changes of their habitat (Carroll *et al.*, 2009); which respond by presenting variations in the color pattern, structure and shape of their shell (Fritz *et al.*, 2022).

The analysis of morphological variations and allometric patterns in bivalve mollusks, driven by environmental pressures such as climate change, ocean acidification, and anthropogenic impacts (e.g., industrial activities and urban development), is recognized as a critical approach for designing bio-monitoring and environmental management programs (Morán *et al.*, 2022; Schaefer *et al.*, 2022). Additionally, overfishing and predation of these invertebrates may induce ecological plasticity responses, wherein alterations in shell shape and growth patterns within one or more populations reflect the adaptive pressure exerted by these stressors (Stewart *et al.*, 2021).

The use of functional parameters of bivalve shells—elongation, compaction, and convexity (Sepúlveda *et al.*, 2024)—that relate their linear dimensions (length, height, and width) represents a valuable tool to evaluate changes in their shape, which, according to Zhao *et al.* (2017) and Telesca *et al.* (2019), are subject to the ionic composition of the water and the effect of waves and currents, among other factors. On the other hand, morphometry—linear and/or sigmoidal—is a simple and non-invasive field technique (Gaspar *et al.*, 2001) that is widely used to: determine the growth of schools or groups of aquatic organisms (Peixoto *et al.*, 2004), analyze fishery and aquaculture production data when it is only possible to obtain length measurements (Grizzle *et al.*, 2016), compare traits morphological and eco-phenotypic (linear dimensions and body weight) between populations of a single species located in different regions (Karakulak *et al.*, 2006), and establish morphotypes of a species that inhabits different localities (Chauhan *et al.*, 2024), among other applications.

The “black clam”, *Anadara mazatlanica* (Hertlein & AM String, 1943) (Bivalvia: Arcidae), is distributed from the Gulf of California to Peru (Coan & Valentich-Scott, 2012). The shell of this bivalve is trapezoidal in shape, it exhibits several channels on the outer surface and its periostracum is wide and hard. Normally, *A. mazatlanica* lives in the subtidal and intertidal zone of the estuary, buried in the muddy substrate of the mangrove strip, associated with its roots (Coan & Valentich-Scott, 2012). This clam represents a valued resource of economic

importance for the coastal communities of the southeastern Gulf of California and supports a large part of the annual clam fishery known as “mule foot”. However, information about the biology and ecology of this species is scarce. Specifically, the shape of its shell and allometry in different coastal localities of the region has not been reported. Therefore, the present study aims to evaluate the biometric and morphometric indicators of the shell of *A. mazatlanica* from two coastal lagoons in the southeastern Gulf of California. It is expected to find differences in the shape of the shell and the relative growth of this clam governed by the conditions of each place.

MATERIALS AND METHODS

Sampling of *A. mazatlanica* clams was carried out in the El Colorado lagoon (ECL; 25°44'10.73" N, 109°18'56.94" W, municipality of Ahome) and the Navachiste lagoon (NL; 25°31'18.25" N, 108°47'03.93" W, municipality of Guasave), in the north-central portion of the state of Sinaloa, Mexico (southeast Gulf of California; Fig. 1). A total of 1,440 specimens of “black clam” (*A. mazatlanica*) ($n = 120$ per month) were collected from the intertidal zone beneath the roots of red mangrove (*Rhizophora mangle*) at each coastal site between March 2022 and February 2023. The clams were placed in 50 L plastic containers filled with seawater and transported to the laboratory for further analysis (Sotelo-Gonzalez *et al.*, 2020).

During each sampling event, the following environmental variables were recorded: water temperature and dissolved oxygen (DO) using an oximeter (YSI 55/12 FT, Ohio, USA); salinity was measured with a precision refractometer (ATAGO S/Mill refractometer), and pH was determined using a potentiometer (Hanna HI 8314, USA) (Sepúlveda *et al.*, 2023). Concentrations of organic matter (OM), inorganic matter (IM), and total suspended solids (TSS) were determined using the gravimetric method described by APHA (1995). Chlorophyll *a* (Chl-*a*) concentration was measured following the spectrophotometric technique of Strickland & Parsons (1972), applying the equations of Jeffrey & Humphrey (1975).

For each specimen, shell length (SL, the maximum distance between the anterior and posterior margins), shell height (SH, the maximum distance between the hinge and the farthest edge), and shell width (SW, the maximum distance across the thickest part of the two valves) were measured using a digital vernier caliper (Mitutoyo, CD-8" CS, mm). These measurements were used to calculate biometric indices: elongation (ELO, SH/SL), compaction (COM, SW/SL), and convexity (CON, SW/SH) (Sepúlveda *et al.*, 2024). Descriptive statistics, including mean, standard deviation, maximum and minimum values, and coefficient of variation, were calculated for SL, SH, and SW.

To evaluate the biometric indicators of the clam shell, outliers were eliminated by applying the Durbin-Watson test. The data did not show normality (Kolmogorov-Smirnov) and were analyzed with a Kruskal-Wallis' test. The morphometric relationships between the different shell dimensions (SL/SH, SW/SL, and SW/SH) for *A. mazatlanica* from each site were estimated using the linear equation $Y = bX + a$, where Y and X = shell dimensions (SL, SH, and SW, mm), a = intercept of slope in the Y axis, and b = slope. Relative growth is considered isometric when the exponent $b = 1$. The goodness of fit of the data was analyzed with the correlation coefficient, R^2 (Sokal & Rohlf, 1995).

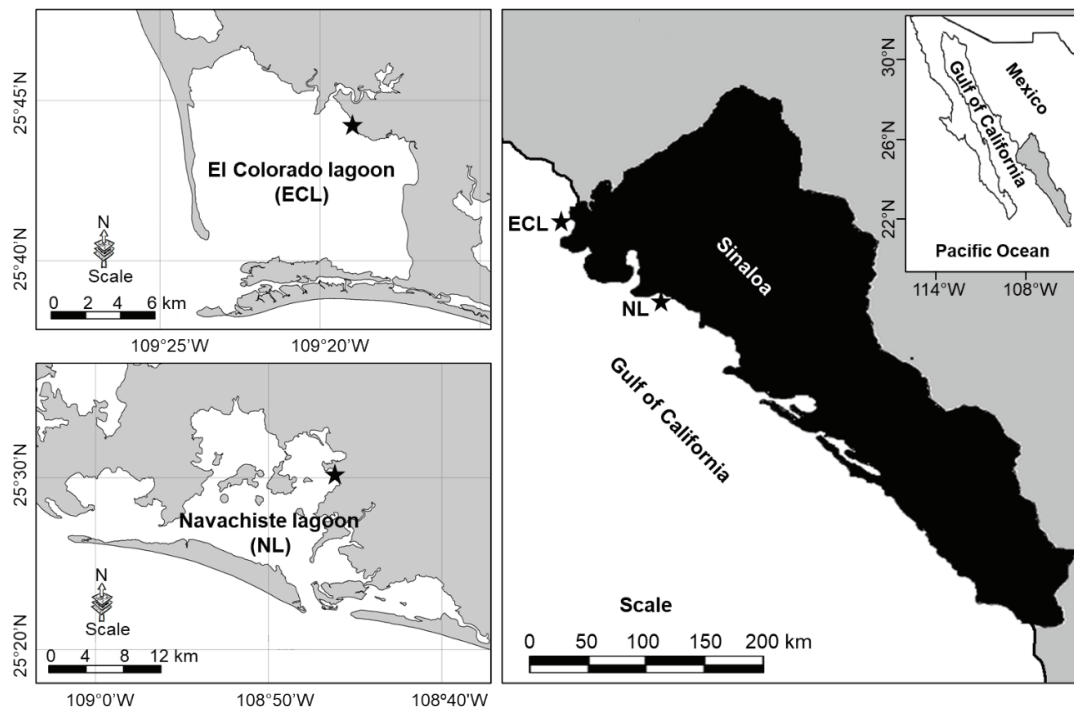


Figure 1. Location of the study area. El Colorado and Navachiste coastal lagoons (star) in the state of Sinaloa, Mexico (SE Gulf of California).

Clam size data from each sampling site were analyzed on a monthly and annual basis, with medians compared using the Kruskal-Wallis test. To assess differences between lagoons, the Mann-Whitney U test was applied. The Least Significant Difference (LSD) test was employed as a measure of goodness-of-fit, and Spearman's rank correlation coefficient (r) was used to examine the relationships between variables (Zar, 2010). Additionally, principal component analysis was conducted to identify the association between environmental variables and biometric and allometric indicators of clams from each coastal lagoon. Statistical analyses were performed using the Statgraphics Centurion XVI software (Statgraphics.Net, Madrid), with a 95% confidence level.

RESULTS

Among the environmental variables measured at the sampling sites, only temperature exhibited a clear annual seasonal pattern in both coastal lagoons, ranging from 18.73 ± 0.80 to 31.33 ± 0.11 °C in NL, and from 20.05 ± 0.87 to 33.10 ± 0.21 °C in ECL (measured in July 2022 and February 2023, respectively; Fig. 2). The lowest values for salinity, dissolved oxygen (DO), pH, organic matter (OM), inorganic matter (IM), suspended solid total (SST), and chlorophyll-*a* (Cl-*a*) were observed in ECL (13.50 ± 0.70 ‰, March), NL (1.12 ± 0.11 mg L⁻¹, July), NL (7.31 ± 0.00 , June), ECL (5.14 ± 0.71 mg L⁻¹, March), ECL (6.06 ± 0.48 mg L⁻¹, March), ECL (11.19 ± 2.35 mg L⁻¹, March), and ECL (0.39 ± 0.07 mg m⁻³, March), respectively. In contrast, the highest values were recorded in ECL (40.10 ± 0.29 ‰, June), ECL (9.10 ± 0.23 mg L⁻¹, June), NL (8.49 ± 0.16 , November), ECL (34.63 ± 0.21 mg L⁻¹, July), ECL (167.32 ± 2.58 mg L⁻¹, July), ECL (201.95 ± 3.48 mg L⁻¹, July), and NL (26.32 ± 0.36 mg m⁻³, March), respectively (Fig. 2).

The biometric parameters of *A. mazatlanica* shells showed significant monthly differences within each coastal lagoon ($p < 0.05$; Table 1). The shell length (SL), shell height (SH), and shell width (SW) ranged from 31.7–91.2 mm, 27.2–67.8 mm, and 17.8–57.4 mm in ECL, and from 31.8–78.8 mm, 22.8–59.7 mm, and 20.6–46.9 mm in NL, respectively. Clams from ECL were consistently larger across all dimensions (SL = 54.8 ± 7.4 mm, SH = 40.9 ± 5.6 mm, SW = 30.9 ± 5.3 mm). Except for the May–June 2022 period (and SL in January 2023), significant monthly differences ($p < 0.05$) were detected in biometric indices between the two lagoons (Table 1). Significant differences ($p < 0.05$) between the two clam populations were observed only for SL and SH.

Shell elongation, compaction, and convexity of the “black clam” exhibited significant monthly and annual differences ($p < 0.05$) between the two coastal lagoons (Table 2). Monthly comparisons revealed a variable pattern, with ELO, COM, and CON showing no significant differences only in August, October, November, and February. Annually, clams from NL had higher COM and CON values compared to those from ECL. However, ELO did not differ significantly between the two populations ($Z = 0.34$; $p > 0.05$).

The morphometric relationships of shell dimensions of *A. mazatlanica* showed a linear and positive trend in ECL and NL. The coefficient of determination (R^2) in ECL ranged between 0.76 (b SW/SL) and 0.80 (b SW/SH); while, for NL, the lowest value ($R^2 = 0.72$) was obtained for b SW/SH and the highest ($R^2 = 0.78$) for the b SW/SL relationships (Fig. 3). The slope value (b) was less than 1 in all morphometric associations, denoting negative allometric growth in the clams from ECL and NL.

Water temperature and salinity showed, respectively, negative correlations with SL ($r = -0.83$, $p = 0.00$ and $r = -0.68$, $p = 0.03$), SH ($r = -0.76$, $p = 0.01$ and $r = -0.61$, $p = 0.04$), and SW ($r = -0.80$, $p = 0.00$ and $r = -0.59$, $p = 0.04$) of *A. mazatlanica* from NL and ECL. Only OM was positively correlated with *b* SL/SH ($r = 0.80$, $p = 0.01$) in NL.

Of the variances of all the variables analyzed (17) in the two sampling sites, the eigenvalues of five components satisfactorily explain the correlations of ECL (86.78%) and NL (88.84%). The points obtained in the principal components analysis in the two lagoons show different groupings of the biometric and allometric variables of the clams, in relation to the environmental variables (Fig. 4). The dispersion of the points for *A. mazatlanica* presented an interval of -5.17 to 5.01 in ECL and -4.12 to 3.44 in NL. In ECL, COM was associated with *b* SL/SW and *b* SH/SW. In both locations, COM was correlated with shell dimensions of *A. mazatlanica*.

DISCUSSION

It has been documented that the combined effects of environmental factors, such as temperature and ocean acidification (Martel *et al.*, 2022), along with anthropogenic activities (Stewart *et al.*, 2021), can alter the physiology underlying the phenotypic plasticity of the exoskeleton in calcifying aquatic species, such as bivalve mollusks. These changes may affect the shape, coloration, and composition of the shell. In this study, the observed temperature range was consistent with other reports for both study locations. For instance, Góngora-Gómez *et al.* (2020) recorded a temperature range of 18.8–33.3 °C in a culture of the “mangrove oyster” *Crassostrea corteziensis* near NL, while Góngora-Gómez *et al.* (2022) reported a range of 15.9–32.1 °C for the “venus clam” *Chionista fluctifraga* in an intertidal zone of ECL. However, our dissolved oxygen (DO) and salinity values differ from those reported by García-Ulloa *et al.* (2023) for NL (<5 mg L⁻¹) and ECL (35–42 ‰), and from Villanueva-Fonseca *et al.* (2020) for the pH in NL (7.03), who studied the mussel *Mytella strigata* and *C. corteziensis*, respectively.

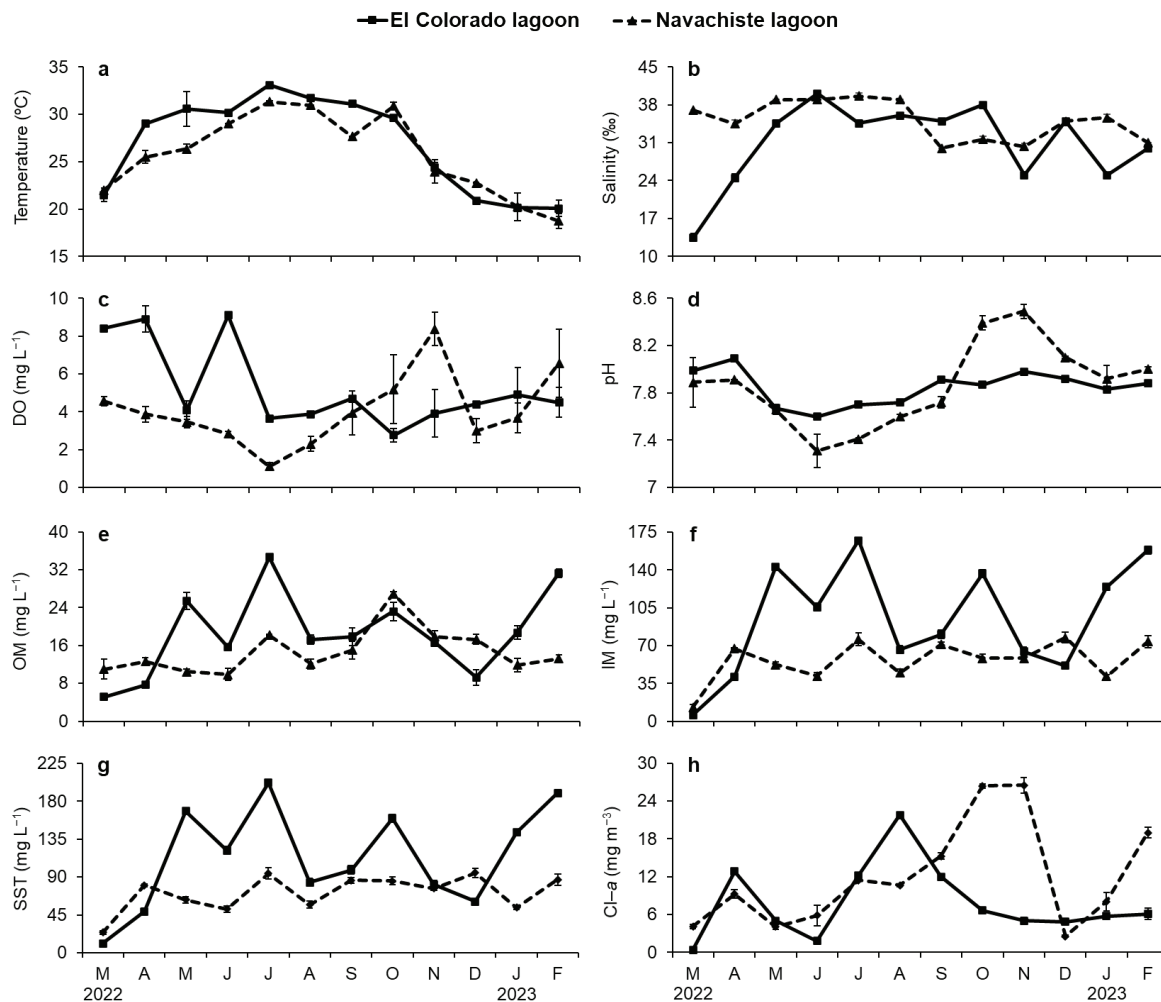


Figure 2. Environmental variables in the sampling sites. a) Temperature; b) Salinity; c) Dissolved oxygen (DO); d) pH; e) Organic matter (OM); f) Inorganic matter (IM); g) Total suspended solids (TSS); h) Chlorophyll a (Chl-a).

Table 1. Monthly comparison (mean $\pm$ standard deviation; $n = 120$) of the biometric parameters of the shell of *A. mazatlanica* from the El Colorado (ECL) and Navachiste (NL) lagoons, and between the two localities.

Months of sampling	Shell length (mm)			Shell height (mm)			Shell width (mm)		
	ECL	NL	Z	ECL	NL	Z	ECL	NL	Z
M 2022	59.6 $\pm$ 8.3 ^f	56.7 $\pm$ 4.9 ^{fg}	2000*	44.3 $\pm$ 6.5 ^g	43.8 $\pm$ 4.1 ^{ef}	977*	33.5 $\pm$ 5.7 ^f	32.8 $\pm$ 3.7 ^{de}	-1055*
A	56.7 $\pm$ 6.5 ^{de}	52.4 $\pm$ 4.6 ^{bc}	3084*	41.3 $\pm$ 5.0 ^{def}	38.3 $\pm$ 4.2 ^c	2743*	31.4 $\pm$ 4.7 ^{de}	29.6 $\pm$ 3.2 ^b	-2012*
M	55.4 $\pm$ 6.4 ^{cde}	54.0 $\pm$ 6.3 ^{def}	963	41.0 $\pm$ 5.1 ^{de}	41.4 $\pm$ 5.0 ^e	-376	31.3 $\pm$ 4.5 ^{de}	31.7 $\pm$ 5.1 ^{cde}	397
J	54.3 $\pm$ 6.4 ^c	53.2 $\pm$ 5.8 ^{cde}	899	40.1 $\pm$ 4.7 ^{cd}	39.5 $\pm$ 4.4 ^d	638	30.0 $\pm$ 4.4 ^c	30.7 $\pm$ 4.1 ^c	814
J	54.4 $\pm$ 5.3 ^c	50.5 $\pm$ 5.3 ^a	3161*	38.9 $\pm$ 3.7 ^{bc}	35.6 $\pm$ 3.8 ^a	-3673*	30.8 $\pm$ 3.8 ^{cd}	28.4 $\pm$ 3.9 ^a	-2753*
A	54.9 $\pm$ 6.2 ^{cd}	50.9 $\pm$ 4.7 ^a	3021*	41.2 $\pm$ 4.4 ^{def}	38.3 $\pm$ 3.5 ^c	-2845*	31.1 $\pm$ 4.3 ^{cde}	28.3 $\pm$ 3.5 ^a	-2843*
S	50.4 $\pm$ 5.0 ^b	52.5 $\pm$ 4.4 ^{bcd}	-1974*	38.6 $\pm$ 4.4 ^b	39.8 $\pm$ 3.3 ^d	1426*	27.7 $\pm$ 3.8 ^b	29.6 $\pm$ 3.1 ^b	2422*
O	56.4 $\pm$ 5.8 ^{de}	51.3 $\pm$ 5.5 ^{ab}	3733*	42.3 $\pm$ 4.3 ^f	38.2 $\pm$ 4.1 ^c	-3924*	31.8 $\pm$ 3.9 ^{de}	28.6 $\pm$ 3.8 ^{ab}	-3408*
N	57.0 $\pm$ 9.3 ^e	51.3 $\pm$ 5.1 ^{ab}	2898*	44.1 $\pm$ 7.1 ^g	39.5 $\pm$ 4.9 ^d	-2837*	33.2 $\pm$ 6.8 ^f	29.25 $\pm$ 3.7 ^{ab}	-2588*
D	48.1 $\pm$ 4.5 ^a	55.5 $\pm$ 7.5 ^g	-4378*	35.5 $\pm$ 3.4 ^a	41.9 $\pm$ 6.1 ^e	4409*	26.0 $\pm$ 2.8 ^a	32.6 $\pm$ 5.41 ^{ef}	5130*
J 2023	55.6 $\pm$ 9.4 ^{cde}	54.3 $\pm$ 7.1 ^{efg}	775	42.2 $\pm$ 7.0 ^{ef}	39.8 $\pm$ 4.6 ^d	-1699*	33.1 $\pm$ 7.4 ^f	30.9 $\pm$ 4.9 ^{cd}	-1398*
F	55.7 $\pm$ 7.1 ^{cde}	57.9 $\pm$ 6.5 ^h	-1396*	42.0 $\pm$ 5.2 ^{ef}	43.2 $\pm$ 5.0 ^f	1113*	32.2 $\pm$ 5.1 ^{ef}	33.4 $\pm$ 4.6 ^f	1277*
Overall mean	54.8 $\pm$ 7.4	53.3 $\pm$ 6.1	-133211*	40.9 $\pm$ 5.6	39.9 $\pm$ 5.0	-110478*	30.9 $\pm$ 5.3	30.5 $\pm$ 4.5	-55299
Máximo	91.2	78.8		67.8	59.5		57.4	46.9	
Maximum	31.7	31.8		27.2	22.8		17.8	20.6	
CV	13.5	11.5		13.8	12.4		17.2	14.7	

Z = U Mann Whitney value; CV = coefficient of variation. Columns (biometric parameter) with different superscript letters denote significant differences ($p < 0.05$) among sampling months. Z values with an asterisk denote significant differences ($p < 0.05$) among the monthly-annual mean of the biometric parameter of between the two localities.

Although the two coastal lagoons are located 67 km from each other, the differences in DO, salinity, and pH can be explained by factors inherent to their latitude (Beukema & Meehan, 1985), such as the residence time of the particles due to the intensity of the tides (Takasu *et al.*, 2020), the interaction of trophic levels of each habitat (Hope *et al.*, 2020), the influence of freshwater contributions—such as rivers and lagoons—to the estuaries (Ringwood & Keppler, 2002), and the anthropogenic activities that take place, both in the aquatic body and in its surroundings (Sepúlveda *et al.*, 2023). The NL (14,000 ha) is part of the San Ignacio-Navachiste-Macapule lagoon complex, which, despite being classified as a protected natural area (RAMSAR site # 1826), is surrounded by shrimp farms (21,709 ha), plots agricultural (124,287 ha), and urban and industrial areas ($\approx$ 289,370 inhabitants) that produce organic and chemical waste that are discharged into channels that flow towards the lagoon. In the case of ECL (11,500 ha)—it is part of the Agiabampo-Bacorehuis-Río Fuerte Antiguo lagoon system— it receives contributions from the Fuerte River through wastes from the annual production of pigs ($\approx$ 94,422), chemicals used in 15,947 ha of shrimp, agricultural and urban sewage derived, respectively, from 214,455 ha and from a population of more of 459,310 inhabitants, and from the fishing activity in the region (INEGI, 2020; CESASIN, 2022; Sepúlveda *et al.*, 2023; SIAP, 2023).

The results of the environmental variables combined with the specific industrial and urban development of each lagoon would partially explain the differences found in the shell shape and allometry of *A. mazatlanica*. For instance, temperature and salinity presented a simi-

lar behavior throughout the study year—with the highest values from March to September— showing a negative correlation ($p < 0.05$) with shell dimensions in the two clam communities. It is well documented that these two environmental factors are strongly involved in growth of mollusks (Lee *et al.*, 2024). In fact, low temperatures induce the increase of primary production (Murphy *et al.*, 2016) which promoted shell growth of clams; meanwhile, the recorded salinity fluctuation (13-40 ‰) could have had a negative effect on the dimensions of the shell of *A. mazatlanica* in both locations, which coincides with Dai *et al.* (2023) for the clam *Macra chinensis*. These authors argued that water salinity can be dramatically altered by freshwater inputs such as rivers, rainfall and irrigation canals, a similar situation found in the two areas of the present study. Another aspect that needs to be considered is the recurrent presence of upwellings in the area (Pérez-Quirón *et al.*, 2018), which carry nutrients from the seabed to the surface. On other hand, Fisher *et al.* (1995) mention that the maximum shell length for this species is up to 75 mm, but commonly, it is found to be 50 mm; size that coincides with the average length of the “black clam” in the two populations studied, and with that reported by these authors for another clam of the Arcidae family (*Anadara similis*), with which *A. mazatlanica* is usually confused. Manjarrés-Villamil *et al.* (2013) studied the sexual maturation and reproduction of *A. similis*, observing adult organisms in reproduction with an average length of 41.8 $\pm$ 4.5 mm. Therefore, it can be inferred, in the absence of specific information for *A. mazatlanica*, that the clams collected in this study—larger than 50 mm— were adult organisms. The histological analysis of the specimens in our laboratory (in progress) will complement the previous information.

SL, SH, and SW presented monthly and annually differences for each population of the “black clam”. The largest clams were found in ECL, which can be associated with the quantity and quality of the anthropogenic contributions (organic and inorganic) of this locality (SIAP, 2023), as well as the low fishing effort in this lagoon—compared to the larger fishing population in NL (SIAP, 2023)—, allowing bigger clam size. The latter coincides with Dalgıç *et al.* (2010) who found that fishing pressure affected both the size structure and maximum size of the clam *Chamelea gallina* on the Black Sea coast, Turkey. The same size-fishing effort effect was observed by Elvira & Jumawan (2017) and Bersaldo *et al.* (2023) for the mud clam *Polymesoda erosa* and the mangrove clam *Pegophysema philippiana*, respectively. However, the use of a single dimension in the shell of bivalves—usually length—is not a reliable tool to evaluate their growth and development (Caill-Milly *et al.*, 2012); therefore, it is advisable to use functional and morphometric parameters that use values related to two shell dimensions.

Clams from NL—although smaller in SL— showed a slightly more compact (SW/SL) and cupped (SW/SL) shell ($p < 0.05$), but equally elon-

gated (SH/SL) than those from ECL. Uba (2021) mentions that bivalves with greater shell convexity suggest that the organism has more intra-valvar capacity, possibly associated with tissue growth, whether reproductive or somatic. The variation in the shell shape of different bivalve mollusks has been related to the effect of biotic (genetic, biological associations, food availability, reproduction; Richard & Prezant, 2021) and abiotic (natural and anthropogenic; Fitzer *et al.*, 2015) factors and their interrelationship (Shields *et al.*, 2008). Specifically, Harayashiki *et al.* (2020) reviewed the effect of chemical contaminants on 26 species of mollusks in different parts of the world, detecting alterations in the shape and matrices—organic and inorganic— of their shell according to the degree of contamination, which, combined with the different anthropogenic activities in each locality, could partially explain the differences between the two clam populations studied. However, there is no punctual information about the factors that cause variation in the shell shape of *A. mazatlanica*, which highlights the importance of the present study.

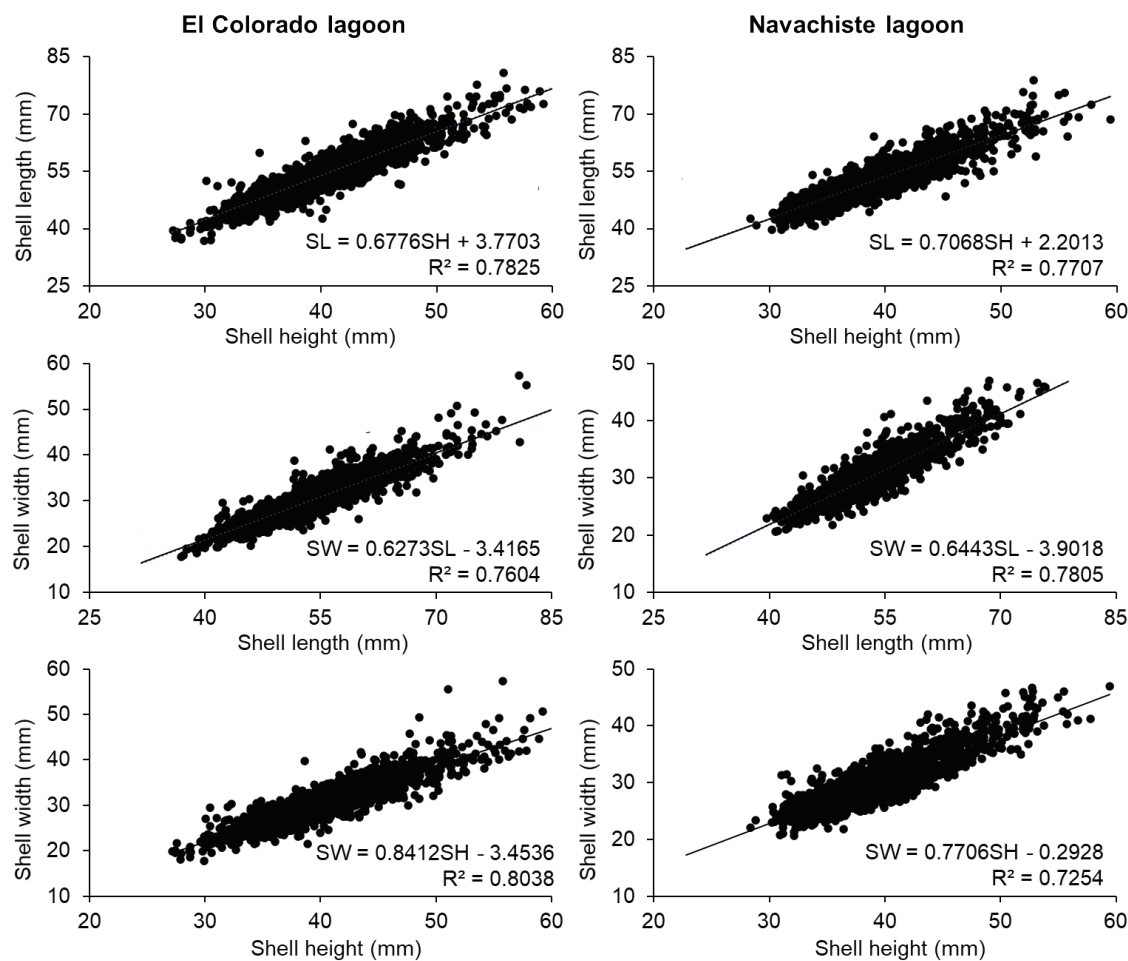


Figure 3. Morphometric relationships ($n = 1440$ clams per lagoon) among the shell dimensions of *A. mazatlanica* sampled in two lagoons (El Colorado and Navachiste) from the southeast Gulf of California. R^2 = coefficient of determination.

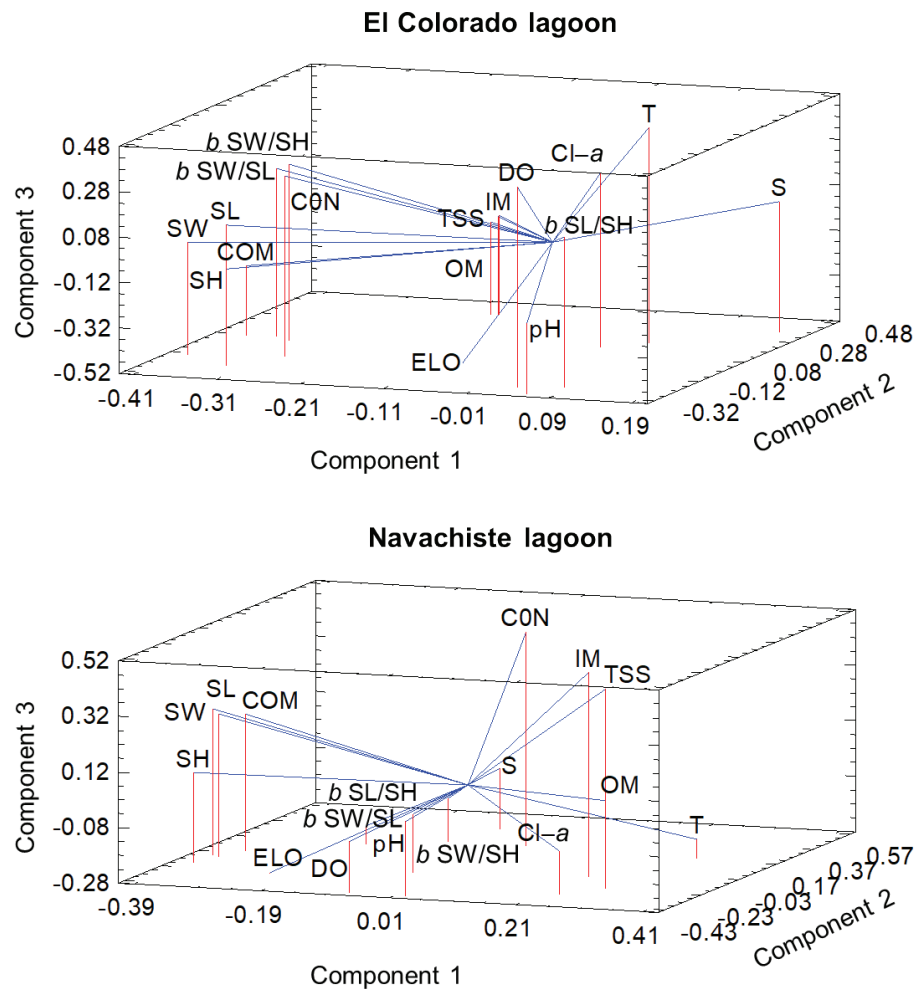


Figure 4. The principal component analysis of *A. mazatlanica* in the El Colorado and Navachiste lagoon. T = temperature; S = salinity; DO = dissolved oxygen; pH = pH units; OM = organic matter; IM = inorganic matter; TSS = total suspended solids; Cl-a = chlorophyll *a*; SL = shell length; SH = shell height; SW = shell width; ELO = shell elongation; COM = shell compactness; CON = shell convexity; *b* SL/SH = shell length/height relationship; *b* SW/SL = shell width/length relationship; *b* SW/SH = width/height relationship.

The regression equations for the morphometric associations of the shell dimensions –SL/SH, SW/SL, and SW/SH– of *A. mazatlanica* from the two lagoons were linear and allometrically negative ($b < 1$), which suggests little proportionality in growth between SL, SH, and SW. Gaspar *et al.* (2002) and Thomas (2013) mention that the negative allometric development found in the Mediterranean clams, *Donax trunculus* and *Acanthocardia paucicostata*, and in the short-necked clam *Paphia malabarica*, respectively, was related to the presence of organisms that preferentially live buried in the sediment –without exposure to waves– attributing it to an adaptive protection strategy, which coincides with the habitat where *A. mazatlanica* is found. In the same way, Degamon *et al.* (2023) mentions that the negative allometric pattern in different mollusks species indicates that shell length increases faster than total weight, which is characteristics of organisms inhabiting mangrove ecosystems. According to Ríos-Jara *et al.* (2019), the negative allometric growth found in the clam *Donax punctatostriatus* is typical of adult organisms –sexually mature and slower growth– that, firstly, ensure recruitment

and secondly, present a more compressed shell shape that facilitates a rapid burying behavior in the sand for escaping of predators. These traits can also be attributed to the *A. mazatlanica* populations studied. By lagoon, the highest coefficients of determination (R^2 , ECL = 0.80, NL = 0.78) indicate a moderate allometric proportion, whose most appropriate morphometric relationship –to describe its growth– is different for each population (SW/SH for ECL and SW/SL for NL).

Sotelo-Gonzalez *et al.* (2020) reported the SW/SH ratio as the most appropriate to describe the relative growth of *Larkinia grandis* (Arcidae), coinciding with the population of the “black clam”, both in NL. The above reinforces the argument of the effect of the environmental conditions of the place on the shape of the shell in these arcid clams. Again, the differences between the allometry of *A. mazatlanica* of the two populations studied could be attributed to internal factors (sexual maturity, age, metabolism, etc., Turra *et al.*, 2018) or external factors (environmental variables and anthropogenic activities of each locality, Pouil *et al.*, 2021).

Table 2. Monthly comparison (mean $\pm$ standard deviation; $n = 120$) of the biometric indexes of the shell of *A. mazatlanica* from the El Colorado (ECL) and Navachiste (NL) lagoons, and between the two localities.

Months of sampling	Elongation			Compactness			Convexity		
	ECL	NL	Z	ECL	NL	Z	ECL	NL	Z
M 2022	0.74 $\pm$ 0.03 ^{cd}	0.77 $\pm$ 0.03 ^f	6.10*	0.56 $\pm$ 0.04 ^{bcd}	0.57 $\pm$ 0.04 ^{cd}	2.60*	0.75 $\pm$ 0.05 ^{bc}	0.75 $\pm$ 0.04 ^a	-1.49
A	0.72 $\pm$ 0.03 ^{ab}	0.73 $\pm$ 0.05 ^b	0.41	0.55 $\pm$ 0.04 ^{bcd}	0.57 $\pm$ 0.04 ^{abc}	2.41*	0.75 $\pm$ 0.04 ^{bc}	0.78 $\pm$ 0.06 ^{cd}	2.40*
M	0.74 $\pm$ 0.05 ^{bc}	0.77 $\pm$ 0.03 ^f	4.74*	0.56 $\pm$ 0.05 ^{de}	0.59 $\pm$ 0.04 ^{ef}	2.99*	0.76 $\pm$ 0.05 ^c	0.76 $\pm$ 0.06 ^{bc}	-0.07
J	0.75 $\pm$ 0.05 ^{bc}	0.74 $\pm$ 0.04 ^{cd}	0.35	0.55 $\pm$ 0.04 ^{abc}	0.58 $\pm$ 0.03 ^{de}	4.93*	0.74 $\pm$ 0.04 ^b	0.78 $\pm$ 0.05 ^{cd}	5.01*
J	0.71 $\pm$ 0.03 ^a	0.71 $\pm$ 0.02 ^a	-3.02*	0.56 $\pm$ 0.03 ^{de}	0.56 $\pm$ 0.04 ^{ab}	-0.08	0.79 $\pm$ 0.04 ^d	0.80 $\pm$ 0.06 ^e	1.18
A	0.75 $\pm$ 0.03 ^{cdef}	0.75 $\pm$ 0.04 ^{de}	0.50	0.56 $\pm$ 0.03 ^{de}	0.56 $\pm$ 0.04 ^a	-2.00	0.75 $\pm$ 0.04 ^{bc}	0.74 $\pm$ 0.07 ^a	-1.88
S	0.76 $\pm$ 0.04 ^f	0.76 $\pm$ 0.03 ^e	-1.58	0.54 $\pm$ 0.04 ^{ab}	0.56 $\pm$ 0.03 ^{ab}	2.60*	0.71 $\pm$ 0.05 ^a	0.74 $\pm$ 0.03 ^a	3.79*
O	0.75 $\pm$ 0.03 ^{cde}	0.75 $\pm$ 0.03 ^{de}	-1.15	0.56 $\pm$ 0.03 ^{cd}	0.56 $\pm$ 0.04 ^a	-1.16	0.75 $\pm$ 0.04 ^{bc}	0.75 $\pm$ 0.05 ^{ab}	-0.43
N	0.77 $\pm$ 0.09 ^g	0.77 $\pm$ 0.05 ^f	-0.97	0.58 $\pm$ 0.08 ^{fg}	0.57 $\pm$ 0.03 ^{bcd}	-1.53	0.74 $\pm$ 0.07 ^b	0.74 $\pm$ 0.07 ^a	-0.63
D	0.73 $\pm$ 0.03 ^{bc}	0.76 $\pm$ 0.05 ^{de}	2.94*	0.53 $\pm$ 0.03 ^a	0.59 $\pm$ 0.07 ^g	6.98*	0.73 $\pm$ 0.03 ^a	0.78 $\pm$ 0.08 ^d	6.24*
J 2023	0.76 $\pm$ 0.06 ^{ef}	0.74 $\pm$ 0.04 ^{bc}	-4.11*	0.59 $\pm$ 0.07 ^g	0.57 $\pm$ 0.03 ^{bcd}	-3.61*	0.77 $\pm$ 0.06 ^d	0.77 $\pm$ 0.06 ^{cd}	-0.59
F	0.75 $\pm$ 0.07 ^{def}	0.75 $\pm$ 0.05 ^{def}	-1.03	0.57 $\pm$ 0.07 ^{ef}	0.58 $\pm$ 0.04 ^{de}	-0.21	0.74 $\pm$ 0.06 ^c	0.77 $\pm$ 0.07 ^{bc}	1.12
Overall mean	0.74 $\pm$ 0.04	0.75 $\pm$ 0.06	0.34	0.55 $\pm$ 0.04	0.57 $\pm$ 0.05	3.39*	0.71 $\pm$ 0.06	0.76 $\pm$ 0.06	3.68*

Z = U Mann Whitney value. Columns (biometric indexes) with different superscript letters denote significant differences ($p < 0.05$) among sampling months. Z values with an asterisk denote significant differences ($p < 0.05$) among the monthly-annual mean of the biometric indexes of between the two localities.

Axes 1 and 2 of the principal component graphs in the two sampling sites did not show that environmental variables exert a determinant effect on the biometric indicators or on the allometric growth of the clam. In ECL, allometric growth variables and shell dimensions are negatively related to principal components 1 and 3; meanwhile most environmental variables are indistinctly oriented toward components 1 and 2. On the contrary, in NL the dimensions of the shell and COM are outlined in component 3, while the rest of the variables are distributed in components 1 and 2 without a clear grouping. Rather, COM clustered with shell dimensions in the two populations and, specifically in ECL, CON was also associated with allometric growth (b SL/SW; b SH/SW) of *A. mazatlanica*. Moreover, there is information that links more specific external factors to the development of arcid clams. For example, Debenay *et al.* (1994) observed that the growth of the clam *Anadara senilis* –in Senegal– decreased after summer rains, but even more so during winter. On the other hand, Broom (1982) concluded that density and air exposure were the main factors that affected the growth of natural and cultivated seeds of *A. granosa*. With this same species, Komala and Zahara (2021) documented that the most prominent parameters that affect the dimensions of its shell are nitrogenous compounds (ammonia and nitrites) and some metals (lead, cadmium and mercury), among others. In this study, temperature and salinity showed negative associations with shell dimensions, coinciding with what was reported by Wang *et al.* (2017) for *Anadara broughtonii* juveniles, and only OM presented a direct effect on b SL/SH ($r = 0.80$, $p = 0.01$) in the *A. mazatlanica* population of NL. The difference between previous works could be due to the environmental conditions and anthropogenic activities of each place and the species, mainly.

Despite the proximity of the studied localities, the populations of *A. mazatlanica* showed differences in the dimensions of their shell, func-

tional parameters (ELO, COM, and CON), and allometry. Therefore, we conclude that the effect exerted by the environmental conditions and anthropogenic activities of each place is responsible for the presence of two possible morphotypes of the clam. This species demonstrates its phenotypic plasticity as a resilience strategy under the pressure of environmental changes in the region. The comparative biological measurements obtained for the two populations of the “black clam” represent essential tools to analyze conservation and management strategies of the resource and contribute to generating information for this species in the area.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the National Polytechnic Institute (IPN), through the project SIP-20230821 (Presence of *Perkinsus marinus* in the mule foot clam *A. mazatlanica* from two lagoons in the southeastern Gulf of California), for the economic and logistical support to carry out this research. YLGB and ALA thank the IPN research direction for the BEIFI scholarship, awarded to support their research.

REFERENCES

- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, D.C.
- BARUS, B.S., Z. ZHU, C. Y. CHEUCH, K. CHEN, J. WANG, M. CAI, S. Y. CHENG & H. WEI. 2023. Polystyrene as a vector of heavy metals in hard clam *Meretrix lusoria* under various salinities. *Frontiers of Marine Science* 9: 1014103. DOI: 10.3389/fmars.2022.1014103

- BERSALDO, M. J. I., M. L. D. G. LACUNA, E. D. MACUSI & P. M. AVENIDO. 2023. Length-weight relationship of mangrove clam (*Pegophysema philippiana*) in different sites within the Baganga, Davao Oriental Province, Philippines. *Marine and Fishery Sciences* 36 (2): 189-195. DOI: 10.47193/mafis.3622023010502
- BEUKEMA JJ & MEEHAN BW. 1985. Latitudinal variation in linear growth and other shell characteristics of *Macoma balthica*. *Marine Biology*, 90: 27-33 DOI: 10.1007/BF00428211
- BROOM, M. J. 1982. Analysis of the growth of *Anadara granosa* (Bivalvia: Arcidae) in natural, artificially seeded and experimental populations. *Marine Ecology Progress Series* 9: 69-79.
- CAILL-MILLY, N., N. BRU, K. MAHE, K. BORIE & F. D'AMICO. 2012. Shell shape analysis and spatial allometry patterns of Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) in a mesotidal coastal lagoon. *Journal of Marine Biology* 12: 1-12. DOI: 10.1155/2012/281206
- CARROLL, M. L., B. J. JOHNSON, G. A. HENKES, K. W. McMAHON, A. VORONKOV, W. G. JR AMBROSE & S. G. DENISENKO. 2009. Bivalves as indicators of environmental variation and potential anthropogenic impacts in the southern Barents Sea. *Marine Pollution Bulletin* 59 (4-7): 193-206. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.02.022
- CESASIN (COMITÉ ESTATAL DE SANIDAD ACUÍCOLA DE SINALOA). (2022). Programa de sanidad en crustáceos. Accessed 12 June 2024. Available online at: <https://cesasin.mx/programacrustaceos/>.
- CHAUHAN, S., S. A. MOHITE, R. A. PAWAR, A. U. PAGARKAR, B. P. BHOSALE & S. S. KAWADE. 2024. Stock discrimination of *Paphia malabarica* from south Konkan Coast, Maharashtra, India by geometric morphometric shape and size analysis. *Journal of Experimental Zoology India* 27 (1): 283-293. DOI: 10.51470/jez.2024.27.1.283
- COAN, E. V. & P. VALENTICH-SCOTT. 2012. *Bivalve seashells of tropical West America*. Marine bivalve mollusks from Baja California to northern Peru. 1258 p.
- DAI, Y., Y. DONG, F. YANG, Z. CHEN, J. JIA, H. WU & Z. CHEN. 2023. Effects of pH and salinity on survival, growth, and enzyme activities in juveniles of the sunray surf clam (*Macra chinensis* Philippi). *Fish and Shellfish Immunology Reports* 5: 100114. DOI: 10.1016/j.fsi-rep.2023.100114
- DALGIÇ, G., I. OKUMUŞ & S. KARAYÜCEL. 2010. The effect of fishing on growth of the clam *Chamelea gallina* (Bivalvia: Veneridae) from the Turkish Black Sea coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90: 261-265. DOI: 10.1017/S0025315409000939
- DEBENAY, J. P., D. LEUNG-TACK, M. BA & I. SY. 1994. Environmental conditions, growth and production of *Anadara senilis* (Linnaeus, 1758) in a Senegal lagoon. *Journal of Molluscan Studies* 60 (2): 113-121. DOI: 10.1093/mollus/60.2.113
- DEGAMON, L. S., M. P. EVIOTA, R. L. HUGO, R. E. BERTULFO, M. M. ODOJAN, G. S. BUENAFLORES & J. T. CUADRADO. 2023. Length – weight relationship of bivalves and gastropods from mangrove forest of Brgy. Nabago, Surigao City, Philippines. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* 1250: 012003. DOI: 10.1088/1755-1315/1250/1/012003
- ELVIRA, M. & J. JUMAWAN. 2017. Species abundance, distribution of mud clam (*Polymesoda erosa*) in selected mangrove wetlands of Butuan Bay, Philippines. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences* 11 (3): 1-6.
- FISHER, W., F. KRUPP, W. SCHNEIDER, C. SOMMER, K. E. KARPENTER & V. H. NIEM. 1995. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca*. Pacífico centro-oriental. Volumen I. Plantas e invertebrados. Roma. 646 p.
- FITZER, S. C., L. VITTERT, A. BOWMAN, N. A. KAMENOS, V. R. PHOENIX & M. CUSACK. 2015. Ocean acidification and temperature increase impact mussel shell shape and thickness: Problematic for protection? *Ecology and Evolution* 5: 4875-4884.
- FRITZ, L. W., L. M. CALVO, L. WARGO & R. A. LUTZ. 2022. Seasonal changes in shell microstructure of some common bivalve molluscs in the Mid-Atlantic region. *Journal of Shellfish Research* 41 (1): 1-59. DOI: 10.2983/035.041.0101
- GARCÍA-ULLOA, M., A. M. GÓNGORA-GÓMEZ, J. A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA, J. A. CHÁVEZ-MEDINA, B. P. VILLANUEVA-FONSECA & T. E. ISOLA. 2023. A new bivalve host record for the exotic parasite *Perkinsus marinus* in the Gulf of California. *BiolInvasions Records* 12 (2): 393-401. DOI: 10.3391/bir.2023.12.2.04
- GASPAR, M., M. SANTOS & P. VASCONCELOS. 2001. Weight-length relationships of 25 bivalve species (Mollusca: Bivalvia) from the Algarve coast (southern Portugal). *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 805-807.
- GASPAR, M., N. MIGUEL, M. SANTOS, P. VASCONCELOS & C. C. MONTEIRO. 2002. Shell morphometric relationship of the most common bivalve species (Mollusca: Bivalvia) of the Algarve coast (southern Portugal). *Hydrobiologia* 477: 73-80.
- GÓNGORA-GÓMEZ, A. M., C. H. SEPÚLVEDA, H. A. VERDUGO-ESCOBAR, O. ASTORGA-CASTRO, H. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, A. L. DOMÍNGUEZ-OROZCO, J. A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA & M. GARCÍA-ULLOA. 2020. Gonadal maturity of *Crassostrea corteziensis* cultivated in the Gulf of California. *Latin American Journal of Aquatic Research* 48 (3): 381-395. DOI: 10.3856/vol48-issue3-fulltext-2422
- GÓNGORA-GÓMEZ, A. M., M. J. ACOSTA-CAMPOS, M. F. NAVARRO-CHÁVEZ, H. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, L. C. VILLANUEVA-FONSECA, B. P. VILLANUEVA-FONSECA, M. II GARCÍA-ULLOA, J. A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA & M. GARCÍA-ULLOA. 2022. Optimizing harvest time through absolute and relative growth of the "black clam", *Chionista fluctifraga*, cultivated in the intertidal along the Southeastern coast of the Gulf of California. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 22 (2): 19537. DOI: 10.4194/TRJ-FAS19537
- GRIZZLE, R. E., K. M. WARD, CH. R. PETER, M. CANTWELL, D. KATZ & SULLIVAN. 2016. Growth, morphometrics and nutrient content of farmed Eastern oysters, *Crassostrea virginica* (Gmelin), in New Hampshire, USA. *Aquaculture Research* 48 (4): 1525-1537. DOI: 10.1111/are.12988
- HARAYASHIKI, C. A. Y., F. MÁRQUEZ, E. CARIU & I. BRAGA-CASTRO. 2020. Mollusk shell alterations resulting from coastal contamination and other environmental factors. *Environmental Pollution* 265: 114881. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114881
- HOPE, J. A., J. HEWITT, C. A. PILDITCH, C. SAVAGE & S. F. THRUSH. 2020. Effect of nutrient enrichment and turbidity on interactions between my-

- crophytonethos and a key nivalve: Implications for higher trophic levels. *Frontiers in Marine Science* 7: 695. DOI: 10.3389/fmars.2020.00695
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA). (2020). Número de habitantes por municipios de Sinaloa. Accessed 25 June 2024. Available online at: <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/sin/poblacion/>.
- JEFFREY, S. W. & G. F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equation for determining chlorophyll a, b, c1 and c2. *Plant Physiology and Biochemistry* 167: 194-204.
- KARAKULAK, F. S., H. ERK & B. BILGIN. 2006. Length-weight relationships for 47 coastal fish species from the northern Aegean Sea, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 274-278. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2006.00736.x
- KOMALA, R. & F. ZAHARA. 2021. Population growth model of *Anadara granosa* based on correlation between dimension of shell with the weight at the water environment of Sunda Strait. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* 1098: 052055. DOI: 10.1088/1757-899X/1098/5/052055
- LEE, R. P. T., Y. L. LIN, C. Y. HUANG & F. H. NAN. 2024. Effects of nutrient source, temperature, and salinity on the growth and survival of three giant clam species (Tridacnidae). *Animals* 14 (7): 1054. DOI: 10.3390/ani14071054
- MANJARRÉS-VILLAMIL, A. E., C. H. LUCERO-RINCÓN, W. O. GUALTEROS, J. R. CANTERA-KINTZ & D. L. GIL-AGUDELO. 2013. Abundancia y madurez sexual de *Anadara similis* en el Manglar de Luisico, Bahía Málaga, Pacífico Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVE-MAR* 42 (2): 215-231.
- MARTEL, S. I., C. FERNÁNDEZ, N. A. LAGOS, F. A. LABRA, C. DUARTE, J. F. VIVANCO, C. GARCÍA-HERRERA & M. A. LARDIES. 2022. Acidification and high-temperature impacts on energetics and shell production of the edible clam *Ameghinomya antiqua*. *Frontiers in Marine Science* 9: 972135. DOI: 10.3389/fmars.2022.972135
- MORÁN, G. A., J. J. MARTÍNEZ, P. B. REYNA, J. MARTÍN, A. MALITS & GORDILLO. 2022. Identifying environmental drivers of shell shape and size variation in a widely distributed marine bivalve along the Atlantic Patagonian coast. *Zoologischer Anzeiger* 299: 49-61. DOI: 10.1016/j.jcz.2022.05.003
- MURPHY, A. E., K. A. EMERY, I. C. ANDERSON, M. L. PACE, M. J. BRUSH & J. E. RHEUBAN. 2016. Quantifying the effects of commercial clam aquaculture on C and N cycling: an integrated ecosystem approach. *Estuaries and Coasts* 39: 1746-1761. DOI: 10.1007/s12237-016-0106-0
- PEIXOTO, S., R. SOARES, W. WASIELESKY, R. O. CAVALLI & L. JENSEN. 2004. Morphometric relationship of weight and length of cultured *Farfantepenaeus paulensis* during nursery, grow, out, and broodstock production phases. *Aquaculture* 241: 291-299. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2004.08.008
- PÉREZ-QUINÓNEZ, C. I., C. QUINÓNEZ-VELÁZQUEZ & F. J. GARCÍA-RODRÍGUEZ. 2018. Detecting *Opisthonema libertate* (Günther 1867) phenotypic stocks in northwestern coast of Mexico using geometric morphometrics based on body and otolith shape. *Latin American Journal Aquatic Research* 46 (4): 779-790. DOI: 10.3856/vol46-issue4-fulltext-15
- POUIL, S., A. HILLS, L. STEVENSON & T. MATHEWS. 2021. Allometric relationships in the filtration rates of the Asian clam *Corbicula fluminea* fed two phytoplankton species. *Aquatic Ecology* 55 (3): 915-923. DOI: 10.1007/s10452-021-09871-4
- RICHARD, S. R. & R. S. PREZANT. 2021. Size related differences in organic and mineral components of molluscan shell. *American Malacology Bulletin* 38 (2): 98-108. DOI: 10.4003/006.038.0204
- RÍOS-JARA, E., M. C. ESQUEDA-GONZÁLEZ, J. E. MICHEL-MORFIN, E. LÓPEZ-URIARTE & J. SALGADO-BARRAGÁN. 2019. Growth and morphometric relationships of the bean clam *Donax punctatostriatus* Hanley, 1843 in a sandy beach of southern Sinaloa, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 47 (5): 764-773. DOI: 10.3856/vol47-issue5-fulltext-5
- RINGWOOD, A. H. & C. J. KEPPLER. 2002. Water quality variation and clam growth: Is pH really a non-issue in Estuaries? *Estuaries* 25 (5): 901-907.
- SCHAEFER, C. M., D. DESLAURIER & K. M. JEFFRIES. 2022. The truncate soft-shell clam, *Mya truncata*, as a biomonitor of municipal wastewater exposure and historical anthropogenic impacts in the Canadian Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 79: 367-379. DOI: 10.1139/cjfas-2021-0078
- SEPÚLVEDA, C. H., M. I. SOTELO-GONZÁLEZ, C. C. OSUNA-MARTÍNEZ, M. G. FRIAS-ESPERICUETA, R. SÁNCHEZ-CÁRDENAS, M. E. BERGÉS-TIZNADO, A. M. GÓNGORA-GÓMEZ & M. GARCÍA-ULLOA. 2023. Biomonitoring of potentially toxic elements through oysters (*Saccostrea palmula* and *Crassostrea corteziensis*) from coastal lagoons of Southeast Gulf of California, Mexico: health risk assessment. *Environmental and Geochemistry Health* 45: 2329-2348. DOI: 10.1007/s10653-022-01347-0
- SEPÚLVEDA, C. H., M. I. SOTELO-GONZÁLEZ, C. C. OSUNA-MARTÍNEZ, M. G. FRIAS-ESPERICUETA, R. SÁNCHEZ-CÁRDENAS, A. M. GÓNGORA-GÓMEZ & M. GARCÍA-ULLOA. 2024. Shell shape, allometry, and heavy metals content of two oyster species in the southeastern Gulf of California. *Hidrobiológica* 34 (2): 95-105.
- SHIELDS, J. L., P. BARNES & D. D. HEATH. 2008. Growth and survival differences among native, introduced and hybrid blue mussels (*Mytilus* spp.): Genotype, environment and interaction effects. *Marine Biology* 154: 919-928.
- SIAP (SERVICIO DE INFORMACIÓN AGROALIMENTARIA Y PESQUERA). 2023. Anuario Estadístico de la Producción Agrícola. Accessed 12 September 2024. Available online at: <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>.
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF. 1995. *Biometry*. W. H. Freedman and Company. New York. 915 p.
- Sotelo-Gonzalez, M. I., C. H. Sepúlveda, R. Sánchez-Cárdenas, L. A. Salcido-Guevara, M. García-Ulloa, A. M. Góngora-Gómez & J. A. Hernández-Sepúlveda. 2020. Shell dimension-weight relationships in the blood cockle *Larkinia grandis* (Bivalvia: Arcidae) on the southeastern coast of the Gulf of California. *Ciencia y Mar* 46 (3): 185-192. DOI: 10.7773/cm.v46i3.3145
- STEWART, B. D., S. R. JENKINS, C. BOIG, C. SINFIELD, K. KENNINGTON, A. R. BRAND, W. LART & R. KRÖGER. 2021. Metal pollution as a potential threat to

- shell strength and survival in marine bivalves. *Science of Total Environment* 755: 143019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143019
- STRICKLAND, J. D. & T. R. PARSONS. 1972. *A practical handbook for the seawater analysis*. Bulletin of Fisheries Research Board of Canada. 310 p.
- TAKASU, H., K. UCHINO & K. MORI. 2020. Dissolved and particulate organic matter dynamics relative to sediment resuspension induced by the tidal cycle in minotidal estuaries, Kyushu Japan. *Water* 12 (9): 2561. DOI: 10.3390/w12092561
- TELESCA, L., L. S. PECK, T. SANDERS, J. THYRRING, M. K. SERJ & E. M. HARPER. 2019. Biomineralization plasticity and environmental heterogeneity predict geographic resilience patterns of foundation species to future change. *Global Change Biology* 25: 4179-4193. DOI: 10.1111/gcb.14758
- THOMAS, S. 2013. Allometric relationships of short neck clam *Paphia malabarica* from Dharmadam estuary, Kerala. *Journal of the Marine Biological Association of India* 55 (1): 50-54. DOI: 10.6024/jmbai.2013.55.1.01755-08
- TURRA, A., G. N. CORTE, A. C. Z. AMARAL, L. Q. YOKOYAMA & M. R. DENADAI. 2018. Non-linear curve adjustments widen biological interpretation of relative growth analyses of the clam *Tivela mactroides* (Bivalvia, Veneridae). *PeerJ* 6: e5070. DOI: 10.7717/peerj.5070
- UBA, K. I. N. 2021. Determining shell shape differences in the horse mussel *Modiolus philippinarum* (Hanley 1843) and *Modiolus modioloides* (Röding 1798) by morphometric analysis. *Philippine Journal of Science* 150 (4): 743-752.
- VAUGHN, C. C. & T. J. HOELLEIN. 2018. Bivalve impacts in freshwater and marine ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 49: 183-208. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-110617-062703
- VILLANUEVA-FONSECA, L. C., M. GARCÍA-ULLOA, M. LÓPEZ-MEYER, B. P. VILLANUEVA-FONSECA, J. A. HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA, N. P. MUÑOZ-SEVILLA & A. M. GÓNGORA-GÓMEZ. 2020. *Perkinsus marinus* in the pleasure oyster *Crassostrea corteziensis* cultivated on the southeast coast of the Gulf of California, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 48: 529-537. DOI: 10.3856/vol48-issue4-fulltext-2463
- WANG, Q., X. XIE, M. ZHANG, W. TENG, M. LIANG, N. KONG, C. WANG & Z. ZHOU. 2017. Effects of temperature and salinity on survival and growth of juvenile ark shell *Anadara broughtonii*. *Fisheries Science* 83: 619-624. DOI: 10.1007/s12562-017-1095-z
- ZAR, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall Pearson. 944 p.
- ZHAO, L., B. R. SCHÖNE & R. MERTZ-KRAUS. 2017. Delineating the role of calcium in shell formation and elemental composition of *Corbicula fluminea* (Bivalvia). *Hydrobiology* 790: 259-272. DOI: 10.1007/s10750-016-3037-7

Combined use of artificial intelligence and biological oscillatory growth model to explain the relationship: shell length vs. dye production in purple snail

Uso combinado de inteligencia artificial y un modelo oscilatorio de crecimiento para explicar la relación: longitud de la concha vs. producción de tinte del caracol púrpura

Pedro Cervantes-Hernández¹, Ana Laura Ibañez^{2*} and Ana María Torres-Huerta¹

Recibido: 28 de noviembre de 2024.

Aceptado: 06 de febrero de 2025.

Publicado: agosto de 2025.

ABSTRACT

Background. The purple snail is ancestrally important along the coast of Oaxaca as its dye is used by the indigenous Mixtec people to dye culturally valuable cotton yarns. A snail population located in a protected area named Huatulco National Park (HNP) is decreasing because specimens of all sizes are targeted more than once for dye extraction throughout the exploitation season (from October to March). This cultural practice occurs because the indigenous Mixtec people believe that dye production is continuous and increases proportionally in relation to shell length. **Goals.** The objective of this study was to establish the relationship between the total volume of extracted dye and the total length of the shell. **Methods.** In this study we implemented a neural regression model with artificial intelligence and a biological oscillatory growth model to demonstrate that dye production does not increase proportionally in relation to shell length. **Results.** The results suggest that snails of all sizes require a break to synthesize more dye after milking. Smaller snails of 2.7 to 4.2 cm produce a small volume of dye and conduct energy to growth, while larger snails of 4.8 to 7.7 cm produce a large volume of dye, but grow less. **Conclusion.** Our results allow us to conclude that dye production does not increase proportionally in relation to changes in shell length. At any size, a snail requires a rest to synthesize more dye after being milked. Special marks should be used to identify milked specimens in order to avoid repetitive dye extraction.

Key words: Dye production, cultural value, Huatulco, resources management, purple dye snail.

RESUMEN

Antecedentes. El caracol púrpura ha sido ancestralmente importante a lo largo de la costa de Oaxaca ya que su tinte es utilizado por los mixtecos para teñir hilos de algodón. En el área protegida Parque Nacional Huatulco (PNH) la población de caracol púrpura está disminuyendo debido a que a los especímenes de todos los tamaños, se les extrae repetidamente su tinte durante la temporada de explotación (de octubre a marzo). Esta práctica ocurre porque los mixtecos creen que la producción de tinte es continua y que aumenta proporcionalmente con la longitud de la concha. **Objetivos.** El objetivo de este estudio fue establecer la relación entre el volumen total del tinte extraído y la longitud total de la concha del caracol púrpura. **Métodos.** Implementamos un modelo de regresión neuronal con inteligencia artificial y un modelo oscilatorio de crecimiento biológico para demostrar el tipo de relación entre la producción de tinte y la longitud de la concha. **Resultados.** Los resultados sugieren que los caracoles de todos los tamaños requieren un descanso para sintetizar más tinte después de la ordeña. Los caracoles más pequeños de 2.7 a 4.2 cm producen un pequeño volumen de tinte y conducen la energía al crecimiento, mientras que los caracoles más grandes de 4.8 a 7.7 cm producen un gran volumen de tinte, pero crecen menos. **Conclusión.** La producción de tinte no aumenta proporcionalmente con la longitud de la concha. A cualquier tamaño, un caracol requiere un descanso para sintetizar más tinte después de ser ordeñado. Se deben usar marcas especiales para identificar los especímenes ordeñados a fin de evitar la extracción repetitiva de tintes.

Palabras clave: Producción de tinte, valor cultural, Huatulco, manejo de recursos, caracol tinte púrpura.

¹ Instituto de Recursos, Universidad del Mar, Ciudad Universitaria s/n, Puerto Ángel, Oaxaca, 70902, México

² Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa.

*Corresponding author:

Ana Laura Ibañez: e-mail: ana@xanum.uam.mx

To quote as:

Cervantes-Hernández, P., A. L. Ibañez & Ana M. Torres-Huerta. 2025. Combined use of artificial intelligence and biological oscillatory growth model to explain the relationship: shell length vs. dye production in Purple Snail. *Hidrobiológica* 35 (2): 109-116.

DOI:10.24275/KEHZ1965

INTRODUCTION

The snail *Plicopurpura pansa* Gould, 1853 is geographically distributed along the coasts of the Tropical Pacific Ocean from Baja California, Mexico, to Peru and the Galapagos Islands (Clench, 1947; Peña, 1970; Paredes *et al.*, 1999). Its habitat is the rocky intertidal fringe for the entirety of its lifespan (García-Ibáñez *et al.*, 2007; Chávez & Michel-Morfin, 2006; Naegel & García-Domínguez, 2006).

In the Huatulco National Park (HNP), *P. pansa* is known as the Purple Dye Snail because it synthesizes and exudes a colored secretion called "purple dye" that the species uses to hunt and to protect itself from environmental stress and predation (Schunck, 1880; Garrity, 1984; Michel-Morfin *et al.*, 2000; Naegel & Cooksey, 2002). It is considered an ancestrally important inhabitant because its dye is used by the Mixtec people of Oaxaca to dye cotton yarns for culturally valuable ceremonial clothing (Ramírez-Rodríguez & Naegel, 2003). The exploitation season of *P. pansa* in the HNP is from October to March (Turok *et al.*, 1988). The Mixtec people have asserted that specimens of *P. pansa* do not die when their dye is extracted and, according to them, the exploitation of the snails in the HNP has remained sustainable since the 1980s. However, Cervantes-Hernández *et al.* (2016) documented that the *P. pansa* population in the HNP has been over-exploited since 1980, and the main problem of this over-exploitation is the disordered extraction of dye that the Mixtec people have carried out on all snail sizes.

Previous studies include the synthesis and chemical composition of the dye by Baker & Duke (1973), Verhecken (1989), Naegel & Cooksey (2002) and Ngangbam *et al.* (2019), the age-length relationship of *P. pansa* by Cervantes-Hernández *et al.* (2010) and the relationship between dye production and shell length changes by Turok *et al.* (1988) and Michel-Morfin *et al.* (2002). On the other hand, laboratory studies have shown that after the extraction of dye, adults of *P. pansa* require

time and energy to synthesize more dye (Naegel, 2005; Naegel & López-Rocha, 2006). In contrast with those laboratory results, Turok *et al.* (1988) and Michel-Morfin *et al.* (2002) suggested that dye production increases proportionally in relation to changes in shell length.

Notwithstanding that exploitation of *P. pansa* continues in the HNP, the scientific sampling of specimens has been completely prohibited. The last snail sampling that took place in the HNP was carried out by UMAR (Universidad del Mar) personnel from 2011 to 2012. The data on total volume of extracted dye and total shell length generated by the UMAR personnel were used in the present study to implement a neural regression model with artificial intelligence in order to find the best trend line (Haykin, 1994), and to graphically fit the V_t - L_t variation. This was then used to explain how dye production relates to changes in shell length. We proposed a biological growth model to replicate the trend line found in the neuronal process, and to generate predictions of V_t for a variety of L_t data recorded for *P. pansa* specimens.

MATERIALS AND METHODS

Study area

Huatulco is the most important tourist destination on the central coast of the state of Oaxaca, Mexico ($15^{\circ}39'08.98''$ – $15^{\circ}47'07.76''$ N and $96^{\circ}06'26.18''$ – $96^{\circ}14'14.29''$ W). The HNP was decreed a natural protected area in 1998, including the coastal ecosystems located from San Agustín Bay to Violin Bay (CONANP, 2003; SEMARNAT, 2008) (Fig. 1). The fauna that inhabits the HNP includes 291 bird species, 166 of fish, 130 of mammals, 72 of reptiles and 70 of invertebrates (including 12 coral species) (Cervantes-Hernández *et al.*, 2016). The exploitation of *P. pansa*, artisanal fisheries and tourism are the main economic activities that take place in the HNP (Cervantes-Hernández & Egremy-Valdez, 2013; Cerdanars *et al.*, 2014; Alejo-Plata *et al.*, 2019).

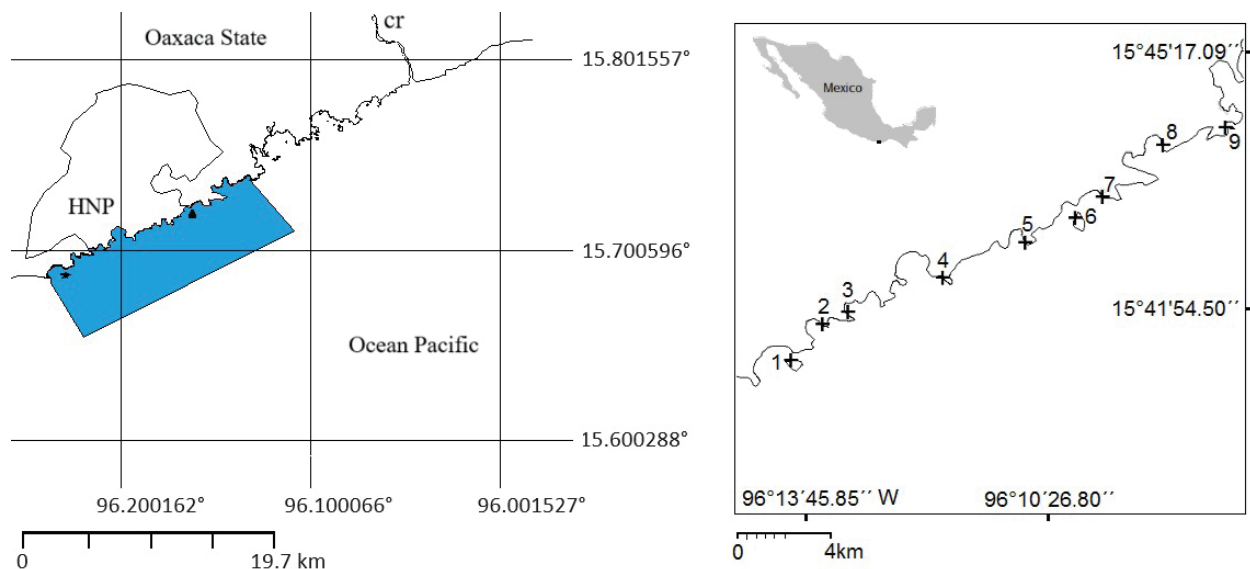


Figure 1. Geographical location of Huatulco tourist destination and the protected coastal ecosystems in Huatulco National Park (HNP) (blue polygon), St. Agustín Island (1), Riscalillo Bay (2), Jicaral Bay (3), La India Bay (4), Palo Santo Bay (5), Cacaluta Island (6), Cacaluta Bay (7), El Organo Bay (8) and Violin Bay (9). Copalita River (CR).

Fieldwork

Two samplings were carried out in coastal ecosystems of the HNP with a low touristic access, at St. Agustín Island, Riscalillo Bay, Jicaral Bay, La India Bay, Palo Santo Bay, Cacaluta Island, Cacaluta Bay, El Organo Bay and Violin Bay (Fig. 1). The first sampling took place from September to November 2011 during the first week of each month, and the second sampling was carried out exclusively in St. Agustín Island during two weeks of June 2012. Fieldwork was done using a 6.4 cm thick and 50 m long polypropylene rope deployed parallel to the coastline along the rocky intertidal fringe, where snails were randomly sampled 1 m to the left and 1 m to the right of the rope, in a total area of 100 m². As the Mixtec people usually do, each snail was carefully removed from a rocky crevice and a moderate pressure was applied to its operculum to extract the dye. The dye was put into a plastic jar to measure its volume.

A total of 252 specimens were sampled (99 males and 153 females). The total length of the shell was measured as is shown in Figure 2, (Cervantes-Hernández *et al.*, 2010; 2016). Males were distinguished from females by the presence of copulatory organs (penises) (Turok *et al.*, 1988). The total volume of extracted dye (V_t , mL) and the total length of each shell (L_t , cm) were recorded.

From literature it is known that specimens greater than 1.8 cm are sexually mature and younger recruits are from 1.0 to 1.8 cm (Naegel & García-Domínguez, 2006; Cervantes-Hernández *et al.*, 2016). Younger recruits produce very little dye, and they are more vulnerable to dye extraction (Castillo-Rodríguez & Amezcua-Linares, 1992). For this reason, these small specimens were not considered in the present study. To avoid the presence of younger recruits in our samples, the two samplings were specifically conducted during reproductive season of *P. pansa*. Cervantes-Hernández *et al.* (2016) reported that complete reproductive season spanned from March to October/November, with the highest positive cyclical anomaly signal during June/July. Thus, all specimens sampled in HNP were sexually mature greater than 2.7 cm.

Dye production-shell length relationship

Once the data were recorded, a V_t - L_t dispersion graph was plotted. We then designed a neural regression model with artificial intelligence in order to find the best trend line (Haykin, 1994) and graphically fit the V_t - L_t variation. During this neuronal process, artificial intelligence executed many linear and non-linear model combinations to find the

best trend line, and once this last was concluded, in its final training, the parameters of these models were estimated following minimum squares in the Statistica software version 7.0.

Biological growth model implementation

The regression neuronal model cannot be used to generate predictions of V_t because biological growth parameters are not included in its mathematical structure (e.g. the asymptotic length (L_∞), the metabolic growth (k), the age at zero cm (t_0)). For this reason, we reviewed the biological oscillatory growth models documented in the literature to find one that could approximately replicate the trend line found in the neuronal process. We specifically focused on biological oscillatory growth model of Pitcher and MacDonald (1973) to explain size changes in short time intervals conditioned by biological requirements (e.g. synthesizing a secondary metabolite such as the *P. pansa* dye), and because this model includes biological growth parameters such as those mentioned above.

As the biological oscillatory growth model of Pitcher and MacDonald (1973) explains the age-length relationship (A_t - L_t), we modified the mathematical structure, replacing the L_∞ variable (the asymptotic length) by the V_∞ variable (the maximum dye volume that a male or female snail can theoretically produce throughout its life), and the E_t variable by the L_t variable. Our mathematical proposal is as follows,

$$V_t = V_\infty \cdot (1 - \exp(-q)) \quad (1)$$

with

$$q = C \cdot [(\sin(2\pi(L_t - L_s)) / LA) + k(L_t - L_m)]$$

Where V_∞ is in mL, C parameter controls the amplitude of oscillations in the sine function, L_s parameter defines where each oscillation in the sine function begin, LA is average length change observed in the records of L_t , k parameter is the monthly metabolic growth rate of snail shell length and L_m parameter is the minimal length recorded in a snail specimen in HNP (2.7 cm). The parameters set included in Eq. 1 were estimated with the Bayesian algorithm of likelihood (Haddon, 2011), considering that estimation error ($\epsilon = V_t \text{ observed} - V_t \text{ expected}$) has a log-normal distribution:

$$-\ln \ell(V_\infty, C, L_s, LA, k / V_t, L_t) = \sum \ln(DE\epsilon) + \ln(2\pi)/2 + \epsilon^2/(2 DE\epsilon^2) \quad (2)$$

Where $DE\epsilon = \sqrt{(1/n) \cdot \sum \epsilon^2}$ with $n = 252$ specimens sampled. The Eqs. 1 and 2 were solved in the Excel software version 2007.

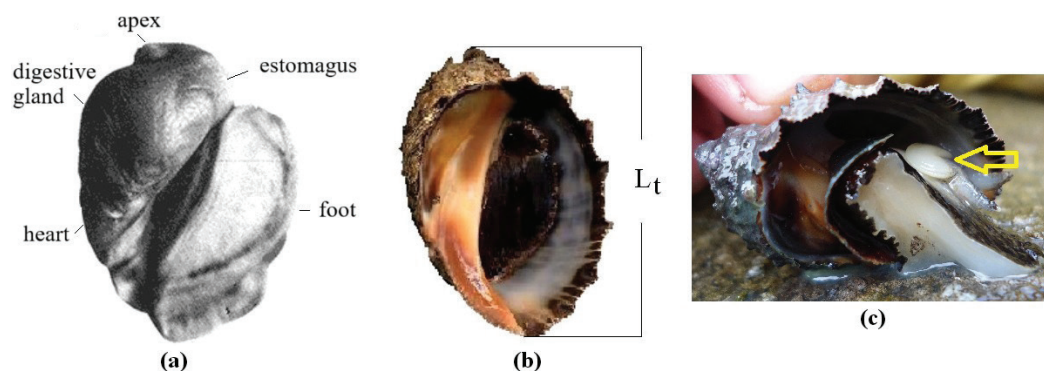


Figure 2. Ventral view without shell of *P. pansa* (a) (Castillo-Rodríguez and Amezcua-Linares, 1992), ventral view of the shell (b) and the yellow arrow shows the copulatory organ (penis) in a male specimen (c).

The oscillatory growth model of Pitcher and MacDonald (1973) was structured with male and female information, and it was not focused to particular sex. For this reason, the results of oscillatory growth model describe how a male or female snail produce dye as it grows.

The statistical comparison between trend lines generated with regression neuronal model (observed fit) and Pitcher and MacDonald's model (expected fit) were evaluated with χ^2 distribution (Zar, 1999).

RESULTS

Dye production-shell length relationship

The regression neuronal model was structured with three learning layers (Fig. 3), where the input data are the records of Lt (independent variable) and the output data are expected Vt values (dependent variable). The first learning layer is composed of one neuron, the second learning layer is composed of nine neurons, and the third learning layer is composed of one neuron.

The neuron in the first learning layer was activated by a simple linear model [$a_0 = (0.19 \cdot Lt) - 0.52$]. Coming out from a_0 , the following nine synaptic signals were structured [$b_1 = (a_0 - 0.33)^2 \cdot 13.14$, $b_2 = (a_0 - 0.80)^2 \cdot 2.69$, $b_3 = (a_0 - 0.05)^2 \cdot 5.06$, $b_4 = (a_0 - 0.97)^2 \cdot 1.51$, $b_5 = (a_0 - 0.60)^2 \cdot 5.26$, $b_6 = (a_0 - 0.13)^2 \cdot 8.07$, $b_7 = (a_0 - 0.18)^2 \cdot 10.59$, $b_8 = (a_0 - 0.24)^2 \cdot 13.28$, $b_9 = (a_0 - 0.44)^2 \cdot 8.09$]. An exponential model (E) was used to activate the nine neurons in the second learning layer [$c_1 = E^{-b_1}$, $c_2 = E^{-b_2}$, $c_3 = E^{-b_3}$, $c_4 = E^{-b_4}$, $c_5 = E^{-b_5}$, $c_6 = E^{-b_6}$, $c_7 = E^{-b_7}$, $c_8 = E^{-b_8}$, $c_9 = E^{-b_9}$]. Coming out from each active neuron in the second learning layer, nine linear models were combined to structure the following single synaptic signal [$d_0 = [(c_1 \cdot 67.03) + (c_2 \cdot -276.87) + (c_3 \cdot 790.34) + (c_4 \cdot 506.45) + (c_5 \cdot 120.64) + (c_6 \cdot 1177.12) + (c_7 \cdot 803.99) + (c_8 \cdot -239.03) + (c_9 \cdot -67.12)] - 308.37$]. Finally, the neuron in the third learning layer was activated by a simple linear model, and this includes a statistic safety threshold [$e_0 = |(d_0 \cdot 0.08) - 0.28| - 0.5$], where e_0 are the ex-

pected Vt values. The regression neuronal model recorded a R^2 value of 0.98.

An ascendant ladder fit consisting of four echelons was generated by artificial intelligence (Fig. 4), and reached a maximum dye production of 10.9 mL at 7.0 cm. The formation of lines with smooth and abrupt slopes was observed between one echelon and the next, suggesting that when dye production is slow, size increases (smooth slope), and when dye production is fast, size increases more slowly (abrupt slope). The presence of echelons in the regression neuronal model suggests that this species presents rests in dye production during its lifespan, and apparently it is during these rests that size increases are more noticeable.

Based on these data, we suggest that dye production does not increase proportionally in relation to changes in shell length. The population of *P. pansa* included mainly small (2.7 cm) and large (7.7 cm) females, with males smaller than 4.7 cm recorded producing low volumes of dye. So, small snails (2.7–4.2 cm) produce small dye volumes while growing faster, whereas larger snails (4.8–7.7 cm) produce greater dye volumes while growing slower.

Biological growth model implementation

The solved oscillatory growth model of Pitcher and MacDonald (1973) is shown in Eq. 3 and Figure 5.

$$Vt = 10.9 \cdot (1 - \exp(-q)) \quad (3)$$

With:

$$q = 0.023 \cdot [(\sin(2\pi(Lt - (-0.005)))) / 0.8] + 0.16(Lt - 2.7)$$

In concordance with Eq. 3 a female snail can produce a maximum 10.9 mL when reach an age greater than 7.0 cm. This Pitcher and MacDonald's model recorded a R^2 value of 0.96.

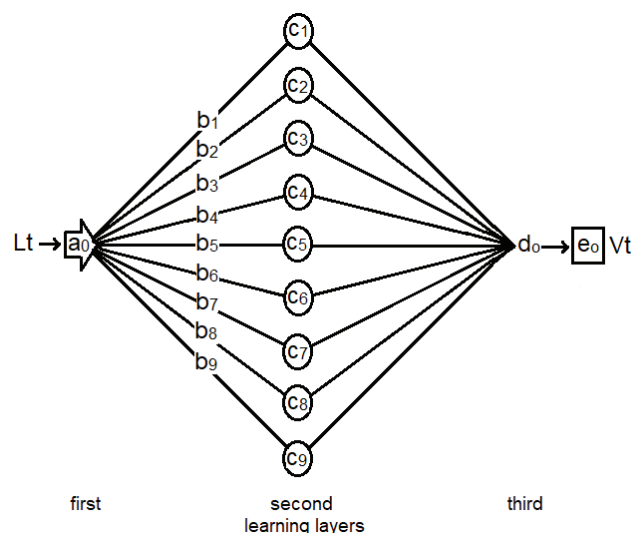


Figure 3. Structure of regression neuronal model generated with artificial intelligence, total volume of extracted dye (Vt), total length of the shell (Lt).

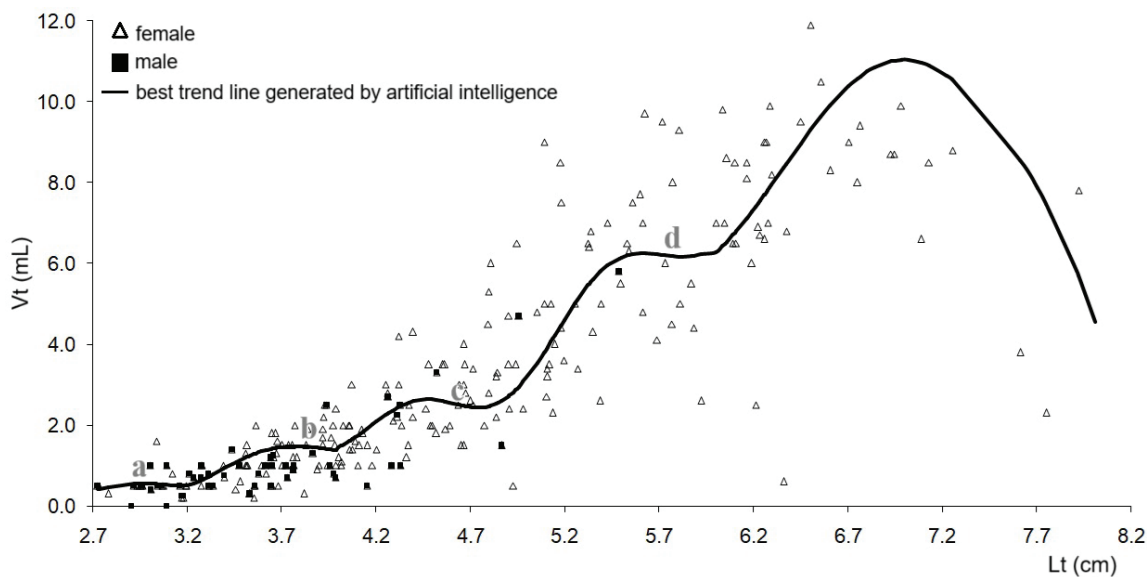


Figure 4. The fitted variation V_t - L_t with the regression neuronal model (black line), total volume of extracted dye (V_t), total length of the shell (L_t). First (a), second (b), three (c) and fourth (d) echelon.

The statistical comparison between trend lines generated with regression neuronal model (observed fit) and our Pitcher and MacDonald's model (expected fit) were not significant ($\chi^2 = 50$, $\chi^2_{0.05} = 289$, degrees of freedom = 251, $p > 0.05$). Thus, our mathematical proposal of Pitcher and MacDonald should offer reliable predictions of V_t for a variety of records L_t in *P. pansa* specimens.

DISCUSSION

Cervantes-Hernández *et al.* (2010; 2016) documented that the population of *P. pansa* has been overexploited in the PNH since 1980, resulting in a modification of the age structure and length ranges, with a general tendency to equalize sizes in both sexes. Authors mentioned that in HNP male specimens are becoming increasingly scarce and female specimens are increasing. Our observations are consistent with the reported by these authors, because our snail sample was strong represented by female specimens in comparison to male specimens.

Unlike Turok *et al.* (1988) and Michel-Morfin *et al.* (2002), our results indicate that dye production does not follow a continuous increasing relationship with shell length. In the present study, the dye production-shell length relationship was better explained by a pattern similar to an ascendant ladder with four echelons (Fig. 4), where each echelon indicated a break in dye production.

As is the case of bacterial growth, secondary metabolites do not form part of the biomass (Varela & Grotiuz, 2006), and its synthesis, as was documented in this study on the production of dye, occurs in the sections where growth in size and biomass slow down (e.g., in the linear sections with abrupt slopes indicated in Figure 4). The formation of the echelons in Figure 4 indicates pauses in the synthesis of the dye, as García *et al.* (2007) documented for secondary metabolites of bacteria, during stationary phases, when bacterial growth is activated.

In a previous study carried out in the HNP by Turok *et al.* (1988), the dye production-shell length relationship was reported only with a curvilinear fit, with no mathematical equation or statistic correlation value. We clearly see here that the reported fit is non-linear and includes an ascendant ladder fit consisting of two echelons reaching a maximum dye production of 5.5 mL at 8.0 cm. Turok *et al.* (1988) attributes the inflection points to the use of male and female data in conjunction, highlighting that dye production stopped and size increased at their inflections.

Michel-Morfin *et al.* (2002) reported a potential fit with a maximum dye production of 6 mL at 5.0 cm ($V_t = 6E^{-6} \cdot L_t^{3.41}$) using only nine data recorded for both sexes along the Mexican Pacific between the southern coast of Baja California and Socorro Island in the state of Jalisco (with an estimated statistical correlation value of 0.81, $p < 0.05$). From a visual examination of their Fig. 4 graph with a potential fit, the observed data suggest a low dye production by fast growing small specimens (potential echelon) between 2.0 and 3.0 cm, where small specimens slowly produced low dye volumes and grew faster. No other echelons were identified since very few specimens larger than 3.0 cm were sampled by these authors.

When Turok *et al.* (1988) and Michel-Morfin *et al.* (2002) established their *P. pansa* V_t - L_t relationship, they did not consider, as Naegel (2005) and Naegel & López-Rocha (2006) had mentioned, that after the extraction of dye the specimens require time and energy to synthesize more dye. Thus, the first authors explained this particular relationship without considering any biological parameter in their proposed mathematical equations.

In comparison with modern biological growth models (Zimmer *et al.*, 2014), Pitcher and MacDonald (1973) did not include biological parameters such as age of maturity (energy invested in sexual maturation), the reproduction buffer (energy that is available to invest in

reproduction), food limitation (when the available food is not sufficient or suitable for growth) and the effect of temperature. Despite the deficiencies mentioned, we consider that Pitcher and MacDonald's model is an alternative to generate predictions of V_t , as the regression neuronal model generated a preliminary fit with sufficient biological variation to establish that dye production does not increase with a fixed rate in relation to changes in shell length. The derivation of Pitcher and MacDonald's model was explained by Somers (1988), and this derivation is similar to replacing the L_{∞} variable by the V_{∞} variable and the E_t variable by the L_t variable.

Cervantes-Hernández *et al.* (2016) documented that the *P. pansa* population in the HNP has been over-exploited since 1980, and stated that the main cause of this was that the Mixtec people extract dye from specimens of all sizes, as well as repeatedly from one same specimen. Turok *et al.* 1988 and Michel-Morfin & Chávez (2000) indicated that a rest of 20 to 21 days should be established between extractions in order to end repetitive dye extraction and increase the abundance of snails in the HNP. Naegel (2005) in turn mentioned that this species cannot produce new dye during the 24 hours following extraction. Despite the recommendations, the extraction practice has not respected any suggestion or indication over the last 22 years and the population of snails continues to be over-exploited (Cervantes-Hernández *et al.*, 2016). Repetitive dye extractions take place as various indigenous groups follow the same route along the rocky shores (on a round trip). Consequently, snails die from over-handling although the Mixtec people say that they remove them carefully.

Naegel (2005) mentioned that dye extraction at any age of *P. pansa* affects the production of mucus that facilitates adhesion and movement along the rocky intertidal fringe, thus handling may affect the snails' adhesion to rocks (Naegel & López-Rocha, 2006). Despite the Mixtecs

manipulating the snails during low tides, the adverse effects of dye extraction can persist until the time of the next high tide causing a high mortality. Thus, much handling has negative effects on *P. pansa* through stress, a greater predation (Garritty, 1984) and a decreased capacity to adhere to rocks.

CONCLUSIONS

The population of *P. pansa* in the HNP consists mainly of females producing large dye volumes, whereas male production is scarce. Dye production does not increase proportionally in relation to changes in shell length. At any size, a snail requires a rest to synthesize more dye after being milked. Small 2.7 to 4.2 cm snails produce a small volume of dye with big length increases, whereas larger 4.8 to 7.7 cm snails produce a large volume of dye with small length increases. Special marks should be used to identify milked specimens in order to avoid repetitive dye extraction.

Etic and contribution statement

Pedro Cervantes-Hernández: Conceptualization, Formal analysis, Project administration, Resources, Writing – original draft, Writing – review & editing. Ana L. Ibañez: Project administration, Writing – review & editing. Ana Maria Torres-Huerta: Project administration, Writing – review & editing.

ACKNOWLEDGMENTS

Thanks to UMAR-CONAP-2IR1109 project for providing economic resources. Special thanks to personnel of UMAR and HNP and Isabel Gallardo Berumen for taking part in fieldwork. Thanks to Andrea Raz-Guzman for English revision.

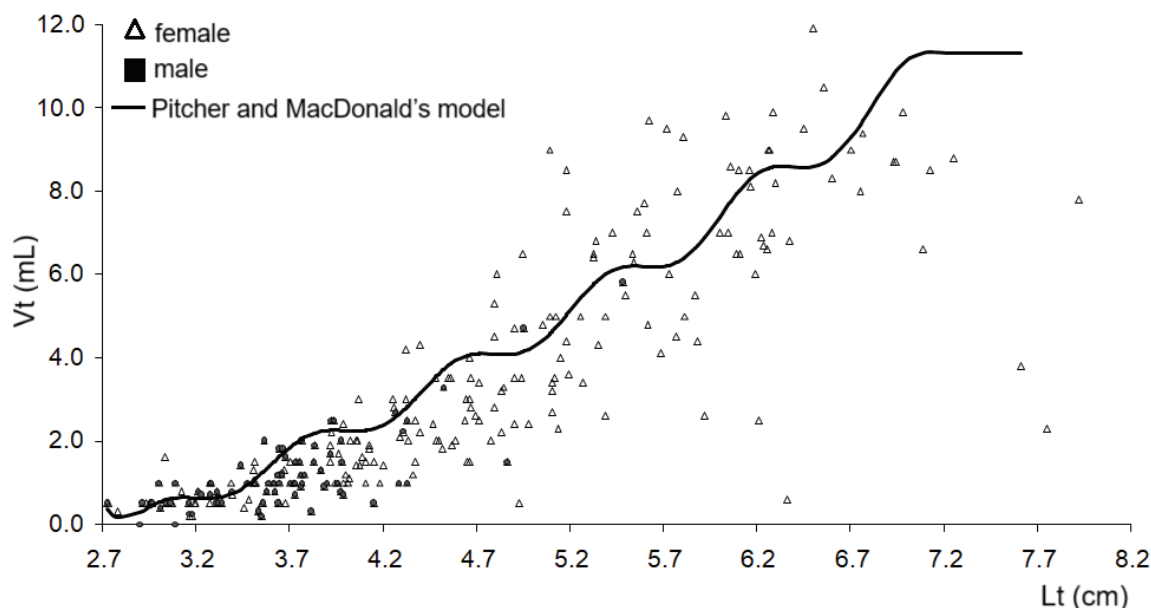


Figure 5. The fitted variation V_t - L_t with the Pitcher and MacDonald's model (black line), total volume of extracted dye (V_t), total length of the shell (L_t).

REFERENCES

- ALEJO-PLATA, M.D.C., S.S. LEÓN-GUZMÁN, R. DÍAZ-POLO & A.M. TORRES-HUERTA. 2019. Diversidad, abundancia y frecuencia de argonautas (Cephalopoda: Argonautidae), en la dieta de peces pelágicos de importancia comercial en Oaxaca, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 54(1): 107-117. DOI:10.22370/rbmo.2019.54.1.1651
- BAKER, J.T. & C.C. DUKE. 1973. Chemistry of the indoleninones II. Isolation from the hypobranchial glands of marine mollusks of 6-bromo-2,2-dimethylthioindolin-3-one and 6-bromo-2 methyl thio indoleninone as alternative precursors to tyrian purple. *Australian Journal of Chemistry* 26: 2153-2157. DOI:10.1071/CH9732153
- CASTILLO-RODRÍGUEZ, Z.G. & F. AMEZCUA-LINARES. 1992. Biología y aprovechamiento del caracol morado *Plicopurpura pansa* (Gould 1853) (Gastropoda: Neogastropoda) en la costa de Oaxaca, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México* 19(2): 223-234.
- CERDENARES, G., E. RAMÍREZ, S. RAMOS, G. GONZALES, V. ANISLADO, D. LOPEZ & S. KARAM. 2014. Impacto de la actividad pesquera sobre la diversidad biológica, Revisión para el Pacífico sur de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1(1): 95-114.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P. & A. EGREMY-VALDEZ. 2013. Variation of shrimp total catch related to the geographic distribution of sediments at fishing zone 90, Gulf of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Hidrobiológica* 23(1): 111-123.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P., S.J. SERRANO-GUZMÁN & M.I. GALLARDO-BERUMEN. 2010. Estimación de parámetros de crecimiento en longitud para el caracol púrpura *Plicopurpura pansa* (Prosobranchia: Muricidae) en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Biología, Ciencia y Tecnología* 3: 197-209.
- CERVANTES-HERNÁNDEZ, P., J.E. MICHEL-MORFÍN & M.I. GALLARDO-BERUMEN. 2016. Reproductive and recruitment seasons of the purple snail *Plicopurpura pansa* (Gould, 1853) in Oaxaca, Mexico. *Journal of Shellfish Research* 35(4): 993-1005. DOI:10.2983/035.035.0422
- CHÁVEZ, E.A. & J.E. MICHEL-MORFÍN. 2006. Strategies for sustainable dye harvest of the purple conch *Plicopurpura pansa* (Gould 1853) from west central Mexico. *American Malacological Bulletin* 21: 51-57.
- CLENCH, W.J. 1947. The genera *Purpura* and *Thais* on the western Atlantic. *Johnsonian* 2: 61-91.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS), 2003. Programa de Manejo Parque Nacional Huatulco, México. Disponible en línea en: http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/huatulco.pdf (Acceded date: January 2022).
- GARCÍA-IBÁÑEZ, S., P. FLORES-RODRÍGUEZ, R. FLORES-GARZA & A. VALDÉS-GONZÁLEZ. 2007. Dispersión espacial de *Plicopurpura patula pansa* en playas rocosas del estado de Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78:15-21.
- GARRITY, S.D. 1984. Some adaptations of gastropods to physical stress on a tropical rocky shore. *Ecology* 65(2):559-574. DOI: 10.2307/1941418
- HADDON, M. 2011. *Modelling and quantitative methods in fisheries*. London, United Kingdom: Chapman and Hall CRC Press. 405 pp.
- HAYKIN, S. 1994. *Neural Networks: a Comprehensive Foundation*. Ed.: PEARSON Prentice Hall, India, 823 p.
- MICHEL-MORFÍN, J.E. & E.A. CHÁVEZ. 2000. Effect of repetitive dye extraction over yield and survival rate of the purple snail *Plicopurpura pansa* (Gould 1853). *Journal of Shellfish Research* 19(2): 913-917.
- MICHEL-MORFÍN, J.E., E.A. CHÁVEZ & V. LANDA. 2000. Population parameters and dye yield of the purple snail *Plicopurpura pansa* (Gould 1853) of West Central Mexico. *Journal of Shellfish Research* 19(2): 919-925.
- MICHEL-MORFÍN, J.E., E.A. CHÁVEZ & L. GONZÁLEZ. 2002. Population structure, effort and dye yielding of the snail *Plicopurpura pansa* (Gould, 1853) in the Mexican Pacific. *Ciencias Marinas* 28(4): 357-368.
- NAEGEL, L.C.A. 2005. The effect of periodically "milking" to obtain Tyrian Purple from *Plicopurpura pansa* (Gould 1853) on the frequency of expulsion and mortality. *Journal of Shellfish Research* 24:85-90. DOI:10.2983/0730-8000(2005)24[85:TEOPMT]2.0.CO;2
- NAEGEL, L.C.A. & J. COOKSEY. 2002. Tyrian purple from marine muricids, especially from *Plicopurpura pansa* (Gould 1853). *Journal of Shellfish Research* 21(1): 193-200.
- NAEGEL, L.C.A. & J. LÓPEZ-ROCHA. 2006. Can the collection of "Tyrian Purple" from *Plicopurpura pansa* (Gould 1853) (Prosobranchia, Muricidae) be blamed for its declining population? *Journal of Shellfish Research* 25(2): 395-398. DOI:10.2983/0730-8000(2006)25[395:CTCOTP]2.0.CO;2
- NAEGEL, L.C. & F.A. GARCÍA-DOMÍNGUEZ. 2006. Reproductive cycle of the purple snail *Plicopurpura pansa* (Gould 1853) from two locations at Baja California Sur, Mexico. *Journal of Shellfish Research* 25(3):925-933. DOI:10.2983/0730-8000(2006)25[925:RCOTPS]2.0.CO;2
- NGANGBAM, A.K., P. MOUATT, J. SMITH, J., D.L. WATERS & K. BENKENDORFF. 2019. Bromoperoxidase producing *Bacillus* spp. isolated from the hypobranchial glands of a muricid mollusc are capable of tyrian purple precursor biogenesis. *Marine Drugs* 17 (5): 264. DOI:10.3390/md17050264
- PAEDES, C., P. HUAMÁN, F. CORDOSO, R. VIVAR & V. VERA. 1999. Estado actual del conocimiento de los moluscos acuáticos en el Perú. *Revista Peruana de Biología* 6: 5-47.
- PEÑA, G.G.M. 1970. Zonas de distribución de los gasterópodos marinos del Perú. *Anales Científicos de la Universidad Nacional Agraria* 8: 153-170.
- PITCHER, T.J. & P.D.M. MACDONALD. 1973. Two models for seasonal growth in fishes. *Journal of Applied Ecology* 10 (2): 599-606. DOI:10.2307/2402304
- RAMÍREZ-RODRÍGUEZ, M. & L.C.A. NAEGEL. 2003. Crecimiento del caracol de tinte *Plicopurpura pansa* en Baja California, México. *Ciencias Marinas* 29(3): 283-290.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES), 2008. Plan de Manejo tipo, Regional para las costas de Oaxaca: una revisión. Disponible en línea en: http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/temas/gestionambiental/vidasilvestre/Documents/PMT/2012/Plan_Manejo_Mangle_MARISMASNAYARIT.pdf (Acceded date: January 2022).

- SCHUNCK, E. 1880. LII. Notes on the purple of the ancients (continuation). 3. Purple dying in modern times. *Journal of the Chemical Society* 37: 613-617.
- SOMERS, I.F. 1988. On a seasonally oscillating growth function. *Fishbyte* 6(1):8-11.
- Turok, M., A.M. Sigler, E. Hernández, J. Acevedo, R. Lara & V. Turcott. 1988. *El caracol púrpura. Una tradición milenaria en Oaxaca*. Secretaría de Educación Pública -Dirección General de Culturas Populares Indígenas - Programa de Artesanías y Culturas Populares, Ciudad de México. 164p.
- VARELA, G. & G. GROTIUZ. 2006. Fisiología y metabolismo bacteriano. In: Varela, G. & G. Grotiuz (Eds.). Temas de bacteriología y virología médica. Facultad de Medicina Uruguay, CAFA. pp. 43-58.
- VERHECKEN, A. 1989. The indole pigments of mollusca. *Annales de la Société Royale Zoologique de Belgique* 119(2): 181-197.
- ZIMMER, E.I., V. DUCROT, T. JAGER, J. KOENE, L. LAGADIC & S.A.L.M. KOOIJMAN. 2014. Metabolic acceleration in the pond snail *Lymnaea stagnalis*?. *Journal of Sea Research* 94: 84-91.
- Zar, H.J. 1999. Biostatistical analysis. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall. 663 pp.

Efecto de la suplementación de dos tipos de biomasa microbiana adicionadas a bajos niveles sobre el crecimiento, asimilación y protección hepática en tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*)

Effect of two types of microbial biomass added at low dietary levels on growth, assimilation and hepatic protection in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*)

Lourdes Xochipa Hernández¹, Oscar Daniel García Pérez^{1*}, Julio César Cruz Valdez¹, Julián Gamboa Delgado², Hugo Bernal Barragán³, David Alonso Villarreal Cavazos².

Recibido: 07 de octubre de 2024.

Aceptado: 07 de febrero de 2025.

Publicado: agosto de 2025.

RESUMEN

Objetivos. Se diseñó un experimento nutricional en el cual se evaluó el efecto de la sustitución parcial de harina de pescado (HP) por biomasa bacteriana y espirulina (*Arthrospira platensis*) sobre el crecimiento, asimilación de nutrientes y protección hepática en tilapia del Nilo. **Métodos.** Se formularon cinco tratamientos (dietas isoprotéicas e isoenergéticas): La dieta control consistió en 100% de la proteína aportada por HP, los tratamientos 97HP:3AP y 94HP:6AP consistieron en 3 y 6%, respectivamente, de proteína aportada por *Arthrospira* y 97HP:3BB y 94HP:6BB en 3 y 6%, respectivamente, de la proteína aportada por biomasa bacteriana. Se utilizaron 320 alevines (0.8 ± 0.05 g peso inicial), distribuidos en 16 organismos por acuario (4 acuarios por tratamiento). Durante 28 días se ofreció alimento *ad libitum* en tres porciones por día, iniciando con 10% de la biomasa del acuario. **Resultados y conclusiones.** Los parámetros de rendimiento entre tratamientos fueron similares. Los valores isotópicos del nitrógeno determinados en los ingredientes experimentales y en tejido muscular de los peces permitió estimar la asimilación proporcional relativa del nitrógeno dietario aportado por los ingredientes experimentales. Se observó que, incluso a los niveles evaluados, ambas fuentes microbianas aportaron nitrógeno estructural durante la biosíntesis de músculo. Al evaluar el grado de protección hepática conferido por los ingredientes en peces expuestos a diésel, todos los tratamientos presentaron un incremento en la actividad de la enzima carboxilesterasa. En cambio, la actividad de glutatión-S-transferasa, se incrementó solamente en los peces que consumieron las dietas con 3 y 6% de espirulina. La adición de las fuentes microbianas en la mayoría de los casos promovió respuestas fisiológicas positivas al observarse que los niveles de expresión enzimática no presentaron alteraciones significativas.

Palabras clave: tilapia del Nilo, biomasa microbiana, *Arthrospira*, isótopos estables, actividad enzimática

ABSTRACT

Goals. A feeding experiment was designed to evaluate the effect of partial replacement of fishmeal (HP) with bacterial biomass and spirulina (*Arthrospira platensis*) on the growth, nutrient assimilation, and liver protection in Nile tilapia. **Methods.** Five diets (isoproteic and isoenergetic) were formulated: The control diet consisted of 100% of the protein provided by HP; treatments 97FM:3AP and 94FM:6AP consisted of 3 and 6%, respectively, of protein provided by *Arthrospira*; and 97FM:3BB and 94FM:6BB consisted of 3 and 6%, respectively, of protein derived from a bacterial biomass. 320 fingerlings (0.8 ± 0.05 g initial weight) were selected and distributed at 16 organisms per tank (4 tanks per treatment). Fish were fed *ad libitum* for 28 days, in three portions per day and starting with 10% of the estimated fish biomass. **Results and conclusions:** performance parameters were similar among treatments. The nitrogen isotopic values determined in the experimental ingredients and fish muscle tissue allowed estimating the relative proportional assimilation of nutrients derived from the different ingredients. It was observed that, even at the evaluated levels, both microbial sources contributed with structural nitrogen during muscle biosynthesis. When evaluating the degree of liver protection conferred by the ingredients in fish exposed to diesel, all treatments showed an increase in carboxylesterase enzyme activity. In contrast, glutathione-S-transferase activity increased only in fish that consumed the diets with 3 and 6% spirulina. The addition of microbial sources in most cases promoted positive physiological responses as it was observed that enzyme expression levels remained stable.

Keywords: Nile tilapia, microbial biomass, *Arthrospira*, stable isotopes, enzyme activity

¹ Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Nuevo León, Nuevo León. Av. Fco. Villa S/N, Col. Ex-Hacienda El Canadá, General Escobedo, Nuevo León, 66050. México.

² Programa Maricultura, Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Pedro de Alba s/n, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, 66455. México.

³ Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Av. Fco. Villa S/N, Col. Ex-Hacienda El Canadá, General Escobedo, Nuevo León, 66050. México.

*Corresponding author:

Oscar Daniel García Pérez: e-mail: oscar_garcia83@hotmail.com; oscar.garciapr@uanl.edu.mx

To quote as:

Xochipa Hernández, L., O. D. García Pérez, J. C. Cruz Valdez, J. Gamboa Delgado, H. Bernal Barragán & D. Alonso Villarreal Cavazos. 2025. Efecto de la suplementación de dos tipos de biomasa microbiana adicionadas a bajos niveles sobre el crecimiento, asimilación y protección hepática en tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Hidrobiológica* 35 (2): 117-128.

DOI:10.24275/RSMF5717

INTRODUCCIÓN

La producción acuícola ha tenido un crecimiento significativo en los últimos años, superando a la producción pesquera tradicional y consolidándose como uno de los sectores de producción de alimentos más adaptables a diferentes condiciones (FAO, 2022). Una especie clave para el crecimiento de la acuicultura en el ámbito mundial es la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758). Debido a su tolerancia a diferentes factores ecológicos y ambientales, ya que se adapta tanto a climas tropicales como subtropicales, además, presenta un rápido crecimiento y aumento de masa muscular, contribuyendo de manera significativa a mejorar los medios de vida en diferentes partes del mundo donde se cultiva (Munguti *et al.*, 2022). Sin embargo, un punto crítico para incrementar la producción acuícola es la alimentación, ya que este rubro representa entre el 40 al 60% de los gastos operacionales, por lo tanto, la integración de fuentes proteicas alternativas a la harina de pescado es fundamental para garantizar la sostenibilidad económica y ambiental de la industria (Jabir *et al.*, 2012; Kirimi *et al.*, 2016). Para mitigar la problemática asociada al uso de harina de pescado y maximizar el rendimiento de los alimentos acuícolas, se ha explorado el uso de aditivos o ingredientes integrados en la dieta en pequeñas cantidades, como estrategia de mejorar la eficiencia nutricional y promover el crecimiento de los peces (Alemayehu *et al.*, 2018). Entre las soluciones más innovadoras se encuentran el uso de ingredientes unicelulares.

La biomasa microbiana se refiere a un conjunto de microorganismos que incluyen bacterias, microalgas y levaduras, organismos que son actualmente producidos utilizando diferentes sustratos novedosos, como desechos agrícolas y efluentes de industrias alimentarias (Gamboa-Delgado *et al.*, 2017). Los resultados de la incorporación de biomasa microbiana en la alimentación de especies acuícolas indican que en especies tales como salmón, *Salmo salar* (Romarheim *et al.*, 2011), camarón tigre, *Penaeus monodon* (Glencross *et al.*, 2014) y trucha, *Oncorhynchus mykiss* (Teimouri *et al.*, 2013), se mejoran los parámetros de crecimiento debido al alto contenido proteico de los microorganismos (65-82%). Adicionalmente, muchas especies de microorganismos contienen perfiles de aminoácidos esenciales ideales, además de aportar ácidos grasos, vitaminas y minerales, demostrado así un gran potencial al mejorar la salud y el rendimiento en organismos acuáticos, sin embargo, la información acerca del papel protector ante la presencia de xenobióticos es limitada (Xu *et al.*, 2021).

La espirulina *Arthrospira platensis* es una cianobacteria filamentos, que habita en aguas tropicales y salinas con un pH alcalino (9.5). Ha sido utilizada en dietas acuícolas como fuente alterna de proteína y como ingrediente funcional debido a su buen contenido de macro y micronutrientes (hierro, vitamina B₁₂, β-caroteno, clorofila, ficocianina y antioxidantes) (Pakravan *et al.*, 2017; Plaza *et al.*, 2018; Darwish *et al.*, 2020). Su contenido proteico oscila entre el 60 y 70% (Macias-Sancho *et al.*, 2014) y el contenido de aminoácidos esenciales representa hasta el 47% de la proteína total (Soni *et al.*, 2017). La espirulina *A. platensis* se utiliza como fuente proteica para la alimentación animal y se valoran sus propiedades inmuno-protectoras, que reducen la susceptibilidad a los efectos nocivos de los contaminantes ambientales (Diniz *et al.*, 2024), además de modular la respuesta inmune (Abdel-Tawwab & Ahmad, 2009).

Para validar la eficiencia de las fuentes proteicas en acuicultura, se debe evaluar su eficiencia digestiva y aprovechamiento para el in-

cremento de biomasa, además de la palatabilidad (Alves *et al.*, 2020), la digestibilidad aparente (Arriaga-Hernández *et al.*, 2021) y la asimilación de nutrientes por medio de diversos biomarcadores. El uso de isótopos estables emerge como una técnica alternativa que aporta valiosa información sobre el aprovechamiento de los nutrientes por diversos ingredientes alternativos, que pueden apoyar la sustentabilidad de la nutrición acuícola (Gamboa-Delgado, 2022). La técnica de determinaciones isotópicas en sistemas acuícolas permite generar información relevante acerca de la utilización fisiológica de los nutrientes aportados por diversos ingredientes alternativos. La técnica también se utiliza para explorar el flujo de nutrientes y energía en diversos ecosistemas y la asimilación proporcional de nutrientes específicos (típicamente carbono y nitrógeno dietario) presentes en diversos ingredientes y en los tejidos de los consumidores (García-Pérez *et al.*, 2018). Winter *et al.* (2019) reportaron cambios isotópicos exponencial en organismos acuáticos de rápido crecimiento, lo cual facilita su uso como trazadores nutricionales.

Diversos investigadores han evaluado biomarcadores enzimáticos como la Glutatión S-transferasa (GST), Fosfatasa Alcalina (ALP) y Carboxilesterasa (CE) como indicadores sensibles de la magnitud de los efectos tóxicos inducidos por un xenobiótico (Aguilera-González *et al.*, 2015; Park *et al.*, 2020). Se propone que la adición de ingredientes alternativos como biomasa bacteriana y espirulina *A. platensis*, puede modular la respuesta de estos biomarcadores enzimáticos, al atenuar efectos tóxicos. Aguilera-González *et al.* (2015) expusieron por medio de inyección intraperitoneal una dosis controlada de un xenobiótico, con la finalidad de provocar cambios significativos en la actividad de enzimas hepáticas de detoxificación sin causar mortalidad en los peces.

Con base en lo anterior, el objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto dietario de la sustitución parcial de harina de pescado por biomasa bacteriana y espirulina (*Arthrospira platensis*) sobre parámetros de rendimiento, su digestión y asimilación por medio de mediciones de isótopos estables. Además, analizar la actividad enzimática de la GST, ALP y CE como indicadores de función hepática ante la presencia de un xenobiótico (diésel).

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental y condiciones del bioensayo

Para el estudio se usaron 320 alevines de tilapia del Nilo con un peso inicial de 0.8 ± 0.05 g. Los peces fueron seleccionados a partir de un lote de alevines obtenido de una unidad de producción acuícola en La Antigua, Veracruz, México. Los peces se transportaron al laboratorio de producción acuícola de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Nuevo León, donde se mantuvieron durante cinco días como un periodo de aclimatación en acuarios de cristal y un fotoperíodo natural de 12-12 horas luz-oscuridad. Durante la aclimatación y bioensayo se mantuvieron los siguientes parámetros de calidad del agua: temperatura: $28 \pm 2^\circ\text{C}$; pH: 8.4 ± 0.2 ; nitrógeno amoniacal: 0.09 ± 0.04 mg L⁻¹; el nitrito se mantuvo en niveles inferiores a su detección, y los valores de nitrato fueron de 10.5 ± 0.04 mg L⁻¹. El bioensayo de alimentación se dispuso como un diseño completamente aleatorio en el cual los alevines se distribuyeron a razón de 16 organismos por acuario (con una capacidad de 120 L), configurando 4 replicados por tratamiento.

Dietas Experimentales

Durante la aclimatación, los peces fueron alimentados con una dieta comercial (NutriPec, Purina® con 44% de proteína cruda y 15% de lípidos), cuya composición bromatológica e isotópica se determinó previo a su uso mediante procedimientos estandarizados (método Kjeldahl 960.52 para proteína, método 920.39 para grasa utilizando un extractor tipo Soxhlet, método 942.05 para cenizas [AOAC, 2006] y análisis isotópico de nitrógeno como se describe en Gamboa-Delgado *et al.* [2020]). Esta dieta de aclimatación permitió establecer un valor isotópico inicial (basal) en el músculo de todos los organismos antes de que las dietas experimentales fueran diversificadas.

Para el estudio se formularon y prepararon cinco dietas experimentales (Tabla 1), en las que se usó como fuentes de proteína harina de pescado ([HP] sardina Monterrey), harina de espirulina, *A. platensis* ([AP], con 63% proteína) y una biomasa bacteriana comercial, ProFloc™ – Nutrinis Inc. ([BB], con 68% proteína). Las cinco dietas fueron iso-nitrogenadas (40.5% de proteína cruda) e iso-energéticas (4.9 kcal/g) y correspondieron a los cinco tratamientos aplicados (Tabla 2). La dieta control contenía solo harina de pescado (100HP) como fuente de nitrógeno. A cuatro dietas más se les incluyó 3 y 6% de harina de espirulina *A. platensis* (97HP:3AP; 94HP:6AP), o 3 y 6% de biomasa bacteriana (97HP:3BB; 94HP:6BB), estimando en función del nitrógeno disponible (Tabla 2). A partir del inicio del bioensayo, se sustituyó la dieta comercial por las experimentales, las cuales se proporcionaron *ad libitum* tres veces al día (9:00, 13:00 y 17:00 h). El alimento no consumido y las heces se retiraron diariamente de las unidades experimentales, en la mañana, antes de la primera alimentación.

Parámetros de crecimiento y recolección de muestras

Al final del periodo experimental de 28 días, se determinó el peso individual de los peces utilizando una balanza analítica (A&D Company®, modelo: Fx-2000i), con capacidad máxima de 2200 g y división mínima de 0.01 g. Previo al pesado de los peces, se eliminó parte de la humedad con una tela absorbente. Los parámetros de rendimiento fueron medidos siguiendo métodos reportados previamente (García-Pérez *et al.*, 2022), con la finalidad de determinar los efectos de la incorporación de los ingredientes.

Para determinar los cambios isotópicos promovidos por las diferentes dietas en el tejido muscular de los peces, se realizaron muestreos de tejido muscular en los días experimentales 0, 3, 7, 14, 21 y 28. En cada muestreo se tomó un pez por réplica y se sacrificó mediante inmersión en agua con hielo, para posteriormente diseccionar y obtener el tejido muscular siguiendo la metodología utilizada por García-Pérez *et al.* (2018). En el día final del bioensayo, todos los peces fueron sacrificados de la forma previamente descrita. Posteriormente, se disectaron los peces a fin de extraer el músculo lateral y finalmente muestras de músculo, ingredientes proteicos y dietas experimentales, fueron deshidratadas a 60 °C durante 24 h, en un horno de convección. Las muestras se sometieron a molienda con un mortero y pistilo y se almacenaron en un desecador, hasta su pretratamiento para el análisis de isótopos estables.

Análisis elemental y análisis de isótopos estables

Las dietas, ingredientes proteicos y muestras de músculo previamente secas y molidas fueron pesadas (1.0 ± 0.1 mg) y se empaquetaron individualmente en microcápsulas de estaño, las cuales a su vez se colocaron en microplacas de 96 pocillos. Los análisis isotópicos se realizaron en la Stable Isotope Facility de la Universidad de California

(Davis, CA, USA), siguiendo el método descrito por García-Pérez *et al.* (2018). Los valores isotópicos fueron estimados a partir del valor estándar del valor isotópico ($\delta^{15}\text{N}$) del material de referencia (nitrógeno atmosférico) y los resultados fueron expresados en notación delta (δ), definida como partes por mil (‰).

Estimación de la contribución nutrimental y tiempo de residencia de nitrógeno

Las contribuciones proporcionales del nitrógeno dietario al crecimiento de los peces se estimaron a partir de los valores isotópicos analizados, utilizando un modelo de mezclado isotópico para dos fuentes nutricionales y un isótopo (Phillips & Gregg, 2001). El modelo considera las diferencias isotópicas entre las fuentes dietarias (harina de pescado y fuentes microbianas) y el consumidor (en este estudio representado por el tejido muscular de los peces), así como el tamaño de la muestra y la variabilidad isotópica entre muestras. Los cambios isotópicos provocados por las dietas experimentales se registraron durante el bioensayo y al final se calcularon los factores de discriminación isotópica, definidos como las diferencias en los valores isotópicos entre los consumidores y sus respectivas dietas después de alcanzar un equilibrio isotópico $[\Delta^{15}\text{N}]$.

Los valores isotópicos determinados en peces alimentados con la dieta consistente en harina de pescado como única fuente de proteína fueron tomados como valores isotópicos de referencia en el modelo de mezclado isotópico. Dado que no se manufacturaron dietas conteniendo solamente biomasa bacteriana o espirulina de *A. platensis*, se consideraron como valores de discriminación isotópica los resultados obtenidos previamente en laboratorio, teniendo en cuenta los requisitos de aplicación asociados al uso de modelos de mezclado isotópico, tales como la verificación de valores isotópicos contrastantes en los ingredientes y el alcance de un equilibrio isotópico entre consumidores y dietas.

Los valores isotópicos registrados a los diferentes tiempos se integraron a un modelo exponencial de cambio (Eq. 1, Hesslein *et al.*, 1993) el cual permitió diferenciar los cambios isotópicos causados por el crecimiento (k) y la tasa de recambio metabólica (m).

$$C_{\text{muestra}} = C_n + (C_0 - C_n) e^{-(k+m)t} \quad (\text{Eq. 1})$$

Donde C_{muestra} es el valor isotópico en el tejido del pez en determinado tiempo t , es el valor isotópico del tejido del organismo consumidor al estar en C^0 equilibrio con la dieta inicial (dieta de aclimatación del presente estudio), y C^n es el valor isotópico alcanzado cuando el pez está en equilibrio con la nueva dieta (dietas experimentales en el presente estudio).

Tabla 1. Análisis proximales de las fuentes de proteína utilizadas para la elaboración de las dietas experimentales.

Ingredientes	Harina de pescado (Alimentos Costamar®)	Arthrospira platensis (Agrovitae®)	Biomasa bacteriana (ProFloc™)
Materia Seca (%)	92.11	92.27	74.64
Proteína (%/BS)	68.28	63.95	68.64
Lípidos (%)	8.15	1.05	10.26
Cenizas	15.64	9.19	21.3

La constante de crecimiento, representada por k , se obtuvo ajustando un modelo de crecimiento exponencial a los datos de peso observado, $k = \log(\text{peso final} / \text{peso inicial}) / \text{tiempo (días)}$, mientras el parámetro m se estimó mediante regresión no-lineal iterativa. Una vez estimados los dos últimos coeficientes, fue posible estimar el periodo de tiempo necesario para que la mitad del nitrógeno sea remplazado en el tejido muscular (t_{50} ó tiempo medio, Eq 2; MacAvoy *et al.*, 2005)

$$t_{50} = \ln 2 / m + k \quad (\text{Eq. 2})$$

Evaluación de biomarcadores enzimáticos

Con el propósito de evaluar el efecto de las dietas experimentales adicionadas con 3 y 6% de espirulina o biomasa bacteriana, y de la dieta control de harina de pescado, a la exposición a un xenobiótico de tipo hidrocarburo (diésel) en los peces del presente estudio, al finalizar el periodo de alimentación, se seleccionaron aleatoriamente 20 peces de cada tratamiento, de los cuales a 10 se les aplicó una inyección

intraperitoneal de diésel (variante 305-82 PEMEX) disuelto previamente en aceite vegetal puro de soya a una dosis no letal de 50 $\mu\text{g/kg}$ (tratamiento D). Otros 10 peces de cada tratamiento fueron inyectados con aceite vegetal puro de soya sin diésel (tratamiento A) los cuales fungieron como tratamiento control. Se utilizaron jeringas nuevas por cada pez durante la aplicación. La dosis aplicada del xenobiótico en el presente estudio, así como el método y el periodo de exposición fueron establecidos de acuerdo con lo reportado por Aguilera-González *et al.* (2015).

Los procedimientos realizados fueron aprobados por el Comité de Bioética y Bienestar Animal de la FMVZ-UANL número de folio: 36/2022.

Preparación de muestras y análisis de actividad enzimática

En el presente estudio se determinaron los niveles de actividad de enzimas hepáticas (CE, GST y ALP), comúnmente utilizadas como biomarcadores de estrés por exposición a xenobióticos (Al-Ghais *et al.*, 2000; Napierska *et al.*, 2006; Nandurkar, 2017).

Tabla 2. Formulación nutrimental (g/1000 g de dieta) de cinco dietas experimentales para la tilapia del Nilo utilizadas para evaluar la contribución de nutrientes suplementados por la harina de pescado (HP), *Arthrospira platensis* (AP) y biomasa bacteriana (BB) para el crecimiento de los peces. Además, se incluye la composición proximal y valor isotópico de cada una de las dietas.

Dieta (g/kg)	Control	97HP:3AP	94HP:6AP	97HP:3BB	94HP:6BB
HP, sardina ^a	615	605	580	600	590
Fécula de maíz ^b	286	267	281	250	258
Aceite de pescado ^c	95	105	100	110	100
<i>Arthrospira platensis</i> ^d	0	18	35	0	0
Biomasa bacteriana (ProFloc TM) ^e	0	0	0	16	28
Celulosa ^f	0	1	0	20	20
CMC ^g	10	10	10	10	10
Premezcla de vitaminas ^h	2	2	2	2	2
Premezcla de minerales ^h	2	2	2	2	2
Análisis proximal e isotópica					
Proteína cruda (%)	39.0 ± 0.01	41.2 ± 0.16	42.1 ± 1.41	38.0 ± 2.19	42.9 ± 0.80
Lípidos (%)	14.9 ± 0.31	16.2 ± 0.23	15.4 ± 0.03	16.1 ± 0.16	15.3 ± 0.03
Fibra cruda (%)	6.6 ± 0.89	8.3 ± 1.56	7.2 ± 0.26	7.3 ± 0.13	6.9 ± 0.04
Cenizas (%)	9.0 ± 0.14	10.2 ± 0.91	10.7 ± 0.23	11.2 ± 1.83	9.2 ± 0.34
$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	16.5 ± 0.22	15.1 ± 0.30	15.7 ± 0.17	15.6 ± 0.25	16.0 ± 0.19

^aAlimentos Costamar (Sonora, México); Maizena, ^bUnilever (Londres, Reino Unido); ^cNutroTM (Madrid, España); ^dAgrovitae UANL (Monterrey, N.L., México); ^eNutrinsic Corporation (Glendale, CO, USA); ^fSigma-Aldrich (St. Louis, MO, USA); ^gCarboximetilcelulosa, ^hComposición de la premezcla de vitaminas: retinol, 4,000 IU/g; tiamina, 24 g/kg; riboflavina, 16 g/kg; DL Ca pantotenato, 30 g/kg; piridoxina, 30 g/kg; cianocobalamina, 80 mg/kg; ascórbico ácido, 60 g/kg; menadione, 16 g/kg; colecalciferol, 3,200 IU/g; tocoferol, 60 g/kg; biotina, 400 mg/kg; niacina, 20 mg/kg; fólico ácido, 4 g/kg. d Composición de la premezcla de minerales: Co, 2 g/kg; Mn, 16 g/kg; Zn, 40 g/kg; Cu, 20 g/kg; Fe, 1 mg/kg; Se, 100 mg/kg; I, 2 g/kg.

Después de la exposición, los peces se mantuvieron vivos en sus respectivos acuarios durante 24 horas. Posteriormente fueron sacrificados por hipotermia y se recolectaron muestras de hígado de cada pez las cuáles se almacenaron en ultracongelación a -70°C para su posterior análisis de actividad enzimática.

Para obtener los extractos enzimáticos, las muestras de hígado fueron homogenizadas en agua bidestilada en una proporción 1:10 (peso de muestra: volumen agua) utilizando un mortero en frío (4°C) durante 4 minutos. Las muestras homogenizadas fueron centrifugadas a 2,000 g durante 15 minutos en una centrifuga con control de temperatura (4°C). El sobrenadante fue separado de la capa superior de lípidos y del precipitado y fue almacenado en alícuotas de 0.1 mL en tubos criogénicos a ultracongelación (-70°C) para su uso posterior como extractos enzimáticos.

La concentración de proteína en los extractos enzimáticos fue determinada mediante el método de Bradford, utilizando suero de albúmina bovina (BSA) como proteína estándar (Bradford, 1976). La actividad de CE se determinó en microplacas según la metodología descrita por Aguilera-González *et al.* (2015). La mezcla de reacción consistió en 200 μL de buffer tris-HCl 50 mM (pH 7.1), 10 μL de extracto y 100 μL de 4-nitrofenilo acetato 2 mM como sustrato para iniciar la reacción. La absorbancia se registró inmediatamente a 405 nm y durante un lapso de 10 minutos a intervalos de 120 segundos, en un lector de microplacas EPOCH (Biotek, Vermont, EE. UU.). Para cada muestra se realizaron tres réplicas analíticas; en los controles se reemplazó la muestra por buffer. Se verificó la linealidad de la reacción, y la actividad enzimática se expresó como $\mu\text{mol min}^{-1} \text{mg}$ de proteína $^{-1}$, utilizando un coeficiente de extinción molar de p-nitrofenol de $18,5 \text{ mM}^{-1} \text{cm}^{-1}$.

La actividad de ALP se determinó en microplacas utilizando fosfato de 4-nitrofenilo como sustrato (Mazorra *et al.*, 2002). Para la reacción se agregaron 200 μL de buffer dietanolamina (1.0 M) con MgCl_2 50 mM (pH 9.8), luego se agregaron 10 μL del extracto enzimático y 10 μL del sustrato a una concentración final de 0.4 mM. Se realizaron lecturas de absorbancia a 405 nm, con las mismas condiciones que las realizadas para la medición de CE. La actividad enzimática se expresó como $\mu\text{mol min}^{-1} \text{mg}$ de proteína $^{-1}$ utilizando para el coeficiente de extinción molar de 4-nitrofenilo de $18,5 \text{ mM}^{-1} \text{cm}^{-1}$.

La actividad GST se determinó mediante método adaptado a microplacas (Barriga-Vallejo *et al.*, 2017). Para la reacción se agregó un volumen de 300 μL de mezcla de sustrato conteniendo L-glutatión reducido (200 mM) y 1-cloro-2,4-dinitrobenzenceno (CDNB; 100 mM) en solución salina de buffer de fosfatos Dulbecco (2.7 mM KCl, 1.5 mM KH_2PO_4 , 136.9 mM NaCl y 8.9 mM $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, pH 7.2) y 10 μL de extracto enzimático para iniciar la reacción. Inmediatamente se registró la absorbancia a 340 nm cada minuto durante un período de 10 minutos. La actividad de GST se expresó como $\mu\text{mol min}^{-1} \text{mg}$ de proteína $^{-1}$, utilizando un coeficiente de extinción molar de $5.3 \text{ mM}^{-1} \text{cm}^{-1}$ para CDBN.

Análisis estadístico

Una vez confirmada la distribución normal de los datos y la homocedasticidad, los parámetros de producción y las diferentes actividades enzimáticas (CaE, ALP y GST) obtenidas a partir de cada tratamiento se compararon mediante pruebas ANOVA de una vía. En caso de detección de diferencias significativas, estas fueron identificadas mediante prue-

bas de comparaciones múltiple de medias (Tukey). Las proporciones esperadas de nitrógeno dietario (es decir, las establecidas mediante la formulación en las diferentes dietas) y las proporciones respectivas de nutrientes realmente asimiladas (proporciones observadas) en el tejido muscular del organismo consumidor, se compararon mediante pruebas de bondad de ajuste Chi-cuadrada (χ^2). Los tiempos medios de residencia elemental en el tejido muscular (valores t_{50}) se compararon mediante pruebas no paramétricas Kruskal-Wallis. Todas las pruebas estadísticas se realizaron con el software SPSS 17.0 (SPSS Inc.) a un nivel de significancia de $p < 0.05$.

RESULTADOS

Parámetros de crecimiento

Al final del experimento se observó que la supervivencia de los organismos sometidos a los diferentes tratamientos fue superior al 96%. El peso final (17.5 a 18.5 g) y la ganancia de peso (2084 a 2165%) de los peces fue estadísticamente similar ($P > 0.05$) entre los tratamientos. Aunque no se encontraron diferencias significativas entre los parámetros de rendimiento de los diferentes tratamientos, se pudo observar que los peces alimentados con la dieta 97HP:3AP tuvieron un promedio mayor en la ganancia de peso, mientras que los pertenecientes a la dieta 94HP:6BB promediaron el menor peso de todos los tratamientos (Tabla 3).

Estimación de la contribución nutrimental y tiempo de residencia de nitrógeno

Debido a la influencia isotópica de la dieta de acondicionamiento, se estableció un valor isotópico basal de $\delta^{15}\text{N} = 10.4 \text{ ‰}$ en el organismo completo. Después del inicio del experimento y una vez que las dietas se diversificaron, se observó que los valores isotópicos en músculo experimentaron un rápido cambio exponencial, indicando una rápida asimilación de nutrientes en el tejido del pez, a su vez provocada por las dietas experimentales (Fig.1). Los valores $\delta^{15}\text{N}$ de la biomasa bacteriana y la espirulina *A. platensis* fueron 4.89 ± 0.05 y $3.69 \pm 0.04 \text{ ‰}$ respectivamente, mientras que para la harina de pescado fue de $\delta^{15}\text{N} = 16.50 \pm 0.20 \text{ ‰}$. La diferencia isotópica entre los principales ingredientes facilitó la estimación de sus contribuciones dietarias. Para el día experimental 16, se observó un equilibrio isotópico entre la harina de pescado (dieta 100HP) y el tejido muscular de los peces que consumieron esta dieta. Los resultados mostrados en la Tabla 5 indican que existió una mejor asimilación de nitrógeno derivado de la biomasa bacteriana ProFlocTM (BB) al implementar una inclusión dietaria del 3% comparado con el 6%. Por otro lado, las contribuciones de nitrógeno por *A. platensis* (AP) mostraron una asimilación inferior a las establecidas en las formulaciones de las dietas. La integración de los valores isotópicos en el modelo de cambio exponencial indicó que el crecimiento (k) fue el componente principal que promovió el cambio isotópico en el organismo consumidor (74-86%), en contraste con la influencia isotópica causada por la tasa de recambio metabólico (m) del nitrógeno en tejido muscular, la cual contribuyó en menor proporción al cambio isotópico (14-26%). Utilizando los valores de k y m , fue posible estimar el tiempo medio (t_{50}) de residencia de nitrógeno en tejido y se encontró que estos t_{50} oscilaron entre 4.9 a 5.7 días, observándose una ligera tendencia a aumentar en los tratamientos con BB y con el alimento control (Tabla 4).

Tabla 3. Parámetros zootécnicos de la tilapia del Nilo alimentados con los diferentes tratamientos.

Dieta experimental	Peso final (g)	Ganancia de peso (g)	Tasa de crecimiento (%)	Tasa de conversión alimenticia	Sobrevivencia (%)
100HP	17.7 ± 1.56	16.9 ± 1.55	2085 ± 148	1.06 ± 0.12	100 ± 0
97HP:3AP	18.2 ± 0.86	17.4 ± 0.86	2151 ± 121	1.13 ± 0.20	100 ± 0
94HP:6AP	17.5 ± 3.82	16.7 ± 3.83	2077 ± 490	1.27 ± 0.19	100 ± 0
97HP:3BB	18.1 ± 0.76	17.3 ± 0.76	2165 ± 87	1.03 ± 0.12	100 ± 0
94HP:6BB	17.5 ± 0.83	16.7 ± 0.82	2084 ± 97	1.21 ± 0.14	97.5 ± 2.5
sig.	0.961	0.958	0.915	0.767	0.382

Los datos presentados son el promedio ± desviación estándar.

Biomarcadores enzimáticos

El análisis estadístico reveló diferencias en los valores de actividad hepática de CE. Los peces expuestos a diésel (D) correspondientes a las dietas 100HP, 97HP:3AP, 97HP:3BB y 94HP:6BB presentaron valores de actividad CE significativamente más altos ($p < 0.05$) en comparación con los peces del grupo control (A) de la misma dieta. Sin embargo, esta diferencia no se observó entre los peces alimentados con la dieta 94HP:6AP, donde ambos grupos (A y D) mostraron valores similares (Fig. 2). Los valores de actividad CE de peces sin exposición a diésel fueron ligeramente mayores en las dietas 94HP:6AP y 94HP:6BB.

La actividad GST tuvo valores similares entre dietas en los peces sin exposición a diésel. En los peces con exposición a diésel la actividad de GST, correspondientes a las dietas 100HP, 97HP:3AP y 94HP:6AP presentaron valores de actividad GST significativamente mayores ($p < 0.05$) con respecto a los peces sin exposición al hidrocarburo de la

misma dieta, mientras que al comparar entre tratamientos (A y D) correspondientes a las dietas 97HP:3BB y 94HP:6BB no se presentaron diferencias estadísticas de actividad GST (Fig. 3).

La actividad de la ALP fue significativamente mayor ($p < 0.05$) en los peces expuestos a diésel y en los alimentados con la dieta 97HP:3AP (Fig. 4). En los peces sin exposición a diésel, la actividad ALP fue mayor en la dieta 100HP ($p < 0.05$).

DISCUSIÓN

Parámetros de crecimiento y desempeño dietario

Al final del periodo de alimentación, no se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en los parámetros de crecimiento evaluados en los peces que consumieron las diferentes dietas experimentales. Sin embargo, se pudo observar una pequeña mejora en peso final, GP y

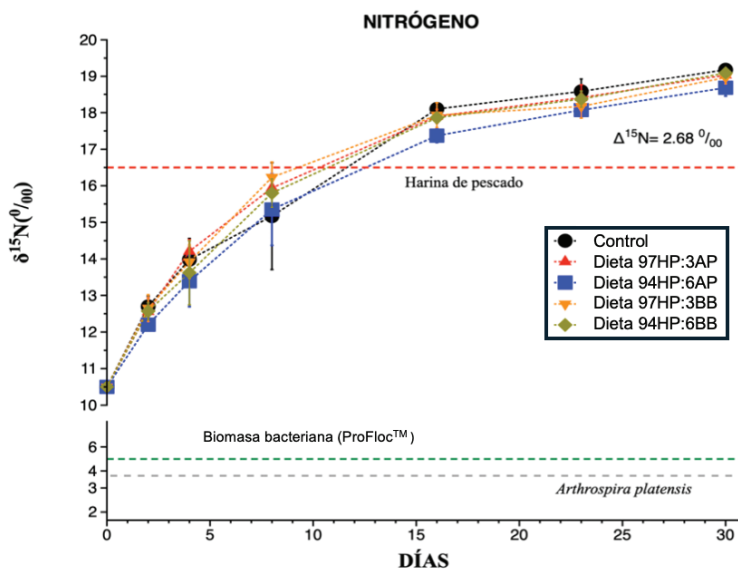


Figura 1. Cambios en los valores isotópicos de nitrógeno (‰) determinados en tejido muscular de tilapias alimentadas con dietas experimentales formuladas con harina de pescado (HP) y adicionadas con *Arthrospira platensis* (AP) y biomasa bacteriana (BB). Las líneas de tendencia exponencial representan el cambio isotópico en músculo en los diferentes días de muestreo y las líneas punteadas horizontales representan los valores isotópicos de los ingredientes experimentales.

Tabla 4. Tasas de crecimiento (k), tasas estimadas de recambio metabólico (m) y tiempo medio de residencia (t_{50}) del nitrógeno en tejido muscular de tilapia (*Oreochromis niloticus*) alimentadas con diferentes dietas formuladas con harina de pescado (HP), *Arthrospira platensis* (AP) y biomasa bacteriana, ProFloc™ (BB).

Tratamiento	k (d ⁻¹)	m (d ⁻¹)*	k vs m (%)	t_{50} (d)	r^2
Control	0.1029± 0.006	0.017	86-14	5.7	95
97HP:3AP	0.1038± 0.003	0.037	74-26	4.9	98
94HP:6AP	0.1029± 0.008	0.019	84-16	5.6	97
97HP:3BB	0.1039± 0.003	0.023	82-18	5.4	98
94HP:6BB	0.1028± 0.006	0.021	83-17	5.5	98

*El valor m fue estimado por regresión iterativa no lineal mediante la ecuación de Hesslein y a partir de los valores isotópicos observados en el tiempo. Dentro de cada división se indica el valor “ r ” correspondiente al ajuste de los valores observados con aquellos predichos por el modelo.

TC en los organismos alimentados con las dietas que contenían 3% en comparación al 6% de las fuentes microbianas. Lo anterior es consistente con lo reportado por Plaza *et al.* (2018), quienes al incluir 1% de *A. plantensis* a la dieta de tilapia del Nilo no observaron diferencias en la GP ni TCA. Por otro lado, estudios realizados con Lobina europea (*Dicentrarchus labrax*) donde utilizaron tres tipos de proteínas unicelulares (bacterias, levaduras y algas), con niveles de inclusión de 12, 15 y 18%, se observó que niveles con menor inclusión mejoraban los parámetros de rendimiento, aunque no de manera significativa (Vasilaki *et al.*,

2023). Por su parte, Gamboa-Delgado *et al.* (2020) utilizaron una biomasa de *Arthrospira* y harina bacteriana (ProFloc™) a una inclusión de 4% en alimento para camarón blanco *Litopenaeus vannamei*, en donde no se encontraron diferencias significativas al ser comparadas con las dietas control. Según Gamboa-Delgado & Márquez-Reyes (2018), el buen perfil nutricional de ambas fuentes microbianas, comparables al de la harina de pescado, podría explicar por qué las inclusiones de 3 a 6% no comprometen los parámetros de rendimiento, tanto en este estudio como investigaciones anteriores.

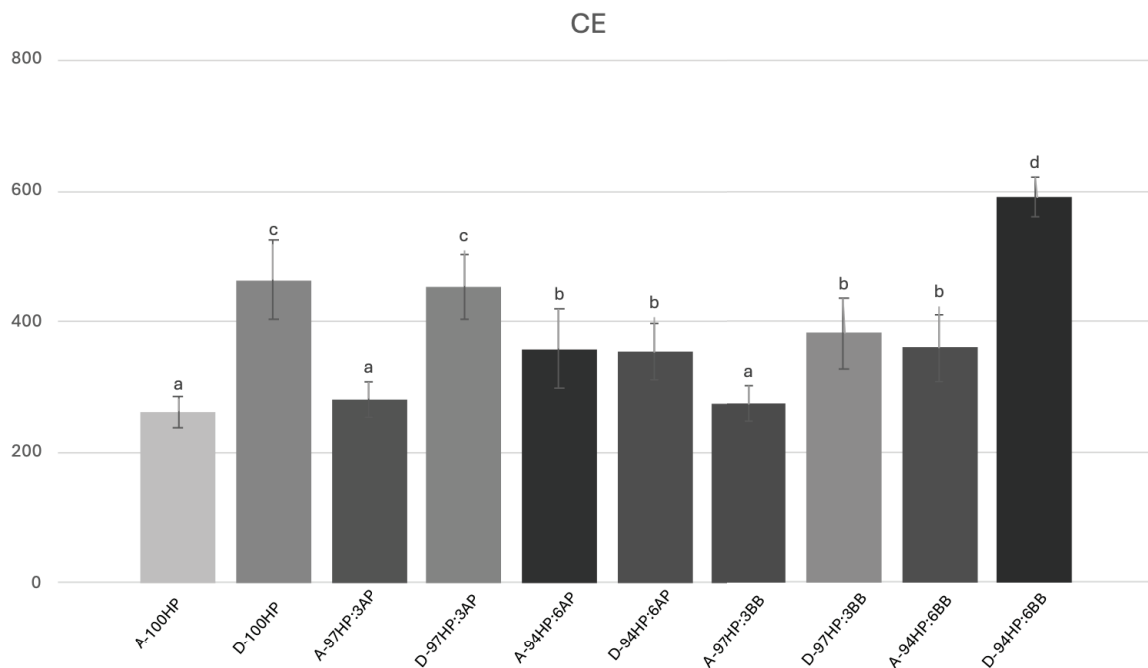


Figura 2. Actividad enzimática Carboxilesterasa (CE) determinada en hígado de tilapias del Nilo *O. niloticus* alimentadas con las diferentes dietas experimentales por 28 días y expuestas a una aplicación de diésel (D) y aceite (A). Diferentes letras indican diferencias significativas entre los tratamientos.

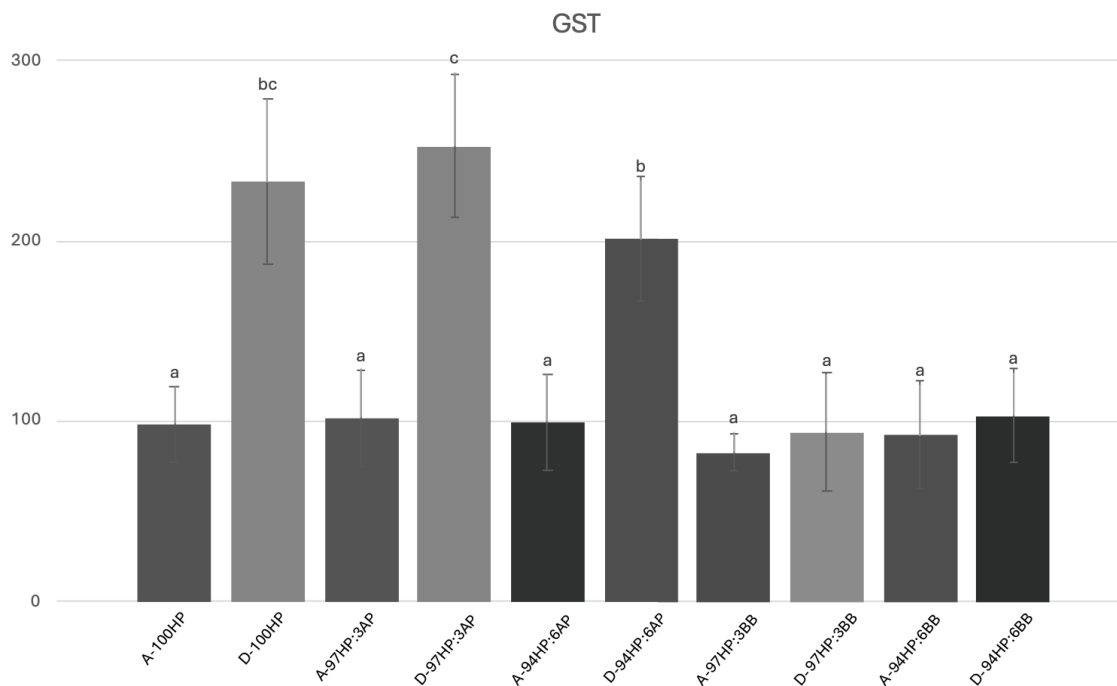


Figura 3. Actividad enzimática de Glutatión S-transferasa (GST) aislada del hígado de los peces *O. niloticus* alimentados con las diferentes dietas experimentales por 28 días y la posterior aplicación de diésel (D) y aceite (A). diferentes letras indican diferencias significativas entre los tratamientos con una comparación múltiple de medias Tukey ($p < 0.05$)

Tabla 5. Proporciones relativas de nitrógeno dietario asimilado en la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) sometida a diferentes tratamientos. Las proporciones de N en las dietas se consideran como proporciones esperadas y las obtenidas en tejido muscular se consideran las proporciones observadas. HP: harina de pescado, AP: *Arthrospira platensis*, BB: biomasa bacteriana.

Dieta	Composición de la dieta	Nitrógeno en la dieta (%)	Nitrógeno asimilado en músculo (%)
97HP:3AP	HP	97 ^a	98.75 ± 0.46 ^a
	AP	3	1.24 ± 0.46
94HP:6AP	HP	94 ^a	95.86 ± 0.46 ^a
	AP	6	4.14 ± 0.46
97HP:3BM	HP	97 ^a	98.14 ± 0.47 ^a
	BB	3	1.85 ± 0.47
94HP:6BM	HP	94 ^a	99.15 ± 0.47 ^b
	BB	6	0.85 ± 0.47

*Los superíndices indican diferencias significativas (pruebas de Chi-cuadrada) entre las contribuciones esperadas (dieta) y observadas (tejido) de nitrógeno dietético a partir de biomasa microbiana.

Estimación de la contribución nutrimental y tiempo de residencia del nitrógeno

El rápido crecimiento mostrado por los juveniles de esta especie de pez derivó en que los valores isotópicos de las dietas se reflejaran rápidamente en el tejido muscular. Los cambios isotópicos causados por los diferentes tratamientos siguieron una tendencia exponencial similar en el tiempo, la cual fue explicada por la influencia isotópica predominante del alto nivel de harina de pescado y a la baja inclusión de ingredientes aditivos experimentales en las cuatro dietas combinadas. La evaluación de las dinámicas isotópicas en ingredientes, dietas y tejido muscular permitió estimar la asimilación de los ingredientes experimentales e inferir acerca de dos parámetros metabólicos de los peces. En el primer caso, se estimó que, el crecimiento somático (y no la tasa de recambio metabólica) fue el principal promotor de cambio isotópico. En estudios previos sobre peces, se ha encontrado que las dietas restringidas en nutrientes provocan menor crecimiento, sin embargo, los cambios isotópicos continúan en los respectivos tejidos en virtud de las tasas de recambio metabólicas (mayor influencia de m que de k) (Ankjær *et al.*, 2012; Conceição *et al.*, 2001). Una segunda inferencia en el presente estudio fue que el tiempo medio de residencia del nitrógeno en músculo se mantuvo en el rango de 4.9 a 5.7 días.

La dieta control, cuyo contenido era 100HP como fuente de proteína, promovió un t_{50} mayor al causado por el resto de los tratamientos. Esto se puede atribuir a que la harina de pescado presenta mayor digestibilidad y el perfil de aminoácidos es adecuado para la tilapia del Nilo, por lo tanto, promueve un rápido crecimiento.

Zhou & Gu (2020) aplicaron las mismas técnicas isotópicas en tilapias de similar talla y reportaron vidas medias más cortas para el nitrógeno, las cuales fueron causadas por una mayor duración del experimento (56 días), y al igual que en el presente estudio, tales valores fueron también fomentados por dietas que promovieron parámetros de crecimiento óptimos. El t_{50} observado en el presente estudio en los peces bajo el efecto de las dietas experimentales se puede deber a que existe una rápida ingestión, digestión, calidad proteica y asimilación de los nutrientes (Gamboa-Delgado *et al.*, 2020). Tales valores fueron consistentes a los reportados por García-Pérez *et al.* (2022) en un estudio con juveniles de tilapia del Nilo alimentadas con dietas formuladas con harina de pescado y harina de insectos, las cuales causaron tiempos medios de residencia de 4.7 a 6.2 días.

En peces que se encuentran en condiciones que promueven un rápido crecimiento (k), el principal factor causante del cambio isotópico es la obtención de masa muscular (García-Pérez *et al.*, 2022); en segundo término, se encuentran las tasas de recambio metabólico (m). En el presente estudio, no se detectaron diferencias significativas entre los valores k y m , sin embargo, la dieta que aportó 3% de *A. platensis* incrementó la tasa de recambio metabólica en músculo, lo cual pudo deberse a un efecto estimulante provocado por la biomasa de esta cianobacteria, lo cual no se observó bajo el efecto del resto de tratamientos. En el caso opuesto, cuando se obtienen valores k mucho mayores a m , se puede atribuir a una combinación de mayores tasas

de crecimiento y una menor proporción de energía siendo utilizada por el metabolismo (Barreto-Curiel *et al.*, 2018).

Aunque no se pudieron observar diferencias significativas entre los valores de discriminación entre tratamientos, se conoce que los cambios se deben a las diferentes vías metabólicas que siguen los componentes nutricionales y sus respectivos isótopos (Therrien *et al.*, 2011). El factor de discriminación isotópica ha sido propuesto como un indicador que ayuda a conocer la calidad nutricional de las dietas, ya que menores valores se han asociado a mejor calidad/cantidad de proteína (Gamboa-Delgado & Le Vay, 2009; Barreto-Curiel *et al.*, 2018). La literatura reporta que en la mayoría de los organismos el $\Delta^{15}\text{N}$ aumenta entre 2.5 – 3.5 ‰ a medida que va subiendo el nivel trófico (Therrien *et al.*, 2011). También se conoce que factores como la baja digestibilidad, cantidad inadecuada de proteínas y aminoácidos de las dietas puede aumentar el factor de discriminación (Barreto-Curiel *et al.*, 2018).

Al analizar los resultados de las contribuciones nutricionales al crecimiento de la tilapia del Nilo alimentada con las diferentes dietas experimentales, se observó que las proporciones de nutrientes disponibles en las dietas fueron similares. Esto permitió inferir que existió una transferencia equivalente de nitrógeno (aminoácidos y proteínas) provenientes de la dieta control (100HP) y los dos ingredientes aditivos (AP y BB). Sin embargo, en la dieta 94HP:6BB la cantidad asimilada de nitrógeno proveniente de la harina de pescado fue mayor (5% más) que la aportada por la BB.

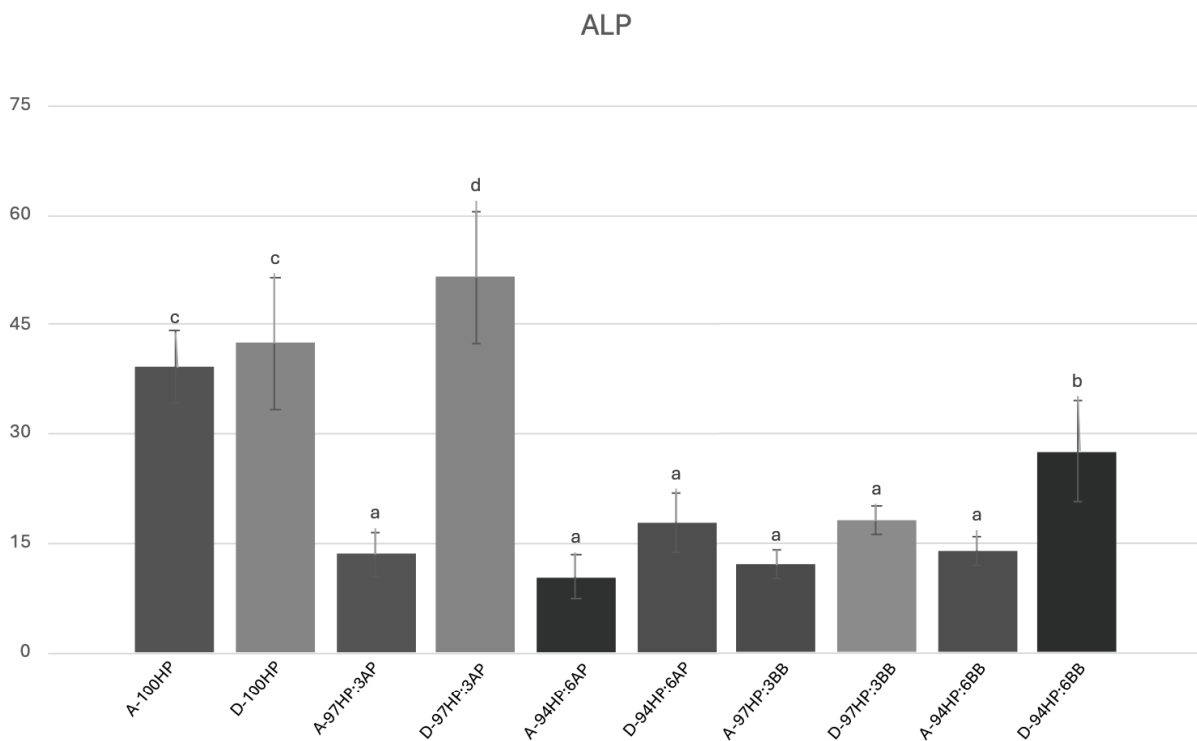


Figura 4. Actividad enzimática de Fosfatasa Alcalina (ALP) aislada del hígado de los peces *O. niloticus* alimentados con las diferentes dietas experimentales por 28 días y la posterior aplicación de diésel (D) y aceite (A). diferentes letras indican diferencias significativas entre los tratamientos con una comparación múltiple de medias Tukey ($p < 0.05$)

Investigaciones anteriores han reportado que en dietas para trucha arco iris a base de espirulina se necesita suplementar metionina y lisina (Teimouri *et al.*, 2013), mientras que al incorporar una biomasa bacteriana existen hallazgos que demuestran una reducción del crecimiento en peces que reciben mayores proporciones de esta fuente debido a problemas en la palatabilidad, disminución de la absorción de N y aumento de la excreción de urea debido al alto contenido de nucleótidos en la BB (Gamboa-Delgado & Márquez-Reyes, 2018). En el presente estudio se pudo observar que la dieta 94HP:6AP promovió una mejor proporción de nitrógeno microbiano siendo incorporado en músculo. También se observó que la inclusión con 6% AP generó un menor factor de discriminación entre las dietas y los peces, siendo que la AP contiene alrededor del 47% de aminoácidos del peso total de la proteína (Soni *et al.*, 2017). En un estudio sobre alimentación en camarón (*L. vannamei*), Gamboa-Delgado *et al.* (2017) utilizaron una dieta formulada con harina de pescado y harina de agregados bacterianos (50:50) derivados de un cultivo de tilapia. Al final del estudio, se observó que, en el tejido muscular de camarones, el 59% de los nutrientes provenía de la harina de pescado y el 41% de los agregados bacterianos.

Biomarcadores enzimáticos

Los resultados del presente estudio indican que la exposición a xenobióticos como los hidrocarburos a una dosis no letal, incrementan la actividad de las enzimas hepáticas CE, GST y ALP, lo que concuerda con lo observado en los estudios de Nogueira *et al.* (2013) y Aguilera-González *et al.* (2015). Según Allocati *et al.* (2018) y García-Pérez *et al.* (2020) estas enzimas están directamente relacionadas con la biotransformación, y la eliminación de sustancias nocivas para la célula. Sin embargo, los organismos alimentados con la dieta 94HP:6AP expuestos a diésel, no presentaron incrementos significativos en la actividad de la CE y ALP. Esto puede estar relacionado con el contenido de espirulina en la dieta, la cual contiene carotenoides y fitopigmentos (ficobilinas, xantófilas y ficocianinas) que actúan como sustancias antioxidantes naturales, disminuyendo el efecto oxidativo y el daño hepático (Mabrouk *et al.*, 2022).

En la actividad de la GST, se pudo observar una reducción significativa en la expresión enzimática de los peces expuestos a diésel y alimentados con una menor cantidad de espirulina (252 VS 201 $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ proteína; 97HP:3AP y 94HP:6AP respectivamente). En lo que respecta a los peces expuestos a diésel alimentados con biomasa bacteriana, se encontró una disminución significativa en la actividad de ALP y GST en comparación a los organismos expuestos a diésel y alimentados con la dieta control (100HP). Esto podría deberse al contenido de ectonia, una proteína unicelular con efecto osmoprotector y antioxidante, aminorando de esta forma el efecto oxidativo provocado por la presencia de xenobióticos (Matassa *et al.*, 2016).

Los resultados encontrados en el presente estudio indican que la suplementación con AP y BB no afecta de manera negativa en los parámetros de rendimiento. Además, ambos ingredientes de origen microbiano influyeron positivamente al promover mejores tasas de crecimiento, así como altas tasas de recambio metabólico, dando como resultado menores tiempos medios de residencia de nitrógeno al comparar con el tratamiento control. En lo que respecta a la actividad de biomarcadores enzimáticos, los resultados indican que la adición de los ingredientes alternativos puede proteger al organismo debido a su interacción antioxidante, sin embargo, se sugiere realizar estudios adicionales que permitan confirmar este hecho.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecer el financiamiento otorgado por el Programa de Apoyo y Fortalecimiento a la Investigación (PAFI) 2023 de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la UANL

REFERENCIAS

- ABDEL-TAWWAB, M. & H. M. AHMAD. 2009. Live Spirulina (*Arthrospira platensis*) as a growth and immunity promoter for Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.), challenged with pathogenic *Aeromonas hydrophila*. *Aquaculture Research* 40 (9): 1037-1046.
- AGUILERA-GONZÁLEZ, C., J. CRUZ & R. M. ALFARO. 2015. Physiological response of alligator gar juveniles (*Atractosteus spatula*) exposed to sub-lethal doses of pollutants. *Fish physiology and biochemistry* 41: 1015-1027.
- AL-GHAIS, S. M., S. AHMAD & B. ALI. 2000. Differential inhibition of xenobiotic-metabolizing carboxylesterases by organotins in marine fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46 (3): 258-264.
- Almayehu, T., A. Geremew & A. Getahun. 2018. The Role of Functional Feed Additives in Tilapia Nutrition. *Fisheries and Aquaculture Journal*, 9: 1-6.
- ALLOCATI, N., M. MASULLI, D. DI ILIO & L. FEDERICI. 2018. Glutathione transferases: substrates, inhibitors and pro-drugs in cancer and neurodegenerative diseases. *Oncogenesis* 7 (1): 8.
- ALVES, D. R. S., S. R. DE OLIVEIRA, T. G. LUCZINSKI, W. R. BOSCOLO, F. BITTENCOURT, A. SIGNOR & D. T. DETSCH. 2020. Attractability and palatability of liquid protein hydrolysates for Nile tilapia juveniles. *Aquaculture Research* 51 (4): 1681-1688.
- ANKJÆR, T., J. T. CHRISTENSEN & P. GRØNKJÆR. 2012. Tissue-specific turnover rates and trophic enrichment of stable N and C isotopes in juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* fed three different diets. *Marine Ecology Progress Series* 461: 197-209.
- AOAC (ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS). 2006. Official Methods of Analysis of AOAC International. 18th Ed. Association of Analytical Chemistry, Mary Land, USA.
- ARRIAGA-HERNÁNDEZ, D., C. HERNÁNDEZ, E. MARTÍNEZ-MONTAÑO, L. IBARRA-CASTRO, L. LIZÁRRAGA-VELÁZQUEZ, N. LEYVA-LÓPEZ & M. C. CHÁVEZ-SÁNCHEZ. 2021. Fish meal replacement by soybean products in aquaculture feeds for white snook, *Centropomus viridis*: Effect on growth, diet digestibility, and digestive capacity. *Aquaculture* 530: 735823.
- BARRETO-CURIEL, F., U. FOCKEN, L. R. D'ABRAMO, J. A. CUARÓN & M. T. VIANA. 2018. Use of isotopic enrichment to assess the relationship among dietary protein levels, growth and nitrogen retention in juvenile *Toxotes jaculator*. *Aquaculture* 495: 794-802.
- BARRIGA-VALLEJO, C., C. AGUILERA, J. CRUZ, J. BANDA-LEAL, D. LAZCANO & R. MENDOZA. 2017. Ecotoxicological biomarkers in multiple tissues of the neotenic *Ambystoma spp.* for a non-lethal monitoring of contaminant exposure in wildlife and captive populations. *Water, Air, & Soil Pollution* 228: 1-11.

- BRADFORD, M. M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry* 72 (1-2): 248-254.
- CONCEIÇÃO, L. E. C., J. SKJERMØ, G. SKJÅK-BRÆK & J. A. J. VERRETH. 2001. Effect of an immunostimulating alginate on protein turnover of turbot (*Scophthalmus maximus* L.) larvae. *Fish Physiology and Biochemistry* 24 (3): 207-212.
- DARWISH, R., M. A. GEDI, P. AKEPACH, H. ASSAYE, A. S. ZAKY & D. A. GRAY. 2020. *Chlamydomonas reinhardtii* is a potential food supplement with the capacity to outperform Chlorella and Spirulina. *Applied Sciences* 10(19): 6736.
- DINIZ, A. F. A., B. F. DE OLIVEIRA CLAUDINO, D. M. C. FRANCELINO, J. M. A. DA SILVA, B. C. BARROS, R. R. A. ARRUDA, M. K. N. MELCHIADES, P. B. FERREIRA, F. F. L. JÚNIOR, L. S. ABREU, Y. M. DO NASCIMENTO, M. C. C. SILVA J. F. TAVARES & B. A. DA SILVA. 2024. *Arthrospira platensis* prevents contractile reactivity damage in obese rats fed a hypercaloric diet by positive modulating the Rho-A/Rho-kinase pathway, inflammation and oxidative stress. *Journal of Functional Foods* 115: 106116.
- FAO. 2022. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2022. Hacia la transformación azul. Roma, Disponible en línea en: DOI: 10.4060/cc0461es (consultado el 19 agosto 2024)
- GAMBOA-DELGADO, J. & L. LE VAY. 2009. Natural stable isotopes as indicators of the relative contribution of soy protein and fish meal to tissue growth in Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) fed compound diets. *Aquaculture* 291 (1-2): 115-123.
- GAMBOA-DELGADO, J., A. G. A. IBARRA, Y. I. MORALES-NAVARRO, M. G. NIETO-LÓPEZ, D. VILLARREAL-CAVAZOS, M. MALDONADO-MUÑOZ, M. TAPIA-SALAZAR, D. RIQUE-MARIE & L. E. CRUZ-SUÁREZ. 2017. La Biomasa Microbiana como Ingrediente en la Nutrición Acuicola. *Avances en Nutrición Acuicola*. Universidad Autónoma de Nuevo León, pp. 213-263.
- GAMBOA-DELGADO, J., M. G. NIETO-LÓPEZ, M. MALDONADO-MUÑOZ, D. VILLARREAL-CAVAZOS, M. TAPIA-SALAZAR & L. E. CRUZ-SUÁREZ. 2020. Comparing the assimilation of dietary nitrogen supplied by animal-, plant- and microbial-derived ingredients in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*: A stable isotope study. *Aquaculture reports* 17: 100294.
- GAMBOA-DELGADO, J. 2022. Isotopic techniques in aquaculture nutrition: State of the art and future perspectives. *Reviews in Aquaculture*, 14 (1): 456-476.
- GAMBOA-DELGADO, J. & M. MÁRQUEZ-REYES. 2018. Potential of microbial-derived nutrients for aquaculture development. *Reviews in Aquaculture* 10 (1): 224-246.
- GARCÍA-PÉREZ, O. D., J. C. CRUZ-VALDEZ, C. RAMÍREZ-MARTÍNEZ, D. VILLARREAL-CAVAZOS & J. GAMBOA-DELGADO. 2018. Exploring the contribution of dietary protein from poultry by-product meal and fish meal to the growth of catfish *Ictalurus punctatus* by means of nitrogen stable isotopes. *Latin American Journal of Aquatic Research* 46 (1): 37-44.
- GARCÍA-PÉREZ, O. D., R. M. SÁNCHEZ-CASAS, G. MORENO-DEGOLLADO, C. A. G. MUNGUÍA, D. VILLARREAL-CAVAZOS & J. GAMBOA-DELGADO. 2022. Substitution of fish meal with Madagascar cockroach (*Gromphadorhina portentosa*) meal in diets for juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*): effects on growth, nutrient assimilation, and nitrogen turnover rates. *Fish Physiology and Biochemistry* 48 (6): 1587-1597.
- GARCÍA-PÉREZ, O. D., M. TAPIA-SALAZAR, M. G. NIETO-LÓPEZ, J. C. CRUZ-VALDEZ, M. MALDONADO-MUÑOZ, M. GUERRERO GUERRERO, L. M. LÓPEZ & A. G. MARROQUIN-CARDONA. 2020. Effects of conjugated linoleic acid and curcumin on growth performance and oxidative stress enzymes in juvenile Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) feed with aflatoxins. *Aquaculture Research* 51 (3): 1051-1060.
- GLENCROSS B., S. IRVIN, S. ARNOLD, D. BLYTH, N. BOURNE & N. PRESTON. 2014. Effective use of microbial biomass products to facilitate the complete replacement of fishery resources in diets for the black tiger shrimp. *Penaeus monodon*. *Aquaculture* 431: 12-19.
- HESSLEIN, R. H., K. A. HALLARD & P. RAMLAL. 1993. Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a change in diet traced by 33S, 613C, and 615N. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50 (10): 2071-2076.
- JABIR, M. A. R., S. A. R. JABIR & S. VIKINESWARAY. 2012. Nutritive potential and utilization of super worm (*Zophobas morio*) meal in the diet of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) juvenile. *African Journal of Biotechnology* 11 (24): 6592-6598.
- KIRIMI, J. G., L. M. MUSALIA, A. MAGANA & J. M. MUNGUTI. 2016. Performance of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fed diets containing blood meal as a replacement of fish meal. *Journal of Agricultural Science* 8: 79.
- MABROUK, M. M., M. ASHOUR, A. LABENA, M. A. A. ZAKI, A. F. ABDELHAMID, M. S. GEWAILY, M. A. O. DAWOOD, K. M. ABUALNAJA & H. F. AYOUB. 2022. Nanoparticles of *Arthrospira platensis* improves growth, antioxidative and immunological responses of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and its resistance to *Aeromonas hydrophila*. *Aquaculture Research* 53 (1): 125-135.
- MACAVOY, S. E., S. A. MACKO & L. S. ARNESON. 2005. Growth versus metabolic tissue replacement in mouse tissues determined by stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Canadian Journal of Zoology* 83 (5): 631-641.
- MACIAS-SANCHO, J., L. H. POERSCH, W. BAUER, L. A. ROMANO, W. WASIELESKY & M. B. TESSER. 2014. Fishmeal substitution with *Arthrospira* (*Spirulina platensis*) in a practical diet for *Litopenaeus vannamei*: effects on growth and immunological parameters. *Aquaculture* 426: 120-125.
- MATASSA, S., N. BOON, I. PIKAAR & W. VERSTRAETE. 2016. Microbial protein: future sustainable food supply route with low environmental footprint. *Microbial biotechnology* 9 (5): 568-575.
- MAZORRA, M. T., J. A. RUBIO & J. BLASCO. 2002. Acid and alkaline phosphatase activities in the clam *Scrobicularia plana*: kinetic characteristics and effects of heavy metals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology* 131 (2): 241-249.
- MUNGUTI, J., M. NAIRUTI, R. ITEBA, J. O. OBIERO, K. O. KYULE, D. M. A. OPIYO & E. O. OGELLO. 2022. Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) culture in Kenya: Emerging production technologies and socio-economic impacts on local livelihoods. *Aquaculture, Fish and Fisheries* 2 (4): 265-276.
- NANDURKAR, H. 2017. Change in Alkaline Phosphatase Activity Induced by Tetracycline in Freshwater Mussel, *Parreysia cylindrica* (Annandale

- and Prashad). *IOSR Journal of Pharmacy and Biological Sciences* 12: 92-94.
- NAPIERSKA, D., J. KOPECKA, M. PODOLSKA & J. PEMPKOWIAK. 2006. Hepatic glutathione S-transferase activity in flounder collected from contaminated and reference sites along the Polish coast. *Ecotoxicology and environmental safety* 65 (3): 355-363.
- NOGUEIRA, L., D. G. H. DA SILVA, T. Y. K. OLIVEIRA, J. M. C. DA ROSA, A. A. FELICIO & E. A. DE ALMEIDA. 2013. Biochemical responses in armored catfish (*Pterygoplichthys anisitsi*) after short-term exposure to diesel oil, pure biodiesel and biodiesel blends. *Chemosphere* 93 (2): 311-319.
- PAKRAVAN, S., A. AKBARZADEH, M. M. SAJJADI, A. HAJIMORADLOO & F. NOORI. 2017. Partial and total replacement of fish meal by marine microalga *Spirulina platensis* in the diet of Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*: Growth, digestive enzyme activities, fatty acid composition and responses to ammonia and hypoxia stress. *Aquaculture Research* 48 (11): 5576-5586.
- PARK, J. C., A. HAGIWARA, H. G. PARK & J. S. LEE. 2020. The glutathione S-transferase genes in marine rotifers and copepods: Identification of GSTs and applications for ecotoxicological studies. *Marine Pollution Bulletin* 156: 111080.
- PHILLIPS, D. L. & J. W. GREGG. 2001. Uncertainty in source partitioning using stable isotopes. *Oecologia* 127: 171-179.
- PLAZA, I., J. L. GARCÍA & M. VILLARROEL. 2018. Effect of spirulina (*Arthrospira platensis*) supplementation on tilapia (*Oreochromis niloticus*) growth and stress responsiveness under hypoxia. *Spanish Journal of Agricultural Research* 16 (1): 7.
- ROMARHEIM O. H., M. ØVERLAND, L. T. MYDLAND, A. SKREDE & T. LANDSVERK. 2011. Bacteria grown on natural gas prevents soybean meal-induced enteritis in Atlantic salmon. *Journal of Nutrition* 141: 124-130.
- SONI, R. A., K. SUDHAKAR & R. S. RANA. 2017. Spirulina-From growth to nutritional product: A review. *Trends in Food Science & Technology*, 69: 157-171.
- TEIMOURI M., A. K. AMIRKOLAIE & S. YEGANEH. 2013. The effects of *Spirulina platensis* meal as a feed supplement on growth performance and pigmentation of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 396-399: 14-19.
- THERRIEN, J. F., G. FITZGERALD, G. GAUTHIER & J. BÉTY. 2011. Diet-tissue discrimination factors of carbon and nitrogen stable isotopes in blood of Snowy Owl (*Bubo scandiacus*). *Canadian Journal of Zoology* 89 (4): 343-347.
- VASILAKI, A., E. MENTE, E. FOUNTOLAKI, M. HENRY, C. NIKOLOUDAKI, P. BERILLIS & I. NENGAS. 2023. Fishmeal, plant protein, and fish oil substitution with single-cell ingredients in organic feeds for European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Frontiers in Physiology* 14: 1199497.
- WINTER, E. R., E. T. NOLAN, G. M. BUSST & J. R. BRITTON. 2019. Estimating stable isotope turnover rates of epidermal mucus and dorsal muscle for an omnivorous fish using a diet-switch experiment. *Hydrobiologia* 828 (1): 245-258.
- XU, B., Y. LIU, K. CHEN, L. WANG, G. SAGADA, A. F. TEGOMO & Q. SHAO. 2021. Evaluation of methanotroph (*Methylococcus capsulatus*, Bath) bacteria meal (FeedKind®) as an alternative protein source for juvenile black sea bream, *Acanthopagrus schlegelii*. *Frontiers in Marine Science* 8: 778301.
- ZHOU, H. & B. GU. 2020. Using stable isotope analysis to assess the relationship among dietary protein sources, growth, nutrient turnover and incorporation in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture Nutrition* 26 (5): 1443-1452.

Cambio Climático y Aguas Superficiales en el Noroeste del Estado de México

Climate Change and Surface Water in Northwest of State Mexico

Marco Antonio Pérez-Luna^{*1} y Fabiola Sagrario Sosa-Rodríguez²

Recibido: 13 de junio de 2024.

Aceptado: 10 de febrero de 2025.

Publicado: agosto de 2025.

RESUMEN

Antecedentes: los posibles impactos del cambio climático sobre el agua superficial en el noroeste del Estado de México podrían afectar su cantidad y distribución en un futuro próximo. **Objetivo:** cuantificar los recursos hídricos superficiales de la zona de estudio y determinar su comportamiento hacia el año 2050, considerando la influencia del cambio climático, brindaría herramientas que podrían ser utilizadas para su adecuada gestión. **Método:** se elaboró un balance hídrico superficial (BHS) para la época de sequía (de marzo a mayo) y la época de lluvias (de junio a septiembre) utilizando fórmulas empíricas para cada uno de los procesos. Posteriormente, se determinó un escenario de cambio climático contemplando la vía representativa de concentración 8.5 (RCP, por sus siglas en inglés). Se realizó un tratamiento y ajuste de la información climatológica empleando la metodología de corrección de sesgos. **Resultados:** los valores iniciales del BHS para el periodo de 1991 a 2020 muestran una precipitación media de 115.98 mm en temporada de sequía y de 774.61 mm en temporada de lluvias. Al incorporar el escenario de cambio climático tratado con la reducción de sesgos, se proyectó el BHS al año 2050, observándose una precipitación media de 48.43 mm en época de secas y de 282.70 en época de lluvias, así como un incremento en la temperatura media de 3.6 °C. **Conclusiones:** El posible impacto del cambio climático sobre el agua superficial del noroeste del Estado de México afectaría a las actividades humanas relacionadas con el agua, alterando la dinámica social de la población.

Palabras clave: balance hídrico superficial; cambio climático; Estado de México; RCP8.5.; reducción de sesgos.

ABSTRACT

Background: possible impacts of climate change on surface water in the northwest of the State of Mexico could affect its quantity and distribution in the near future. **Goal:** to quantify surface water resources in the study area and determine their behaviour towards the year 2050, considering the influence of climate change, would provide tools that could be used for their proper management. **Method:** a surface water balance (SWB) was created for the dry season (March to May) and the rainy season (June to September) using empirical formulas for each processes. Subsequently, a climate change scenario was determined using the representative concentration pathway 8.5 (RCP). The climatological information was processed and adjusted using the bias correction methodology. **Results:** The initial BHS values for the period 1991 to 2020 show an average precipitation of 115.98 mm in the dry season and 774.61 mm in the wet season. By incorporating the climate change scenario treated with bias reduction, the BHS was projected to 2050, showing an average precipitation of 48.43 mm in dry season and 282.70 in wet season, as well as an increase in average temperature by 3.6 °C. **Conclusions:** The potential impact of climate change on surface water in northwestern Mexico State could affect water-related human activities, altering the social dynamics of the population.

Key words: bias reduction; climate change; RCP8.5.; State of Mexico; surface water balance.

¹ Programa de Posgrado en Energía y Medio Ambiente (PEMA), Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. Avenida San Rafael Atlixco 186, Colonia Vicentina, Alcaldía Iztapalapa, CDMX, 09340, México.

² Departamento de Economía, Área de Crecimiento y Medio Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo 180, Colonia Reynosa Tamaulipas, Alcaldía Azcapotzalco, CDMX, 02200, México.

*Corresponding author:

Marco Antonio Pérez-Luna: e-mail: marko.luna13@gmail.com

To quote as:

Pérez-Luna, M. A. & F. S. Sosa-Rodríguez. 2025. Cambio Climático y Aguas Superficiales en el Noroeste del Estado de México. *Hidrobiológica* 35 (2): 129-138.

DOI:10.24275/TKNL4412

INTRODUCCIÓN

La conducta humana tiene un impacto significativo sobre la atmósfera, relacionado con el cambio climático, (Figueras-Borja & Torrents, 2022). Dicho fenómeno genera riesgos para el ciclo hidrológico, alterando la intensidad y frecuencia de eventos meteorológicos extremos y aumentando la escasez hídrica (Pozo-Valdivieso, 2024).

Esta situación resulta alarmante, ya que el agua es crucial para la dinámica social y económica de las comunidades, donde actividades en sectores como la industria, la agricultura, la ganadería y el turismo han buscado maximizar el uso de este recurso en las últimas décadas. Sin embargo, el crecimiento poblacional exponencial y un modelo de producción y consumo insostenible han disminuido su disponibilidad, especialmente en fuentes superficiales afectando así, la calidad de vida de las personas (Godínez-Montoya *et al.*, 2021).

Bajo este contexto, surge la incertidumbre sobre el impacto del cambio climático en el agua de México, particularmente en el Estado de México (Fig. 1). De acuerdo con información de la Subdirección General Técnica de la Comisión Nacional del Agua (EDOMEX, 2018), de los 160 sitios evaluados en el año 2017, el 65% estaba fuertemente contaminado, el 18.1% tenía calidad aceptable y solo el 17% era de buena calidad, sin registros de calidad excelente; presentando un estatus de “déficit”, con una sobreexplotación de sus acuíferos que ha alcanzado los 20.167 m³/s desde el 2005 (Delgado, 2007), esta cifra ha aumentado debido a una distribución desigual y a la mala gestión territorial, altos niveles de contaminación y falta de mantenimiento en la infraestructura hídrica (Luna-López *et al.*, 2020).

Este panorama afecta principalmente a los municipios más vulnerables al cambio climático, específicamente en la zona noroeste del Estado, donde el índice de vulnerabilidad es mayor en relación con la producción ganadera, los asentamientos humanos, inundaciones y estrés hídrico (INECC, 2021). La incertidumbre aumenta por las características rurales (Madrigal-García & Rozga, 2014) y la dependencia del agua en esta región, junto a una mala gestión administrativa que ha provocado un intenso cambio en el uso del suelo (Álvarez-Arteaga *et al.*, 2020).

Este estudio tiene como objetivo identificar el escenario futuro de la relación entre cambio climático y agua superficial en la zona noroeste del Estado de México, mediante el análisis del balance hídrico superficial y su proyección en relación con las variables climáticas de precipitación y temperatura media establecidas en modelos climáticos regionales, en el marco del Experimento Regional Coordinado de Reducción de Escala (CORDEX, por sus siglas en inglés).

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona considerada en este estudio se ubica dentro de la Cuenca del Río Cutzamala, en la región Balsas. La vegetación predominante incluye bosques de pino, encino y oyamel, así como vegetación secundaria y pastizales. El suelo está constituido por andosoles, Acrisoles, Cambisoles, Vertisoles, un poco de Litosol y Feozem, cuyas características de permeabilidad han facilitado actividades económicas como la agricultura de riego y temporal, el ecoturismo y el comercio (Montoya-García *et al.*, 2024).

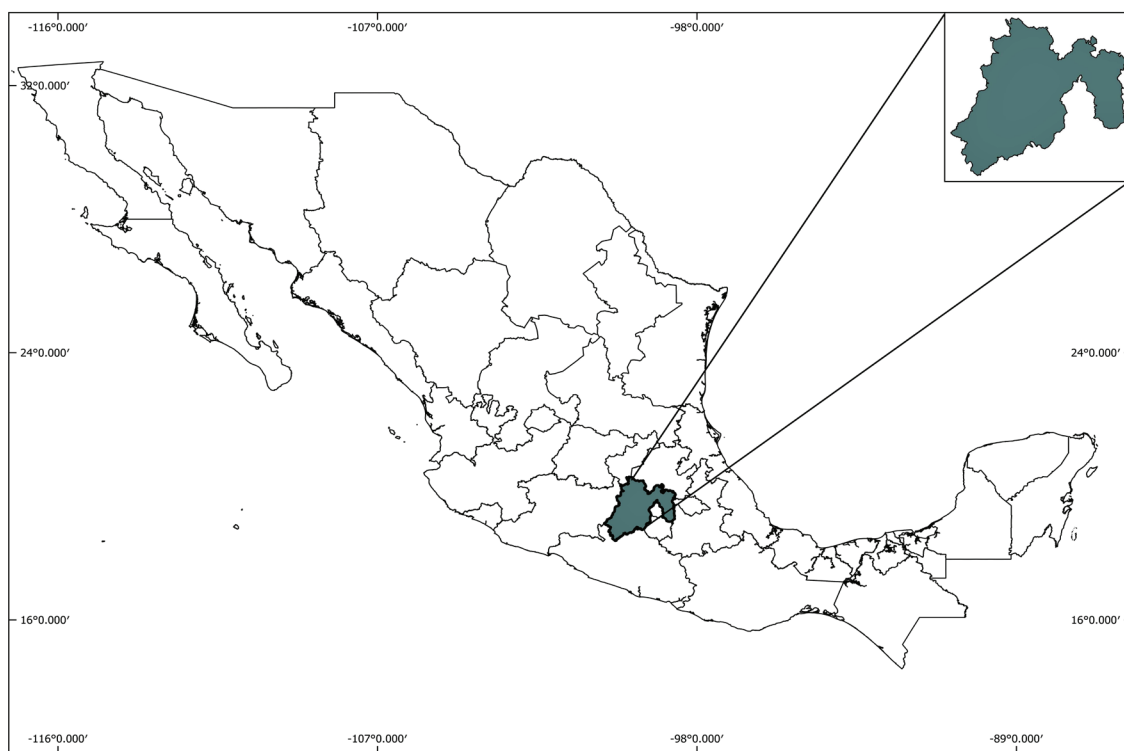


Figura 1: Ubicación geográfica del Estado de México. Fuente: Elaboración propia.

Para cuantificar el agua superficial en el área de estudio, se calculó el Balance Hídrico Superficial (BHS) considerando que el único aporte de agua proviene de la precipitación, mientras que las salidas solo consideran la evapotranspiración. Se asumió que no hay percolación por aguas superficiales y subterráneas, y el contenido de humedad para un periodo está totalmente disponible para el siguiente, independientemente de su cantidad. No se registran aportes de riego y la diferencia entre el flujo subsuperficial entrante y saliente en el balance diario es nulo (Botey-Fullat & Moreno, 2015) por último, su valoración en el suelo será durante un año (Leiva-Gutiérrez, 2012).

Para este estudio, se consideraron únicamente las temporadas de secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a septiembre), descartando los meses de octubre a febrero por ser considerados de estiaje (EDOMEX, 2012), utilizando datos históricos de al menos 30 años (WMO, 2018) para el periodo de 1991-2020. La ecuación 1 (Ordoñez, 2011) se empleó dentro de un polígono que abarcó gran parte de la zona.

$$Pm - ETr = Esc + Inf \quad (ec. 1)$$

Donde: Pm = Precipitación media (mm); ETr = Evapotranspiración (mm); Esc = Escorrentía superficial (mm); Inf = Infiltración (mm).

La representación del área se construyó con base en un modelo digital de elevación (MDE) empleando la información del relieve (Fig. 2, izq.), a través de las herramientas de hidrología del módulo de ArcToolbox incluida en ArcGIS 10.5 (Arias, 2019), utilizando la trayectoria descendente entre píxeles para determinar la dirección del flujo de agua y así, identificar las zonas de mayor acumulación superficial (Castillo, 2015), adicional a ello, se analizó la información diaria sobre precipitación y temperatura (mínima, máxima y media) registrada por las estaciones climatológicas ubicadas dentro del polígono (Fig. 2, der.).

De esta manera, se estimó la precipitación media (Pm) a través de la siguiente expresión (ecuación 2) (Pizarro & Flores, 2003; Pizarro-Vigil & Díaz, 2022), permitiendo identificar su distribución areal a través de isoyetas (Nieves-Vilchez *et al.*, 2022), siendo un método fundamental para identificar patrones espaciales y temporales y comprender las dinámicas climáticas y sus implicaciones en la gestión de recursos hídricos.

$$Pm = \sum_{i=1}^n \left(\frac{((Pi+1+Pi)/2) \cdot S_{i+1,i}}{St} \right) \quad (ec. 2)$$

Donde: Pm = Precipitación media por temporada (mm); Pi = Se refiere a distancia de las isoyetas; Si+1, i, = Representa la superficie entre dos isoyetas consecutivas y Ta = Superficie total (km²).

Para el cálculo de la evapotranspiración (ETr) se emplearon expresiones empíricas para cada una de las temporadas, en el caso de los meses de secas se utilizó la expresión de Thornthwaite (ecuación 3)

$$ET_{Sin\ corregir} = 1.6 \cdot \left(\frac{10 \cdot T}{l} \right)^a \quad ET_{ajustada} = ET_{Sin\ corregir} \cdot F \quad (ec. 3)$$

Dónde:

$ET_{sin\ corregir}$ = Evapotranspiración no ajustada (cm), T = Temperatura media mensual (°C), l = índice anual de calor, F = Factor de tabulado.

Se realizó de esta manera, debido a la lentitud y continuidad de pérdida de agua desde la superficie terrestre hacia la atmósfera, pero, sobre todo, debido a disponibilidad de recursos con que se cuenta, así como la exactitud y precisión en que la modelación se comporta dentro de una zona en específico debido a las variables que interactúan para su cálculo (Carvalho *et al.*, 2013).

Para los meses de lluvias se empleó la ecuación 4 de Coutagne, debido a las condiciones diferentes con respecto a la temporada de secas (Ruggieri *et al.*, 2021).

$$Etr = Pm - X \cdot P^2 \quad X = \frac{1}{0.8 + 0.14 \cdot T} \quad (ec. 4)$$

Dónde: Etr: Evapotranspiración real (mm/temporada), Pm: Captación pluvial (mm/temporada), T: Temperatura media anual (°C/temporada).

Para el cálculo del escurrimiento superficial se empleó el método empírico establecido por la Comisión Nacional del Agua incluido en la Norma Oficial Mexicana NOM-11-2015 (DOF, 2015), conservación del recurso agua (ecuación 5).

$$Esc = Rc \cdot Pm \cdot A \quad (ec. 5)$$

Donde: Esc = Escorrentía superficial (m³/temporada); Pm = Precipitación media (mm); A = Representa la superficie (km²) y Rc = Coeficiente de escorrentía (adimensional).

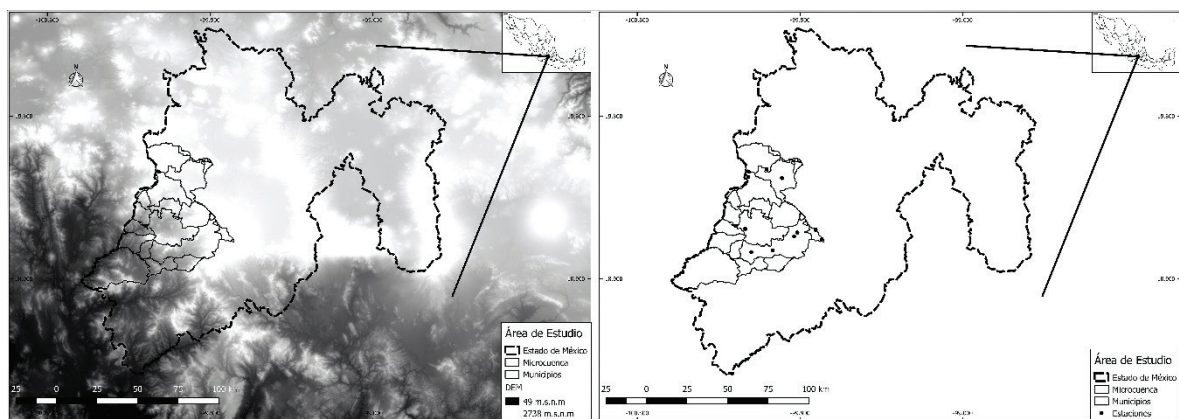


Figura 2: Microcuenca hidrológica (izq.), estaciones climáticas (der.). Fuente: Elaboración propia a partir de DEM obtenido en el CGIAR y estaciones climáticas georeferenciadas por el SMN.

El R_c se calculó en función de las variables del tipo de suelo, sus características y la cobertura vegetal de la zona de estudio, con esta información y con base en el coeficiente de uso de suelo ya establecido por la NOM-011-2015 se empleó la siguiente expresión.

$$R_c = \frac{K(P-250)}{2000} + \frac{k-0.15}{1.5} \quad (\text{ec. 6})$$

Finalmente, se determinó la infiltración utilizando la expresión de Monterroso-Rivas, *et al.*, (2016) (ecuación 7).

$$Inf = P_m - E_{tr} - V_m \quad (\text{ec. 7})$$

Donde: Inf = Infiltración (mm/temporada); P_m = Captación pluvial (mm/temporada); E_{tr} = Evapotranspiración real (mm/temporada); V_m : Volumen medio que puede escurrir (m³/temporada).

Proyección climática. Para conocer el escenario futuro de las variables climáticas y su relación con el BHS, se generó un ensamble de la información climática (temperatura media y precipitación) de 10 modelos climáticos regionales (MCR) de la plataforma CORDEX con la finalidad de mejorar su desempeño debido a la cancelación o minimización de los errores individuales por compensación que esto podría significar, (Penalba & Pántano, 2020; Small *et al.*, 2001; Nagy *et al.*, 2018; Medina, 2021; García-Bandala *et al.*, 2021; Medina-García *et al.*, 2019) (Tabla 1). Este tratamiento se realizó considerando únicamente la RCP 8.5, con el objetivo de abordar los impactos más severos del cambio climático.

El resultado se comparó con la información del BHS de las estaciones climatológicas entre 1991-2020, a las cuales se aplicaron pruebas métricas de validación como la del error cuadrático medio (RMSE), desviación estándar (STD) y correlación de Pearson (r) (Marcos-García *et al.*, 2020; Mistry *et al.*, 2022).

Dada la inconsistencia de los MCR por factores como la distribución parcialmente inconsistente con la evidencia de las observaciones, la teoría o la comprensión del proceso, parametrización de procesos físicos no resueltos en la dinámica, entre otros (Gutiérrez & Pons, 2006; Olcina-Cantos, 2019; Florian-Vergara *et al.*, 2021), es esencial recalibrar la dispersión bruta de tales conjuntos de modelos utilizando información de tenencias históricas, climatología y estimaciones probabilísticas de conjuntos de física perturbada para producir proyecciones del

clima futuro que sean consistentes con nuestra comprensión y con las observaciones del clima actual (Tokarska *et al.*, 2020).

Se utilizó el método de corrección de sesgos, comparando la información de las variables de precipitación y temperatura media dividida en tres bloques; histórico (1991-2020), el resultado del ensamble de la RCP8.5 (2021-2050) y los datos observados (1991-2020), ajustando el modelo a la información observada y posteriormente, esta función se aplicaría a la serie futura, este procedimiento se realizó con base en percentiles donde, para el caso de la precipitación, a cada percentil asignado se le multiplicó el valor observado entre la diferencia de los datos futuros e históricos. Para el caso de la temperatura media, el valor se corrigió añadiendo la diferencia de los percentiles de datos históricos y observados al cambio proyectado en el escenario que asimilar la RCP8.5 (Saurral *et al.*, 2013) obteniendo así nuestro escenario climático (Tong *et al.*, 2021; Hernández-Díaz *et al.*, 2019).

RESULTADOS

El análisis del BHS para el periodo de 1991 al 2020 mostró un promedio de 52.63 mm/año en la temporada de secas y 188.48 mm/año en la de lluvias. Aunque se presentó un patrón durante las primeras dos décadas, en los últimos 10 años se observó una leve disminución en la precipitación durante el periodo de lluvias y un ligero aumento en la de secas (Fig. 3).

La proyección de las variables climáticas del ensamble de CORDEX y los datos climáticos observados, mostró diferencias significativas (Fig. 4) entre escenarios para cada uno de los píxeles. Donde se presenta información de percentiles extremos (considerados así para expresar la respuesta que tendría la inacción frente al cambio climático) del 10% (P10) y 90% (P90). Para el caso del 10% superior, se muestra una tendencia hacia los años más húmedos o calientes y el 10% inferior representa los límites en la tendencia de los años más secos o fríos.

Para la precipitación, el P10 mostró un límite porcentual de 0.88 en temporada de secas y de 0.90 en lluvias, lo que significaría una tendencia a la baja en el periodo proyectado; mientras que el P90 indicó un límite de 0.85 en temporada de secas y de 0.96 en lluvias mostrando una disminución del recurso.

Tabla 1: Modelos climáticos regionales.

MODELO REGIONAL	MODELO CLIMÁTICO GLOBAL	EXPERIMENTO	FRECUENCIA	VARIABLE
RCA4	CSIRO-Mk-3-6-0	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas
RCA4	CNRM-CM5	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas
RCA4	CanESM2	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas
RCA4	GFDL-ESM2M	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas
RCA4	IPSL-CM5A-MR	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas
RCA4	NorESM1-M	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas
RCA4	MIROC5	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas
RCA4	MPI-ESM-LR	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas
RCA4	HadGEM2-ES	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas
RCA4	EC-EARTH	Histórico, RCP8.5	Mensual	Pr, Tas

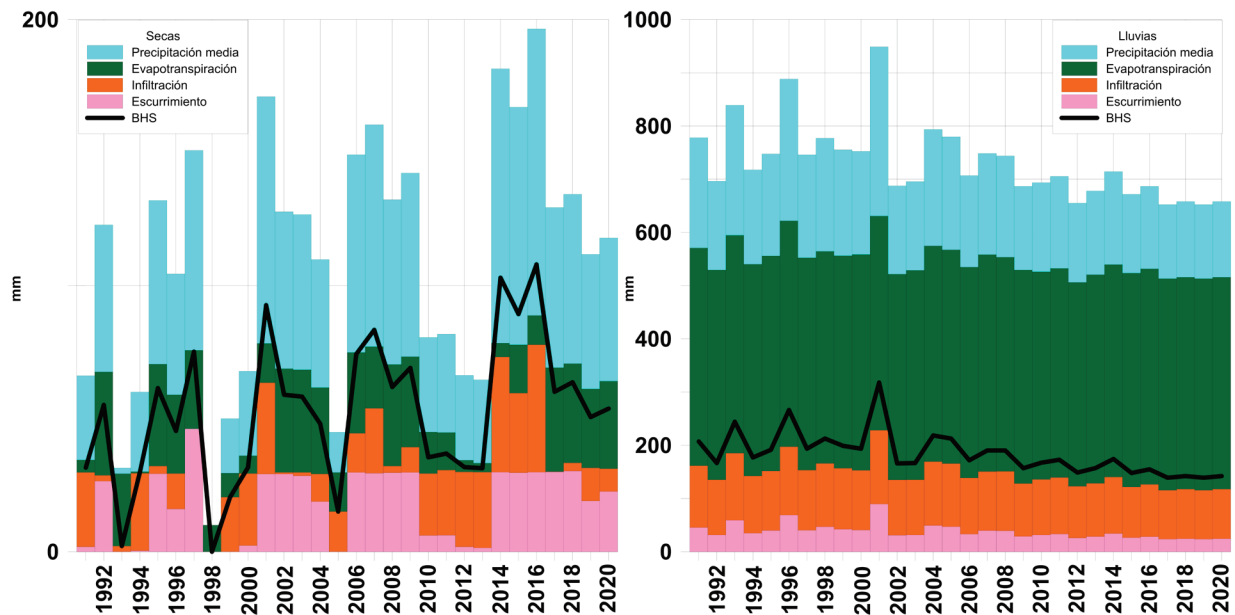


Figura 3: Balance hídrico superficial para la temporada de secas (izq.) y lluvias (der.).

En cuanto a la temperatura media, se observan incrementos moderados, para el P10 se muestra un límite porcentual de 1.42 en temporada de secas y 1.38 en lluvias cuya tendencia es al alza (Fig. 5).

Para el umbral del P90 se observan escenarios catastróficos, dado que para la temporada de secas se estimó un límite de 5.01 mientras que para lluvias el límite sería de 4.37 presentando años más secos y calientes que los que hemos vivido hasta el 2020.

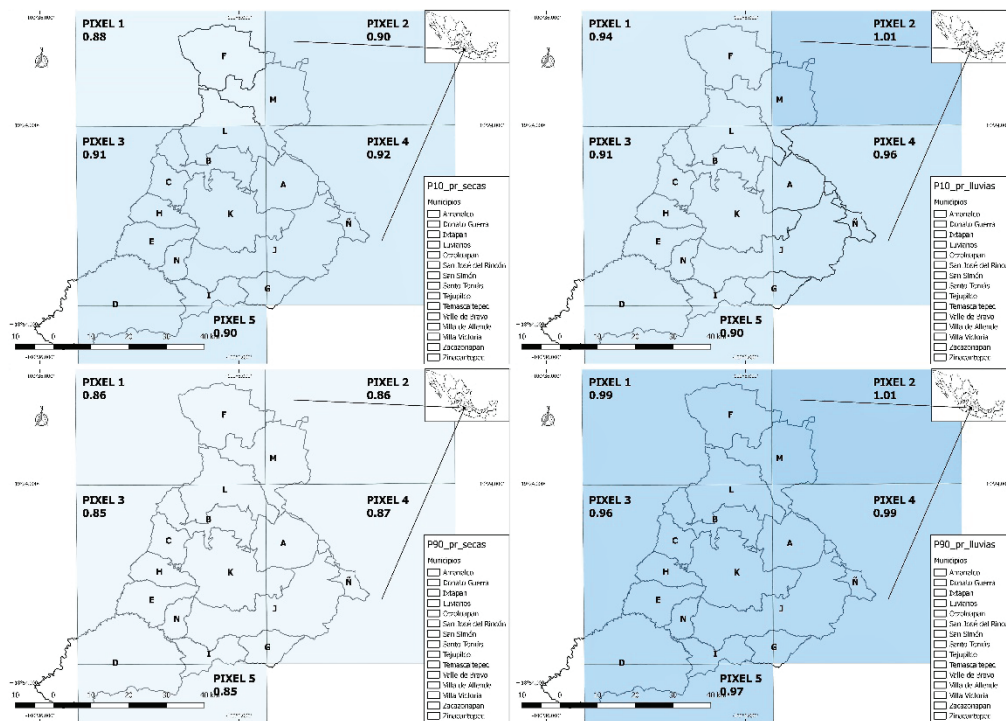


Figura 4: Proyección en percentiles de la precipitación al 2050. Fuente: Elaboración propia.

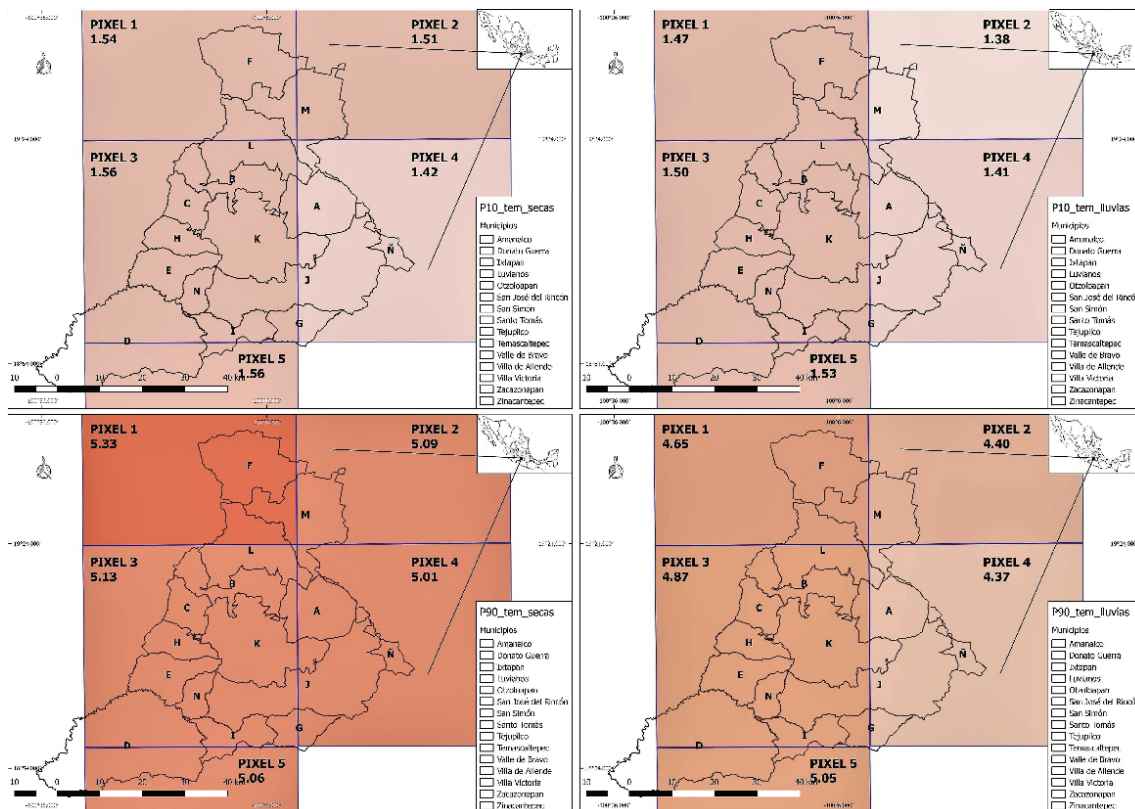


Figura 5: Proyección en percentiles de la temperatura media al 2050. Fuente: Elaboración propia.

El promedio de estos resultados sugiere un cambio drástico en el ciclo anual de las variables climáticas para 2021-2050 (Fig. 6). Donde la precipitación mostraría una estacionalidad similar a la de los datos observados; sin embargo, se proyectaría una reducción de más del 50% respecto al ciclo del periodo 1991-2020. En el caso de la variable de temperatura media, también se mantiene la estacionalidad, pero su proyección estaría representada por un incremento de 2.5°C en promedio al 2050 en la mayor parte del ciclo anual, lo que definitivamente alteraría la estructura de los componentes del BHS al año 2050 como se muestra en la figura 7. Donde se observa un cambio considerable en la precipitación media, ya que del promedio estimado para temporada de secas (115.98 mm) y de lluvias (774.61) en el periodo de 1991-2020; pasaría a 48.43 mm (temporada de secas) y 282.70 mm (temporada de lluvias) para el periodo de 2021-2050. Para el caso de la evapotranspiración se presentaría una reducción de cerca de 400 mm en época de lluvias y un 50% menos en temporada de secas (respecto al periodo 1991-2020). Para el escurrimiento superficial, se presentarían años con pequeñas cantidades de escurrimiento en temporadas de secas mientras que, para la temporada de lluvias, su comportamiento podría ser casi nulo con respecto al periodo base, donde se mostraba un promedio de 39.43 mm en lluvias y 18.48 mm en secas. Por último, el proceso de la infiltración, el cual se cuantificó durante el periodo de estudio base en 34.15 mm en temporada de secas y de 149.05 mm en lluvias, durante la proyección futura para ambas temporadas no lograría mantener un promedio de 25 mm.

DISCUSIÓN

Los datos obtenidos sugieren que, para el año 2050, la cuantificación del BHS en la zona de estudio podría experimentar una disminución de más del 50% en todos sus procesos: evapotranspiración, escurrimiento superficial e infiltración. Esta reducción se atribuye a la estrecha relación entre la precipitación y la temperatura, donde se proyecta una disminución del 62.81% en las precipitaciones anuales promedio registradas entre 1991 y 2020, indicando un aumento de años más secos hacia el 2050. Sin embargo, es importante considerar que la variable de precipitación en los MCR tiende a ser sobreestimada en el continente americano (Pántano & Penalba, 2018; Velásquez-Restrepo & Poveda, 2019; Gutiérrez *et al.*, 2023). Por otro lado, el modelo muestra una tendencia positiva en la temperatura media, con un incremento proyectado de 1.4°C (P10) a 4.73°C (P90), y un aumento promedio anual de 3.06°C, lo que implicaría un futuro más cálido con alternancias entre temporadas secas y lluviosas.

Estos hallazgos son coherentes con los observados por Guevara-Ochoa, *et al.* (2020), quienes resaltan la severidad y duración de los periodos secos y húmedos

bajo el comportamiento de la RCP8.5 en la cuenca superior del arroyo del Azul en Buenos Aires, Argentina. Así mismo, Fatemeh *et al.* (2021) concluyen que todos los ensambles de modelos climáticos y RCP proyectan un incremento de la temperatura de 3°C a 5°C anuales sobre los recursos hídricos superficiales en la cuenca del río South

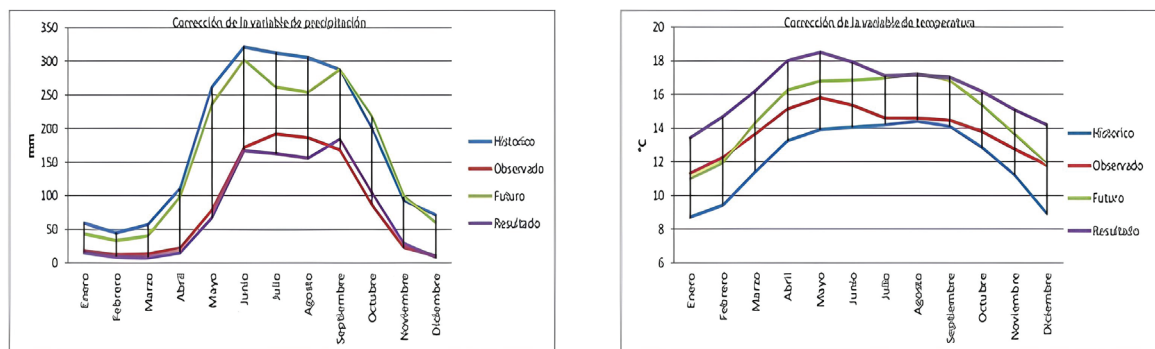


Figura 6: Resultado del método de corrección de sesgos en las variables de precipitación (izq.) y temperatura media (der.).

Platte en EE. UU. De manera similar, Mengistu *et al.* (2021) documentan una disminución del caudal hídrico en la cuenca del río Alto Nilo Azul (Abay), Etiopía.

El impacto del cambio climático en nuestra zona de estudio podría afectar negativamente el rendimiento en cultivos, dado que la productividad depende del ciclo de lluvias. También se anticipa un aumento en la frecuencia e intensidad de eventos meteorológicos extremos, así como discrepancias entre los tiempos de ocurrencia y retorno (Rodríguez-Moreno *et al.*, 2021). Adicionalmente, se prevé el surgimiento de problemáticas como la reducción del hábitat adecuado para las especies dependientes del clima y alteraciones en su distribución (Salazar-Borunda *et al.*, 2022).

No obstante, es fundamental reconocer que los MCR utilizados en esta investigación podrían variar debido a diversos factores, como cambios en el uso de suelo y la cobertura vegetal, las futuras emisio-

nes de gases efecto invernadero (GEI), la magnitud y ritmo del calentamiento global, la ubicación geográfica y los niveles de desarrollo y vulnerabilidad. Por lo que, la aplicación de la metodología de corrección de sesgos es particularmente crítica en el contexto de las proyecciones climáticas. Debido a que, los modelos climáticos, aunque sofisticados, a menudo presentan discrepancias con los datos observados. El análisis estadístico realizado con base en la corrección de sesgos permite ajustar estas proyecciones, garantizando que reflejen de manera más precisa las condiciones reales incrementando la fiabilidad de los resultados. Minimizando así, las incertidumbres que se presentan, a través de un enfoque integrado de modelización y calibración con lo que se mejora la representación espacial a pequeña escala del impacto del cambio climático en áreas específicas. Facilitando la creación de herramientas necesarias para abordar el desafío que representa el cambio climático sobre los recursos hídricos.

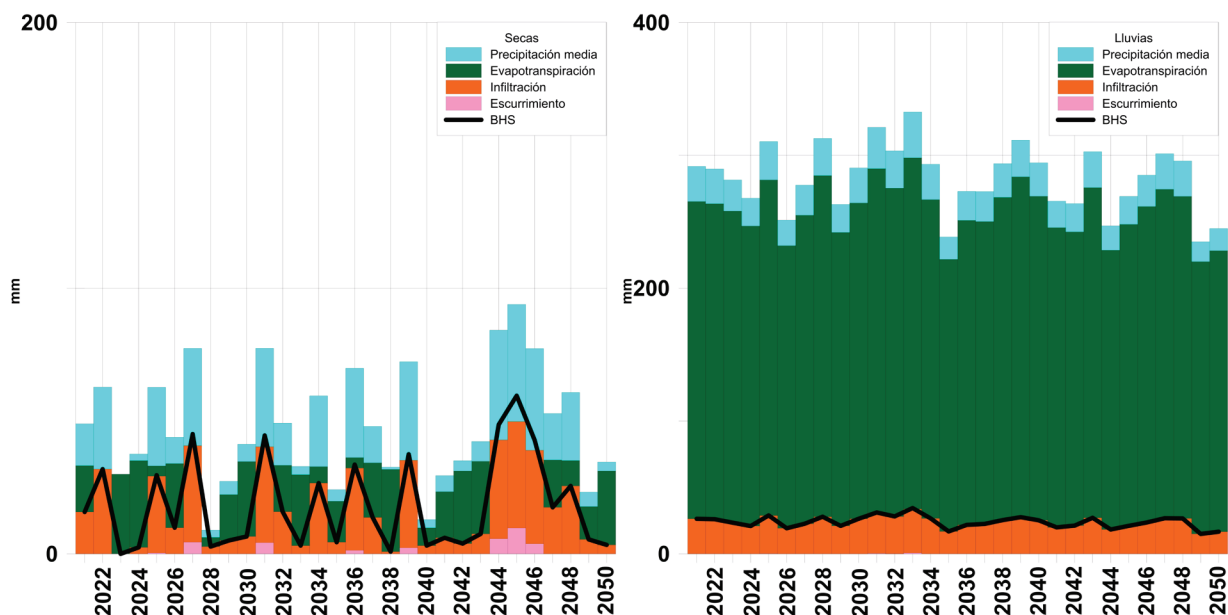


Figura 7: Proyección del BHS al año 2050 para temporada de secas (izq.) y temporada de lluvias (der.).

Este estudio ha permitido analizar la influencia de la precipitación y la temperatura en los procesos que conforman el balance hídrico de una zona en específica. A medida que la población y su demanda hídrica crecen, los procesos naturales que mantienen el agua superficial se ven sometidos a una presión creciente debido al uso insostenible del recurso. Esta presión se intensificará en el contexto de las alteraciones climáticas provocadas por los posibles escenarios que representa el cambio climático.

De esta manera podemos concluir que los resultados aquí presentados invitan a reflexionar sobre un futuro potencial en el que la inacción frente al cambio climático prevalezca. Es fundamental diseñar estrategias e implementar acciones que establezcan la estructura jurídica necesaria para abordar esta problemática, promoviendo al mismo tiempo una participación más activa de la población. Se requieren políticas locales centradas en la gestión integral del recurso hídrico a corto, mediano y largo plazo, desde una perspectiva holística que permita a la sociedad y sus diversas estructuras sociales y económicas utilizar el recurso de manera sostenible, al tiempo que se protege la capacidad natural de adaptación y resiliencia de los ecosistemas.

REFERENCIAS

- ÁLVAREZ-ARTEAGA, G., H. A. IBÁÑEZ, M. E. OROZCO, & B. GARCÍA. 2020. Regionalización de indicadores de calidad para suelos degradados por actividades agrícolas y pecuarias en el altiplano central de México. *Quivera Revista de Estudios Territoriales* 22 (2): 5-19. Disponible en línea: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40165706001>
- ARIAS, J. D. 2019. Herramientas de apoyo mediante los sistemas de información geográfica (SIG) para la estructura de las cuencas hidrográficas en la Dirección de Gestión Ambiental del Sistema Hídrico (DGASH) dentro de la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá (EAB-ESP). Tesis de especialidad (Administración ambiental). Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia. 39 p. Disponible en línea: <http://hdl.handle.net/11349/13025>
- BOTEY-FULLAT, R., & J. V. MORENO. 2015. *Metodología para estimar la humedad del suelo mediante un balance hídrico exponencial diario*. Agencia Estatal de Meteorología, Área de Climatología y Aplicaciones Operativas. Reporte técnico. Madrid-España, 22 p. Disponible en línea: https://www.aemet.es/documentos/es/serviciosclimaticos/vigilancia_clima/balance_hidrico/Metodologia.pdf
- CARVALHO M., R. L. DE CARVALHO, G. VIANELLO, M. SEDIYAMA, A. DE OLIVEIRA, & JUNIOR DE SÁ. 2013. Geostatistical improvements of evapotranspiration spatial information using satellite land surface and weather stations data. *Theoretical and Applied Climatology* 113 (1-2): 155-174. DOI: 10.1007/s00704-012-0772-1
- CASTILLO, F. A. 2015. Delimitación automática de microcuencas utilizando datos SRTM de la NASA. *Enfoque UTE* 6 (4) : 81-97 p. Disponible en línea: DOI: 0.29019/enfoqueute.v6n4.80
- DELGADO, J. 2007. ¿Guerra por el agua en el valle de México? Estudio sobre las relaciones hidráulicas entre el Distrito Federal y el Estado de México. *Investigaciones geográficas* (62): 158-163. Disponible en línea http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&p id=S0188-46112007000100011&lng=es&tlng=es.
- DOF, (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2015. *Norma Oficial Mexicana NOM-011-CONAGUA-2015: Conservación del recurso agua, que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales*. Comisión Nacional del Agua. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México, México. Marzo 15. Disponible en línea: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5387027&fecha=27/03/2015
- EDOMEX, (GOBIERNO DEL ESTADO DE MÉXICO). 2012. Programa para mejorar la calidad del aire en el Valle de Toluca (2012-2017). Secretaría del Medio Ambiente. Estado de México. 220 p. Disponible en línea: <https://proaire.edomex.gob.mx/sites/proaire.edomex.gob.mx/files/files/mis%20pdf/ProAire%20Valle%20de%20Toluca%202012-2017.pdf>
- EDOMEX, (GOBIERNO DEL ESTADO DE MÉXICO). 2018. Programa Hídrico Integral del Estado de México 2017-2023. Comisión de Agua del Estado de México. Estado de México. 212 p. Disponible en línea: <https://agua.edomex.gob.mx/sites/agua.edomex.gob.mx/files/files/AcercaCAEM/PHIEM1.pdf>
- FATEMEH, A., RYAN T. B., & A. MAZDAK. 2021. Appraising climate change impacts on future water resources and agricultural productivity in agro-urban river basins. *Science of The Total Environment* 788 (2021): 34-41. Disponible en línea: DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147717
- FIGUERAS, B. M., & A. TORRENTS. 2022. El futuro está por crear: temporalidad e imaginación en el Antropoceno. *Artnodes revista de arte, ciencia y tecnología*, 29: 1-9. Disponible en línea: DOI: 10.7238/artnodes.v0i29.392989
- FLORIAN-VERGARA, C., H. D. SALAS, & A. BUILES-JARAMILLO. 2021. Análisis de la precipitación y la evaporación en el Orinoco colombiano según los modelos climáticos regionales del experimento CORDEX-CO-RE. *Tecnológicas* 24 (52): 242-261. Disponible en línea: DOI: 10.22430/22565337.2144
- GARCÍA-BANDALA M., A. N. GARCÍA-BELTRÁN, G. MEDINA-GARCÍA, M. SERVÍN-PALESTINA, & N. RAMÍREZ-CABRAL. 2021. Efecto posible del cambio climático sobre la demanda de agua de cultivos importantes en Zacatecas. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 20 (2): 1-17.
- GUEVARA-OCHOA, C., A. MEDINA-SIERRA & L. VIVES. 2020. Spatio-temporal effect of climate change on water balance and interactions between groundwater and surface water in plains. *Science of The Total Environment* 722 (2020): 1-17. Disponible en línea: DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137886
- GODÍNEZ-MONTOYA, L., H. E. FIGUEROA, & S. F. PÉREZ (Eds). 2021. *Análisis de la Influencia de las variables socioeconómicas sobre el Medio Ambiente en México*. Primera ed. Asociación Mexicana de Investigación Interdisciplinaria A.C. (ASMIIA, A.C.). UAEM. Estado de México. ISBN: 978-607-99509-0-3. Disponible en línea: <http://hdl.handle.net/20.500.11799/111893>
- GUTIÉRREZ, J. M. & M. R. PONS. 2006. Modelización numérica del cambio climático: bases científicas, incertidumbres y proyecciones para la Península Ibérica. *Revista de Cuaternario y geomorfología* 20 (3-

- 4): 15-28. Disponible en línea: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2200478>
- GUTIÉRREZ, R., C. JUNQUAS, E. ARMIJOS, A. SÖRENNSSON, & ESPINOZA, J. 2023. Simulaciones de la precipitación de verano por modelos climáticos regionales de CORDEX en la zona de transición Andes-Amazônia. *Boletín científico El Niño*, Instituto Geofísico del Perú 10 (02): 11-15. Disponible en línea: <http://hdl.handle.net/20.500.12816/5408>
- HERNÁNDEZ-DÍAZ, L., O. NIKIÉMA, R. LAPRISE, K. WINGER, & S. DANDUY. 2019. Effect of empirical correction of sea-surface temperature biases on the CRCM5-simulated climate and projected climate changes over North America. *Climate Dynamics* 53(1-2): 453-476. DOI: 10.1007/s00382-018-4596-2
- INECC, (INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO). 2021. Municipios Vulnerables al Cambio Climático. Atlas Nacional de Vulnerabilidad al Cambio Climático. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 60 p. Disponible en línea: <https://atlasvulnerabilidad.inecc.gob.mx/atlas/mapa>
- LEIVA-GUTIÉRREZ, N. 2012. Metodología para el cálculo de la humedad del suelo usando parámetros topográficos (MDE), climáticos y edáficos en un sector del piedemonte depositacional del municipio de Villavicencio. Tesis de Maestría en Geomática. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia, pp. 91.
- LUNA-LÓPEZ, R., R. M. HERNÁNDEZ, G. J. CASTELLÓN, & A. RAMÍREZ. 2020. Un acercamiento a la problemática hídrica en México: Conflictos por el agua en un territorio hortícola del Acuífero Valle Tecamachalco. *Diversidad*, (19): 42-57.
- MADRIGAL-GARCÍA, L. & E. ROZGA (Eds.). 2014. *Una propuesta del método de análisis del desarrollo económico local: el caso de algunos territorios locales del Estado de México*. Primera ed. Centro de Investigación en Estudios Avanzados en Planeación Territorial, Facultad de Planeación Urbana y Regional, UAEMex. Estado de México. 236 p. 978-607-422-495-5.
- MARCOS-GARCÍA, P., Z. F. VARGAS, A. LÓPEZ, P. A. GARCÍA, & V. M. PULIDO. 2020. Análisis de impactos del cambio climático en las sequías meteorológicas, edáficas e hidrológicas en el Sistema de Explotación del río Júcar. *JIA*, 215-224 p. Disponible en línea: <http://hdl.handle.net/10251/138450>
- MEDINA, C. 2021. Modelación Hidrológica bajo Escenarios de Cambio Climático para un Embalse de Abastecimiento de Agua en La Paz, Bolivia. *Investigación & Desarrollo*, 21 (1): 63-78. Disponible en línea: DOI: 10.23881/idupbo.021.1-51
- MEDINA-GARCÍA, G., J. GRAGEDA-GRAGEADA, J. RUIZ-CORRAL, J. CASAS-FLORES, V. RODRÍGUEZ-MORENO, & C. MORA-OROZCO. 2019. Disminución de las horas frío como efecto del cambio climático en México. *Revista mexicana de ciencias agrícolas* 10 (6): 1325-1337. Disponible en línea: DOI: 10.29312/remexca.v10i6.1688
- MENGISTU, D., B. WOLDEAMLAH, A. DOSIO & P. HANS-JUERGEN. 2021. Climate change impacts on water resources in the Upper Blue Nile (Abay) River Basin, Ethiopia. *Journal of Hydrology* 592 (2021): 15. Disponible en línea: DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125614
- MISTRY, M. N., R. SCHNEIDER, P. MASSELOT, D. ROYÉ, B. ARMSTRONG, J. KYSELÝ, H. ORRU, F. SERA, S. TONG, É. LAVIGNE, A. URBAN, J. MADUREIRA, D. GARCÍA-LEÓN, D. IBARRETA, J. C. CISCAR, L. FEYEN, E. DE SCHRIJVER, Z. DE SOUSA, M. PASCAL, A. TOBIAS & A. GASPARRINI. 2022. Comparison of weather station and climate reanalysis data for modelling temperature-related mortality. *Scientific reports* 12(1): 1-14. Disponible en línea: DOI: 10.1038/s41598-022-09049-4
- MONTERROSO-RIVAS, A., A. G. RAMÍREZ-GARCÍA, J. GÓMEZ-DÍAZ, Y. VELÁZQUEZ-JUÁREZ, & R. RENDÓN-MEDEL. 2016. Cambio en la disponibilidad hídrica futura en un bosque mesófilo de montaña de México. *Interciencia* 41 (4): 266-272. Disponible en línea: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33944929008>
- MONTOYA-GARCÍA, D. N., & E. CADENA-VARGAS. 2024. Impacto del metabolismo socio-urbano en el Estado de México, México 2010-2020. *Letras Verdes, Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, (35): 158-178. Disponible en línea: DOI: 10.17141/letrasverdes.35.2024.6087
- NAGY, G., M. BIDEGAIN, J. VEROCAI, & B. DE LOS SANTOS. 2018. Escenarios climáticos futuros sobre Uruguay. Basados en los nuevos escenarios socioeconómicos RCP. *Project Report PNUD URU/11/G31, Climate Change Division*; MVOTMA: Montevideo, Uruguay, 2016. 1-50 p. Disponible en línea en: <https://www.researchgate.net/publication/323996152>
- NIEVES-VILCHEZ, I., H. J. CASTILLO-INFANTE, J. CARILLO-ESPINOZA, & N. B. PAMPA-QUISPE. 2022. Estudio hidrológico de una cuenca para la evaluación del potencial de un pico central hidroeléctrica en una zona rural. *Tecnología y ciencias del agua* 13 (1): 292-332. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-01-07
- OLCINA-CANTOS, J. 2019. Evidencias e incertidumbres del Cambio Climático y de los riesgos asociados en el Litoral Mediterráneo español. *Boletín de la Real Sociedad Geográfica, (CLIV)*, 9-34. Disponible en línea en: <https://boletinrsg.com/index.php/boletinrsg/article/view/77>
- Ordoñez, J. 2011. Contribuyendo al desarrollo de una Cultura del Agua y la Gestión Integral de Recurso Hídrico. *Balance Hídrico Superficial*, 20-36 p. ISBN: 978-9972-602-75-7
- PÁNTANO, V. & O. PENALBA. 2018. Respuesta del suelo a proyecciones de largo plazo de temperatura y precipitación extrema en la cuenca sur del Plata. *Theoretical and Applied Climatology* 134 (2018): 1257-1268. Disponible en línea: DOI: 10.1007/s00704-017-2339-7
- PENALBA, O. & V. PÁNTANO. 2020. Proyecciones de los flujos de agua en el suelo a partir de los modelos climáticos globales del CMIP5 en Sudamérica y su impacto regional; Asociación Argentina de Agrometeorología; *Revista Argentina de Agrometeorología* X 6 (2020): 1-13. Disponible en línea: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/113406>
- Pizarro, R., C. Ramírez & J. P. Flores. 2003. Análisis comparativo de cinco métodos para la estimación de precipitaciones areales anuales en períodos extremos. *Bosque (Valdivia)*, 24 (3): 31-38. Disponible en línea: DOI: 10.4067/S0717-92002003000300003
- PIZARRO-VIGIL, J. L., & J. G. DIAZ. 2022. Renovación urbana del sector Tucilla para optimizar el espacio público y residencial, Amazonas,

- Perú, 2021. *Revista Científica UNTRM: Ciencias Naturales E Ingeniería*, 5 (1): 0-14. DOI: 10.25127/ucni.v4i3.801
- POZO-VALDIVIESO, E. 2024. Evaluación de la disponibilidad de agua en la Cuenca Alta del Río Guayllabamba bajo el efecto de escenarios de cambio climático: Simulación de escenarios futuros de disponibilidad de agua en base a situaciones climáticas extremas observadas en el pasado. Trabajo de Integración Curricular. Escuela Politécnica Nacional. Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental. Ecuador, Quito. Pp. 72
- RODRÍGUEZ-MORENO, V., G. MEDINA, G. PADILLA, J. CORRAL, A. ESTRADA, & J. RUVÁLCABA. 2021. ¿Por qué México es un país altamente vulnerable al cambio climático? *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 12 (25): 45–57. Disponible en línea: DOI: 10.29312/remexca.v12i25.2819
- RUGGIERI, G., V. ALLOCCA, F. BORFECCHIA, D. CUSANO, P. MARSIGLIA, & P. DE VITA. 2021. Testing Evapotranspiration Estimates Based on MODIS Satellite Data in the Assessment of the Groundwater Recharge of Karst Aquifers in Southern Italy. *Water*, 13 (2): 118. Disponible en línea: DOI: 10.3390/w13020118
- SALAZAR-BORUNDA, M. A., M. E. PEREDA-SOLÍS, P. M. LÓPEZ-SERRANO, J. A. CHÁVEZ-SIMENTAL, J. H. MARTÍNEZ-GUERRERO, & L. A. TARANGO-ARÁMBULA. 2022. Climate change will affect the distribution of the Mexican Spotted Owl (*Strix occidentalis lucida* Nelson 1903). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 28(2): 305-318 p. DOI: 10.5154/r.rchscfa.2021.10.066
- SAURRAL, R., B. MONTRUILL & A. CAMILLONI. 2013. Development of statistically unbiased twenty-first century hydrology scenarios over La Plata Basin, *International Journal of River Basin Management* 11(4): 329-343. DOI: 10.1080/15715124.2014.885440
- SMALL, E. E., F. GIORGI, L. C. SLOAN, & S. HOSTETLER. 2001. The Effects of Desiccation and Climatic Change on the Hydrology of the Aral Sea. *Journal of Climate*, 14(3): 300-322. Disponible en línea: DOI:10.1175/1520-0442(2001)013<0300:TEODAC>2.0.CO;2
- TOKARSKA, K. B., M. B. STOLPE, S. SIPPEL, E. M. FISCHER, C. SMITH, F. LEHNER, & R. KNUTTI. 2020. Past warming trend constrains future warming in CMIP6 models. *Science advances*, 6(12): 1-13. Disponible en línea: <https://www.science.org/doi/epdf/10.1126/sciadv.aaz9549>
- TONG, Y., X. GAO, Z. HAN, Y. XU, & F. GIORGI. 2021. Bias correction of temperature and precipitation over China for RCM simulations using the QM and QDM methods. *Climate Dynamics*, 57(5): 1425-1443. Disponible en línea: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00382-020-05447-4>
- Velásquez-Restrepo, M., & G. Poveda. 2019. Estimación del balance hídrico de la región Pacífica Colombiana. *Dyna*, 86(208): 297-306. Disponible en línea: DOI: 10.15446/dyna.v86n208.73587
- WMO, (WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION). 2018. Guide to climatological practices. Geneva, Switzerland. 117 p. Disponible en línea: <https://posmet.ufv.br/wp-content/uploads/2017/04/MET-480-WMO-100.pdf>

Los extractos crudos de fitoplancton del embalse Valle de Bravo, México producen toxicidad en embriones de *Danio rerio*

Crude extracts of phytoplankton from the Valle de Bravo reservoir, Mexico, produce toxicity in embryos of *Danio rerio*

Maricruz S. Quintero-Serrano, Fernando Martínez-Jerónimo y Miriam Hernández-Zamora^{*✉}

Recibido: 31 de mayo de 2024.

Aceptado: 13 de febrero de 2025.

Publicado: agosto de 2025.

RESUMEN

Antecedentes: El Sistema Cutzamala abastece de agua potable a una parte de la Zona Metropolitana del Valle de México, siendo el embalse de Valle de Bravo (VB) uno de los que principalmente aporta. Este embalse ha recibido impactos de actividades domésticas, agrícolas y turísticas, teniendo como consecuencia deterioro en la calidad del agua, favoreciendo la eutrofización y el desarrollo de Florecimientos Algales Nocivos (FANs), que son potencialmente dañinos para la biota acuática y salud humana. **Objetivos:** Evaluar el efecto de los extractos crudos de biomasa fitoplanctónica del embalse sobre las primeras etapas de vida de *Danio rerio*. **Métodos:** Las muestras de biomasa se colectaron en seis puntos durante marzo a diciembre de 2019, en los que de manera constante se registraron florecimientos permanentes dominados por cianobacterias. Los extractos crudos acuosos se obtuvieron por rompimiento celular y se emplearon para exponer a embriones de *D. rerio*, evaluando 0.01, 0.1, 1, 10 y 100 mg L⁻¹ de biomasa fitoplanctónica. **Resultados:** La exposición a extractos crudos en embriones produjo efectos letales (coagulación y muerte), respuestas subletales (ausencia de pigmentación, edema en saco vitelino, cola curvada) y efectos teratogénicos. En la biomasa fitoplanctónica se identificaron cianotoxinas como anabaenopeptinas y microcistinas en diversas cantidades durante el periodo de colecta. **Conclusiones:** La presencia y frecuencia de los efectos observados en *D. rerio* estuvo relacionada con la concentración de microcistinas y la probable presencia de otros metabolitos secundarios de cianobacterias potencialmente tóxicas, presentes en VB. Los resultados alertan sobre los efectos dañinos que se pueden producir en la biota acuática después un florecimiento y de la ruptura de la biomasa cianobacterial y también sobre los riesgos potenciales a la salud humana cuando esta agua se potabiliza para consumo humano.

Palabras clave: Cianotoxinas, efectos letales, efectos subletales, Florecimientos Algales Nocivos (FANs), Florecimientos Cianobacteriales Nocivos (FCNs)

Laboratorio de Hidrobiología Experimental, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Prolongación Carpio y Plan de Ayala S/N, Col. Santo Tomás, Cd. De México, 11340, México

*Corresponding author:

Miriam Hernández-Zamora: e-mail: mahernandez@ipn.mx; miri.hernandez.zamora@hotmail.com

To quote as:

Quintero-Serrano, M. S., F. Martínez-Jerónimo & M. Hernández-Zamora. 2025. Los extractos crudos de fitoplancton del embalse Valle de Bravo, México producen toxicidad en embriones de *Danio rerio*. *Hidrobiológica* 35 (2): 139-153.

DOI:10.24275/PEOQ3887

ABSTRACT

Background: The Cutzamala System supplies potable water to part of the Metropolitan Area of the Valley of Mexico, with the Valle de Bravo (VB) reservoir being one of the primary sources. This reservoir has received impacts from domestic, agricultural, and touristic activities, resulting in a deterioration in water quality, favoring eutrophication and the development of Harmful Algal Blooms (HABs), potentially harmful to aquatic biota and human health. **Goals:** Evaluate the effect of crude extracts of phytoplankton biomass from the VB reservoir on the first life stages of *Danio rerio*. **Methods:** Biomass samples were collected at six points from March to December 2019, where permanent blooms dominated by cyanobacteria were continuously recorded. The crude aqueous extracts were obtained by cell breakdown and were used to expose *D. rerio* embryos, evaluating the concentrations of 0.01, 0.1, 1, 10, and 100 mg L⁻¹ of phytoplankton biomass. **Results:** Exposure to crude extracts on embryos produced lethal effects (coagulation and death), sublethal responses (absence of pigmentation, yolk sac edema, curved tail), and teratogenic effects. In the biomass samples, cyanotoxins such as anabaenopeptins and microcystins were identified in different concentrations during the sampling period. **Conclusions:** The presence and frequency of the effects observed in *D. rerio* were related to the concentration of microcystins and the probable presence of other potentially toxic secondary metabolites of cyanobacteria in the VB reservoir. The results warn about the harmful effects that can occur in aquatic biota after the breakdown of cyanobacterial biomass following a bloom and also advise about the potential risks to human health when this water is processed and used for human consumption.

Keywords: cyanotoxins, lethal effects, sublethal effects, Harmful Algal Blooms (HABs), Harmful Cyanobacterial Blooms (HCBs)

INTRODUCCIÓN

Derivado del incremento de contaminantes provenientes de fuentes naturales y/o antropogénicas, en los últimos años se ha favorecido el enriquecimiento de nutrientes minerales en el agua, especialmente compuestos de nitrógeno y fósforo, lo que ha ocasionado eutrofización de los cuerpos de agua, promoviendo el crecimiento acelerado del fitoplancton y especies vegetales que ocasionan el desarrollo de florecimientos algales en los que se encuentran presentes especies potencialmente toxigénicas, como algunas cianobacterias, además de macrófitas. Los florecimientos algales generan, entre otras cosas, disminución en la transparencia del agua, abatimiento del oxígeno disuelto y deterioro de la calidad química, incluyendo la adición de olores y sabores desagradables en el agua potable, además de la posible presencia de toxinas que afectan la salud humana. A todo lo anterior se suman los efectos a nivel estético (Dokulil & Teubner, 2011).

Los florecimientos algales nocivos (FANs), son eventos en los que se observa multiplicación acelerada y acumulación masiva de células del fitoplancton representado principalmente por microalgas, diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias unicelulares, coloniales o filamentosas. Estos FANs forman capas densas de biomasa que dan lugar a natas espesas ("scums") en la superficie del agua (Pérez-Morales *et al.*, 2016), que después de un florecimiento se descomponen, liberándose así el contenido celular al agua. Cuando los florecimientos están dominados o formados exclusivamente por cianobacterias toxigénicas, se denominan como florecimientos cianobacteriales nocivos (FCNs) que bajo algunas condiciones ambientales no bien determinadas aún, permiten que se expresen genes en las cianobacterias para la síntesis y acumulación de cianotoxinas, así como otros metabolitos que pueden generar diferentes respuestas tóxicas en la biota acuática y en los humanos, además de producir estrés oxidativo a nivel celular (López-Cortés *et al.*, 2015).

Uno de los grupos de especies que forma parte de los FAN son las cianobacterias, que se desarrollan en cuerpos de agua con altos niveles de eutrofización; los géneros más representativos son *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Lyngbya*, y *Pseudonabaena*, siendo algunas de ellas clasificadas como especies toxigénicas debido a la producción de compuestos bioactivos que pueden ocasionar daños en el ambiente, provocando impactos negativos en la cadena trófica y la dinámica de las poblaciones acuáticas, así como en los ecosistemas en general (Montvydienė *et al.* 2020), aunque también causan daños a la salud humana y animal (Pérez-Morales *et al.*, 2016).

Las cianotoxinas son clasificadas de acuerdo con su estructura química, mecanismo de toxicidad y órgano sobre el cual ejercen su efecto. Dentro de estas se encuentran las neurotoxinas, como la anatoxina-a, homoanatoxina-a, saxitoxina, entre otras, que pueden generar toxicidad letal aguda al provocar la transmisión de impulsos nerviosos que conducen a la parálisis muscular y fallas respiratorias (Lucena, 2008). Un segundo grupo son las hepatotoxinas, como las microcistinas LA, LR, RR y YR, cilindropermopsinas y nodularinas, las cuales generan intoxicación y lesiones en el hígado causando incluso la muerte en horas o días (Roset *et al.*, 2001). Las citotoxinas, como las saxitoxinas y cilindropermopsinas generan daño en corazón e hígado, sistema vascular, linfático, digestivo y glándulas adrenales (Falconer & Humpage, 2006). Y por último las dermatotoxinas, como las alíasitoxinas y lingbiatoxinas, las cuales producen irritación en la piel (Lucena, 2008).

En los animales, así como en los humanos, la intoxicación por cianotoxinas puede producirse por el consumo de agua contaminada, por exposición directa, inhalación de aerosoles o ingesta de alimentos que bioacumularon estos metabolitos, ocasionando malestares gastrointestinales, reacciones alérgicas (como erupciones cutáneas), desca-mación, irritación de ojos y oídos, entre otros síntomas (Drobac *et al.*, 2013; Codd *et al.*, 2017; Svirc-ev *et al.*, 2017).

Uno de los problemas que enfrentan los cuerpos de agua a nivel mundial es el incremento de la eutrofización, siendo los lenticos los más afectados, que representan una fuente importante de agua potable y para actividades productivas, como la agricultura y ganadería (Ledesma *et al.*, 2013; Garita-Alvarado *et al.*, 2023). Por esta razón la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2020) ha establecido como límite máximo 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 24 $\mu\text{g L}^{-1}$ de microcistinas en agua para consumo humano y recreacional, respectivamente. Por su parte, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 2015 y 2019) señala un máximo permisible de 1.6 $\mu\text{g L}^{-1}$ para microcistinas y 3.0 $\mu\text{g L}^{-1}$ de cilindropermopsinas en agua potable, mientras que para aguas de uso recreativo establece 8 $\mu\text{g L}^{-1}$ de microcistinas y 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ de cilindropermopsinas.

En México se tiene la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-2021) Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad de agua, donde se establece que el límite permisible de microcistinas es de 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ en agua para uso y consumo humano. Debido a que tres cuartas partes de las aguas continentales de México presentan algún grado de eutrofización y considerando que muchos de estos cuerpos son destinados a actividades de recreación o bien como fuente de agua para poblaciones aledañas, el desarrollo de florecimientos representa un riesgo para la biota acuática y para la salud humana (Pineda-Mendoza *et al.*, 2011).

El embalse de Valle de Bravo es fuente del 40% del agua del sistema Lerma-Cutzamala (integrado por 7 embalses interconectados), que suministra más de un tercio de agua potable a la Zona Metropolitana del Valle de México (IMTA, 2012). Pese a su importancia, desde 1980 el embalse ha presentado un aumento en los niveles de eutrofización provocados por descargas provenientes de los ríos Amanalco, Molino, González, Carrizal y Tizates, que contienen escorrentías y desechos agrícolas, así como aguas residuales de los desagües de la población de Valle de Bravo y Avándaro. Estas descargas no controladas favorecen los florecimientos de fitoplancton, dominando frecuentemente cianobacterias potencialmente tóxicas, las cuales, al entrar en un proceso de degradación, liberan al medio estos metabolitos causantes de daños a los organismos (Olvera, 1996; Ramírez-Zierold *et al.*, 2010; CONAGUA, 2012).

La evaluación de los efectos causados por la exposición a este tipo de compuestos bioactivos puede realizarse mediante bioensayos de toxicidad con organismos como el pez cebra *Danio rerio*. Los estadios tempranos del desarrollo (huevos, embriones y larvas) de esta especie son ampliamente utilizados en Ecotoxicología debido a su alta sensibilidad de respuesta a estresores químicos, debido a su corion transparente, que permite observar el desarrollo de los organismos, su fácil manejo y el amplio conocimiento de su biología (Nagel 2002; Meyers, 2018).

El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto tóxico de los extractos crudos acuosos obtenidos a partir del rompimiento de la

biomasa fitoplanctónica colectada mensualmente durante diez meses en seis puntos de muestreo del embalse de Valle de Bravo, Estado de México, sobre las primeras etapas de vida del pez cebrá (*Danio rerio*), con relación a la presencia de cianotoxinas en estos extractos.

MATERIALES Y MÉTODO

Sitio de estudio. El embalse de Valle de Bravo se localiza en el municipio de Valle de Bravo, al poniente del Estado de México entre los paralelos 19°23'05" y 19°05'30" y los meridianos 99°52'00" y 100°11'40" (IMTA, 2012). Su superficie es de 18.55 km² y cuenta con una capacidad de almacenamiento de 394.4 hm³ y una profundidad media de 21.1 m y máxima de 38.6 m, con una variación de 4 a 8 m, siendo la cortina la zona de mayor profundidad (CONAGUA, 2012). El embalse se caracteriza por ser de tipo monomítico cálido, que se encuentra termalmente estratificado de abril a octubre mientras que el periodo de mezcla comprende los meses de noviembre a febrero (Merino *et al.*, 2003).

Obtención de muestras de biomasa fitoplanctónica. Las muestras de biomasa fitoplanctónica fueron colectadas a nivel superficial en los meses de marzo a diciembre del 2019 en seis sitios de muestreo dentro del embalse de Valle de Bravo (Fig. 1). El sitio 1 (19° 12' 29.8" N, 100° 10' 47.4" O) se localizó en la cortina, los sitios 2 (19° 12' 24.0" N 100° 09' 37.6" O) y 4 (19° 11' 10.2" N 100° 09' 19.9" O) eran puntos intermedios dentro del embalse, el sitio 3 (19° 13' 08.0" N 100° 08' 09.0" O) y el sitio 6 (19° 10' 40.8" N 100° 07' 33.2" O) se encontraban aledaños a los ríos tributarios Amanalco, Tizates y Molino, y el sitio 5 (19° 11' 18.1" N 100° 08' 01.6" O) se seleccionó debido a su cercanía al poblado de Valle de Bravo.

En cada sitio de muestreo se filtraron entre 40 y 60 litros de agua superficial, empleando una red de plancton de 48 µm. Las muestras de biomasa se concentraron en 250 mL y fueron mantenidas a 4°C hasta su arribo al laboratorio. En el laboratorio cada muestra fue filtrada nuevamente a 48 µm para eliminar el exceso de agua y posibles restos de vegetación. La biomasa concentrada se colocó en charolas de aluminio, para obtener el peso húmedo, y después se colocaron en un

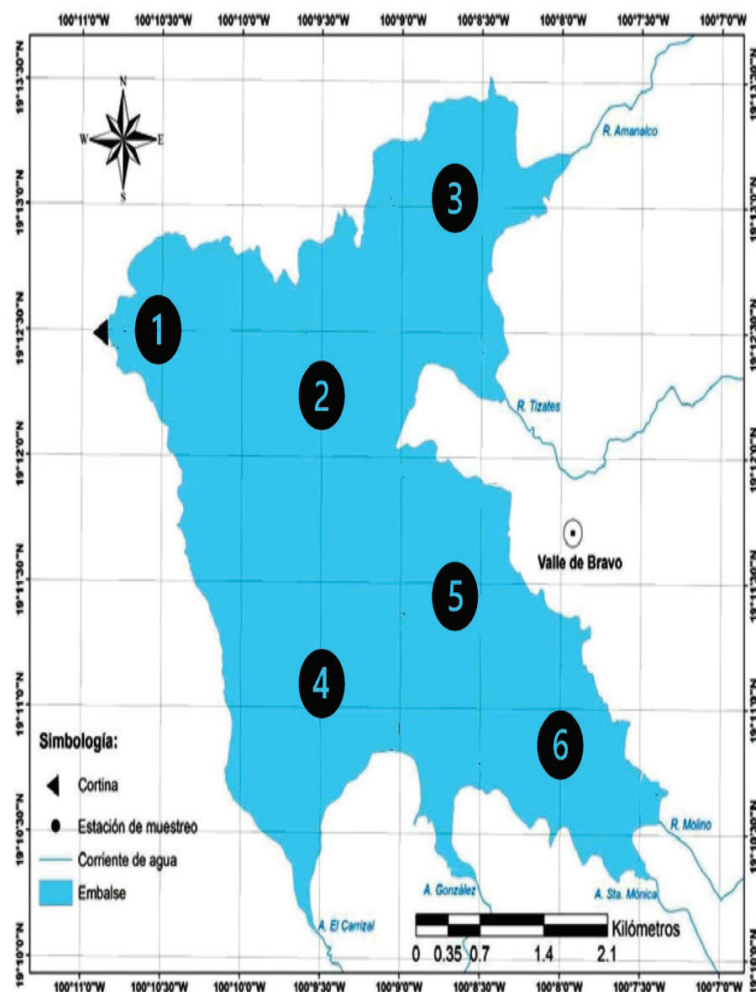


Figura 1. Mapa del embalse de Valle de Bravo, ubicación de estaciones de muestreo. 1) Cortina del embalse, 2 y 4) Sitios intermedios, 3) Sitio aledaño a ríos tributarios (Amanalco, Tizates y Molino), 5) Pueblo de Valle de Bravo, 6) Sitio aledaño a ríos tributarios (Molino). (Modificado de CONAGUA, 2012).

horno Binder a 60°C durante 24 h, para deshidratarlas y obtener el peso seco. Las muestras finalmente fueron conservadas en tubos tipo falcón en un ultracongelador Thermo Scientific a -40°C hasta su posterior uso para la obtención de extractos crudos acuosos.

Extractos crudos acuosos de biomasa fitoplanctónica. Con base en la cantidad de biomasa colectada durante los meses de marzo a diciembre y los resultados correspondientes a su peso seco, para cada muestra se utilizaron 0.3 g de biomasa seca para la obtención de los extractos crudos acuosos, que fueron procesados de la siguiente manera: Se realizó el rompimiento celular en mortero con hielo seco; una vez que se obtuvo un polvo muy fino, se agregaron 15 mL de medio de dilución ISO (ISO, 2007) para la resuspensión de las muestras. Posteriormente se aplicaron tres ciclos de congelación (~-78°C) en un ultracongelador Thermo Scientific y descongelación en un baño seco Benchmark a 40°C. Después de esto, las muestras fueron sonicadas a 40 kHz durante 10 minutos en un baño ultrasónico Scientific CS-UB-100. Finalmente las suspensiones fueron centrifugadas en el equipo Thermo Scientific Sorvall ST8 a 4500 rpm durante 5 minutos, se recuperaron los sobrenadantes y se filtraron consecutivamente con membranas Millipore® de nitrocelulosa de 5 µm, 3 µm y 0.45 µm de poro a fin de eliminar restos celulares y posibles microorganismos. Las muestras así procesadas fueron almacenadas en crioviales de 10 mL en ultracongelación hasta su uso en los bioensayos de toxicidad con *Danio rerio*.

Bioensayos de toxicidad con embriones y larvas de *Danio rerio*. Los huevos fertilizados de *Danio rerio* fueron obtenidos a partir de reproductores proporcionados por el Laboratorio de Hidrobiología Experimental de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del Instituto Politécnico Nacional. 24 horas previas al bioensayo, se instalaron acuarios de 40 L destinados a la reproducción con aireación, temperatura

de 28°C y fotoperiodo de 16:8 h (luz: oscuridad). Los reproductores se colocaron en redes de maternidad en una proporción 2:1 (2 machos por 1 hembra). Por la mañana y en menos de una hora de reactivarse la iluminación en el área de desove, los reproductores fueron retirados de los acuarios y los huevos fueron recuperados del fondo y colocados en cristalizadores con medio de dilución ISO para comprobar su fecundación y viabilidad usando un estereomicroscopio Olympus modelo SZ2-LGB.

Los bioensayos con extractos crudos acuosos se realizaron conforme al protocolo de la OECD 236 (2013) para evaluar los efectos letales y subletales en embriones y larvas de *D. rerio*. Se utilizaron placas de 24 pozos con capacidad de 2 mL cada uno, colocando un huevo fecundado (3-4 hpf) por pozo. Las soluciones de la biomasa (peso seco) de 0.01, 0.1, 1, 10 y 100 mg L⁻¹, más un control negativo con medio de dilución ISO (ISO, 2007) y un control positivo con 3,4-dicloroanilina como tóxico de referencia para cada una de las muestras analizadas. Las placas se incubaron a 25°C en una cámara bioclimática Thermo Scientific modelo PR505755L con fotoperiodo de 16:8 (luz: oscuridad). En la Tabla 1 se enlistan los efectos evaluados cada 24 hpf hasta la conclusión de las pruebas (96 hpf).

Determinación de cianotoxinas intracelulares en la biomasa fitoplanctónica. Las muestras de fitoplancton del embalse de Valle de Bravo fueron procesadas por el equipo del Laboratorio de Hidrobiología Experimental. Esto consistió en una lisis celular de la biomasa para liberar las cianotoxinas intracelulares y aplicar extracción en fase sólida. Las cianotoxinas fueron analizadas en la Universidad de Montreal en la Facultad de Artes y Ciencias, Departamento de Química, complejo Científico para identificación y cuantificación de cilindrospermopsina (CYN), anatoxina-a (ANA-a), homoanatoxina-a (HANA-a), anabaenopeptina-A (AP-A), anabaenopeptina-B (AP-B) y las microcistinas dmMC-RR, dmMC-LR, MC-RR, MC-YR, MC-HtyR, MC-LR, MC-HiIR, MC-VR, MC-LA, MC-LY, MC-LW, MC-LF. Las cianotoxinas fueron cuantificadas mediante la técnica de oxidación de Lemieux-von Rudloff para la producción de 2-metil-3-metoxi-4-ácido fenilbutírico (MMPB) (Wu *et al.*, 2009; Muñoz *et al.*, 2017;) y parte de estos resultados son reportados en Martínez-Jerónimo *et al.* (2022).

Análisis estadísticos. Los resultados correspondientes al porcentaje de eclosión acumulada se analizaron con la prueba no paramétrica de Friedman ($P < 0.05$), usando el software SigmaPlot para establecer diferencias significativas entre estos. Las gráficas correspondientes a porcentaje de eclosión, efectos letales y subletales, así como de cianotoxinas cuantificadas en los extractos crudos acuosos se elaboraron con el software GraphPad Prism 8.

RESULTADOS

Porcentaje de eclosión de huevos y larvas de *Danio rerio* expuestos a extractos crudos de biomasa fitoplanctónica. La eclosión en larvas de *Danio rerio* inició a partir de las 72 horas. La Fig. 2 muestra el porcentaje de eclosión acumulada al término del bioensayo (96 hpf) para las muestras provenientes de los 6 sitios y las diferentes concentraciones de biomasa fitoplanctónica en los diez meses de muestreo.

Los resultados de la exposición a los extractos obtenidos en el sitio 1, en donde se ubica la cortina del embalse, indican que en abril, oc-

Tabla 1. Efectos evaluados en embriones y larvas de *Danio rerio* al ser expuestos a diferentes concentraciones de extractos crudos acuosos de biomasa fitoplanctónica de seis sitios de muestreo del embalse de Valle de Bravo.

	Tiempo de exposición (horas post-fertilización)			
	24	48	72	96
Efectos letales				
Coagulación	X			
Ausencia de somites	X			
Desprendimiento de la cola	X	X	X	X
Muerte del organismo	X	X	X	X
Efectos subletales				
Formación de edemas	X	X	X	X
Ausencia de pigmentación		X	X	
Cola curveada		X	X	X
Efectos teratogénicos	X	X	X	X

(Modificado de OECD, 2013)

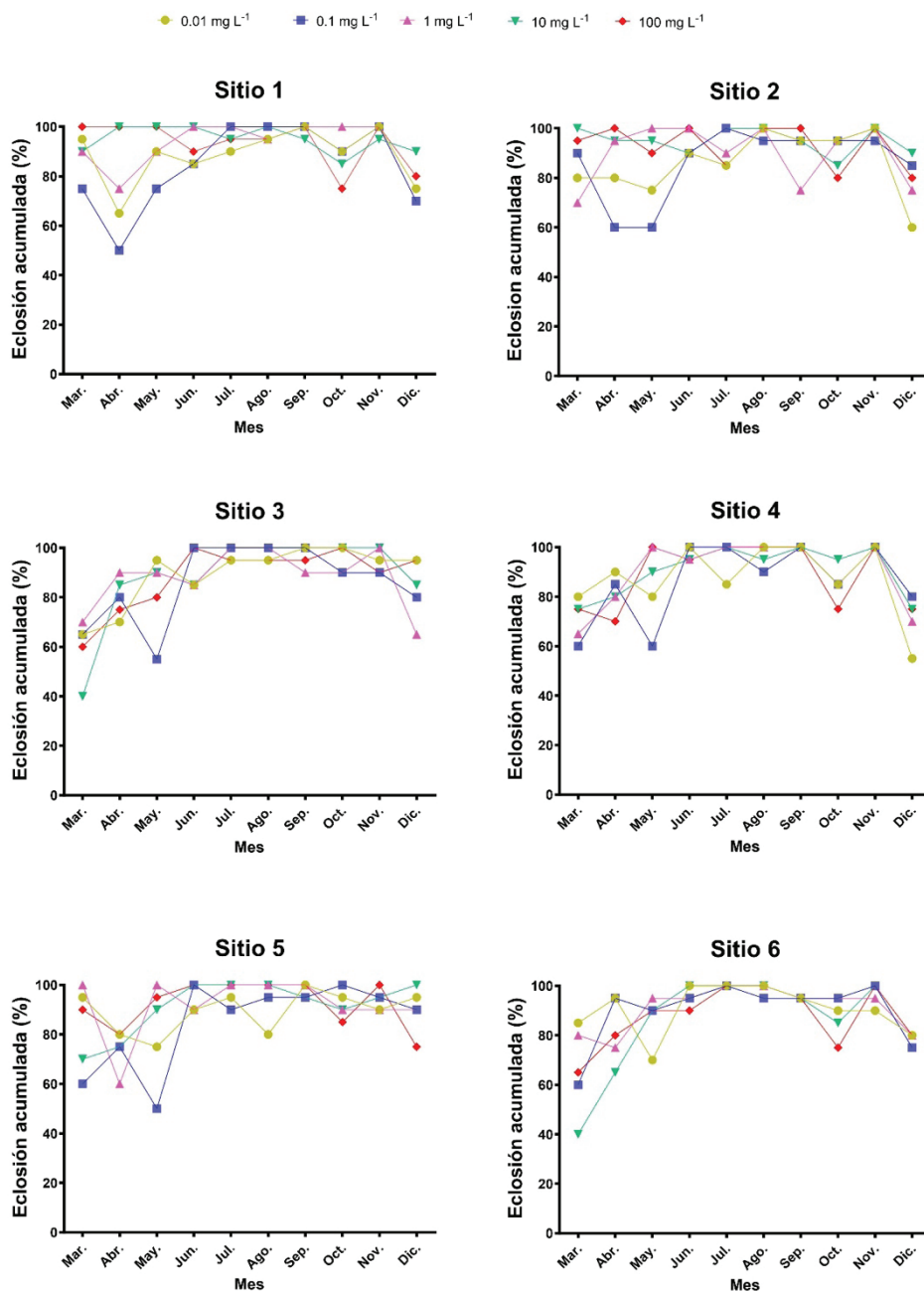


Figura 2. Eclosión acumulada (%) de larvas de *Danio rerio* a las 96 h de exposición a diferentes concentraciones de extractos crudos de biomasa fitoplanctónica (0.01, 0.1, 1, 10 y 100 mg L⁻¹) provenientes de 6 sitios de muestreo del embalse de Valle de Bravo a lo largo de diez meses. Valores promedio $\pm$ error estándar.

tubre y diciembre se registraron los menores porcentajes de eclosión (50, 75 y 70%, respectivamente) en la concentración de 0.1 y 100 mg L⁻¹, mientras que de mayo a agosto la eclosión fluctuó de 75 al 97%. En septiembre y noviembre se registró la mayor eclosión (95%). De acuerdo con la prueba de Friedman ($P < 0.005$), los porcentajes de eclosión fueron significativamente diferentes entre cada mes ($P = 0.0379$).

Respecto al sitio 2, en abril, mayo y diciembre se presentó la menor eclosión (60%), seguida del mes de marzo con 70% de eclosión. En el caso de octubre, septiembre, junio y julio, los porcentajes de eclosión fueron 80, 75, 90 y 85%; mientras que los valores más altos (95%) se registraron en agosto y noviembre. La prueba de Friedman indicó diferencias significativas entre los porcentajes obtenidos cada mes ($P = 0.0197$).

En el sitio 3 en marzo se registró 40% de eclosión acumulada en la concentración de 10 mg L⁻¹ de biomasa fitoplanctónica, siendo el más bajo registrado durante todo el estudio. Los registros de manera creciente fueron para mayo (55%), diciembre (65%), abril (70%), junio (85%), septiembre, octubre y noviembre (90%), y finalmente en julio y agosto el porcentaje fue 95%. Nuevamente, se encontraron diferencias significativas entre los meses ($P=0.0013$).

Con respecto al sitio 4, en diciembre se registró el menor porcentaje de eclosión acumulada (55%), seguido de marzo y mayo (60%), abril (70%), octubre (75%), julio (85%), agosto (90%) y junio (95%). En septiembre y noviembre se registró el 100% de eclosión acumulada. La prueba de Friedman indicó diferencias significativas entre los porcentajes ($P=0.001$).

En el sitio 5, el menor porcentaje de eclosión acumulada correspondió al mes de mayo (50%), seguido de abril y marzo (60%), diciembre (75%), agosto (80%), octubre (85%) noviembre, junio y julio (90%) y septiembre (95%), siendo este último el más alto registrado para este sitio. De acuerdo con la prueba de Friedman, los resultados obtenidos entre los meses son significativamente diferentes ($P=0.0545$).

Finalmente, en el sitio 6, el menor porcentaje de eclosión se registró en marzo (40%), similar a lo registrado en el sitio 3. En los meses de abril, mayo, diciembre, octubre, junio, noviembre, septiembre y agosto los porcentajes de eclosión acumulada fueron 65, 70, 75, 75, 90, 90, 95 y 95 %, respectivamente, mientras que en julio hubo 100% de eclosión. La prueba de Friedman indicó que los resultados son significativamente diferentes entre todos los meses ($P<0.001$).

Los valores de porcentaje de eclosión obtenidos en los controles positivo y negativo cumplieron con los criterios de aceptación del

bioensayo establecidos por el protocolo de la OECD (2013), por lo que los resultados obtenidos se consideran válidos.

Efectos letales, subletales y teratogénicos en embriones y larvas de *D. rerio*. La Fig. 3 muestra el total de efectos letales (huevos coagulados), subletales (presencia de edemas, modificación en el patrón de pigmentación y cola curveada) y teratogénicos expresados en porcentaje de embriones de *D. rerio* expuestos a las cinco concentraciones de extractos crudos acuosos de biomasa fitoplanctónica (0.01, 0.1, 1, 10 y 100 mg L⁻¹) de las seis estaciones de muestreo en el embalse de Valle de Bravo en los meses de marzo a diciembre.

El mes de abril presentó el mayor porcentaje de organismos coagulados a las 24 h en los seis sitios de muestreo del embalse. Los efectos teratogénicos que se registraron (región caudal no desarrollada o incompleta) se observaron principalmente en el mes de mayo (1.83%). Respecto a los efectos subletales, se observaron 1.83% de organismos con cola curveada en el mes de octubre; asimismo, se registró 1% de presencia de edemas en saco vitelino en el mes de marzo y mayor porcentaje de pigmentación reducida en el mes de mayo (5.83%).

Los resultados observados en la concentración de 0.1 mg L⁻¹ fueron semejantes a los registrados a 0.01 mg L⁻¹. En abril se registró el mayor porcentaje de organismos coagulados (3.66%); la mayoría de los organismos con malformaciones (no desarrollaban la región caudal, impidiendo la ruptura del corion) se registró en mayo (1.33%). De efectos subletales, en el mes de octubre los individuos presentaron cola curveada en 1.33%, y la formación de edemas en 1%, mientras que en el mes de mayo la disminución en la pigmentación sólo se presentó en 3.16% de los organismos.

Tabla 2. Cianotoxinas intracelulares (MC: microcistinas y AP: anabaenopeptinas) registradas en los diferentes puntos de muestreo del embalse de Valle de Bravo durante el periodo de estudio. Se muestra también la suma de las diferentes microcistinas (MCs). Las concentraciones se expresan en µg L⁻¹.

Mes	Punto Muestreo	dmMC-LR	MC-HiLR	MC- LA	MC- LF	MC- LR	MC- RR	MC-WR	MC- YR	MCs Totales	AP-A	AP-B
Mar.	1			0.003						0.003		
Abr.	1			0.108						0.108	0.214	0.172
May.	1			1.291		0.166			0.051	1.508	0.145	0.176
Jun.	1					0.009				0.009		0.022
Jul.	1		0.049			0.204			0.045	0.298	0.001	
Ago.	1	0.036	0.332	5.005		2.537	0.415	0.444	0.562	9.331	0.146	0.082
Sep.	1	0.096	1.145	45.527	0.049	7.208		1.610	1.527	57.161	0.330	0.254
Oct.	1			2.561		0.054			0.006	2.621	0.082	
Nov.	1											
Dic.	1			0.032						0.032		
Mar.	2			0.325						0.325	0.084	0.031
Abr.	2			0.133						0.133	0.082	0.102
May.	2			1.926		0.052	0.103			2.080	0.386	0.074
Jun.	2											
Jul.	2					0.011				0.011	0.001	0.026
Ago.	2					0.108			0.024	0.132	0.001	0.003
Sep.	2	0.102	1.198	49.101	0.032	7.667		1.159	1.411	60.669	0.227	0.194

Mes	Punto Muestreo	dmMC-LR	MC-HiLR	MC- LA	MC- LF	MC- LR	MC- RR	MC-WR	MC- YR	MCs Totales	AP-A	AP-B
Oct.	2			0.834						0.834		
Nov.	2			0.219		0.065			0.021	0.305	0.001	0.008
Dic.	2											
Mar.	3										0.021	
Abr.	3										0.001	0.046
May.	3			0.255						0.255		0.038
Jun.	3											
Jul.	3			6.231		0.106				6.338		
Ago.	3			0.161		0.017		0.055	0.006	0.238	0.001	
Sep.	3			17.866		0.874			0.178	18.917		0.034
Oct.	3			0.473		0.020			0.009	0.501	0.070	0.003
Nov.	3			0.025						0.025	0.001	
Dic.	3											
Mar.	4			0.258						0.258	0.012	0.014
Abr.	4			0.079						0.079	0.001	0.050
May.	4			0.488						0.488		0.032
Jun.	4											
Jul.	4			7.978		0.090				8.068		0.022
Ago.	4			0.471		0.039			0.006	0.515	0.001	
Sep.	4		0.052	13.315		0.493			0.129	13.989		0.038
Oct.	4			2.770		0.003				2.772	0.035	
Nov.	4			0.215				0.007		0.222	0.002	
Dic.	4											
Mar.	5			0.261						0.261	0.064	0.044
Abr.	5			0.053						0.053		0.040
May.	5			1.630		0.092			0.044	1.767	0.001	0.129
Jun.	5											
Jul.	5			1.709		0.007				1.715		
Ago.	5			6.389		0.107				6.495		0.005
Sep.	5			28.002		1.135		0.286	0.287	29.709	0.107	0.056
Oct.	5			1.245					0.003	1.248	0.001	
Nov.	5			0.096		0.008				0.104	0.001	
Dic.	5			0.046						0.046	0.001	
Mar.	6			0.269						0.269		
Abr.	6										0.001	0.038
May.	6			0.039						0.039		0.052
Jun.	6			0.772						0.772		
Jul.	6			2.328		0.069				2.397		
Ago.	6			1.183		0.020			0.001	1.204		0.020
Sep.	6		0.062	24.693		0.814			0.201	25.770		0.037
Oct.	6											
Nov.	6			0.282		0.052				0.334	0.001	
Dic.	6			0.009						0.009		

La exposición de los embriones y larvas de *Danio rerio* a una concentración intermedia (1 mg L^{-1}) dio como resultado un 3.16% de organismos coagulados en el mes de abril. En los meses de julio y octubre los efectos teratogénicos consistieron principalmente en malformaciones en saco vitelino, región caudal y ojos en un porcentaje del 0.33%; los efectos subletales nuevamente se identificaron como curvatura en la cola en un 1.83% y edemas en un 2.16%, estos en el mes de octubre (Fig. 3).

En la concentración de 10 mg L^{-1} se observó que en el mes de abril el porcentaje de organismos coagulados a las 24 horas fue de 3.33%. Los efectos teratogénicos consistieron principalmente en anomalías en región caudal y zona pericárdica en un 0.5% en los meses de mayo y octubre. En octubre el porcentaje de organismos con cola curvada y edemas fue de 2.16 y 1.66% respectivamente, mientras que en agosto se observaron 2.16% de organismos con ausencia de pigmentación.

La exposición a la concentración más alta de extractos crudos de la biomasa fitoplanctónica produjo 2.83% de organismos coagulados a las 24 h. En el mes de junio se registró 0.5% de efectos teratogénicos (principalmente malformaciones en cola y saco vitelino). Durante el mes de mayo se registraron efectos subletales como cola curvada (1.66%) y edemas en el saco vitelino y región pericárdica (0.66%). El mayor porcentaje de ausencia de pigmentación en las larvas se presentó en agosto y noviembre.

Algunas imágenes de los efectos ocasionados por los extractos crudos a las 96 hpf de exposición en contraste con el control, se muestran en la Fig. 4.

Cianotoxinas en muestras de biomasa fitoplanctónica del embalse de Valle de Bravo. En la Tabla 2 se muestran los valores de las cianotoxinas intracelulares determinadas en la biomasa fitoplanctónica obtenida en los sitios de muestreo del embalse de Valle de Bravo. En el sitio 1 se aprecia que las cianotoxinas MC-LA, AP-A y AP-B se detectaron en la mayoría de los meses de marzo a diciembre. La microcistina LR (MC-LR) se registró de mayo a octubre. En septiembre la anabaenopeptina-a (AP-A) y anabaenopeptina-b (AP-B) tuvieron los valores más altos (0.330 y $0.254 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). En abril la microcistina LA (MC-LA) tuvo un máximo de $0.108 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ y a partir de mayo los valores se incrementaron considerablemente mes con mes hasta alcanzar un valor máximo de $45.527 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ en el mes de septiembre; a partir de octubre la concentración de esta microcistina disminuye hasta llegar a valores de $0.032 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ en diciembre.

Las cianotoxinas MC-RR ($0.415 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), MC-LF ($0.049 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), MC-WR (0.444 y $1.610 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) y dmMC-LR (0.036 y $0.096 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) se detectaron solo en los meses de agosto y septiembre. En diciembre únicamente se registró la microcistina-LA.

En el sitio 2, se observa que las cianotoxinas dmMC-LR, MC-HiIR, MC-LF, MC-RR y MC-YR solo se detectaron en un mes de muestreo con valores de 0.102 , 1.198 , 0.032 , 0.103 y $1.159 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente. En agosto las cianotoxinas con las concentraciones más altas fueron MC-LA, seguida de MC-LR, MC-WR, MC-YR y MC-HiIR con valores respectivos de 45.527 , 7.208 , 1.610 , 1.527 y $1.145 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Las anabaenopeptinas A y B (AP-A y AP-B) se cuantificaron en casi todos los meses, excepto en junio, octubre y diciembre. Durante el mes de diciembre no se detectó la presencia de cianotoxinas en la biomasa fitoplanctónica del embalse de Valle de Bravo.

En el sitio 3, se aprecia que las cianotoxinas dmMC-LR, MC-HiIR, MC-LF y MC-RR no se detectaron en la biomasa fitoplanctónica, por el contrario las cianotoxinas MC-LA, MC-LR, AP-A, AP-B y MC-WR se detectaron en seis, cinco y cuatro y un mes de muestreo respectivamente; el valor más alto ($17.86 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) se cuantificó durante el mes de agosto en la microcistina (MC-LA). Para el mes de diciembre no se detectó la presencia de ninguna cianotoxina.

De manera general, en el sitio 4 (Tabla 2) durante el mes de septiembre se detectó la mayor cantidad y tipo de cianotoxinas, los valores fueron de 0.052 , 13.315 , 0.493 , 0.129 , 13.989 y $0.038 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ para MC-HiIR, MC-LA, MC-LR, MC-YR y AP-B respectivamente. La cianotoxina que se detectó en la mayoría de los meses de muestreo fue MC-LA, con valores que oscilaron entre 0.079 – $13.315 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, sin embargo, en la biomasa fitoplanctónica del embalse no fueron detectadas las cianotoxinas dmMC-LR, MC-LF y MC-RR; la anabaenopeptina A (AP-A) presentó los valores más bajos ($0.001 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) durante los meses muestreados.

En el sitio de muestreo 5 se aprecia que el valor más bajo ($0.001 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) de cianotoxinas se cuantificó en los meses de mayo, octubre, noviembre y diciembre para la anabaenopeptina (AP-A). Por el contrario, los valores más altos de cianotoxinas (28.002 y $6.389 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) se detectaron en MC-LA durante los meses de agosto y septiembre respectivamente. La presencia de las cianotoxinas MC-WR, MC-YR, MC-LR y AP-B se detectó en uno, tres y seis meses de muestreo respectivamente.

La biomasa fitoplanctónica del embalse de VB en el sitio 6, indica la presencia de las cianotoxinas MC-HiIR, MC-LA, MC-LR, MC-YR, AP-A y AP-B; los valores más altos se detectaron en la microcistina LA (24.693 y $2.328 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) en los meses de septiembre y julio respectivamente. La menor cantidad de microcistinas totales se detectó en el mes de diciembre ($0.009 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) seguida del mes de mayo ($0.030 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). Las anabaenopeptinas A y B se cuantificaron en dos y cuatro meses de muestreo respectivamente. Al igual que en puntos de muestreo anteriores las cianotoxinas dmMC-LR, MC-LF, MC-RR y MC-WR no fueron detectadas en la biomasa fitoplanctónica del embalse.

Los valores de las cianotoxinas para septiembre fueron los más altos en todas las estaciones de muestreo del embalse de Valle de Bravo. Además, en este mes se presentó la mayor diversidad de cianotoxinas con las concentraciones mostradas en la Tabla 2. Los valores de microcistinas en algunos casos sobrepasan los límites establecidos por la OMS para agua potable ($1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) e incluso para el agua usada con fines recreativos ($24 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$).

DISCUSIÓN

La exposición de embriones de *D. rerio* a extractos crudos acuosos obtenidos a partir de biomasa fitoplanctónica de seis sitios del embalse de Valle de Bravo permitió evaluar los efectos producidos por el contenido celular masivo de todos los fitoplanctontes presentes. Esto es importante debido a que en ocasiones hay diferencia en la toxicidad que produce el extracto crudo de una cepa en específico, o de cianotoxinas purificadas o incluso también es diferente a la exposición directa de la biomasa fitoplanctónica, por lo que el realizar bioensayos con los extractos crudos acuosos de toda la biomasa permitió simular las condiciones naturales a las que podrían enfrentarse los organismos después de la degradación de un florecimiento algal o cianobacterial nocivo (López-Cortés *et al.*, 2015, Šulčius *et al.*, 2017). Los resultados

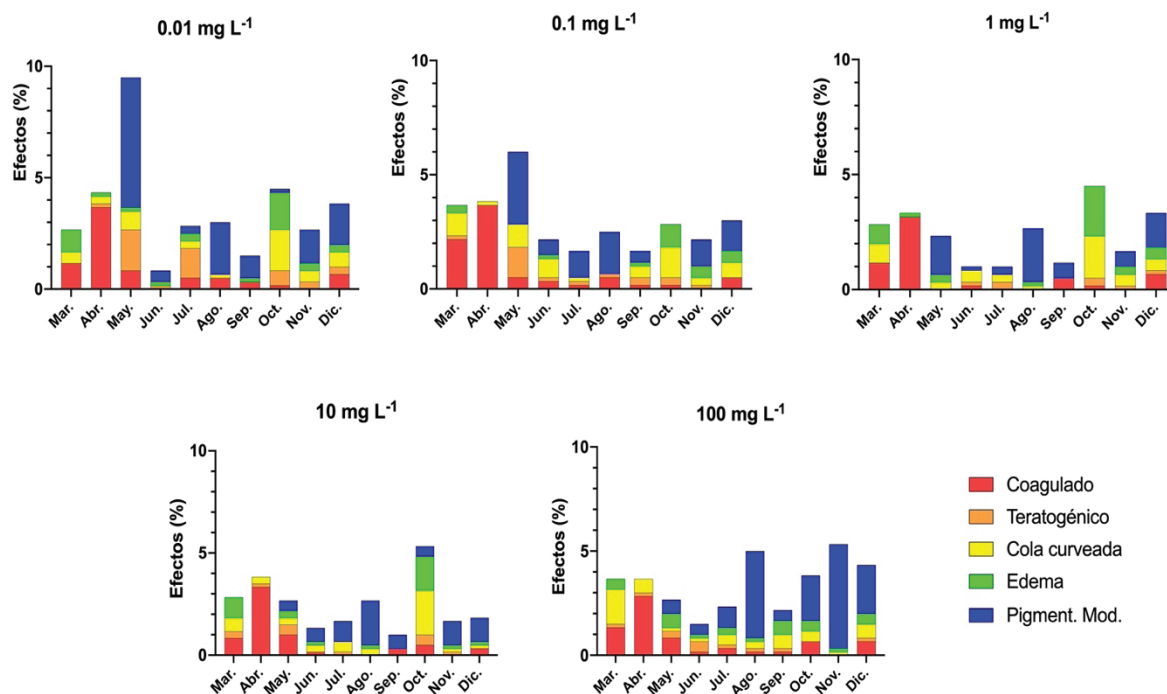


Figura 3. Porcentaje de efectos letales (embriones coagulados), subletales (cola curvada, edema y pigmentación modificada) y teratogénicos, registrados en embriones y larvas de *Danio rerio* expuestos a diferentes concentraciones de extractos crudos acuosos de biomasa fitoplanctónica colectada en seis estaciones de muestreo en el embalse de Valle de Bravo durante los meses de marzo a diciembre de 2019.

mostrados permitieron observar que estos extractos acuosos produjeron diferentes tipos de respuesta en *D. rerio*, incluyendo tanto efectos en la eclosión como daños en el desarrollo, que pudieron relacionarse con la presencia de cianotoxinas, cuya concentración varió a lo largo del periodo de observación y entre las estaciones de muestreo.

La tasa de eclosión de los huevos de *D. rerio* se inició a partir de las 72 horas. Se ha reportado que las larvas de *D. rerio* pueden eclosionar hasta los 5 días después de la fertilización, dependiendo de las condiciones a las que estén expuestos (OECD, 2013). Aun cuando Zhan *et al.* (2020), señalan que la exposición a la cianotoxina MC-LR puede acelerar la eclosión larvaria ya que promueve el desarrollo prematuro, en nuestro caso el inicio de la eclosión puede considerarse como normal.

Oberemm *et al.* (1997) expusieron embriones de pez cebra a la microcistina MC-LR (0.5, 5 y 50 $\mu\text{g L}^{-1}$) y a extractos crudos de biomasa provenientes de los lagos Müggelsee y Wannsee en Alemania, en los cuales se reportó la presencia de *Microcystis aeruginosa* y *Aphanizomenon flos-aquae*; ellos encontraron que la exposición a los extractos crudos ocasionó efectos negativos en los embriones, como desarrollo tardío, malformaciones, hemorragias en zona pericárdica, disminución en la circulación, edemas y cola curvada, por lo que los autores asocian los efectos negativos a las cianotoxinas y al incremento de las acciones sinérgicas entre las toxinas y otros metabolitos secundarios intracelulares. Estos efectos fueron similares a los observados en nuestro estudio.

Posteriormente Oberemm *et al.* (1999) evaluaron los efectos de las microcistinas -LR, -RR, -YR y saxitoxina (SXT) en concentraciones de 0.5, 5 y 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ en embriones de *D. rerio* y del anfibio *Ambystoma*

mexicanum demostrando que la exposición a microcistinas no tuvo efectos sobre los organismos. Sin embargo, la MC-LR disminuyó la tasa de sobrevivencia, el desarrollo embrionario y el crecimiento de las larvas en concentraciones bajas (0.5 $\mu\text{g L}^{-1}$), resultado que es similar a lo encontrado en esta investigación. Aquí se detectó la presencia de las microcistinas MC-LR, MC-YR y MC-LA en los meses de marzo a mayo y en diciembre, en los cuales la tasa de eclosión estuvo más afectada, específicamente en las concentraciones más bajas aquí ensayadas (0.01 y 0.1 mg L^{-1}). De acuerdo con Li *et al.* (2011), la exposición a MC-LR purificada disminuyó la tasa de eclosión en *D. rerio*, lo cual coincide con lo reportado en esta investigación debido a que en los meses de junio a agosto se registró la presencia de MC-LR, que está asociada con la disminución en el porcentaje de eclosión acumulado.

La falta de relación de varios de los efectos aquí registrados con la concentración de biomasa fitoplanctónica ensayada, en la que se tenía predominio de cianobacterias (Martínez-Jerónimo, *et al.*, 2022), puede explicarse como la posible interacción de las cianotoxinas y otros metabolitos secundarios producidos tanto por las cianobacterias (Beversdorf *et al.*, 2018; Roegner *et al.*, 2019) como por las microalgas presentes. Esto pudo dar lugar a fenómenos de antagonismo entre diferentes moléculas con actividad biológica, produciendo resultados como los observados, debido a que en varios casos los mayores efectos se registraron en las menores concentraciones de biomasa fitoplanctónica del embalse VB.

Palíková *et al.* (2003, 2007) expusieron huevos de carpa común (*Cyprinus carpio*) a diferentes concentraciones de biomasa cianobacterial provenientes de lagos de República Checa, en los que se iden-

tificó a las cianobacterias *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Microcystis* y *Anabaena flos-aquae*, como especies productoras de microcistinas, cilindropermopsina, anatoxina y saxitoxina. Estos autores reportan disminución en el oxígeno disuelto en el medio, retraso en la tasa de eclosión, mortalidad y efectos subletales en los organismos expuestos a la concentración de 250 $\mu\text{g L}^{-1}$. Comparando con lo obtenido en nuestra investigación, la concentración utilizada por estos autores es igual a la aquí usada, y aquí documentamos diversos efectos subletales y teratogénicos, además de disminución en la pigmentación corporal y ocular.

En el embalse de Valle de Bravo se han registrado cantidades significativas de sólidos disueltos totales, incluyendo iones metálicos (Arias-Rodríguez *et al.*, 2020), los cuales en presencia del contenido celular liberado por la degradación bacteriana pueden incrementar los efectos negativos en los organismos expuestos. Wei *et al.* (2020) reportan el efecto conjunto de MC-LR y cobre en embriones de pez cebra, indicando que la exposición a ambos no afectó la eclosión, pero que el resultado se debió a un efecto de hormesis, es decir que las concentraciones bajas estimularon la eclosión de las larvas; esto favoreció la proliferación celular en concentraciones bajas, mientras que en concentraciones altas se observó una inhibición. En nuestra investigación se obtuvieron resultados contrarios a los mencionados, ya que a menores concentraciones de biomasa fitoplanctónica (0.01, 0.1 y 1 mg L^{-1}) se registraron porcentajes de eclosión bajos o nulos a las 72 horas principalmente en los sitios 1, 2 y 3, lo cual no sólo está relacionado con la presencia de florecimiento cianobacterial, sino que pudiera incluir además otros estresores químicos provenientes de los ríos tributarios al embalse de Valle de Bravo.

Los efectos subletales en *D. rerio* se presentaron principalmente en marzo, mayo, julio, agosto y octubre siendo los más representativos los edemas pericárdicos y cola curvada. Esto podría ser similar a lo reportado por Jonas *et al.* (2015), quienes evaluaron los efectos por exposición a biomasa fitoplanctónica y reportaron que estos efectos se asociaron principalmente a la presencia de cianotoxinas en los extractos crudos y su interacción con receptores neuronales o canales iónicos. Uno de los efectos más frecuentes a partir de mayo y que alcanzó un máximo en agosto, fue la disminución en los patrones normales de pigmentación observados a partir de las 48 y hasta las 96 h de incubación. Si bien los embriones de *D. rerio* despliegan estos patrones entre las 30 y 72 hpf (Raible *et al.*, 1992), el desarrollo de los cromatóforos depende de células primordio de las células pigmentarias derivadas de la cresta neural, las cuales se desarrollan en el sistema nervioso periférico durante la embriogénesis. Las células pigmentarias tienen la capacidad de responder a las alteraciones ambientales, así como a los cambios fisiológicos y a diferentes patologías (Fujii, 1993; Parichy & Spiewak, 2015), por lo que se puede asumir que las alteraciones en pigmentación son consecuencia de la exposición a sustancias causantes de estrés químico en los extractos crudos evaluados, que muy probablemente sean las cianotoxinas identificadas.

Ghazali *et al.* (2009), Dao *et al.* (2013) y Jia *et al.* (2019) expusieron embriones de *D. rerio* a extractos crudos de biomasa fitoplanctónica de sitios de importancia económica, turística y para el abastecimiento del recurso hídrico, como el embalse Lalla Takerkoust en Marruecos, lago Dau-Tieng en Vietnam y el lago Taihu en China, respectivamente. Ellos encontraron alteraciones en la tasa de eclosión de los organismos, efectos subletales como edemas en zona pericárdica y en el saco vitelino, curvatura del eje espinal, disminución o ausencia de la

pigmentación y malformaciones teratogénicas. Algunas cianotoxinas, como metabolitos secundarios contenidos en los extractos crudos, generan neurotoxicidad, afectando principalmente la actividad de la acetilcolinesterasa, la cual impacta de manera negativa en el desarrollo, fisiología y comportamiento de los peces. Una de estas toxinas presente en los extractos crudos aquí ensayados es la anabaenopeptina, que actúa como estresor químico del sistema nervioso. No obstante, Falfushynska *et al.* (2021) mencionan que este metabolito secundario no ocasiona efectos en *D. rerio*, ya que, al no ser dañina en concentraciones ambientalmente relevantes, su toxicidad puede ser potenciada por la presencia de otras cianotoxinas, como microcistinas o cilindropermopsinas. En el caso de extractos acuosos de cepas toxigénicas de *Microcystis aeruginosa* se observó que otros metabolitos secundarios diferentes a las toxinas producen teratogénesis y daños morfológicos en *D. rerio* (López-Vargas *et al.*, 2018).

Las cianotoxinas producen estrés oxidativo, apoptosis celular, daño en DNA (Žegura *et al.*, 2011; Nováková *et al.*, 2012), braquicardia y formación de edemas y hemorragias en región pericárdica (Wang *et al.*, 2020), inhiben los procesos de desintoxicación de xenobióticos, ocasionan degradación del citoesqueleto y generan neurotoxicidad y hepatotoxicidad (Fawell *et al.*, 1993; Gehringer, 2004; Cao *et al.*, 2019; Falfushynska *et al.*, 2021). Todos estos son efectos que varían dependiendo de la concentración a la que se expongan los organismos. En nuestro caso se pudo documentar una gama amplia de respuestas, incluyendo algunas extremas como las mostradas en la Fig. 4, pese a que las cantidades de cianotoxinas en la mayoría de los casos tuvieron registros relativamente bajos (mg L^{-1}). Algunas de las toxinas reportadas son consideradas como muy tóxicas, y pueden producir efectos aún en relativa corta exposición, por lo que los resultados aquí mostrados reflejan plenamente las consecuencias potencialmente negativas para la biota acuática.

En el embalse de Valle de Bravo se registró la presencia de anabaenopeptinas A y B durante los meses de marzo a noviembre. Lenz *et al.* (2019) hacen mención que estas cianotoxinas son inhibidores de serina-proteasas encargadas de la regulación de factores de crecimiento y que se encuentran involucradas en procesos fisiológicos, así como de proteínas fosfatasa relacionadas con el desarrollo embrionario de los organismos, por lo que es posible que algunos de los efectos observados hayan sido consecuencia de la exposición a estas toxinas.

Uno de los efectos letales documentados en esta investigación fue la coagulación de los huevos a las 24 horas, así como el desarrollo tardío que condujo a la muerte de los embriones. Esto se observó en mayor proporción en las concentraciones de 0.01, 0.1 y 1 mg L^{-1} principalmente en abril y en particular en las estaciones 1 y 6. Honkanen *et al.* (1990), así como Dittmann *et al.* (2012) mencionan que la disminución en la tasa de eclosión y desarrollo de los organismos está relacionada con el efecto de la microcistina-LR y la nodularina, que inhiben la actividad de las fosfatasa 1 y 2A, implicadas en el desarrollo embrionario. Así mismo, Roegner *et al.* (2019) mencionan que la mortalidad a las 24 hpf está relacionada con la exposición a anatoxinas y otros metabolitos secundarios que afectan el desarrollo embrionario (Todd and Van Leeuwen, 2002; Sisman *et al.*, 2008).

De mayo a septiembre se incrementó el desarrollo de floraciones cianobacteriales nocivas relacionadas con un gran biovolumen cianobacteriano (Martínez-Jerónimo *et al.*, 2022), lo cual coincide con las concentraciones de cianotoxinas registradas, que fueron significativa-

mente más altas que en los otros meses. Esta observación coincide con lo reportado por Martínez-Romero *et al.* (2002) y Alillo-Sánchez *et al.* (2014) quienes mencionan que la concentración de cianotoxinas dentro del embalse de Valle de Bravo se incrementó en junio. Cuando la profundidad del embalse disminuye en mayo y junio, podría favorecer el desarrollo de FCNs (Merino *et al.*, 2003). En contraste, en noviembre y diciembre los florecimientos fueron menores y también se redujo la concentración de cianotoxinas. Esto coincide con lo reportado por Figueroa-Sánchez *et al.* (2014), quienes registraron disminución en la cantidad de microcistinas de octubre a diciembre, mientras que Arias-Rodríguez *et al.* (2020) mencionan que en noviembre y diciembre observaron una mayor transparencia en el agua, comparado con los otros meses del año. Este fenómeno también está relacionado con el periodo de mezcla en el embalse, lo que pudo incrementar la calidad del agua. De acuerdo con la USEPA (2014) existe una serie de factores ambientales y de la calidad del agua que favorecen el desarrollo y la frecuencia de los FCNs y por tanto la diversidad y concentración de las diferentes cianotoxinas que pueden estar presentes en la columna de agua. Dentro de los parámetros, se considera la temperatura del agua, profundidad del cuerpo de agua, precipitación anual y época del

año, siendo verano cuando se reporta una mayor abundancia de FCNs. También influyen, el pH, flujo de agua (es decir si se trata de un cuerpo léntico o lótico) y la disponibilidad de macronutrientes, como nitrógeno y fósforo.

En el año 2012, CONAGUA reportó la presencia de *Microcystis*, *Anabaena* y *Lyngbya* en el embalse de Valle de Bravo, que son algunas de las principales productoras de hepatotoxinas, neurotoxinas y dermatotoxinas. Posteriormente Ramírez-García y Chicalote-Castillo (2021) implementaron en la cortina del embalse de Valle de Bravo (sitio 1) un sistema de humedales artificiales usando las macrófitas *Phragmites australis* y *Schoenoplectus* sp. con el propósito de monitorear la presencia y distribución de cianobacterias con potencial toxigénico y su relación con factores fisicoquímicos. Como resultado reportaron 9 especies de cianobacterias potencialmente tóxicas, entre las que destaca *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon yezoense*, *Pseudanabaena mucicola*, *Anabaena planctonica* y *Planktothrix agardhii*. En nuestro periodo de estudio se reportaron estas y otras especies toxigénicas con valores de biovolumen muy elevado (Martínez-Jerónimo *et al.*, 2022), lo que destaca su potencial toxigénico.

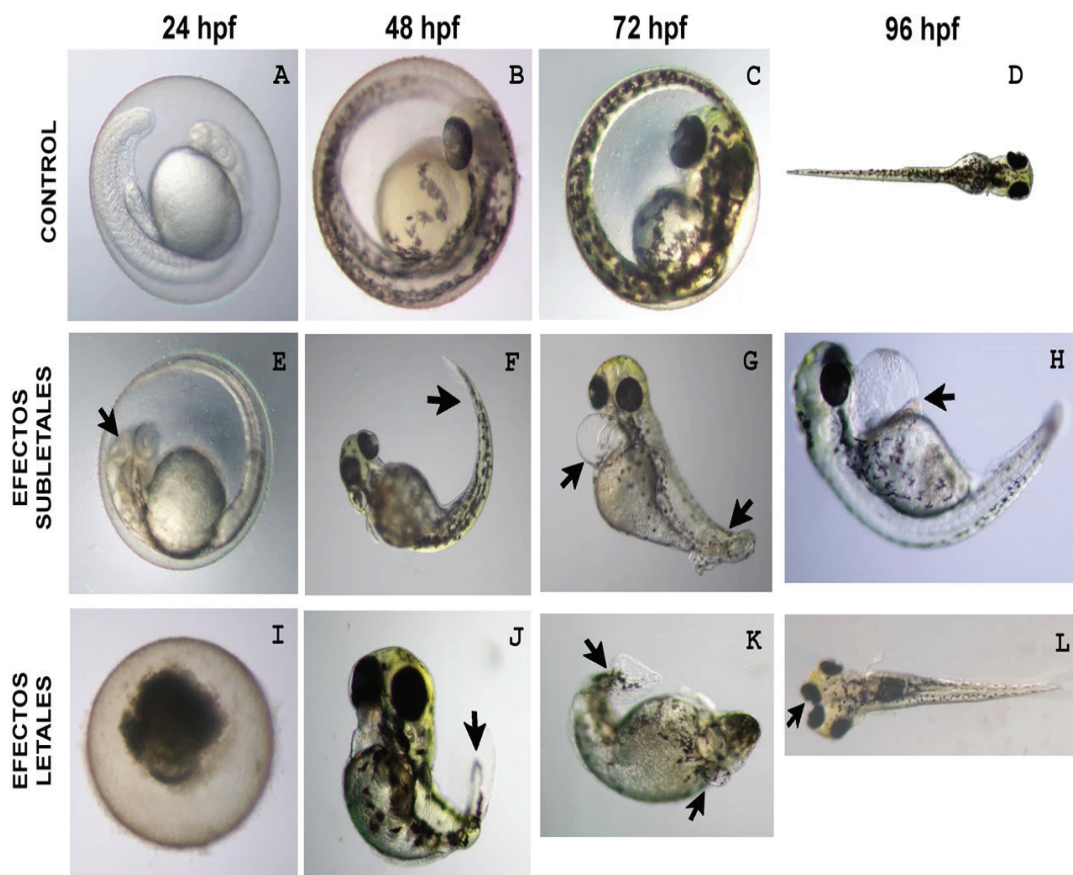


Figura 4. Embriones y larvas de *Danio rerio* después de ser expuestos a extractos crudos acuosos de biomasa fitoplanctónica del embalse de Valle de Bravo. (A) Embrión-24 hpf, (B) Embrión-48 hpf. (C) Larva-72 hpf. (D) Larva eclosionada-96 hpf. (E) Embrión con disminución en la pigmentación-48 hpf expuesto a 100 mg L⁻¹ (F) Larva con cola curvada-72 hpf en 0.1 mg L⁻¹ (G y H) Larvas con edema pericárdico y en saco vitelino-72 hpf en concentraciones 1 y 100 mg L⁻¹ (I) Embrión coagulado-24 hpf expuesto a 100 mg L⁻¹ (J) Larva con malformaciones en región caudal-72 hpf expuesta a 1 mg L⁻¹ (K) Larva con malformación en región cefálica y caudal-96 hpf. (L) Larva con malformación en región cefálica-96 hpf, ambas observadas en la concentración 100 mg L⁻¹.

En el periodo de este estudio, Martínez-Jerónimo *et al.* (2022) registraron florecimientos a lo largo del año, identificando 75 especies fitoplanctónicas, pero con presencia principal de cianobacterias, clorofíceas y diatomeas, siendo siempre las cianobacterias el grupo dominante en términos de biomasa. Estos autores también determinaron que la máxima concentración total de microcistinas se registró de julio a septiembre, con un valor máximo de $71 \mu\text{g L}^{-1}$ que estuvo relacionada con un mayor biovolumen de las cianobacterias *M. smithii*, *M. aeruginosa*, *M. viridis*, *M. flos-aquae*, *Aphanocapsa planctonica*, y *Dolichospermum crassum*.

Un factor determinante en la presencia o ausencia de cianobacterias como grupo dominante en el fitoplancton en la columna de agua es la intensidad de la luz solar y las horas de iluminación. Estudios como los de Song *et al.* (2007), Everson *et al.* (2009), Kurtz *et al.* (2021) y Ren *et al.* (2021) demostraron que, en la zona superficial se encontró una menor concentración de cianotoxinas, a diferencia de la zona del hipolimnion en donde la concentración fue mayor. Si bien las cianotoxinas se encuentran distribuidas en toda la columna de agua, la concentración de las mismas estará relacionada con la temperatura del agua y la incidencia de luz. Asimismo, el incremento en la conductividad y turbidez asociada a la presencia de sólidos disueltos totales, así como la disminución de oxígeno disuelto, favorecen la presencia de las cianobacterias y sus correspondientes metabolitos. De acuerdo con los resultados obtenidos por Martínez-Jerónimo *et al.* (2022), en los meses de mayo a octubre se observó un incremento en estos parámetros, coincidiendo con que fueron los meses en que se reportó una mayor cantidad de efectos subletales en embriones y larvas de *D. rerio* en el presente estudio.

Los efectos letales y subletales aquí registrados ocurrieron en la mayoría de los casos en porcentajes relativamente bajos y sin aparente relación proporcional con las concentraciones de biomasa evaluados ni con los niveles de cianotoxinas detectados, aunque no se puede descartar el efecto de otros metabolitos con actividad biológica contenidos en el extracto crudo de la biomasa. La condición de eutrofización del embalse, con florecimientos permanentes dominados por cianobacterias, propiciaron que, en general, la calidad del agua durante casi todo el año fluctuó de mala a muy mala, excepto por abril (que fue regular) y sólo en diciembre fue buena (Martínez-Jerónimo *et al.*, 2022). Sumando todos los factores anteriores, no se pueden descartar consecuencias negativas para la salud humana, pues este embalse suministra agua potable a través del Sistema Cutzamala a una parte del área metropolitana de la Ciudad de México, y está documentado que en los procesos convencionales de potabilización del agua las cianotoxinas no se eliminan (Smith *et al.*, 2015), por lo que la presencia de estos metabolitos secundarios requiere la implementación de procesos avanzados tratamiento del agua para lograr su eliminación (Kulabhusan *et al.*, 2024).

Las descargas de los ríos tributarios, que contienen agroquímicos y fertilizantes, se suman a los efluentes de la población y a las descargas de la actividad turística, en su conjunto aportan al embalse nutrientes minerales, agroquímicos y otros estresores químicos, como detergentes. En particular los aportes de fósforo promueven la condición eutrófica y el desarrollo permanente de FCNs. El monitoreo ambiental, y sobre todo la determinación de la riqueza específica en el fitoplancton permitiría identificar la presencia y frecuencia de ocurrencia de especies potencialmente tóxicas en este cuerpo de agua eutrofizado, y estimar

la duración de los FCNs a fin de prevenir de riesgos potenciales a la población humana (Sha *et al.*, 2021).

En este estudio la presencia de cianobacterias toxigénicas, así como la síntesis y potencial liberación de cianotoxinas al medio, (forzada a partir del rompimiento de la biomasa), se relacionó con los resultados de la determinación y cuantificación de cianotoxinas, y fue la principal causa de los efectos tóxicos en los embriones de *D. rerio* aquí documentados. Estos datos permiten alertar sobre efectos potencialmente dañinos sobre la biota acuática local y desde luego también sobre el uso del recurso hídrico para el abastecimiento de agua potable para consumo humano, no sólo por la presencia confirmada de cianotoxinas sino también por los efectos tóxicos determinados en los estadios tempranos del desarrollo de *D. rerio*. Cabe mencionar que *Danio rerio* es un organismo utilizado en bioensayos toxicológicos no solo por su fácil reproducción y manejo, sino también por la similitud de su genoma con el genoma humano (de Souza Anselmo *et al.*, 2018); sin embargo, la respuesta tóxica que se registró en los peces ante la exposición a los extractos crudos fitoplanctónicos no sería la misma que en los humanos. No obstante, nuestros hallazgos permiten demostrar que existe una respuesta biológica negativa producida por la presencia de toxinas en los FCNs en el embalse de Valle de Bravo.

La evaluación tóxica de los extractos crudos acuosos obtenidos de la biomasa fitoplanctónica colectada de marzo a diciembre de 2019, permitió comprobar daños en estadios tempranos del desarrollo de *D. rerio* que se relacionaron con la presencia de toxinas y otros metabolitos contenidos intracelularmente en los fitoplanctontes. A lo largo del periodo de estudio, el fitoplancton estuvo dominando por cianobacterias, varias de ellas identificadas por su potencial toxigénico. La identificación y cuantificación de cianotoxinas en muestras de agua del embalse confirmó el potencial toxigénico de las cianobacterias y se relacionó con las afectaciones observadas en la eclosión, así como efectos subletales, letales y teratogénicos en *D. rerio*.

Dada la importancia del embalse de Valle de Bravo para el suministro de agua potable para parte de la población del Área Metropolitana del Valle de México, se deben adoptar medidas que coadyuven a revertir el estado eutrófico del embalse, para evitar la proliferación de cianobacterias toxigénicas y la síntesis y liberación de cianotoxinas y otros metabolitos secundarios con actividad biológica.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Secretaría de Marina por su apoyo durante todo el periodo de muestreo dentro del embalse de Valle de Bravo. A la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) por la información de monitoreo ambiental proporcionada. Al anterior Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado a través del financiamiento del proyecto. A la Universidad de Montreal por el apoyo analítico a través del proyecto ATRAPP. Gracias al Instituto Politécnico Nacional por las becas escolares proporcionadas (BEIFI-IPN) y al Sistema de Estimulos al Desempeño de los investigadores (EDI). También al personal del Laboratorio de Hidrobiología Experimental de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del Instituto Politécnico Nacional por su contribución en la realización de este proyecto.

REFERENCIAS

- ALILLO-SÁNCHEZ, J. L., M. L. GAYTÁN-HERRERA, V. M. MARTÍNEZ-ALMEIDA & P. RAMÍREZ-GARCÍA. 2014. Microcystin-LR equivalents and their correlation with *Anabaena* Spp. in the main reservoir of a hydraulic system of Central Mexico. *Inland Waters* 4 (3): 327-336. DOI:10.5268/iw-4.3.573
- ARIAS-RODRÍGUEZ, L. E., D. ZHENG, R. SEPÚLVEDA R, S.I. MARTÍNEZ-MARTÍNEZ & M. DISSE M. 2020. Monitoring Water Quality of Valle de Bravo Reservoir, Mexico, Using Entire Lifespan of MERIS Data and Machine Learning Approaches. *Remote Sensing* 12: 1586. DOI:10.3390/rs12101586
- BEVERSDORF, L.J., K. RUDE, C.A. WEIRICH, S.L. BARTLETT, M. SEAMAN, C. KOZIK, P. BIESE, T. GOSZ, M.SUHA, C. STEMPA, C. SHAW, C. HEDMAN, J.J PIATT & T.R. MILLER. 2018. Analysis of cyanobacterial metabolites in surface and raw drinking waters reveals more than microcystin. *Water Research* 140: 280-290. DOI:10.1016/j.watres.2018.04.032
- CAO, Q., X. WAN, X. SHU & L. XIE. 2019. Bioaccumulation and detoxication of microcystin-LR in three submerge macrophytes: the important role of glutathione biosynthesis. *Chemosphere* 225: 935-942. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.03.055
- CODD, G., J. MERILUOTO & L. SPOOF. 2017. Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis. 548 p. DOI:10.1002/978111906876
- CONAGUA. (2012). Libro blanco CONAGUA-04: sustentabilidad del Sistema Cutzamala. México: Comisión Nacional del Agua. 160 p.
- DAO, T., T. TRAN, T. PHAM, L. DO-HONG & P. NGUYEN. 2013. Impacts of cyanobacterial toxins from Dau Tieng Reservoir, Vietnam, on the Early Life Stage of Zebrafish. *4th International Conference on Biology, Environment and Chemistry* 58(9): 41-46. DOI:10.7763/IPCBE
- DE SOUZA ANSELMO, C., V. FIGUEIREDO SARDELA, V. PEREIRA DE SOUSA & H. M. GUALBERTO PEREIRA. 2018. Zebrafish (*Danio rerio*): A valuable tool for predicting the metabolism of xenobiotics in humans?. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 212: 34-46. DOI: 10.1016/j.cbpc.2018.06.005
- DITTMANN, E., D.P. FEWER & B.A. NEILAN, B. A. 2012. Cyanobacterial toxins: biosynthetic routes and evolutionary roots. *FEMS Microbiology Reviews* 37: 23-43 DOI: 10.1111/j.1574-6976.2012.12000.x
- DOKULIL, M. T. & K. TEUBNER. 2011. Eutrophication and Climate Change: Present Situation and Future Scenarios. In: Ansari A.A., S.S. Gill, G.R. Lanza & W. Rast (eds.). *Eutrophication: causes, consequences and control*. Publisher Springer Netherlands, pp 1-16.
- DROBAC, D., N. TOKODI, J. SIMEUNOVIĆ, V. BALTIĆ, D. STANIĆ & Z. SVIRČEV. 2013. Human Exposure to Cyanotoxins and their Effects on Health. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology* 64(2): 305-316. DOI:10.2478/10004-1254-64-2013-2320
- FALCONER, I. R. & A.R. HUMPAGE. 2006. Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water supplies: Cylindrospermopsins. *Environmental Toxicology* 21 (4): 299-304. DOI:10.1002/tox.20194
- EVERSON, S., L. FABBRO, S. KINNEAR, G. EAGLESHAM & P. WRIGHT. 2009. Distribution of the cyanobacterial toxins cylindrospermopsin and deoxycylindrospermopsin in a stratified lake in north-eastern New South Wales, Australia. *Marine and Freshwater Research* 60(1): 25-33. DOI: 10.1071/mf08115
- FALFUSHYNSKA, H., O. HORYN, I. OSYPENKO, P. RZYMSKI, L. WEJNEROWSKI, M. K. DZIUBA & I.M. SOKOLOVA. 2021. Multibiomarker-based assessment of toxicity of central European strains of filamentous cyanobacteria *Aphanizomenon gracile* and *Raphidiopsis raciborskii* to zebrafish *Danio rerio*. *Water Research* 194: 116923. DOI:10.1016/j.watres.2021.116923
- FAWELL, J.K., J. HART, H.A. JAMES & W. PARR. 1993. Blue-green algae and their toxins-analysis, toxicity, treatment, and environmental control. *Water Supply* 11(3/4): 109-121.
- FIGUEROA-SÁNCHEZ M. A., S. NANDINI & S.S.S. SARMA. 2014. Zooplankton community structure in the presence of low levels of cyanotoxins: a case study in a high altitude tropical reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *Journal of Limnology* 73(1): 157-166. DOI:10.4081/jlimnol.2014.784
- FUJII, R. 1993. Cytophysiology of fish chromatophores. *International Review of Cytology* 143: 191-255.
- Gehring, M.M. 2004. Microcystin-LR and okadaic acid-induced cellular effects: a dualistic response. *FEBS Letters* 57 (1-3): 1-8. DOI:10.1016/S0014-5793(03)01447-9
- GARITA-ALVARADO C.A., M.G. BOJORGE-GARCÍA & E.A. CANTORAL URIZA. 2023. Cyanotoxins bioaccumulation in freshwater ecosystems in Latin America: a review. *Hidrobiológica* 33 (3): 353-365. DOI:10.24275/CSUP3520
- GAZALI, I. E., S. SAQRANE, A.P. CARVALHO, Y. OUAHID, B. OUDRA, F. FERNANDEZ DEL CAMPO & V. VASCONCELOS. 2009. Compensatory Growth Induced in Zebrafish Larvae after Pre-Exposure to a *Microcystis aeruginosa* Natural Bloom Extract Containing Microcystins. *International Journal of Molecular Sciences* 10: 133-146. DOI:10.3390/ijms10010133
- HONKANEN, R. E., J. ZWILLER, R. E. MOORE, S.L. DAILY, B. S. KHATRA, M. DUKELOW & A. L. BOYNTON. 1990. Characterization of Microcystin-LR a Potent Inhibitor of Type 1 and Type 2A Protein Phosphatases. *The Journal of Biological Chemistry* 265(32). DOI:10.1016/S0021-9258(17)45384-1
- INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA (IMTA). 2012. Plan estratégico para la recuperación ambiental de la Cuenca Amanalco-Valle de Bravo: Actualización, pp. 210.
- ISO. 2007. Water quality—determination of the acute toxicity of wastewater to zebrafish eggs (*Danio rerio*). International Standardization Organization, Geneva, pp 12.
- JIA, Y., C. SCHMID, A. SHULIAKEVICH, M. HAMMERS-WIRTZ, A. GOTTSCHLICH, T. AUS DER BEEK, D. YIN, B. QIN, H. ZOU, E. DOPP & H. HOLLERT. 2019. Toxicological and ecotoxicological evaluation of the water quality in a large and eutrophic freshwater lake of China. *Science of The Total Environment* 667: 809-820. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.02.435
- JONAS, A., S. SCHOLZ, E. FETTER, E. SYCHROVA, K. NOVAKOVA, J. ORTMANN, M. BENISEK, O. ADAMOVSKY, J.P. GIESY & K. HILSCHEROVA. 2015. Endocrine, teratogenic and neurotoxic effects of cyanobacteria detected by cellular *in vitro* and zebrafish embryos assays. *Chemosphere* 120: 321-327. DOI:10.1016/j.chemosphere.2014.07.074
- KULABHUSAN, P. K. & K. CAMPBELL. 2024. Physico-chemical treatments for the removal of cyanotoxins from drinking water: Current challenges and future trends. *Science of the Total Environment* 917: 170078. DOI:10.1016/j.scitotenv.2024.170078

- KURTZ, T., T. ZENG & F. L. ROSARIO-ORTIZ. 2021. Photodegradation of cyanotoxins in surface waters. *Water Research* 192: 116804. DOI:10.1016/j.watres.2021.116804
- LEDÉSMA, C., M. BONANSEA, C. RODRÍGUEZ & A. SÁNCHEZ. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica* 44(3): 419-425.
- LENZ, K. A., T.R. MILLER & H. MA. 2019. Anabaenopeptins and cyanopeptolins induce systemic toxicity effects in a model organism the nematode *Caenorhabditis elegans*. *Chemosphere* (214): 60-69. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.09.076
- LI, G., J. CHEN, P. XIE, Y. JIANG, L. WU & X. ZHANG. 2011. Protein expression profiling in the zebrafish (*Danio rerio*) embryos exposed to the microcystin-LR. *Proteomics* 11(10): 2003-2018. DOI: 10.1002/pmic.201000442
- LÓPEZ CORTÉS, D. J., J.J. BUSTILLOS GUZMÁN, F. E. HERNÁNDEZ SANDOVAL, S. CHÁVEZ LÓPEZ, C.J. BAND SCHMIDT & NÚÑEZ VÁZQUEZ E.J. 2015. Florecimientos algales nocivos: prevención, control y mitigación. *Recursos Naturales y Sociedad: Revista digital de divulgación científica* 1(4):35-49. DOI:10.18846/RENAYSOC.2015.01.01.01.0004
- LÓPEZ-VARGAS R., F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO, R. LÓPEZ-SANTIAGO, R. PINEDA-MENDOZA & E. RIOS-LEAL. 2018. La exposición a extractos crudos de cepas toxigénicas de *Microcystis aeruginosa* produce teratogénesis y efectos letales en embriones de *Danio rerio*. In: Galar Martínez, M., P. Ramírez Romero, E. Gasca Pérez, L. M. Gómez Oliván, J. L. Zavala Aguirre, M. A. Arzate Cárdenas & R. Rico Martínez (Eds.) Contribución al conocimiento de la ecotoxicología y química ambiental en México. Vol. 2. Instituto Politécnico Nacional (IPN), México. pp. 381-401.
- LUCENA, E. 2008. Aspectos sanitarios de las cianotoxinas. *Higiene y Salud Ambiental* 8: 291-302.
- MARTÍNEZ-JERÓNIMO, F., P. C. ANTUNA-GONZÁLEZ, M. HERNÁNDEZ-ZAMORA, L. MARTÍNEZ-JERÓNIMO, G. MUNOZ, D.F. SIMON & S. SAUVÉ. 2022. Year-long monitoring of phytoplankton community, toxigenic cyanobacteria, and total microcystins in a eutrophic tropical dam supplying the Mexico megacity. *Frontiers Environmental Science* 10: 984365. DOI:10.3389/fenvs.2022.984365
- MARTÍNEZ ROMERO, E., M.D. MARTÍNEZ SALGADO, M. MILLÁN CABRERA & P. RAMÍREZ GARCÍA. 2002. Determinación de toxinas biológicas en una fuente de abastecimiento de agua dulce. *Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS)*.
- MERINO, M., E. MONROY, S. CASTILLO & J. RAMÍREZ. 2003. Wind-driven upwelling indicated by hidrological variability in a tropical eutrophied reservoir, Valle de Bravo, Mexico En: 4th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality: 228-231, Institute of Hydrobiology, Academy of Sciences of the Czech Republic, České Budějovice, 389 p.
- MEYERS, J.R. 2018. Zebrafish: development of a vertebrate model organism. *Current Protocols* 16:1-19. DOI:10.1002/cpct.19
- MONTVYDIENĖ, D., S. ŠULČIUS, Z. JURGELĖNĖ, T. MAKARAS, V. KALCIENĖ, R. TARAŠKEVIČIUS, M. KAZLAUSKAS & N. KAZLAUSKIENĖ. 2020. Contrasting Ecotoxic Effects of Landfill Leachate and Cyanobacterial Biomass on Aquatic Organisms. *Water, Air, & Soil Pollution* 231-323. DOI:10.1007/s11270-020-04684-x
- MUNOZ, G., S. V. DUY, A. ROY-LACHAPPELLE, B. HUSK & S. SAUVÉ. 2017. Analysis of individual and total microcystins in surface water by on-line preconcentration and desalting coupled to liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Journal Chromatography A* 22; 1516: 9-20. DOI:10.1016/j.chroma.2017.07.096
- NAGEL, R. 2002. DarT: The embryo test with the Zebrafish *Danio rerio*-A general model in ecotoxicology and toxicology. *ALTEX*, 19 Suppl 1:38-48.
- NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Diario Oficial de la Federación. Disponible en línea en <https://www.dof.gob.mx> (consultado 13 enero 2025).
- NOVÁKOVÁ, K., L. BLAHA & P. BABICA. 2012. Tumor promoting effects of cyanobacterial extracts are potentiated by anthropogenic contaminants – Evidence from *in vitro* study. *Chemosphere* 89 (1):30-37. DOI:10.1016/j.chemosphere.2012.04.008
- OBEREEMM, A., J. FASTNER & C. E. W. STEINBERG. 1997. Effects of microcystin-LR and cyanobacterial crude extracts on embryo-larval development of zebrafish (*Danio rerio*). *Water Research* 31(11): 2918–2921. DOI:10.1016/S0043-1354(97)00120-6
- OBEREEMM, A., J. BECKER, G.A. CODD & C. STEINBERG. 1999. Effects of cyanobacterial toxins and aqueous crude extracts of cyanobacteria on the development of fish and amphibians. *Environmental Toxicology* 14: 77-88. DOI:10.1002/(SICI)1522-7278(199902)14:1<77::AID-TO-X11>3.0.CO;2-F
- OECD (ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT). 2013. OECD Guidelines for the testing of chemicals 236 - Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test, pp 22.
- OLVERA, V.V. 1996. Limnología y manejo de la cuenca de la presa Valle de Bravo, México. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, UNAM, CDMX, México. 95 p.
- PALIKOVÁ, M., S. NAVRÁTIL, B. MARŠÁLEK & L. BLAHA. 2003. Toxicity of Crude Extracts of Cyanobacteria for Embryos and Larvae of Carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta Veterinaria Brno*, 72: 437-443. DOI: 10.2754/avb200372030437
- PALIKOVÁ, M., R. KREJČÍ, K. HILSCHEROVÁ, P. BABICA, S. NAVRÁTIL, R. KOPP & L. BLAHA. 2007. Effect of different cyanobacterial biomasses and their fractions with variable microcystin content on embryonal development of carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquatic Toxicology*, 81, 312–318. DOI: 10.1016/j.aquatox.2007.01.001
- PARICHY, D. M. & J. E. SPIEWAK. 2015. Origins of adult pigmentation: Diversity in pigment stem cell lineages and implications for pattern evolution. *Pigment Cell and Melanoma Research* 28(1): 31-50. DOI: 10.1111/pcmr.12332
- PÉREZ-MORALES, A., A. OLIVOS-ORTIZ, S. I. QUIJANO-SCHEGGIA, C.A. ESPINOSA-RODRÍGUEZ & M.A. JIMÉNEZ-SANTOS. 2016. Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México. In: García-Mendoza, E., S. I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz, & E. J. Núñez-Vázquez (Eds.). *Florecimientos Algales Nocivos en México*. CICESE, pp. 408-421.

- PINEDA-MENDOZA, R., F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO, G. GARDUÑO-SOLÓRZANO G. & R. OLVERA-RAMÍREZ. 2011. Caracterización morfológica y molecular de cianobacterias filamentosas aisladas de florecimientos de tres lagos urbanos eutróficos de la Ciudad de México. *Polibotánica*, 31: 31-50.
- RAIBLE, D.W., A. WOOD, W. HODSDON, P.D. HENION, J.A. WESTON & J.S. EISEN. 1992. Segregation and early dispersal of neural crest cells in the embryonic zebrafish. *Developmental Dynamics: an official publication of the American Association of Anatomists* 195 (1): 29-42. DOI: 10.1002/aja.1001950104
- RAMÍREZ-GARCÍA, P & D. CHICALOTE-CASTILLO D. 2021. Changes in cyanobacterial density due to application of Artificial Floating Island model with macrophytes: an experimental case study in a tropical reservoir. *Journal of Limnology* 80(1): 1-16. DOI: 10.4081/jlimnol.2020.1959
- RAMÍREZ-ZIEROLD, J. A., M. MERINO-IBARRA, E. MONROY-RÍOS, M. OLSON, F.S. CASTILLO, M.E. GALLEGOS & G. VILA CLARA. 2010. Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area, *Lake and Reservoir Management* 26(1): 23-34. DOI:10.1080/07438140903539790
- Ren, M., M. Zhang, F. Fan, J. Yang, Z. Yang, K. Chen, Y. Chuang Li & X. Shi. 2021. Difference in temporal and spatial distribution pattern of cyanobacteria between the sediment and water column in Lake Chaohu. *Environmental Pollution* 291: 118163. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118163
- ROEGNER, A., L. TRUONG, C. WEIRICH, M. PIREZ-SCHIRMER, B. BRENA, T.R. MILLER & R. TANGUAY. 2019. Combined *Danio rerio* embryo morbidity, mortality and photomotor response assay: A tool for developmental risk assessment from chronic cyanoHAB exposure. *Science of the Total Environment* 697, 134210. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.134210
- ROSET, J., S. AGUAYO & M.J. MUÑOZ. 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Revista de Toxicología* 18: 65-71.
- SHA, J., H. XIONG, C. LI, Z. LU, J. ZHANG, H. ZHONG, W. ZHANG & B. YAN. 2021. Harmful algal blooms and their eco-environmental indication. *Chemosphere* 274. DOI:10.1016/j.chemosphere.2021.129912
- SISMAN, T., U. INCEKARA & Y.S. YILDIZ. 2008. Determination of acute and early life stage toxicity of fat-plant effluent using zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Toxicology* 23:480-486. DOI:10.1002/tox.20366
- SMITH, D. R., K.W. KING & M.R. WILLIAMS. 2015. What is causing the harmful algal blooms in Lake Erie?. *Journal Soil Water Conservation* 70 (2): 27-29. DOI:10.2489/jswc.70.2.27a.
- SONG, L., W. CHEN, L. PENG, N. WAN, N. GAN & X. ZHANG. 2007. Distribution and bioaccumulation of microcystins in water columns: A systematic investigation into the environmental fate and the risks associated with microcystins in Meiliang Bay, Lake Taihu. *Water Research* 41(13): 2853-2864. DOI:10.1016/j.watres.2007.02.013
- ŠULČIUS, S., D. MONTVYDIENĖ, H. MAZUR-MARZEC, J. KASPEROVIČIENĖ, R. RULEVIČIUS & Ž. CIBULSKAITĖ. 2017. The profound effect of harmful cyanobacterial blooms: from food web and management perspectives. *Science of the Total Environment* 609: 1443-1450. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.07.253
- SVIRČEV, Z., D. DROBAC, N. TOKODI, B. MIJOVIĆ, G.A. CODD & J. MERILUOTO. 2017. Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. *Archives of Toxicology* 91, 621-650. DOI: 10.1007/s00204-016-1921-6
- TODD, N.E & M. VAN LEEUWEN. 2002. Effects of sevin (Carbaryl insecticide) on early life stages of zebrafish (*Danio rerio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53:267-72. DOI: 10.1006/eesa.2002.2231
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2014. Cyanobacteria and Cyanotoxins: Information for Drinking Water Systems. Available online at: https://www.epa.gov/sites/default/files/201408/documents/cyanobacteria_factsheet.pdf (downloaded January 07, 2025)
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2015. Drinking Water Health Advisories for Two Cyanobacterial Toxins. Available online at: http://www.epa.gov/sites/default/files/2017-06/documents/cyanotoxins-fact_sheet-2015.pdf/ (downloaded January 19, 2024).
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2019. Recommended Human Health Recreational Ambient Water Quality Criteria or Swimming Advisories for *Microcystins* and *Cylindrospermopsin*. Health and Ecological Criteria Division Washington DC, 142 p.
- WANG, L., Q. WANG, G. XIAO, G. CHEN, L. HAN & T. HU. 2020. Adverse effect of cylindrospermopsin on embryonic development in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere* 241. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.125060
- WEI, H., S. WANG, X.E GENBO, J. LIU, X. LI & Z. WANG. 2020. Synergistic toxicity of microcystin-LR and Cu to zebrafish (*Danio rerio*). *Science of the Total Environment* 713. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.136393
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 2020. Cyanobacterial toxins: microcystins Background document for development of WHO. Guidelines for drinking-water quality and guidelines for safe recreational water environments, 55 p.
- WU, X., B. XIAO, R. LI, Z. WANG, X. CHEN & X. CHEN. 2009. Rapid quantification of total microcystins in cyanobacterial samples by periodate-permanganate oxidation and reversed-phase liquid chromatography. *Analytica Chimica Acta* 651 (2), 241-247. DOI:10.1016/j.aca.2009.08.026
- ZHAN C., F. ZHANG, W. LIU & X. ZHANG. 2020. Microcystin-LR promotes zebrafish (*Danio rerio*) oocyte (*in vivo*) maturation by activating ERK1/2-MPF signaling pathways, and cAMP is involved in this process. *Environmental Pollution* 259. DOI:10.1016/j.envpol.2019.113843
- ŽEGURA, B., G.GAJSKI G, A. ŠTRASER & V. GARAJ-VRHOVAC V. 2011. Cylindrospermopsin induced DNA damage and alteration in the expression of genes involved in the response to DNA damage, apoptosis and oxidative stress. *Toxicon* 47(6-7):471-479. DOI:10.1016/j.toxicon.2011.08.005

Reproducción de la liseta, *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae), en lagunas costeras del Sur del Golfo de México

Reproduction of white mullet, *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae), in coastal systems in Southern Gulf of Mexico

Ana L. Ibáñez^{1*}, Manuel Castellanos-Juárez¹, Manuel Mendoza-Carranza², Eloísa Pacheco-Almanzar¹
y Sergio H. Álvarez-Hernández¹

Recibido: 02 de mayo de 2024.

Aceptado: 14 de febrero de 2025.

Publicado: agosto de 2025.

RESUMEN

Antecedentes. A lo largo de las costas del Golfo de México (GM), la especie *Mugil curema* o liseta blanca es de interés comercial, sin embargo, a pesar de su importancia, el conocimiento de su ciclo reproductivo al sur del GM es muy escaso y es necesario para planificar su manejo pesquero y explotación racional. **Objetivo.** Describir el ciclo de maduración y la proporción sexual de *M. curema* en dos localidades del sur del GM: Laguna de Alvarado (AL) y Puerto Ceiba (PC) y comparar con estudios previos realizados en la zona norte del GM. **Métodos.** Se obtuvieron 616 especímenes (298 en AL y 318 en PC) en un ciclo anual con recolectas sincrónicas mensuales. **Resultados.** Las hembras y machos de *M. curema* alcanzan la maduración sexual (L_{50}) con un tamaño medio de 33.26 y 34.41 y 30.02 y 30.74 cm de longitud total para AL y PC, respectivamente. En PC el desove ocurre prácticamente durante todo el año de septiembre a junio con máximos de enero-junio, en AL ocurre entre diciembre-abril. Los organismos con talla mínima de desove para hembras y machos fueron de 27.8 y 26.3 cm y 27.8 y 25.6 cm de longitud total para AL y PC, respectivamente. El Índice Gonadosomático fue buen indicador, coincidiendo los valores máximos (entre 20 a 25) en meses con mayor desarrollo gonadal. La relación hembras/machos fue de 1:0.6 y 1:0.5 para AL y PC, respectivamente. El pico máximo de desove en las zonas norte y sur del GM son similares, pero en el sur el desove se extiende más tiempo. **Conclusión.** El desove difiere entre las dos localidades en que en PC se presenta todo el año (excepto julio) mientras que en AL el desove se presenta de diciembre a abril. La proporción hembra/macho favoreció a las hembras en ambas localidades.

Palabras claves: desove; lagunas costeras; lebrancha; *Mugil*; pesquerías; reproducción.

¹ Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. Av. Ferrocarril San Rafael Atlixco, Núm. 186, Col. Leyes de Reforma 1 A Sección, Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09310, Ciudad de México

² Manejo Sustentable de Cuencas y Zonas Costeras, Ecosur-Villahermosa. Carretera a Reforma Km. 15.5 s/n Ra, Guineo 2da. Sección, Municipio del Centro, Tabasco, C.P. 86280.

*Corresponding author:

Ana L. Ibáñez: e-mail: ana@xanum.uam.mx

To quote as:

Ibáñez, A. L., M. Castellanos-Juárez, M. Mendoza-Carranza, E. Pacheco-Almanzar & S. H. Álvarez-Hernández. 2025. Reproducción de la liseta, *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae), en lagunas costeras del Sur del Golfo de México. *Hidrobiológica* 35 (2): 155-165.

DOI:10.24275/EZZ2329

ABSTRACT

Background. Along the coasts of the Gulf of Mexico (GM), the species *Mugil curema* or white mullet is of commercial interest, however, despite its importance, knowledge of its reproductive cycle at the south of the Gulf of Mexico is very scarce and is necessary to plan its fisheries management and rational exploitation. **Goals.** Describe the maturation cycle and sexual ratio of *M. curema* in two localities in the southern GM: Laguna de Alvarado (AL) and Puerto Ceiba (PC) and compare them with studies from the north of the GM. **Methods.** A total 616 specimens were obtained (298 in AL and 318 in PC) in an annual cycle with monthly synchronous collections. **Results.** Females and males of *M. curema* reach sexual maturation (L_{50}) with an average size of 33.26 and 34.41 and 30.02 and 30.74 cm in total length for AL and PC, respectively. Spawning in PC occurs practically throughout the year from September to June with maximums in January-June, while in AL between December-April. Organisms with minimum spawning size for females and males were 27.8 and 26.3 cm and 27.8 and 25.6 cm in total length for AL and PC, respectively. The Gonadosomatic Index was a good indicator, with the maximum values (between 20 and 25) coinciding in months with greater gonadal development. The female/male ratio was 1:0.6 and 1:0.5 for AL and PC, respectively. The maximum spawning peak in the northern and southern zones of the GM are similar, but in the south spawning extended longer. **Conclusion.** Spawning differs between locations, in PC occurs all year round (except July) while in AL spawning occurs from December to April. The female/male ratio favored females in both locations.

Key words: coastal lagoons; fisheries; *Mugil*; reproduction; spawning; white mullet.

INTRODUCCIÓN

Mugil curema Valenciennes 1836, comúnmente conocida como lebrancha, liseta o lisa blanca, es una especie de importancia comercial y ecológica que habita en las regiones costeras del Atlántico americano desde Nueva Escocia, Canadá, hasta el sur de Argentina (González-Castro & Ghasemzadeh, 2016).

Los ambientes estuarinos y las zonas costeras poco profundas son esenciales para la reproducción de *M. curema*. Estas áreas presentan condiciones ideales en términos de salinidad, temperatura y disponibilidad de alimento para las crías. Durante el desove, grandes agregaciones de esta especie se reúnen, y tras la fertilización, los huevos y larvas son transportados por las corrientes hacia zonas con condiciones adecuadas para su desarrollo (CNP, 2023).

En diversas zonas del Golfo de México (GM) la lisa blanca muestra variación en la forma del cuerpo y en la forma de las escamas, se ha planteado la hipótesis de que esta diversificación puede estar influenciada por diferencias en la época reproductiva (Ibáñez-Aguirre & Leonart, 1996; Ibáñez *et al.*, 2006), la cual se ha observado está relacionada con la temperatura del agua (Ibáñez & Gutiérrez-Benítez, 2004). En áreas cercanas al meridiano ecuatorial, *M. curema* presenta reproducción continua durante todo el año con dos picos de desove, mientras que, en zonas más norteñas, alrededor de los 22° N, solamente hay un periodo de desove (Ibáñez & Colín, 2014).

La historia de vida de *M. curema* parece ser más compleja que como se describió inicialmente, por ejemplo, de acuerdo con el análisis micro-químico del núcleo de otolitos, la zona de crianza no corresponde con los sitios de captura de los adultos (Avigliano *et al.*, 2020a). Los patrones migratorios estuarinos son los más comunes y se plantea la posibilidad de que esta especie lleve a cabo el desove en zonas es-

tuarinas y no solamente en la zona marina como se había pensado anteriormente (Avigliano *et al.*, 2020b).

Mugil curema es de gran relevancia ecológica y económica tanto en el GM como a lo largo de todo el Caribe (Marin & Dodson, 2000; Ibáñez-Aguirre & Gallardo-Cabello, 2004), por lo que el conocimiento y comprensión de sus características reproductivas es fundamental para diseñar estrategias de conservación y manejo adecuadas. Asimismo, para la preservación de su hábitat y la regulación de las actividades pesqueras relacionadas para asegurar la continuidad y la viabilidad pesquera de esta especie.

Dada la importancia pesquera de la especie se requiere incrementar su conocimiento, así el objetivo de este estudio es analizar, describir y comparar la reproducción y época de desove de *M. curema* en dos sistemas costeros del sur del GM, en la Laguna de Alvarado (AL), Veracruz y en Puerto Ceiba (PC), Tabasco, y contrastar con las temporadas reproductivas entre la zona norte del GM.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las recolectas de *M. curema* se obtuvieron de capturas comerciales en las riberas de AL (18° 48' - 18° 43' N y 95° 52' - 95° 43' W) y en PC (18° 25' - 18° 21' N y 93° 13' - 93° 07' W) (Figs. 1a y 1b). En ambas localidades los pescadores artesanales emplean redes comerciales, con trasmallos de entre 2 ½ y 2 ¾ de pulgada: (6.3 y 7 cm), en AL los trasmallos son en promedio 500 m de largo por 3 de profundidad, mientras que en PC de 700 m de largo y 6 de profundidad. Las recolectas fueron mensuales y simultáneas de enero a diciembre del 2018. Los ejemplares fueron identificados siguiendo la clave taxonómica de Harrison (2002). Se obtuvieron los siguientes datos: longitud total (LT) en cm, peso total (PT), peso eviscerado (PE) y peso de las gónadas (PG) en g.

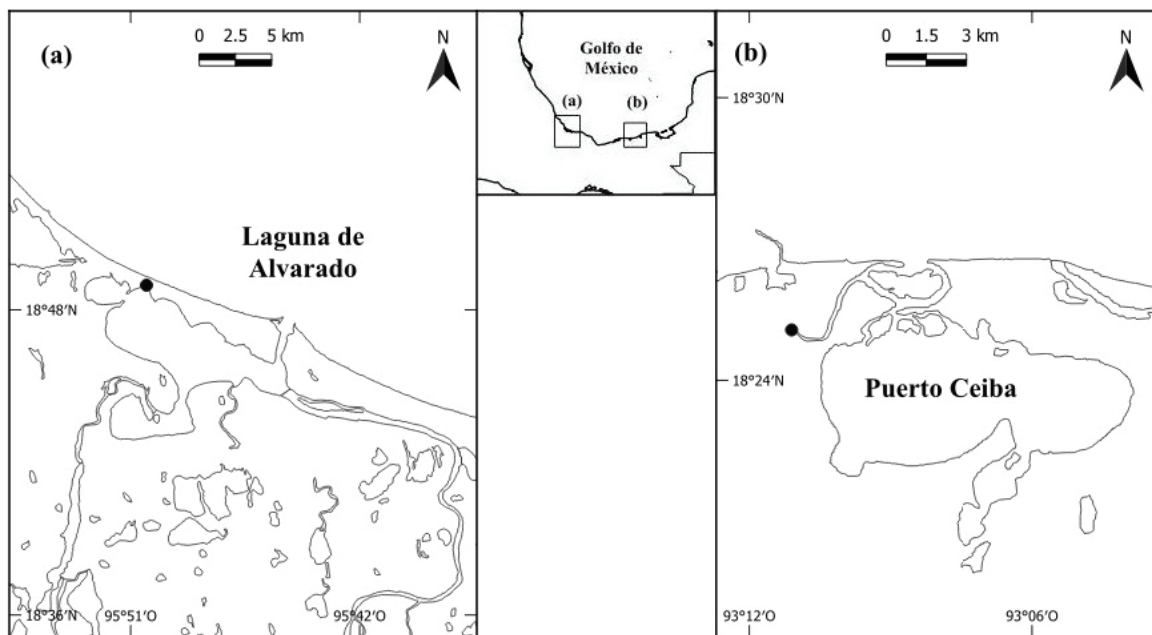


Fig. 1. Zonas de colecta en el Golfo de México. Laguna de Alvarado, Veracruz (a) y Puerto Ceiba, Tabasco (b). Círculos negros son las zonas de desembarco.

Los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, para realizar un Análisis de Varianza paramétrico, fueron probados con las pruebas de Shapiro-Wilks y Tukey respectivamente (Sokal & Rohlf, 1995; Zar, 2010). Si los datos de longitud total no presentaron normalidad ni homogeneidad de varianzas, para la comparación de medias entre los factores localidad, estación del año, sexo y estadios gonádicos, se realizó un análisis de varianza por permutaciones ADONIS usando el paquete “vegan” (Oksanen, 2017). Así mismo, las diferencias entre pares fueron realizadas con un análisis post-hoc F por permutaciones utilizando el paquete “RVAideMemoire” del programa R (R Core Team, 2019; Hervé & Hervé, 2020).

El sexo y el estado de madurez sexual se determinaron *in visu* en 616 especímenes (298 para AL y 318 para PC) siguiendo la clave de Díaz-Pardo y Hernández-Vázquez (1980) que se describe como: Estadio I: son peces juveniles en los que el sexo no es posible de identificar macroscópicamente, las gónadas son filamentos alargados menores a 2 mm de diámetro; Estadio II: las gónadas ocupan 1/3 de la cavidad abdominal, los ovarios son rosados y los testículos blancos; Estadio III: las gónadas ocupan entre la 1/2 a 3/4 de la cavidad abdominal, los ovocitos no están individualizados y son amarillos y los testículos son blancos; Estadio IV, estadio pre-desove, las gónadas ocupan entre 3/4 a toda la cavidad abdominal y los ovocitos están individualizados; Estadio V: es el estadio de desove donde las gónadas ocupan toda la cavidad abdominal y los ovocitos y el semen se liberan apretando la zona ventral del cuerpo; Estadio VI: post-desove, las gónadas se presentan laxas. La longitud total de la primera madurez sexual se determinó usando 50% de la frecuencia acumulada (L_{50}) para hembras y machos por separado en estadios de madurez IV a VI. Adicionalmente, se estimó “la talla de la primera maduración sexual” como “la mínima longitud de desove”. El valor de L_{50} talla media de madurez que es la probabilidad de que el 50% de los individuos sean maduros sexualmente, se calculó sobre los datos binomiales de madurez sexual (0 inmaduro, 1 maduro) ajustando una curva logística $Y = [1 + e^{-(a+bx)}]^{-1}$ de acuerdo a Vazzoler (1996); donde “Y” es la proporción de individuos maduros y “x” es la longitud total en cm. La L_{50} se calculó a partir del modelo resultante como $-a/b$. El modelo se ajustó utilizando regresión no lineal por mínimos cuadrados. Los intervalos de confianza de L_{50} fueron calculados a través de Bootstrap (Ogle, 2016). Las comparaciones estadísticas entre las curvas logísticas para los diversos pares fueron calculadas a partir de una distribución chi-cuadrada, X^2 , (Ogle, 2016).

También se estimó la proporción de sexos [(Proporción de hembras = número de hembras / total de individuos) * 100; Proporción de machos = 100 – proporción de hembras]. Se calculó el índice gonadosomático (IGS) para hembras y machos en ambas zonas de recolecta siguiendo a Hun-Han (1978), donde el peso de la gónada (PG) se expresa como función del peso eviscerado total del cuerpo (PE): $IGS = 100 \times (PG/PE)$. Si los datos no mostraran normalidad con el test Omnibus, se empleará la Anova de un factor de Kruskal-Wallis (Zar, 2010), proponiendo la hipótesis nula como la ausencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los valores mensuales del IGS. En los casos en los que la hipótesis nula fue rechazada, el análisis múltiple no paramétrico de Dunn's fue empleado.

RESULTADOS

La longitud total (LT) mostró diferencias significativas entre localidades ($p = 0.004$), sexos ($p = 0.004$) y estadios ($p = 0.004$). Al menos para machos de AL y machos y hembras de PC se observa que las mayores tallas promedio están asociadas a hembras en PC de los estados de madurez gonádica V y VI (Tabla 1).

Las gónadas de *M. curema* se pueden diferenciar visualmente, excepto en individuos jóvenes que nunca han desovado cuyas gónadas son solamente unos filamentos con organismos con tallas de 28.0 ± 1.6 y 29.8 ± 4.2 cm LT para AL y PC, respectivamente (Tabla 1). Los ovarios son cilíndricos y, cuando maduran, los ovocitos son fácilmente reconocibles con un color amarillo intenso. Los testículos son alargados, blancuecinos con peso promedio de 5.4 ± 2.5 g en organismos de estadio de madurez III en AL, y de 5.5 ± 3.0 g y en los especímenes de PC. Las gónadas de hembras pesan 40.0 ± 10.3 g para organismos en estadio V (estadio de desove) para AL, y de 50.9 ± 16.5 g para PC (Tabla 1).

La variación mensual en la frecuencia relativa de los estadios de maduración de las gónadas en AL indica que solo se presentaron ejemplares previtelogénicos y vitelogénicos, correspondientes a las etapas I y II durante agosto, la fase III está presente todo el año y las fases IV (pre-desove), V (desove) y posdesove (VI) se presentan desde diciembre hasta abril (Fig. 2a). La variación mensual de los estadios de madurez sexual para PC indicó estadios pre-vitelogénicos (I y II) durante todo el año con excepción de marzo y noviembre. Los estadios IV y V (pre-desove y desove, respectivamente), se presentaron todo el año exceptuando julio. El periodo de desove se lleva a cabo de septiembre a junio con máximos de enero a junio (Fig. 2b). Por lo que se puede afirmar que *M. curema* en PC desova prácticamente durante todo el año.

Los valores máximos de L_{50} (34.41 cm LT) se presentaron en AL siendo los machos los que obtuvieron dicho valor. En PC el valor general de L_{50} fue de 30.74 cm LT (Tabla 2). El valor mínimo de L_{50} fue para las hembras en PC (30.02 cm LT). Cabe mencionar que el valor de L_{50} para machos en la AL obtuvo también el intervalo de confianza más amplio con 12.64 cm de variación (Tabla 2). Se observaron diferencias significativas entre los valores de L_{50} de ambas localidades y entre hembras y machos en cada localidad ($p < 0.001$). No se observaron diferencias significativas entre el L_{50} machos y hembras en cada localidad ($p > 0.05$).

Para machos y hembras los valores del IGS más bajos en AL se observaron de julio (machos = 0.31 ± 0.15 , hembras = 2.21 ± 4.56) a noviembre (machos = 0.64 ± 0.24 , hembras = 124 ± 1.14) (Fig. 3a). Los valores más altos tanto para machos como hembras se presentaron desde enero (machos = 2.83 ± 1.35 , hembras = 5.39 ± 4.65) a abril (machos = 2.77 ± 1.85 , hembras = 4.22 ± 4.19) y diciembre (machos = 1.42 ± 1.27 , hembras = 3.74 ± 5.48), y coincide con la presencia de las fases IV y V (Fig. 3a). El IGS mensual de las hembras tuvo diferencias significativas entre enero y febrero ($p = 0.001$), marzo y abril ($p = 0.001$), y entre julio, agosto, septiembre, octubre noviembre y diciembre (Fig. 3a). En el IGS de los machos se observaron diferencias significativas solamente entre agosto y septiembre ($p = 0.001$) y entre noviembre y diciembre ($p = 0.0001$) (Fig. 3a).

Tabla 1. Promedio $\pm$ desviación estándar de la longitud total (cm), número de individuos (en paréntesis) y peso de la gónada (g) de *Mugil curema* por localidad, estadio y sexo. Las siglas indican diferencias significativas ($p < 0.001$). La descripción de los estadios de madurez sexual se menciona en el apartado de Material y Métodos.

	Longitud total (cm)			Peso de la gónada (g)		
	Indiferenciado	Hembra	Machos	Indiferenciado	Hembra	Machos
Laguna Alvarado	28 $\pm$ 1.6 (28)	31.6 $\pm$ 2.1 (169)	30.0 $\pm$ 2.6 (101)			
I	28 $\pm$ 1.6 (28)			0.3 $\pm$ 0.1		
II		31.8 $\pm$ 1.9 (64) ^{III}	30.8 $\pm$ 2.4 (49)		2.5 $\pm$ 1.6	1.9 $\pm$ 1.5
III		30.6 $\pm$ 2.4 (30)	28.4 $\pm$ 2.2 (13)		12.3 $\pm$ 7.1	5.4 $\pm$ 2.5
IV		32.3 $\pm$ 1.7 (22)	28.1 $\pm$ 1.7 (12) ^{III}		32.1 $\pm$ 11	7.9 $\pm$ 4.5
V		32.2 $\pm$ 2.3 (22)	30 $\pm$ 2.1 (2)		40 $\pm$ 10.3	13.5 $\pm$ 6.6
VI		31.3 $\pm$ 2.3 (31)	30.4 $\pm$ 2.8 (25)		2.3 $\pm$ 1.7	1.4 $\pm$ 1.0
Puerto Ceiba	29.8 $\pm$ 4.2 (11)	33.8 $\pm$ 3.1 (211)	32.1 $\pm$ 3.2 (96)			
I	29.8 $\pm$ 4.2 (11)			0.6 $\pm$ 0.6		
II		33.6 $\pm$ 3.1 (24)	30.9 $\pm$ 2.4 (10)		4.1 $\pm$ 2.3	3.6 $\pm$ 1.7
III		32.3 $\pm$ 2.8 (35)	30.6 $\pm$ 2.9 (22)		17.6 $\pm$ 13.5	5.5 $\pm$ 3.0
IV		33.3 $\pm$ 2.9 (37)	31.3 $\pm$ 3.1 (9)		39.7 $\pm$ 13.9	9.1 $\pm$ 7.2
V		34.8 $\pm$ 2.5 (43) ^{III}	32.9 $\pm$ 0.0 (1) ^{III}		50.9 $\pm$ 16.5	27.5 $\pm$ 0
VI		34.4 $\pm$ 3.4 (72)	33.1 $\pm$ 3.2 (54)		2.4 $\pm$ 1.5	1.4 $\pm$ 0.7

En PC el comportamiento del IGS fue similar al observado en AL, con valores bajos de junio (machos = 0.84 ± 0.85 , hembras = 5.13 ± 6.13) a diciembre (machos = 0.47 ± 0.14 , hembras = 1.83 ± 4.12) y valores altos de IGS de enero (machos = 2.58 ± 2.09 , hembras = 9.05 ± 5.79) a abril (machos = 2.26 ± 1.61 , hembras = 13.80 ± 7.95), coinciden con la presencia de las fases IV y V (Fig. 3b). El IGS mensual de las hembras tuvo diferencias significativas entre febrero y marzo, marzo y abril y entre octubre y noviembre ($p = 0.001$) (Fig. 3b). En el IGS de los machos se observaron diferencias significativas entre febrero y marzo, entre julio y agosto y entre agosto y septiembre ($p = 0.001$) (Fig. 3b).

La relación total hembra: macho fue de 1:0.6 y 1:0.5 en AL y PC respectivamente. En AL la mayoría de los meses la proporción de hembras fue mayor a la de los machos, la máxima proporción de hembras se observó durante enero (80.65%) y la mínima durante octubre (63.16%, Fig. 4). Solamente hubo diferencias significativas ($p = 0.001$) entre las proporciones hembra: macho (1:1) durante enero, marzo y septiembre a favor de las hembras. En PC, igualmente durante casi todo el año la

proporción de sexos favoreció a las hembras, la máxima proporción de hembras fue durante enero (89.28%) y la mínima en agosto (53.33%, Fig. 4). Se observaron diferencias significativas ($p = 0.001$) en la proporción hembra: macho (1:1) durante enero, febrero, marzo, abril y octubre.

DISCUSIÓN

Los resultados del presente estudio muestran que *M. curema* desova durante casi todo el año en PC, Tabasco, mientras que en AL el desove se restringe a la mitad del año. El pico máximo de desove, en ambas localidades, se presentó a lo largo del invierno (diciembre, enero y febrero), coincidiendo con lo reportado por otros autores para AL (Franco-López *et al.*, 2014) y para el GM (García, 1982; Ibáñez-Aguirre y Gallardo-Cabello, 2004; Lorán-Núñez *et al.*, 2008; Ibáñez y Colín, 2014).

Las diferencias en la proporción sexual de hembras/machos pueden ser atribuidas a distintos factores, entre ellas la mortalidad, el crecimiento, la longevidad, la actividad sexual, las tasas de migración, zonas de crianza y desove (Wootton, 1992), o bien a una segregación por grupos de edad o sexo. En el género *Mugil*, generalmente los machos permanecen la mayor parte del tiempo en zonas alejadas de la costa (Ould-Mohamed-Vall, 2004) así que es posible que puedan evadir las capturas pesqueras. Así mismo, los machos de *M. curema* muestran filopatría en el GM (Colín *et al.*, 2024). Las proporciones de sexo sesgadas también pueden indicar la posibilidad de alteraciones ambientales dentro del hábitat de la población de peces. Por ejemplo, un cambio de temperatura puede inducir la diferenciación sexual (Budd *et al.*, 2015), mientras que algunos depredadores prefieren presas hembras sobre machos o viceversa (McKellar & Hendry, 2011; Fryxell *et al.*, 2015). La contaminación ambiental con hormonas también puede inducir cambios que pueden influir en la determinación del sexo (Sánchez *et al.*, 2011). Por otro lado, el esfuerzo pesquero es mayor en las hembras por el alto valor comercial que representan la “hueva” (gónadas) de esta especie lo que hace que las hembras sean el principal objetivo durante la época reproductiva, aunque el

Tabla 2. Valores de L_{50} en cm y su intervalo de confianza basado en Bootstrap para *Mugil curema* en las localidades muestreadas. Las siglas indican diferencias significativas ($p < 0.001$).

Localidad/sexo	L_{50}	Intervalo de confianza	
		2.5%	97.5%
Laguna Alvarado	34.41 ^{PC}	32.42	35.45
Hembras	33.26 ^{PCH}	31.92	35.19
Machos	34.41 ^{PCM}	31.85	44.49
Puerto Ceiba	30.74	29.26	31.4
Hembras	30.02	27.83	31.31
Machos	30.74	28.13	31.88

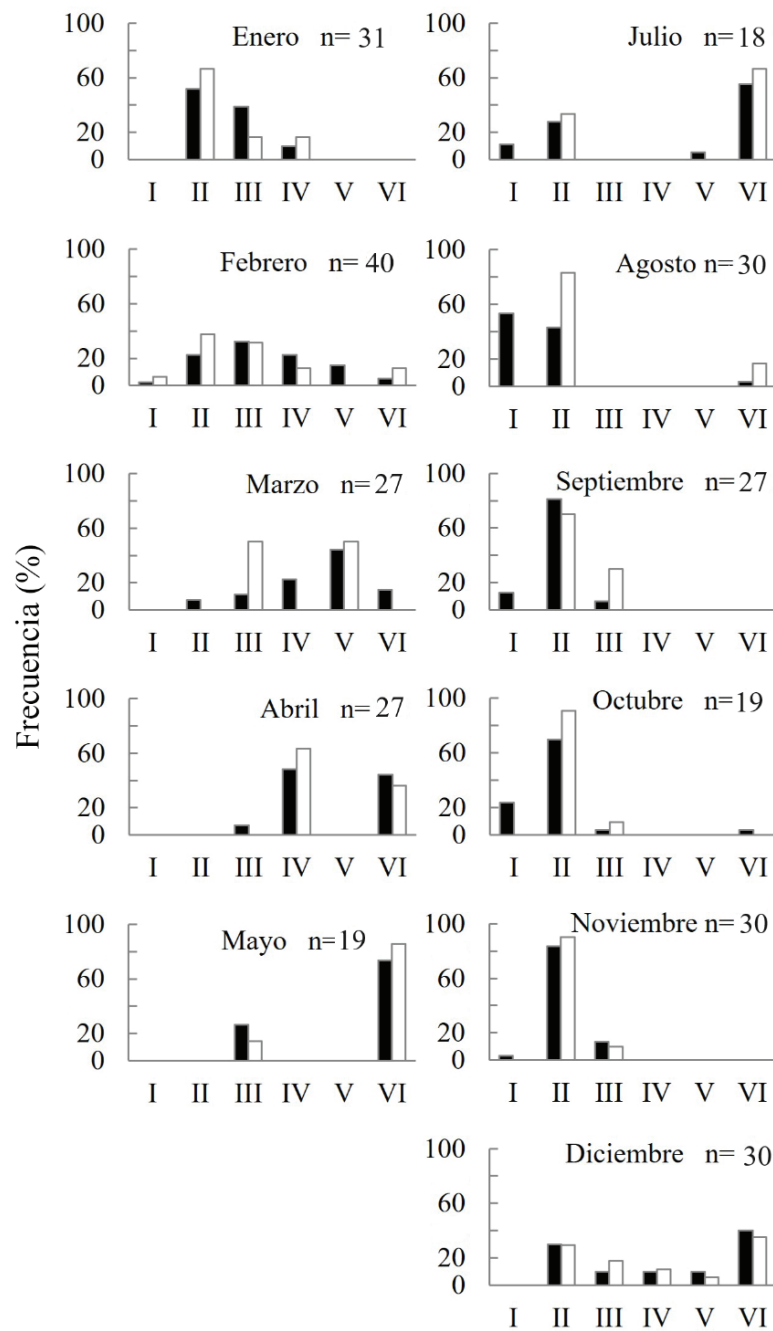


Fig. 2a. Variación mensual de estadios de ovarios y testículos en la Laguna de Alvarado para *Mugil curema*.

resto del año se comercializa la carne. Adicionalmente, los mugilidos forman cardúmenes para realizar migraciones con fines reproductivos entre el mar y las zonas estuarinas (Riaño & Salazar, 1982; Blanco, 1983), en esta etapa los hace más vulnerables a su captura durante el periodo de desove (Ferrer-Montaña, 1988).

Los valores del IGS para ambas localidades mostró ser un buen indicador de la temporada de desove, coinciden los valores más altos con los meses dónde se presentó el desarrollo vitelogénico en las gó-

nadas. En *M. curema* los valores más altos de IGS están presentes en los meses con gónadas en etapas vitelogénicas. Esto concuerda con la relación directa que se ha encontrado entre el IGS con las etapas de madurez sexual. Los estudios reproductivos realizados en la mayoría de las especies de mugilidos muestran comúnmente que sólo se presenta un IGS máximo durante el año, lo cual a su vez puede correlacionarse con un único periodo de desove por año (González-Castro & Minos, 2016). Sin embargo, en el caso de *M. curema* en Brasil (Oliveira *et al.*, 2011) se han reportado dos picos del IGS (correlacionados con estadios

vitelogénicos), igualmente se han reportado para *Liza parsia* en Bangladesh (Rheman *et al.*, 2002) y *M. liza* en Argentina (González-Castro, 2007). En la laguna de Tamiahua, Ibáñez-Aguirre & Gallardo-Cabello (2004) reportaron que el valor más alto del IGS para *M. curema* fue de 24, mientras que en este estudio los valores son de 22 en AL y en PC de 25. Los valores más bajos del IGS pueden atribuirse a la contaminación que impacta los ecosistemas lo que ha sido demostrado experimentalmente empleando diferentes contaminantes en peces

(Pereira *et al.*, 1993; Kime, 1995; Mills *et al.*, 2001). En las zonas de estudio existen algunos estudios que evidencian tanto contaminantes del petróleo como microbiológicos (Guzmán-Amaya *et al.*, 2005; Wong-Chang & Barrera-Escorcia, 2005; Zamudio *et al.*, 2018). La presión pesquera puede también estar influyendo en la disminución del IGS, cabe resaltar la dificultad en la recolecta de ejemplares de *M. curema* particularmente para PC, Tabasco.

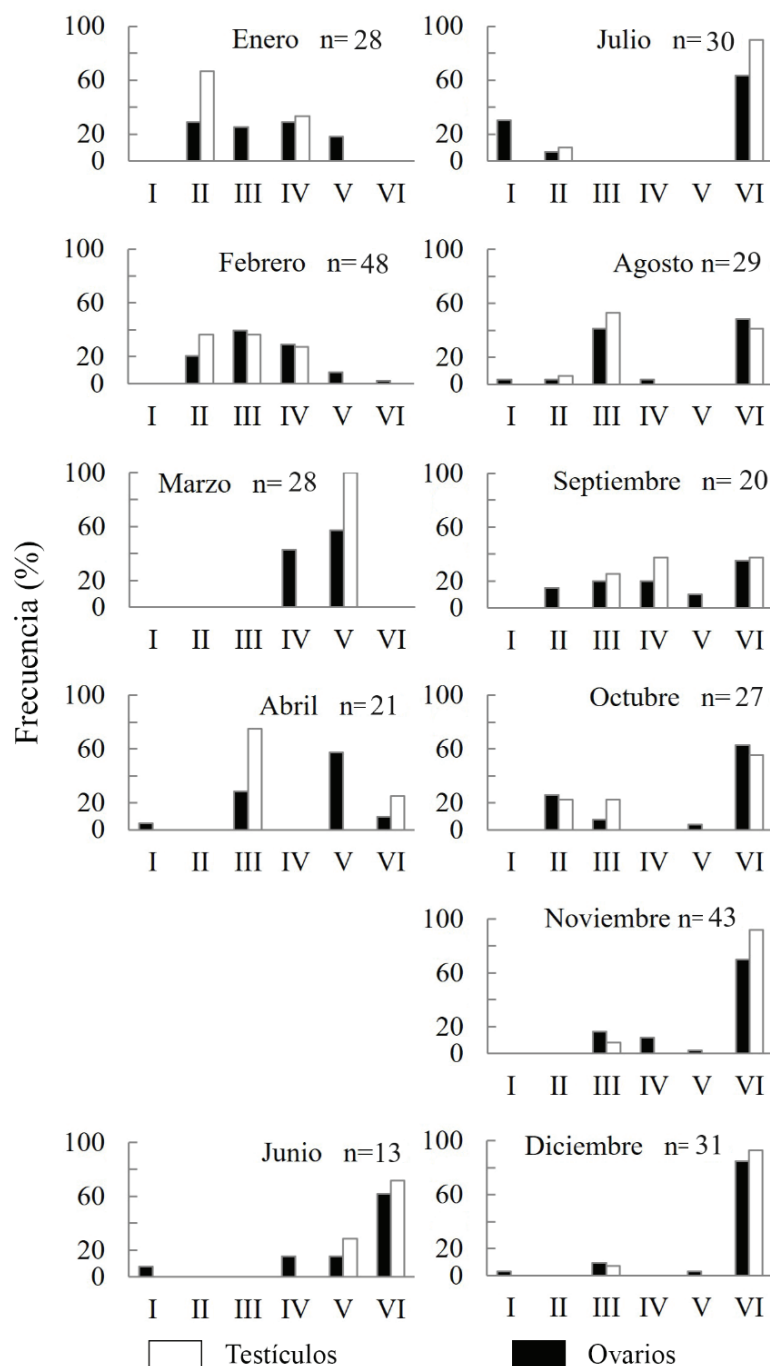


Fig. 2b. Variación mensual de estadios de ovarios y testículos en Puerto Ceiba para *Mugil curema*.

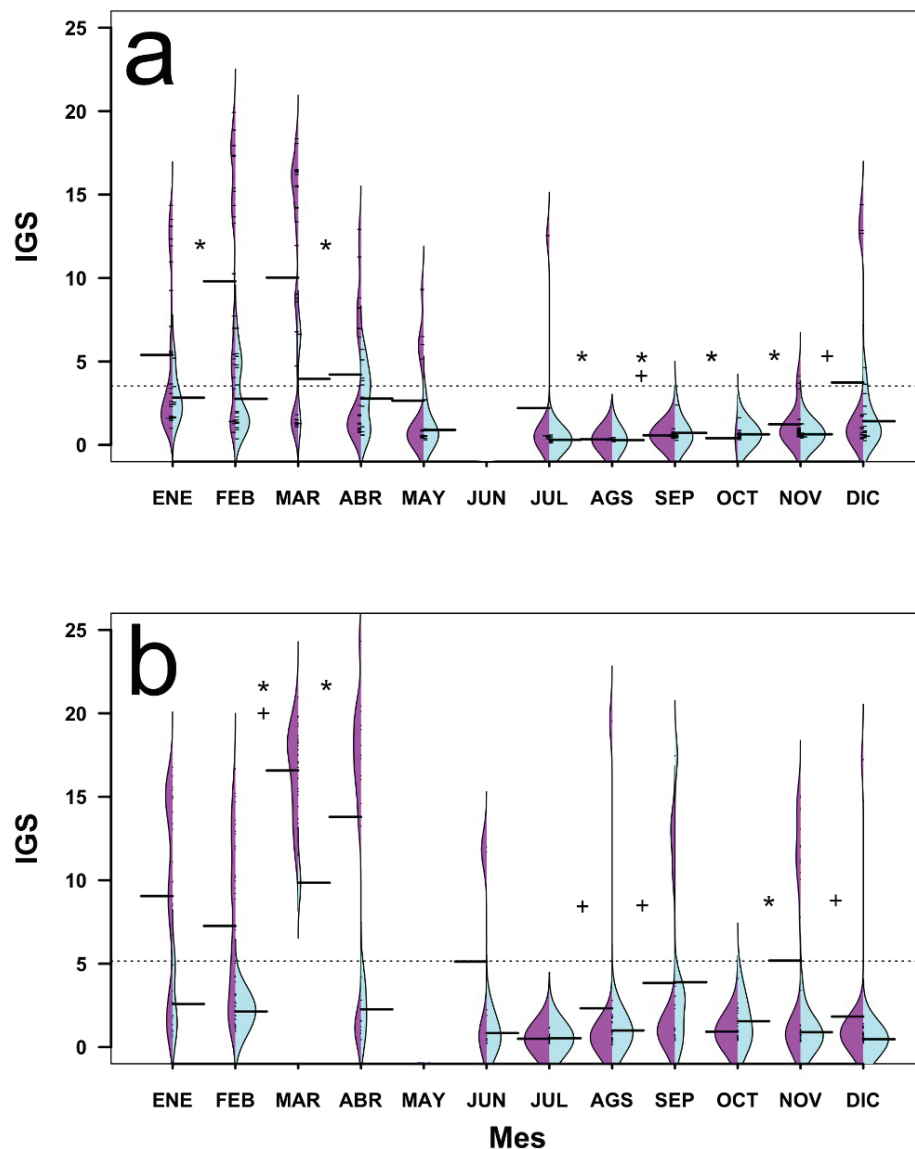


Fig. 3. Variación del Índice Gonadosomático (IGS) para machos (azul) y hembras (violeta) de *Mugil curema* en la Laguna de Alvarado (a) y Puerto Ceiba (b). Líneas negras horizontales es el promedio por mes por cada sexo y la línea punteada horizontal el promedio anualizado. *indica diferencias significativas mensuales y + diferencias significativas entre machos y hembras del mes indicado.

La L_{50} determinada para *M. curema* en ambas localidades es mayor a las anteriormente reportado para otras localidades del GM, donde la L_{50} apenas supera los 27 cm de LT (Orozco-Álvarez, 1986; Ibáñez-Aguirre & Gallardo-Cabello, 2004; Fernández & Díaz 2013). Esta diferencia debe ser tomada con precaución, hay variación en la L_{50} debido al método de estimación por lo que es especialmente importante observar los intervalos de confianza (Ogle, 2016). Otra causa de estas diferencias podría estar relacionadas con la selectividad de las artes de pesca empleadas (Özbilgin *et al.*, 2010; Hailu, 2014; Makmur *et al.*, 2019).

En ambas localidades se pudo observar que los machos maduraron a una talla menor que las hembras. El hecho de que los machos sean sexualmente maduros a menor talla ha sido reportado para esta y otras especies de mugílidos (Kendall & Gray, 2008). La talla media de captura recomendada en la Norma Oficial Mexicana (NOM-016-PESC-1994) para esta especie es de 26 cm LT y se pudo observar que la talla mínima de maduración sexual en ambas localidades y para ambos sexos es considerablemente menor, lo que nos lleva a pensar que existe sobrepesca, esto ocasiona una disminución en la capacidad de reproducción y recuperación del recurso pesquero, afectando el sustento de las comunidades costeras que dependen de su pesca.

Tabla 3. Temporadas de desove de *Mugil curema* ordenadas latitudinalmente para diversas regiones del Golfo de México y del Atlántico Occidental. En **negro** se señalan las localidades en las que se encontraron meses con estadios reproductivos.

Zona	Latitud Norte	Autor (año)	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Sur de Texas, USA	27° 51'	Moore (1974)												
Florida del Sur, USA	25° 57'	Anderson (1957)												
Laguna Madre, Tamaulipas	25° 3'	García (1982)												
Lagunas Madre y Tamiahua	25° 3', 21° 38'	Ibáñez & Colín (2014)												
Occidente del Golfo de México	24° 00 '	Caldwell & Anderson (1959)												
Pueblo Viejo, Veracruz	22° 11'	Rivera-Bernal (1981)												
Laguna de Tamiahua, Veracruz	22° 08'	Ibáñez-Aguirre & Gallardo-Cabello (2004)												
Laguna de Alvarado, Veracruz	18° 46'	Franco-López, <i>et al.</i> (2014)												
Laguna de Alvarado, Veracruz	18° 46'	<i>Presente estudio</i>												
Laguna de Sontecomapan, Veracruz	18° 31'	Loran-Núñez <i>et al.</i> (2008)												
Puerto Ceiba, Paraíso, Tabasco	18° 24'	<i>Presente estudio</i>												

Como se mencionó antes, en la zona norte del GM, el desove sucede en un periodo más estrecho, de enero a abril (Anderson, 1957; Moore, 1974; Ditty & Shaw, 1996; Ibáñez & Colín, 2014). El desove más corto se relaciona con zonas más norteñas del GM (cerca de los 22° N) y a su vez, esta diferenciación en el desove coincide relativamente con la clasificación de ecorregiones marinas propuesta por Spalding *et al.* (2007), diferenciando la zona tropical de la zona templada. Los desoves por encima o cercanos a 23° 26' N se desarrollan en una sola temporada durante el invierno e inicio de la primavera, mientras que por debajo de esa latitud el desove se presenta durante un periodo más prolongado

a lo largo del año (Tabla 3). Ditty y Shaw (1996) recolectaron la mayor abundancia de larvas de *M. curema* de abril a mayo en la región noreste del GM. Sin embargo, encontraron que las larvas ocurrieron sólo hasta septiembre, coincidiendo con los meses de valores de temperatura promedio más altos de esa zona costera (~24.5°C con promedio de 26.3°C). Se ha demostrado experimentalmente que los juveniles de *M. curema* se aclimatan más rápido a las altas que a las bajas temperaturas (Ciurcina & Chung, 1983; Segnini de Bravo *et al.*, 1993), hecho que confirma su preferencia tropical.

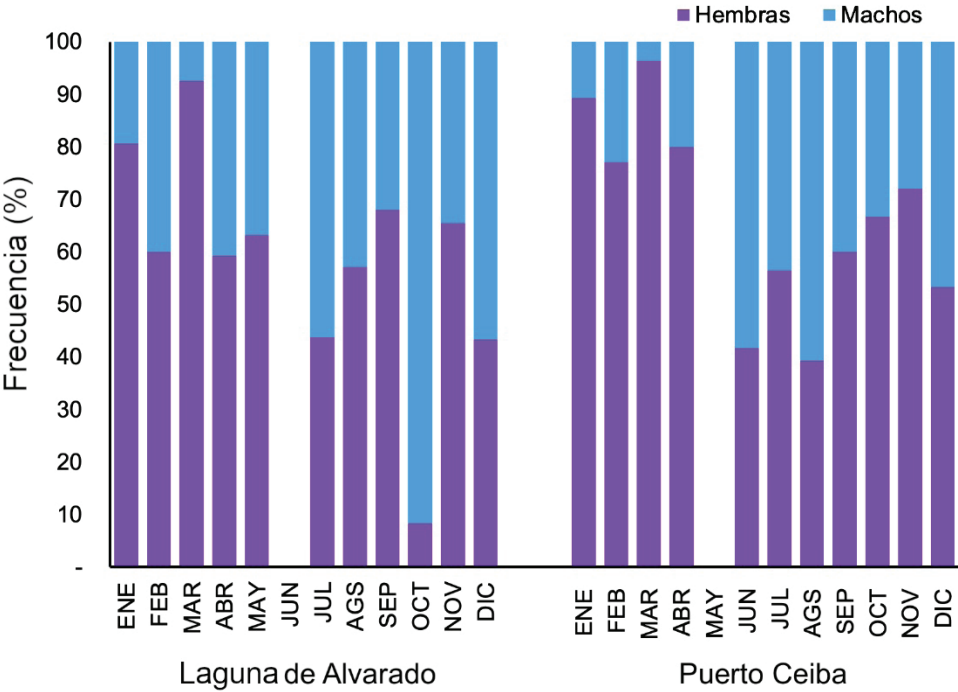


Fig. 4. Proporción mensual macho: hembra en *Mugil curema*, en las localidades muestreadas.

Las épocas de desove en la zona norte y sur del GM muestran valores máximos similares - de diciembre a abril-, sin embargo, en las localidades sureñas y en particular en PC, Tabasco, el desove se presenta durante prácticamente todo el año de septiembre a junio con máximos de enero a junio, mientras que en AL se presentó entre diciembre y abril (Tabla 3).

Declaración ética:

No se necesitó ningún permiso especial para recolectar la lisa blanca puesto que todos los especímenes fueron recolectados en pesquerías comerciales en embarcaciones que participan en la pesquería con permiso de captura comercial. La manipulación de los organismos se llevó a cabo con el permiso de los pescadores.

REFERENCIAS

- ANDERSON, W. W. 1957. Early development, spawning, growth, and occurrence of the silver mullet (*Mugil curema*) along the south Atlantic coast of the United States. *Fishery Bulletin* 57: 397-414.
- AVIGLIANO, E., A. IBAÑEZ, N. FABRÉ, R. CALLICÓ FORTUNATO, A. MÉNDEZ, J. PISONERO & A.V. VOLPEDO. 2020a. Unravelling the complex habitat use of the white mullet, *Mugil curema*, in several coastal environments from Neotropical Pacific and Atlantic waters. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 31: 789-801. DOI: 10.1002/aqc.3486
- AVIGLIANO, E., A. IBAÑEZ, N. FABRÉ, R. CALLICÓ FORTUNATO, A. MÉNDEZ, J. PISONERO & A.V. VOLPEDO. 2020b. White mullet *Mugil curema* population structure from Mexico and Brazil revealed by otolith chemistry. *Journal of Fish Biology* 97: 1187-1200. DOI: 10.1111/jfb.14500
- BLANCO, J. A. 1983. The condition factor of *Mugil incilis* Hancock (Pisces: Mugilidae) and its seasonal changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betín* 13: 133-142.
- BUDD, A. M., Q. Q. BANH, J. A. DOMINGOS & D. R. JERRY. 2015. Sex control in fish: approaches, challenges and opportunities for aquaculture. *Journal of Marine Science and Engineering* 3: 329-355. DOI: 10.3390/jmse3020329
- CALDWELL D. K. & W. W. ANDERSON. 1959. Offshore occurrence of larval silver mullet, *Mugil curema*, in the western Gulf of Mexico. *Copeia* 1959: 252-253. DOI: 10.2307/1440402
- GIURCINA P. & K. S. CHUNG. 1983. Efectos de la temperatura ambiental y la temperatura de aclimatación sobre la tolerancia térmica en ejemplares juveniles de la lisa *Mugil curema*. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 22: 35-41.
- CNP. CARTA NACIONAL PESQUERA. 2023. DOF: 21/07/2023 Diario Oficial de la Federación. Consultado el 27 de febrero, 2024. Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/892410/CNP_2023.pdf
- COLÍN A., S. CASTAÑEDA-RICO, L. M. GUEVARA-CHUMACERO, E. PACHECO-ALMANZAR & A.L. IBAÑEZ. 2024. Evidence of philopatry in white mullet *Mugil curema* (Pisces: Mugilidae). *Fisheries Research* 280: 107175. DOI:10.1016/j.fishres.2024.107175
- DÍAZ-PARDO E. & S. HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ. 1980. Crecimiento, reproducción y hábitos alimenticios de la lisa *Mugil cephalus* en la Laguna de San Andrés, Tamps. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México* 23: 109-127.
- DITTY, J. G. & R. F. SHAW. 1996. Spatial and temporal distribution of larval striped mullet (*Mugil cephalus*) and white mullet (*M. curema*, family: Mugilidae) in the northern Gulf of Mexico, with notes on mountain mullet, *Agonostomus monticola*. *Bulletin of Marine Science* 59: 271-288.
- FERNÁNDEZ, W. S. & J. F. DIAS. 2013. Aspects of the reproduction of *Mugil curema* Valenciennes, 1836 in two coastal systems in southeastern Brazil. *Tropical Zoology* 26(1): 1-32. DOI:10.1080/03946975.2013.775052
- FERRER-MONTAÑO, O. J. 1988. Madurez sexual, diámetro de huevos, fecundidad y factores relacionados de la lisa (*Mugil curema* Valenciennes, 1836) del Lago de Maracaibo. *Zootecnia tropical* 6(1): 81-112.
- FRANCO-LÓPEZ, J., L.G. ABARCA-ARENAS, H. BARRERA-ESCORCIA, C. BEDIA-SÁNCHEZ, V. RIVERA-FELIX & T. CORRO-FERREIRA. 2014. Seasonal patterns of abundance, growth, gonad development and feeding behavior of *Mugil curema* V., 1836 and *Mugil cephalus* L., 1758 in the Lagoon of Alvarado, Veracruz, Mexico. *Journal of Fisheries and Aquatic Science* 9(3): 109-124.
- FRYXELL, D. C., H. A. ARNETT, T. M. APGAR, M. T. KINNISON & E. P. PALKOVACS. 2015. Sex ratio variation shapes the ecological effects of a globally introduced freshwater fish. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282(1817): 20151970. DOI: 10.1098/rspb.2015.1970
- GARCÍA S. S. 1982. Contribución al conocimiento de la biología de la lebranche (*Mugil curema* V.) y de la lisa (*Mugil cephalus* L.) del sur de Tamaulipas. *Proyecto escama del Golfo de México, zona NE Centro de Investigaciones Pesqueras de Tampico*. Tamps. INP. 41pp.
- GONZÁLEZ-CASTRO, M. 2007. Los peces representantes de la familia Mugilidae en Argentina. Tesis de doctorado, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. 182 p.
- GONZÁLEZ-CASTRO, M. & J. GHASEMZADEH. 2016. Morphology and morphometry based taxonomy of Mugilidae. In: Crosetti, D. & S. J. Blaber (Eds.). *Biology, Ecology and Culture of Grey Mulletts (Mugilidae)*. CRC Press, Taylor and Francis Group, pp. 1-21. DOI:10.1201/b19927-2
- GONZÁLEZ-CASTRO M. & G. MINOS. 2016. Sexuality and reproduction of Mugilidae. In: Crosetti, D. & S. J. Blaber (Eds.). *Biology, ecology and culture of grey mullets (Mugilidae)*. CRC Press, Taylor and Francis Group, pp. 227-263.
- GUZMÁN-AMAYA, P., S. VILLANUEVA F. & A.V. BOTELLO. 2005. Metales en tres lagunas costeras del estado de Veracruz. In: Botello, A. V., J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición*. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, pp. 361-372.
- HAILU, M. 2014. Gillnet selectivity and length at maturity of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) in a tropical reservoir (Amerti: Ethiopia). *Journal of Agricultural Science and Technology A*, 4(2A): 135-140.
- HARRISON, I.J. 2002. Mugilidae. In: Carpenter, K.E. (Ed.), *The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic*. FAO Species Identification

- tification Guide for Fishery Purpose, pp. 1071–1085. DOI:10.3853/j.0067-1975.2.1892.1183
- HERVÉ, M. & HERVÉ, M. M. 2020. Package 'RVAideMemoire.' Available online at: <https://cran.r-project.org/web/packages/RVAideMemoire/RVAideMemoire.pdf>
- HUN-HAN, M. 1978. The reproductive biology of the dab *Limanda limanda* (L.) in the North Sea: gonadosomatic index, hepatosomatic index and condition factor. *Journal of Fish Biology* 13(3): 369–378.
- IBÁÑEZ, A. L. & J. LEONART. 1996. Relative growth and comparative morphometrics of *Mugil cephalus* L. and *M. curema* V. in the Gulf of Mexico. *Scientia Marina* 60 (2–3): 361–368.
- IBÁÑEZ, A. L. & O. GUTIÉRREZ-BENÍTEZ. 2004. Climate variables and spawning migrations of the striped mullet and white mullet in the north-western area of the Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology* 65(3): 822–831. DOI:10.1111/j.0022-1112.2004.00488.x
- IBÁÑEZ-AGUIRRE, A. L. & M. GALLARDO-CABELLO. 2004. Reproduction of *Mugil cephalus* and *M. curema* (Pisces: Mugilidae) from a coastal lagoon to the northwest of the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science* 75(1): 37–49.
- IBÁÑEZ-AGUIRRE, A. L., E. CABRAL-SOLÍS, M. GALLARDO-CABELLO & E. ESPINO-BARR. 2006. Comparative morphometrics of two populations of *Mugil curema* (Pisces: Mugilidae) on the Atlantic and Mexican Pacific coasts. *Scientia Marina* 70(1): 139–145. DOI: 10.3989/scimar.2006.70n1139
- IBÁÑEZ, A. L. & A. COLIN. 2014. Reproductive biology of *Mugil curema* and *Mugil cephalus* from western Gulf of Mexico waters. *Bulletin of Marine Science* 90(4): 941–952. DOI:10.5343/bms.2014.1004.
- KENDALL, B. W. & C. A. GRAY. 2008. Reproductive biology of two co-occurring mugilids, *Liza argentea* and *Myxus elongates*, in southeastern Australia. *Journal of Fish Biology* 73(4): 963–979. DOI:10.1111/j.1095-8649.2008.02000.x
- KIME, D. E. 1995. The effects of pollution on reproduction in fish. *Reviews in fish biology and fisheries* 5: 52–96.
- LORÁN-NÚÑEZ, R. M., A. J. VALDEZ-GUZMÁN & F. R. MARTÍNEZ-ISUNZA. 2008. Selectividad de la red agallera (tendal) y la talla mínima de captura de lebrancha (*Mugil curema*) en la Laguna de Sontecomapan, Veracruz, México. *Ciencia Pesquera* 16: 47–55.
- MAKMUR, S., D. ARFIATI, G. BINTORO, A. W. EKAWATI, & S. SUBAGDJA. 2019. Gill net selectivity, length at first capture and length at first gonad maturity on *Hampala macrolepidota* (Kuhl & Van Hasselt, 1823) in Ranau Lake, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 348: 012006. DOI:10.1088/1755-1315/348/1/012006
- MARIN, B. J. & J. J. DODSON. 2000. Age, growth and fecundity of the silver mullet, *Mugil curema* (Pisces: Mugilidae), in coastal areas of Northeastern Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 48(2): 2–3.
- McKELLAR, A. E. & A. P. HENDRY. 2011. Environmental factors influencing adult sex ratio in *Poecilia reticulata*: laboratory experiments. *Journal of Fish Biology* 79(4): 937–953. DOI:10.1111/j.1095-8649.2011.03065.x
- MILLS, L. J., R. E. GUTJARH-GOBELL, R. A. HAEBLER, D. J. BORSAY-HOROWITZ, S. JAYARAMAN, R. J. PRUELL, R. A. MCKINNEY, G. R. GARDNER & G. E. ZAROOGIAN. 2001. Effects of estrogenic (o,p'-DDT; octyphenol) and anti-androgenic (p,p'-DDE) chemicals on indicators of endocrine status in juveniles males summer flounder (*Paralichthys dentatus*). *Aquatic Toxicology* 52(2): 157–176.
- MOORE, R. H. 1974. General ecology, distribution and relative abundance of *Mugil cephalus* and *Mugil curema* on the south Texas coast. *Contributions in Marine Science* 18: 241–245.
- NOM-016-PESC-1994. Consultado el 27 de febrero, 2024. Disponible en: https://www.conapesca.gob.mx/work/sites/cona/dgop/2018/normas/14_NOM_016_SAG_PESC_2014.pdf
- OGLE, D. H. 2016. *Introduction to Fisheries Analyses with R*. Chapman & Hall. CRC Press. 338 p.
- OKSANEN, J. 2017. Vegan: ecological diversity. R Package. Version 2.4-4 11. Available online at: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vignettes/diversity-vegan.pdf>
- OLIVEIRA, M. F. D., E. F. DOS SANTOS COSTA, F. A. DE MORAIS FREIRE, J. E. LINS DE OLIVEIRA & A. C. LUCHIARI. 2011. Some aspects of the biology of white mullet, *Mugil curema* (Osteichthyes, Mugilidae), in the northeastern region, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 6: 138–147.
- OROZCO-ÁLVAREZ, J. I. 1986. Diagnóstico poblacional de *Mugil curema* Valenciennes (1836) (Lebrancha) en la laguna de La Mancha, Mpio. De Actopan, Ver. Tesis de grado. Universidad Veracruzana. 127 p.
- OULD-MOHAMED-VALL, M. 2004. Etude de la dynamique des systèmes d'exploitation et de l'écobiologie de la reproduction de trois Mugilidae: *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758), *Liza aurata* (Perugia, 1892) et *Mugil capurrii* (Risso, 1810), analyse de leurs stratégies d'occupations des secteurs littoraux mauritaniens et de leurs possibilités d'aménagement. Tesis de doctorado, University Nice-Sophia Antipolis, France. 146 p.
- ÖZBILGIN, H., A. TOKAÇ & H. KAYKAÇ. 2010. Selectivity of conventional and alternative codend design for five fish species in the Aegean Sea. *Journal of Applied Ichthyology* 26(3): 403–409. DOI:10.1111/j.1439-0426.2011.01916.x
- PEREIRA, J., R. MERCALADO, C. KUROPAT, D. LUEDKE & G. SENNE. 1993. Effects of cadmium accumulation on serum vitelogenin levels and hepatosomatic and gonadosomatic indices of winter flounder. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 24: 427–431.
- RHEMAN, S., M. L. ISLAM, M. R. SHAH, S. MONDAL & M. J. ALAM. 2002. Observation on the fecundity and gonadosomatic index (GSI) of grey mullet *Liza parsia* (Ham.). *Journal of Biological Sciences* 2: 690–693.
- R CORE TEAM. 2019. R: A language and environment for computing. R Foundation for Statistical Computing. Available at: <https://www.r-project.org/>
- RIÑO, G. & G. SALAZAR. 1982. Estudio preliminar de la ictiofauna de la Ciénaga de La Virgen con algunas notas ecológicas. Tesis de grado. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Biología Marina. Santa Marta. 133 p.
- RIVERA-BERNAL, J. 1981. Contribución al estudio biológico de la Lebrancha *Mugil curema* (Valenciennes 1836) con fines de explotación piscícola.

- cola en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. Tesis de grado. Universidad Autónoma de Nuevo León. 56 p.
- SÁNCHEZ, W., W. SREMSKI, B. PICCINI, O. PALLUEL, E. MAILLOT-MARÉCHAL, S. BE-TOULLE, A. JAFFAL, S. AÏT-AÏSSA, F. BRION, E. THYBAUD, N. HINFRAY & J. M. PORCHER. 2011. Adverse effects in wild fish living downstream from pharmaceutical manufacture discharges. *Environment International* 37(8): 1342-1348. DOI: 10.1016/j.envint.2011.06.002
- SEGNINI DE BRAVO, M. I., K. S. CHUNG & P. CIURCINA. 1993. Tasa de aclimatación al cambio de temperatura de *Mugil curema* (Pisces: Mugilidae) de Venezuela. *Revista de Biología Tropical. Suplemento* 41(1): 59-62.
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF. 1995. *Biometría: principios y métodos estadísticos en la investigación biológica* (M. Lahoz León, Trad.). Tursen, S.A. Hermann Blume Ediciones. 832 p.
- SPALDING, M. D., H. E. FOX, G. R. ALLEN, N. DAVIDSON, Z. A. FERDAÑA, M. FINLAYSON, B. S. HALPERN, M. A. JORGE, A. L. LOMBANA, S. A. LOURIE, K. D. MARTIN, E. McMANUS, J. MOLNAR, C. A. RECCHIA & J. ROBERTSON. 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* 57(7): 573-583.
- VAZZOLER, A. E. A. DE M. 1996. *Biología de reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática (SBI (ed.))*. Sociedade Brasileira de Ictiologia. Editora da Universidade Estadual de Maringá. 169 p.
- WONG-CHANG, I. & G. BARRERA ESCORCIA. 2005. Estado actual de la contaminación microbiológica en el Golfo de México. In: Botello, A. V., J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición*. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, pp 487-504.
- WOOTTON, R. J. 1992. *Fish Ecology*. Chapman and Hall. Londres. 212 p.
- ZAMUDIO, C., F. BRIGITTE & J. A. ROSAS CASTRO. 2018. Impacto económico, social y ambiental generado por el campo petrolero Puerto Ceiba en Paraíso, Tabasco, México. In: *Desarrollo Regional Sustentable y Turismo*. Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional A.C, Coeditores, México, pp 247-271.
- ZAR, J. H. 2010. *Biostatistical analysis. Fifth edition*. Pearson Prentice Hall, New Jersey, United States of America. 994 p.

NOTA CIENTÍFICA

Ctenophores and siphonophores are alternative hosts in the life cycle of didymozoids in the Gulf of California

Los ctenóforos y los sifonóforos son hospederos alternativos en el ciclo de vida de los didimozoides en el Golfo de California

Horacio Lozano-Cobo^{1,2,*}, Jaime Gómez-Gutiérrez², Carlos J. Robinson³

Recibido: 20 de septiembre de 2024.

Aceptado: 06 de marzo de 2025.

Publicado: agosto de 2025.

ABSTRACT

Background. Few studies exist of parasites of zooplanktonic organisms. This situation increases the odds to discover new species of parasites, new types of parasitic interactions, and reports that increase the geographic distribution ranges worldwide. Ctenophores and siphonophores are relevant intermediary or paratenic host of numerous marine endoparasites due their carnivorous habits. **Goals.** We report the parasitic interaction between the metacercariae of didymozoids (Digenea) with a ctenophore and a siphonophore species based on observations of alive gelatinous zooplankton in the Gulf of California. **Methods.** Zooplankton was collected from 27 oceanographic stations during day and night using a standard Bongo net in an oceanographic cruise carried out during June-July 2016 in the Gulf of California. Zooplankton was observed alive immediately after collection. **Results.** We observed four ctenophore specimens of *Pleurobrachia bachei* (intensity of parasitism = 2-3 parasites per host) and a siphonophore specimen of *Muggiaea atlantica* (intensity = 1) parasitized with a total of nine metacercariae Didymozoidae morphologically identified as larval type Monilicaecum. Didymozoids were found in two different sampling stations, and in three different microhabitats (pharynx, meridional canal below of the ctene rows, and pharyngeal canal) in the *P. bachei* and in the subumbrellar cavity of *M. atlantica*. **Conclusions.** We proposed that ctenophores and siphonophores act as alternative host in the life cycle of didymozoids. Didymozoids infecting ctenophores and siphonophores are only know from the Atlantic Ocean. We do the first record of didymozoid parasitizing ctenophores and siphonophores in the Gulf of California, extending its distribution range from the Atlantic Ocean to the Pacific Ocean.

Keywords: Didymozoidae, metacercariae, Ctenophora, Siphonophora, Gulf of California.

RESUMEN

Antecedentes. Existen pocos estudios de parásitos en organismos zooplanctónicos, por lo tanto, esto incrementa la posibilidad de descubrir nuevas especies de parásitos, nuevos tipos de interacciones parasitarias y la adición de nuevos registros que amplíen su rango de distribución geográfica. Los ctenóforos y sifonóforos son relevantes hospederos intermediarios y paraténicos de endoparásitos marinos debido a sus hábitos carnívoros. **Objetivos.** Se registra una nueva interacción parasitaria entre las metacercarias de didimozoides (Digenea) con una especie de ctenóforo y una especie de sifonóforo observando zooplancton gelatinoso vivo en el Golfo de California. **Métodos.** El zooplancton fue recolectado en 27 estaciones oceanográficas durante el día y la noche utilizando una red Bongo estándar en un crucero oceanográfico realizado en junio-julio de 2016 en el Golfo de California. El zooplancton fue observado vivo inmediatamente después de su recolección. **Resultados.** Se observaron cuatro especímenes del ctenóforo *Pleurobrachia bachei* (con intensidad de 2-3 parásitos por hospedero) y un espécimen del sifonóforo *Muggiaea atlantica* parasitados con un total de nueve metacercarias didimozoides identificadas morfológicamente como larvas tipo Monilicaecum. Los didimozoides fueron encontrados en dos diferentes estaciones y en tres diferentes microhábitats (faringe, canal meridional debajo de la hilera de peine y canal faríngeo) en *P. bachei* y en la cavidad subumbrelar de *M. atlantica*. **Conclusión.** Se propone que los ctenóforos y sifonóforos actúan como hospederos alternativos en el ciclo de vida de los didimozoides. Los didimozoides que infectan ctenóforos y sifonóforos han sido reportados únicamente del Océano Atlántico. Se reporta el primer registro de didimozoides parasitando ctenóforos y sifonóforos en el Golfo de California, extendiendo su rango de distribución del Océano Atlántico al Océano Pacífico.

Palabras clave: Didymozoidae, metacercaria, Ctenophora, Siphonophora, Golfo de California.

¹ Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Av. Ferrocarril de San Rafael Atlixco 186, Col. Leyes de Reforma, 09310, Ciudad de México, México

² Departamento de Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, Av. IPN s/n, 23096, La Paz, B.C.S., México

³ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Tercer circuito s/n, Ciudad Universitaria, 04510. Ciudad de México, México.

*Corresponding author:

Horacio Lozano-Cobo: e-mail:hlozanoc21@gmail.com, hlozanoc21@xanum.uam.mx

To quote as:

Lozano-Cobo, H., J. Gómez-Gutiérrez, & C. J. Robinson. 2025. Ctenophores and siphonophores are alternative hosts in the life cycle of didymozoids in the Gulf of California. *Hidrobiológica* 35 (2): 167-174.

DOI:10.24275/HOOE1079

INTRODUCTION

The life cycle of parasitic digeneans, cestodes, and nematodes is complex because they develop different larval stages in two or three invertebrate hosts (including holoplanktonic and sessile gastropod, cnidarians, ctenophores and chaetognaths), and use small fishes as intermediate or paratenic hosts, and before parasitizing as adult the definitive vertebrate host (Marcogliese, 1995; Diaz Briz *et al.*, 2012; Louvard *et al.*, 2022a, b; Lozano-Cobo *et al.*, 2022). Heteropods and chaetognaths serve as significant intermediate hosts for digenean larvae (Lozano-Cobo *et al.*, 2022) and parasitic copepods, such as the harpacticoid *Microstella norvegica* that infect ctenophores (Morales-Ávila *et al.*, 2023). Despite the few records of parasites in ctenophores and siphonophores, this zooplanktonic groups are considered among the

most relevant intermediary or paratenic hosts, due to their carnivorous feeding strategy preying mostly on free-living copepods, which can act as second intermediate host, and being prey of numerous larger predators that act as definitive hosts (Marcogliese, 1995).

Metacercariae of the families Lepocreadiidae, Faustulidae, and Hemiuridae are the most frequently reported digenean larvae infecting ctenophores and siphonophores as intermediate hosts (Lauckner, 1980; Stunkard, 1980; Yip, 1984; Martorelli 1996, 2001; Morandini *et al.*, 2005; Martell-Hernández *et al.*, 2011; Cribb *et al.*, 2024). However, metacercariae of family Didymozoidae parasitizing ctenophores and siphonophores are rarely reported only from the Atlantic Ocean (Table 1) (Reimer *et al.*, 1971, 1975; Yip, 1984), particularly in Mexico, where no records have been reported to date.

Table 1. Historic records of metacercariae larval stage of Didymozoidae parasitizing ctenophores (A) and siphonophores (B) species worldwide.

Host species	Parasite/larvae stage	Microhabitat	Locality	Reference
A) Phylum Ctenophora				
Class Tentaculata				
Order Cyddipida				
Family Pleurobrachiidae				
<i>Hormiphora</i> sp.	Didymozoidae		Atlantic Ocean	Reimer <i>et al.</i> (1975)
<i>Pleurobrachia</i> sp.	Didymozoidae		North Sea	Reimer <i>et al.</i> (1971)
<i>Pleurobrachia</i> sp.	Didymozoid larvae	External wall of the posterior pharynx and on the wall of the tentacular sheath	Galway Bay, western Ireland	Yip (1984)
<i>Pleurobrachia bachei</i> A. Agassiz, 1860	Type Monilicaecum	Ctenes, tentacle base and pharynx	Gulf of California	Present study
Class Nuda				
Order Beroida				
Family Beroidae				
<i>Beroe cucumis</i> Fabricius, 1780	Didymozoid larvae	embedded in the body tissue		Yip (1981)
B) Phylum Cnidaria				
Class Hydrozoa				
Order Siphonophorae				
Family Agalmatidae				
<i>Halistemma</i> sp.	Didymozoidae		North Sea	Reimer <i>et al.</i> (1971)
Family Diphyidae				
<i>Dimophyes arctica</i> (Chun, 1987)	Didymozoidae		North Sea	Reimer <i>et al.</i> (1971)
<i>Sulculeolaria</i> sp. (Syn= <i>Galettia</i> sp.)	Didymozoidae		Atlantic Ocean	Reimer <i>et al.</i> (1975)
<i>Muggiaea atlantica</i> Cunningham, 1892	Didymozoidae		Atlantic Ocean	Reimer <i>et al.</i> (1975)
<i>Muggiaea atlantica</i>	Type Monilicaecum	Subumbrellar cavity (nectosac)	Gulf of California	Present study

Adults didymozoid species are found frequently as endoparasites (mesentery, intestine, and kidney) of carnivorous marine fishes as Scombridae (Bárceñas de los Santos *et al.*, 2021; Freire *et al.*, 2024), or as ectoparasites in Serranidae fishes (Mele *et al.*, 2022; Rodríguez *et al.*, 2024), and the larvae stage has been recorded in at least six taxonomic groups of marine invertebrates (Reimer *et al.*, 1971, 1975; Gómez del Prado-Rosas *et al.*, 2007; Louvard *et al.*, 2022a, b, 2024) and fish larvae (Felizardo *et al.*, 2011). However, Didymozoidae is a parasitic taxonomic group with broad taxonomic problem. Therefore, it is necessary to continue with morphological, molecular and diversity studies of host species to discover new patterns of their parasitic infections.

The goal of present paper is to document the observation *in vivo* of didymozoid metacercariae infecting gelatinous zooplankton (ctenophores and siphonophores) during summer 2016 in the Gulf of California. This represents an increase in knowledge of the larval stages of Platyhelminthes in the marine gelatinous zooplankton.

MATERIALS AND METHODS

Zooplankton samples were collected from 27 oceanographic stations during an oceanographic cruise (R/V El Puma; ICMYL-UNAM) carried out between 22 June and 17 July 2016 in the central and southern region of the Gulf of California (Fig. 1). Zooplankton was collected during day and night using a standard Bongo net, 0.6-m mouth diameter provided with a cylindrical-conical 505 µm mesh net, following standard methods (Smith & Richardson, 1977). Zooplankton samples were observed alive immediately after collection under a stereomicroscope (Carl Zeiss, SV11 model, 0.6–6.6X magnification) to search of parasites of gelatinous zooplankton. Each parasitized host and its parasite were photographed alive with a Canon G11 digital camera fixed to the optical stereoscope (Carl Zeiss SV11) and measured with a calibrated micrometer. Digital images were edited with Adobe Photoshop (Adobe Systems Incorporated). The samples were fixed in 70% ethanol after *in vivo* observation. The ctenophores and the siphonophore hosts were

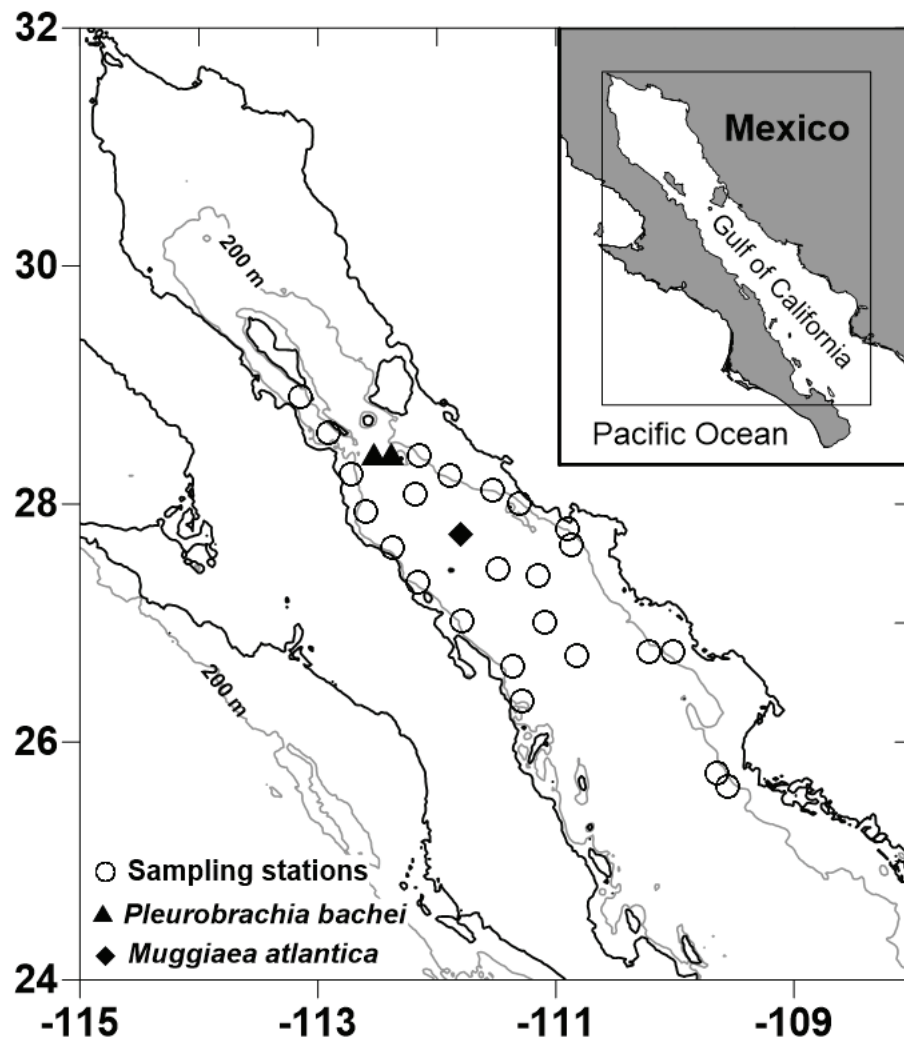


Figure 1. Map of area of study showing the zooplankton samples collected (○) and sample stations with parasitic infection in *Pleurobrachia bachei* (▲) and *Muggiaea atlantica* (◆) during June–July 2016 in the central region of the Gulf of California.

identified according to taxonomic criteria of Mills & Haddock (2007), Alvaríño (1981), and Bouillon *et al.* (2004). Digenean metacercariae were identified according to morphological criteria of Pozdnyakov & Gibson (2008), and previous records of morphological and molecular didymozoid metacercariae reported infecting chaetognaths of the Mexican Pacific (Lozano-Cobo *et al.*, 2018, 2022). Intensity of parasitism was estimated according to Bush *et al.* (1997). Map of area of study showing the zooplankton samples collected and sample stations with parasitic infection was plotted using the Surfer 10v software.

RESULTS

Because present study focused only on parasitized ctenophores and siphonophores observed alive, the abundance and prevalence of parasitism was not estimated here. However, parasites of gelatinous zooplankton were observed only in three out the 27 zooplankton samples collected and analyzed during the entire oceanographic cruise (Fig. 1). A total of nine metacercariae of Didymozoidae were observed in four specimens of the ctenophore *Pleurobrachia bachei* A. Agassiz, in L. Agassiz, 1860 (intensity of parasitism was 2-3 parasites per host) (Fig. 2A-C; Table 2), and one metacercariae in one specimen of the siphonophore *Muggiaea atlantica* Cunningham, 1892 (Fig. 2D-E; Table 2).

Metacercariae of ctenophores and siphonophores were morphologically identified as type Monilicaecum because they had an oval-to-cylindrical elongate body with rounded extremities, thick cuticle without spines, and body transversely striated (Fig. 2A-E). Oral sucker slightly ellipsoidal in the anterior portion of body. Ventral sucker round, muscular, situated near level of anterior third portion of body. Mouth subterminal, pharynx not seen and esophagus not clearly visible. 'Drusenmagen' (or stomach) present, round located at intestinal bifurcation, dorsal and lateral to the ventral sucker. Intestinal caecum

at each side occupies lateral regions of the body, moniliform type, sinuous and each one composed with 4-8 inflated chambers oriented towards the posterior end of the body and near the posterior third of the hind-body. Excretory vesicle saccular, small, or contracted, located posterior to intestinal caecum. Excretory pore terminal. No reproductive structures were observed (Fig. 2C, E). Didymozoids were found in three different microhabitats in the *P. bachei* specimens (pharynx, meridional canal below of the ctene rows, and pharyngeal canal) and only was found one didymozoid in the subumbrellar cavity (nectosac) of *M. atlantica* (Table 2). The size of the individual hosts and their parasites are shown in the Table 2.

DISCUSSION

Records of didymozoids in ctenophores and siphonophores are scarce worldwide. We report the first record of metacercariae type Monilicaecum (Didymozoidae) parasitizing ctenophores and siphonophores in the Gulf of California. In fact, this record extends its distribution range to the entire Pacific Ocean because all previous records have been done in the Atlantic Ocean (Table 1). Only exist four publications reporting metacercariae didymozoids parasitizing ctenophores from North Sea, western Ireland, and the Atlantic Ocean (Reimer *et al.*, 1971, 1975; Yip, 1981, 1984) and two records parasitizing siphonophores from the North Sea and Atlantic Ocean (Reimer *et al.*, 1971, 1975). Ctenophore and siphonophore in these previous records are the same host species that those reported in the present study (*Pleurobrachia bachei* and *Muggiaea atlantica*). *P. bachei* is infected with the copepod *Microsetella norvegica* (Harpacticoida, Ectinosomatidae) in the eastern Gulf of California (Morales-Ávila *et al.*, 2023). This is the only previous record of the interactions of ctenophores with their parasites in the Gulf of California. However, didymozoids have been most frequently recorded parasite infecting chaetognaths in the Mexican Pacific, including the Gulf of California

Table 2. Body size (TL = Total length, W = width), intensity of infection, and the microhabitat of metacercariae parasites infecting each gelatinous zooplankton host.

	Date	Time (h)	Bongo maximum sampling	Host	TL	W	Intensity	TL	W	Microhabitat	
Sampling station	(dd:mm:yy)		depth (m)	species	(mm)	(mm)	of infection	(mm)	(mm)		
E74	29/06/2016	21:43	201	<i>Pleurobrachia bachei</i> A. Agassiz, 1860	7.9	8.2	2	a	0.24	0.09	Pharynx
								b	0.47	0.06	Meridional canal below of the ctene rows
E74	29/06/2016			<i>P. bachei</i>	7.7	7.1	3	a	0.17	0.06	Pharynx
								b	-	-	Pharyngeal canal
								c	-	-	Meridional canal below of ctene rows
E74	29/06/2016			<i>P. bachei</i>	17.5	17.0	2	a	0.14	0.06	Pharynx
								b	0.51	0.05	Pharyngeal canal
E93	02/07/2016	14:47	218	<i>P. bachei</i>			2	a	0.30	0.08	Pharynx
					11.1	9.0		b	-	-	Pharyngeal canal
E94	02/07/2016	22:37	199	<i>Muggiaea atlantica</i> Cunningham, 1892	1.6	1.3	1	a	0.21	0.06	Subumbrellar cavity (nectosac)

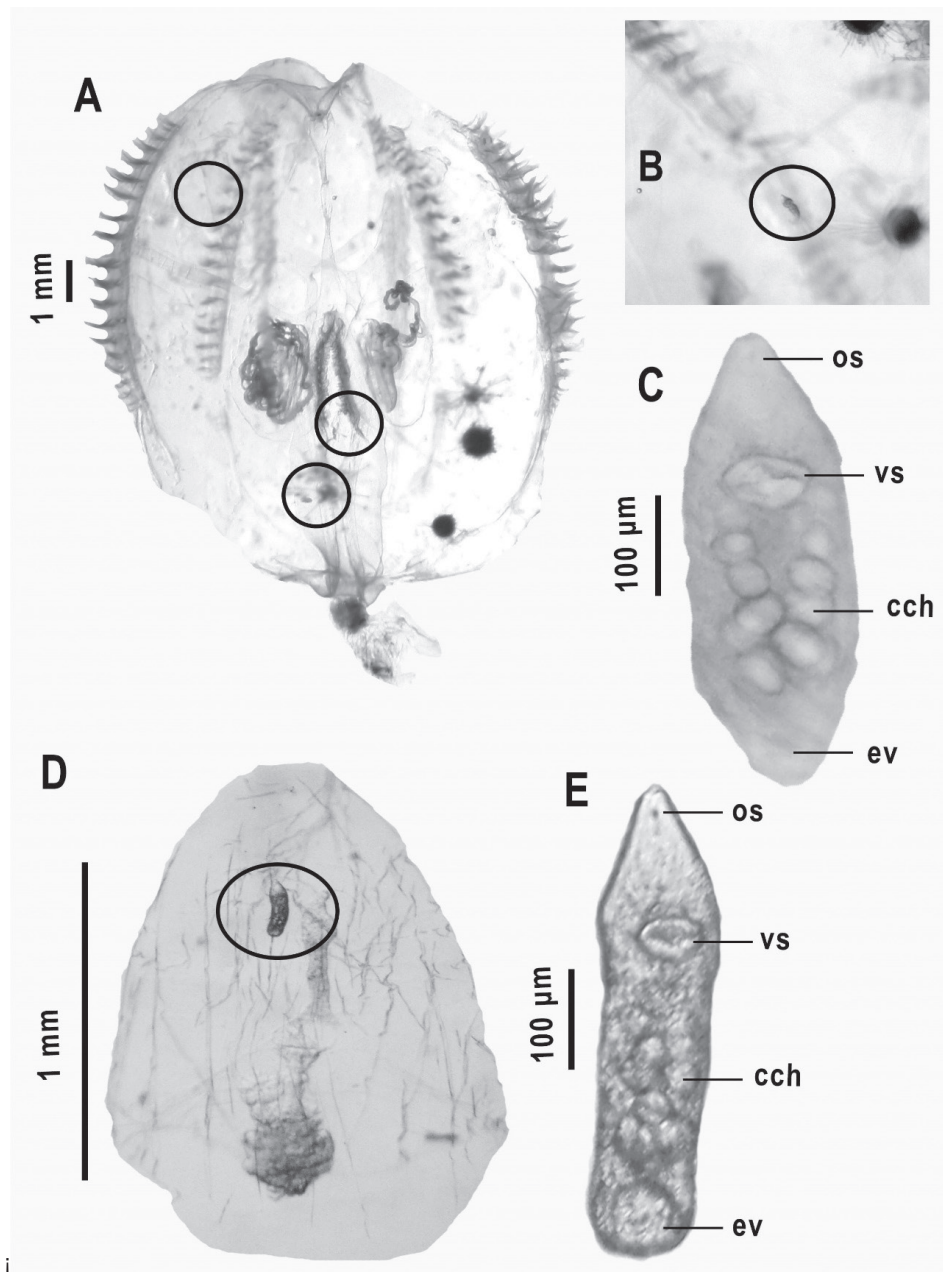


Figure 2. Morphological observations of metacercariae Didymozoidae parasitizing the ctenophore *Pleurobrachia bachei* (A-C) and the siphonophore *Muggiaea atlantica* (D-E) in the Gulf of California. Distribution of metacercariae in the hosts are shown in the circle (A-B, D) and morphology of metacercariae didymozoid in ventral view are shown in figure C, D. cch = caecal chambers; ev = excretor vesicle; os= oral sucker; vs = ventral sucker. Scale bars= 1 mm (A, D) and 100 µm (C-D).

(Lozano-Cobo *et al.*, 2018, 2022; Plascencia-Palomera *et al.*, 2024), and the Caribbean Sea (Gómez del Prado-Rosas *et al.*, 1999, 2007; Lozano-Cobo *et al.*, 2017). The ctenophore and siphonophore host species have circumtropical-subtropical biogeographic distribution. *Pleurobrachia bachei* distributes from Northeastern Pacific Ocean (Alaska) to Acapulco, Guerrero, Mexico (Ruiz-Escobar *et al.*, 2015; Puente-Tapia *et al.*, 2021) and *Muggiaea atlantica* distributes in the temperate eastern and northwestern Pacific Ocean (Alvariño, 1971) including the Gulf of California where is the most frequent and abundant species in the si-

phonophore assemblage (Brinton *et al.*, 1986; Esquivel-Herrera, 2000; Silveyra-Bustamante *et al.*, 2020). In general, studies about the diversity, abundance, and spatial and temporal distribution of ctenophores in the Mexican Pacific and Gulf of California are scarce (Ruiz-Escobar *et al.*, 2015; Puente-Tapia *et al.*, 2021), and *P. bachei* was reported as abundant in a study of the composition of zooplankton of three estuaries from Mazatlán, Sinaloa (Álvarez-León, 1980). Siphonophores are a zooplanktonic group difficult to study because they are frequently damaged during zooplankton sampling tows. The characterization of the epipela-

gic siphonophore communities of the Gulf of California was investigated in four oceanographic cruises (Mar-Apr, Jul-Aug, Nov-Dec 1984, and June 1986) where *M. atlantica* was the species that contributed more to the variability of siphonophore communities as indicator of neritic waters with high plankton abundance (Esquivel-Herrera, 2000). However, *M. atlantica* was recorded with low frequency (in August-September 1977) in the Gulf of California (Gasca & Suárez, 1991), but the most abundant species of siphonophore in Cabo Pulmo National Park, located southwest of the Gulf of California (Silveyra-Bustamante *et al.*, 2020). So, the low prevalence of didymozoid parasites may be due to the natural low abundance of ctenophores and siphonophores, that are just smaller prevalence than those recorded in chaetognaths that seem to be more frequent intermediate hosts (Gómez del Prado-Rosas *et al.*, 1999, 2007; Lozano-Cobo *et al.*, 2017, 2018, 2022; Plascencia-Palamera *et al.*, 2024). Therefore, there still many parasites to be discovered in the ctenophores and siphonophores that are distributed in the Pacific Ocean and the Gulf of California. Metacercariae didymozoids are also frequently reported infecting cephalopods collected from central and eastern North Pacific and Gulf of California (Overstreet & Hochberg, 1975), and from Brazil (Vidal & Haimovici, 1999).

Although the ctenophores and siphonophores and their parasites were fixed in non-denatured ethanol, it was not possible to perform a molecular identification of the parasites. Lozano-Cobo *et al.* (2022) identified using molecular analysis (mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I gene, *cox1*) three morphotypes of metacercariae Didymozoidae of type Monilicaecum: didymozoid sp. 1, didymozoid sp. 2, and didymozoid sp. 3 parasitizing two species of chaetognaths *Flaccisagitta enflata* (Grassi, 1881) and *Flaccisagitta hexaptera* (d'Orbigny, 1836) and the holoplanktonic mollusks *Firoloida desmarestia* Lesueur, 1817 in the Gulf of California. Therefore, it is likely that several of the nine metacercariae of didymozoids found in the present study infecting ctenophores and siphonophores correspond to at least one of these three morphotypes previously mentioned in chaetognaths. Metacercariae found in the present study match with the morphological description of the specimens identified as Monilicaecum in Lozano-Cobo *et al.* (2022). Although the metacercariae infecting ctenophores and siphonophores in the present study were slightly larger (0.14 – 0.51 mm LT and 0.5 – 0.9 mm W) (Table 2) than those previously recorded in chaetognaths from the Gulf of California (0.15 – 0.25 mm LT and 0.04 – 0.10 mm W) (Lozano-Cobo *et al.*, 2022). Considering this observational evidence of larval didymozoids reported in these three distinct host species, life cycle could be as follows: the first intermediate hosts are planktonic gastropods (like *Firoloida desmarestia*), second intermediate are small crustaceans (i.e. copepods) and chaetognaths, the third intermediate or paratenic hosts are zooplanktonic invertebrates (including gelatinous carnivorous zooplankton) and small fishes, and the definitive hosts are large predatory fishes, mostly fish species of the family Scombridae (Bárcenas de los Santos *et al.*, 2021; Louvard *et al.*, 2022a, b; Lozano-Cobo *et al.*, 2022). We proposed that ctenophores and siphonophores act as alternative hosts in the life cycle of didymozoids, particularly when intermediate hosts are scarce or when free-living larval stages of didymozoids are highly abundant. They are likely paratenic host in epipelagic zones, because the zooplankton samples were collected with a bongo net from 300 m depth to sea surface. We additionally speculate there are the same didymozoid species that those found in chaetognaths (Lozano-Cobo *et al.*, 2022) because ctenophores and siphonophores share similar vertical habitat that chaetognaths in the Gulf

of California (Alvariño, 1967; Gasca & Suárez, 1991; Esquivel-Herrera, 2000; Silveyra-Bustamante *et al.*, 2020). An additional study is necessary to increase the number of records of ctenophores and siphonophores to infer the ecological parameters of parasitism that can be used as evidence of their function as hosts in the life cycle of didymozoids. The present study represents a new geographic record for these parasites in the Gulf of California, Mexico extending its distribution range from the Atlantic Ocean to the Pacific Ocean.

ACKNOWLEDGEMENTS

We deeply thank Captain Pascual Barajas and the crew of the R/V El Puma and graduate students and researchers of the Fisheries Ecology Laboratory of the Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (UNAM, Mexico City) and CICIMAR-IPN for their assistance with the zooplankton sampling. The present study was funded with the annual research grants provided by the Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (SIP 20160495, 20240731, 20250136), Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (now known as Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación) (Ciencia Básica 2012–178615–C01, 2016–284201–C01), and Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (PAPIIT, UNAM grant IN20066610–3 and CONACyT Ciencia Básica 2010–152850–C01). H.L.-C. was supported by a PhD CONACyT (A14618) now known as SECITI, PIFI-IPN (SIP20110012) and BEIFI-IPN (SIP20140497, 20150113, 20160495, 20171275) doctoral grants. All the authors are SNI fellows, and J.G.-G. is also a COFAA-IPN and EDI-IPN fellow.

REFERENCES

- ÁLVAREZ-LEÓN, R. 1980. Hidrología y zooplancton de tres esteros adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México* 7: 177-194.
- ALVARIÑO, A. 1967. Bathymetric distribution of Chaetognatha, Siphonophorae, Medusae, and Ctenophorae off San Diego, California. *Pacific Science* 21 (4): 474-485.
- ALVARIÑO, A. 1971. Siphonophores of the Pacific with a review of the world distribution. *Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography* 16: 1-432.
- ALVARIÑO, A. 1981. Siphonophorae. In: Boltovskoy, D. (Ed.). *Atlas del Zooplancton del Atlántico Sudoccidental*. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar de Plata, Argentina, pp. 383-441.
- BÁRCENAS DE LOS SANTOS, N. Y., F. N. MORALES-SERNA, R. M. MEDINA-GUERRERO, V. HERNÁNDEZ-COVARRUBIAS, A. OCEGUERA-FIGUEROA & L. GARCÍA-PRÍETO. 2021. Helminth fauna of *Scomberomorus sierra* (Actinopterygii: Scombridae) in southeastern Gulf of California, Mexico. *Helminthologia* 58 (4): 403-407.
- BOUILLON, J., M. D. MEDEL, F. PAGÈS, J. M. GILI, F. BOERO & C. GRAVILI. 2004. Fauna of the Mediterranean Hydrozoa. *Scientia Marina, Barcelona* 68 (Suppl. 2): 1-438.
- BRINTON, E., A. FLEMINGER & D. SIEGEL-CAUSEY. 1986. The temperate and tropical planktonic biotas of the Gulf of California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 27: 228-266.

- BUSH, A. O., K. D. LAFFERTY, J. M. LOTZ & A. W. SHOSTAK. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. *Journal of Parasitology* 83: 575-583.
- CRIBB, T. H., S. C. CUTMORE, N. Q. WEE, J. G. BROWNE, P. DIAZ-MORALES & K. A. PITT. 2024. Lepocreadiidae (Trematoda) associated with gelatinous zooplankton (Cnidaria and Ctenophora) and fishes in Australian and Japanese waters. *Parasitology International* 101: 102890. DOI:10.1016/j.parint.2024.102890
- DIAZ BRIZ, L. M., S. R. MARTORELLI, G. N. GENZANO & H. W. MIANZA. 2012. Parasitism (Trematoda, Digenea) in medusae from the southwestern Atlantic Ocean: medusa hosts, parasites prevalences, and ecological implications. *Hydrobiologia* 690: 215-226. DOI:10.1007/978-94-007-5316-7_17
- ESQUIVEL-HERRERA, A. 2000. Comunidades de sifonóforos (Cnidaria) en el centro de actividad biológica del Golfo de California. 277-299 pp. In: Lluch-Belda, D., Elorduy-Garay, J., Lluch-Cota, S. E., Ponce-Díaz, G. (Eds.). *BAC. Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
- FELIZARDO, N. N., M. C. JUSTO., M. KNOFF., M. C. FONSECA., R. M. PINTO & D. C. GOMES. 2011. Juvenile didymozoids of the types, *Torticaecum* and *Neotorticaecum* (Didymozoidae: Digenea), from new marine fish hosts (Pisces: Teleostei) in the neotropical region of Brazil. *Journal of Helminthology* 85: 270-275. DOI: 10.1017/S0022149X10000507
- FREIRE, R. G., M. C. N. JUSTO, Y. C. MENESSES, A. M. INÍQUEZ & S. C. COHEN. 2024. *Lobatozoum woodi* n. sp. (Digenea: Didymozoidae) parasitizing *Euthynnus alletteratus* (Scombriformes: Scombridae) in the coast of the State of Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Veterinary Parasitology* 33 (4): e016624. DOI:10.1590/S1984-29612024065
- GASCA, R. & E. SUÁREZ. 1991. Nota sobre los sifonóforos (Cnidaria: Siphonophora) del Golfo de California (Agosto-Septiembre, 1977). *Ciencia Pesquera, Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Pesca, México* 8: 119-125.
- GÓMEZ DEL PRADO-ROSAS, M. C., J. N. ÁLVAREZ-CADENA, L. SEGURA-PUERTAS & R. LAMOTHE-ARGUEDO. 1999. First record of *Torticaecum* sp. (Trematoda: Didymozoidae) in the chaetognath *Serratosagitta serratodentata* (Krohn, 1853) from Caribbean Waters. *Journal of Plankton Research* 21 (5): 1005-1008. DOI: 10.1093/plankt/21.5.1005
- GÓMEZ DEL PRADO-ROSAS, M. C., J. N. ÁLVAREZ-CADENA, L. SEGURA-PUERTAS & R. LAMOTHE-ARGUEDO. 2007. Didymozoid *Monilicaecum* type trematodes in chaetognaths from the Mexican Caribbean Sea. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 483-487.
- LAUCKNER, G. 1980. 7. Diseases of Ctenophora. In: Kinne, O. (Ed.). *Diseases of Marine Animals*. Volume I General aspects, Protozoa to Gastropoda. John Wiley & Sons, Ltd. Great Britain, pp. 239-254.
- LOUWARD, C., S. C. CUTMORE, R. Q. Y. YONG, C. DANG & T. H. CRIBB. 2022a. First elucidation of a didymozoid life cycle: *Saccularina magnacetabula* n. gen. n. sp. infecting an arcid bivalve. *International Journal for Parasitology* 52 (7): 407-425. DOI:10.1016/j.ijpara.2021.11.012
- LOUWARD, C., R. D. CORNER, S. C. CUTMORE & T. H. CRIBB. 2022b. Evidence that host ecology drives first intermediate host use in the Didymozoidae (Trematoda: Hemiuroidea): an asexual infection in a vermetid (Gastropoda). *Journal of Helminthology* 96 (e88). DOI:10.1017/S0022149X22000748
- LOUWARD, C., R. Q.-Y. YONG, S. C. CUTMORE & T. H. CRIBB. 2024. The oceanic pleuston community as a potentially crucial life-cycle pathway for pelagic fish-infecting parasitic worms. *International Journal for Parasitology* 54 (6): 267-278. DOI:10.1016/j.ijpara.2023.11.001
- LOZANO-COBO, H., M. C. GÓMEZ DEL PRADO-ROSAS, L. SÁNCHEZ-VELASCO & J. GÓMEZ-GUTIÉRREZ. 2017. Seasonal variation in chaetognath and parasite species assemblages along the northeastern coast of the Yucatan Peninsula. *Diseases of Aquatic Organisms* 124: 5-75. DOI:10.3354/dao03106
- LOZANO-COBO, H., J. GÓMEZ-GUTIÉRREZ, C. FRANCO-GORDO, M. C. GÓMEZ DEL PRADO-ROSAS, V. PLASCENCIA-PALOMERA & I. AMBRIZ-ARREOLA. 2018. Changes in parasite-chaetognath species assemblages in the Mexican Central Pacific before and during El Niño 1997-1998. *Diseases of Aquatic Organisms* 129: 215-238. DOI:10.3354/dao03245
- LOZANO-COBO, H., A. F. OCEGUERA-FIGUEROA, C. A. SILVA-SEGUNDO, C. J. ROBINSON & J. GÓMEZ-GUTIÉRREZ. 2022. Finding a needle in a haystack: larval stages of Didymozoidae (Trematoda: Digenea) parasitizing marine zooplankton. *Parasitology Research* 121: 2661-2667. DOI:10.1007/s00436-022-07593-6
- MARCOGLIESE, D. J. 1995. The role of zooplankton in the transmission of helminth parasites to fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5: 336-371. DOI: 10.1007/BF00043006
- MARTELL-HERNÁNDEZ, L. F., A. OCAÑA-LUNA & M. SÁNCHEZ-RAMÍREZ. 2011. Seasonal occurrence of *Opechona pyriforme* metacercariae (Digenea: Lepocreadiidae) in *Eirene tenuis* medusae (Hydrozoa: Leptothecata) from a hypersaline lagoon in western Gulf of Mexico. *Journal of Parasitology* 97 (1): 68-71. DOI:10.1645/GE-2384.1
- MARTORELLI, S. R. 1996. First record of encysted metacercariae in hydrozoan jellyfishes and ctenophores of the southern Atlantic. *Journal of Parasitology* 82 (2): 352-353. DOI:10.2307/3284180
- MARTORELLI, S. R. 2001. Digenean parasites of jellyfish and ctenophores of the southeastern Atlantic. *Hydrobiologia* 451: 305-310. DOI: 10.1023/A:1011862406670
- MELE, S., G. DE BENEDETTO, A. GIANNETTO, K. RIOLO, S. OLIVA, O. REÑONES, G. GARIPPA, P. MERELLA & G. GAGLIO. 2022. Morphological and molecular study of *Didymodictynus margniati* n. sp. (Trematoda: Didymozoidae) gill parasite of *Epinephelus marginatus* from the central and western Mediterranean Sea. *Parasitology* 149 (9):1219-1228. DOI:10.1017/S0031182022000762
- MILLS, C. E. & S. H. D. HADDOCK. 2007. Ctenophora. In: Carlton, J. T. (Ed.). *Light and Smith's Manual: Intertidal Invertebrates of the Central California Coast*. Fourth ed. University of California Press, Berkeley, California, pp. 189-199.
- MORALES-ÁVILA, J. R., R. PALOMARES-GARCÍA & R. J. SALDIERNA-MARTÍNEZ. 2023. The interplay between *Microsetella norvegica* (Harpacticoida, Ectinosomatidae) and *Pleurobrachia bachei* (Ctenophora: Pleurobrachiidae) reveals novel trophic interactions. *Regional Studies in Marine Science* 61: 1-8. DOI:10.1016/j.rsma.2023.102869
- MORANDINI, A. C., S. R. MARTORELLI, A. C. MARQUES & F. L. DA SILVEIRA. 2005. Digenean metacercaria (Trematoda, Digenea, Lepocreadiidae) pa-

- rasitizing “coelenterates” (Cnidaria, Scyphozoa and Ctenophora) from southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 53 (1/2): 39-45.
- OVERSTREET, R. M. & F. G. HOCHBERG. 1975. Digenetic trematodes in cephalopods. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* 55: 893-910. DOI:10.1017/S0025315400017781
- PLASCENCIA-PALOMERA, V., C. FRANCO-GORDO, H. LOZANO-COBO, I. AMBRIZ-ARREOLA, E. SUÁREZ-MORALES & J. GÓMEZ-GUTIÉRREZ. 2024. Monthly occurrence of endoparasites of chaetognaths in a coastal system of the Mexican Central Pacific. *Parasitologia* 4: 246-258. DOI:10.3390/parasitologia4030021
- POZDNYAKOV, S. E. & D. I. GIBSON. 2008. Family Didymozoidae Monticelli, 1888. In: Bray, R. A., Gibson, D. I. & A. Jones (Eds.). *Keys to the Trematoda*. Vol 3. CAB International Natural History Museum of London, pp. 646-734.
- PUENTE-TAPIA, F. A., R. GASCA, A. SCHIARITI & S. H. D. HADDOCK. 2021. An updated checklist of ctenophores (Ctenophora: Nuda and Tentaculata) of Mexican seas. *Regional Studies in Marine Science* 41 (101555): 1-20. DOI:10.1016/j.rsma.2020.101555
- REIMER, L. W., C. GERGER, B. HENER, H. LAINKA, I. ROSENTHAL & L. SCHARNWEBER. 1971. On the distribution of larval helminths in planktonic animals of the North Sea. *Parazitologiya (Leningrad)* 5: 542-550.
- REIMER, L. W., S. HNATUK & J. ROCHNER. 1975. Metacercarien in planktieren des mittleren Atlantik. Wissens chafliche Zeitschrift der Padagogischen Hochschule “Liselotte Herrmann”. *Gustrow Aus der Methematisch – Naturwissenschaftlichen Fakultat* 2: 239-258.
- RODRÍGUEZ, L. C., A. J. SELLERS & C. RENGIFO. 2024. Primer reporte de ectoparásitos digéneos de la Familia Didymozoidae en el mero *Epinelus labriformis* (Serranidae: Epinephelinae) en el Golfo de Panamá. *Tecnociencia* 26 (6): 94-100. DOI:10.48204/J.TECNO.V26N2.A5402
- RUÍZ-ESCOBAR, F., D. K. VALADEZ-VARGAS & O. M. P. OLIVEIRA. 2015. Ctenophores from the Oaxaca coast, including a checklist of species from the Pacific coast of Mexico. *Zootaxa* 3936 (3): 435-445. DOI:10.11646/zootaxa.3936.3.9
- SILVEYRA-BUSTAMANTE, A. A., J. GÓMEZ-GUTIÉRREZ, E. GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, C. SÁNCHEZ, A. SCHIARITI & M. A. MENDOZA-BECERRIL. 2020. Seasonal variability of gelatinous zooplankton during an anomalously warm year at Cabo Pulmo National Park, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 48 (5): 779-793. DOI:10.3856/vol48-issue5-fulltext-2441
- SMITH, P. E. & S. L. RICHARDSON. 1977. Standard techniques for pelagic fish egg and larva surveys. *FAO. Fisheries Technical Paper* 175: 1-107.
- STUNKARD, H. W. 1980. The morphology, life cycle, and taxonomic relations of *Lepocreadium areolatum* (Trematoda: Digenea). *The Biological Bulletin* 158: 154-163.
- VIDAL, E. A. G. & M. HAIMOVICI. 1999. Digestive tract parasites in rhyncho-teuthion squid paralarvae, particularly in *Illex argentinus* (Cephalopoda: Ommastrephidae). *Fishery Bulletin* 97 (2): 402-405.
- YIP, S. Y. 1981. A preliminary study on the planktonic ctenophores of the west coast of Ireland with special reference to *Pleurobrachia pileus* from Galway Bay. *Proceedings of the Royal Irish Academy* 81: 89-109.
- YIP, S. Y. 1984. Parasites of *Pleurobrachia pileus* Muller, 1776 (Ctenophora), from Galway Bay, western Ireland. *Journal of Plankton Research* 6: 107-120. DOI:10.1093/plankt/6.1.107

INSTRUCCIONES PARA AUTORES

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

MANUSCRITOS ORIGINALES

Existen varios tipos de publicaciones que pueden ser enviadas:

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

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

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

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

Editora en jefe: rta@xanum.uam.mx

NORMAS EDITORIALES

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

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

FORMATO DE PRESENTACIÓN ARTÍCULO CIENTÍFICO

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

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

Título

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

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

Para citar las direcciones postales seguir el modelo:

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

Para puntuación, seguir el ejemplo:

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

Resumen

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

Palabras clave

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

Texto

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

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

En símbolos y unidades se empleará el sistema métrico decimal.

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

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

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

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

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

Taxa nuevos

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

Referencias bibliográficas

Los criterios que deberán prevalecer en esta sección serán:

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

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

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

Publicaciones periódicas

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

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

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

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

Libros

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

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

Capítulos de libro

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

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

Tesis

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

Otros

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

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

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

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

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

Ejemplos:

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

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

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

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

Adición del DOI a las Referencias

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

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

Tablas

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

Figuras

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

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

Fotografías

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

FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA NOTAS CIENTÍFICAS

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

FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA ARTÍCULOS DE REVISIÓN

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

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

FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA MONOGRAFÍAS TAXONÓMICAS

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

Derechos de autor

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

Pruebas de galera

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

Dirección Postal

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

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

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

ORIGINAL PAPERS

Several types of papers can be submitted:

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

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

Hidrobiológica: rehbm@xanum.uam.mx

Assistant editor: enlacerevistahidrobiologica@gmail.com

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

AUTHOR GUIDELINES

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

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

SUBMISSION FORMAT FOR A SCIENTIFIC PAPER

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

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

Title

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

For postal addresses, follow the pattern:

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

For punctuation, follow the example:

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

Abstract

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

Keywords

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

Main text

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

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

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

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

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

New taxa

Description should follow the international code of nomenclature.

References

References should adhere to the following guidelines:

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

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

Examples of the most common citations are presented below:

Periodical publishing

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

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

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

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

Books

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

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

Book chapter

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

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

Thesis

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

Others

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

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

Online citations

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

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

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

Examples:

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

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

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

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

Addition of DOI to References

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

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

Tabular material

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

Figures

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

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

Photographs

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

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

SUBMISSION FORMAT FOR SCIENTIFIC NOTES

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

SUBMISSION FORMAT FOR A REVIEW PAPER

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

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

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

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

Copyright

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

Proofs

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

Postal address

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

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

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 35

Número 2

2025

Guerrero-Beltrán, Y. L., L. C. Villanueva-Fonseca, A. M. Góngora-Gómez, A. Lugo-Armenta, J. A. Hernández-Sepúlveda, C. H. Sepúlveda and M. García-Ulloa
Morpho-biometric relationships and allometry of the “black clam” (*Anadara mazatlanica*),
from two coastal lagoons in the southeastern Gulf of California 97-107

Cervantes-Hernández, P., A. L. Ibañez and Ana and M. Torres-Huerta
Combined use of artificial intelligence and biological oscillatory growth model to explain
the relationship: shell length vs. dye production in purple snail 109-116

Xochipa Hernández, L., O. D. García Perez, J. C. Cruz Valdez, J. Gamboa Delgado, H. Bernal Barrágan y D. Alonso Villarreal Cavazos
Efecto de la suplementación de dos tipos de biomasa microbiana adicionadas a bajos niveles sobre
el crecimiento, asimilación y protección hepática en tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) 117-128

Pérez-Luna, M. A. y F. S. Sosa-Rodríguez
Cambio Climático y Aguas Superficiales en el Noroeste del Estado de México 129-138

Quintero-Serrano, M. S., F. Martínez-Jerónimo y M. Hernández-Zamora
Los extractos crudos de fitoplancton del embalse Valle de Bravo, México producen toxicidad
en embriones de *Danio rerio* 139-153

Ibañez, A. L., M. Castellanos-Juárez, M. Mendoza-Carranza, E. Pacheco-Almanzar y S. H. Álvarez-Hernández
Reproducción de la liseta, *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae), en lagunas costeras
del Sur del Golfo de México 155-165

NOTA CIENTÍFICA

Lozano-Cobo, H., J. Gómez-Gutiérrez, and C. J. Robinson.
Ctenophores and siphonophores are alternative hosts in the life cycle of didymozoids
in the Gulf of California 167-174

Instrucciones para autores 175-178

Instructions for authors 179-182
