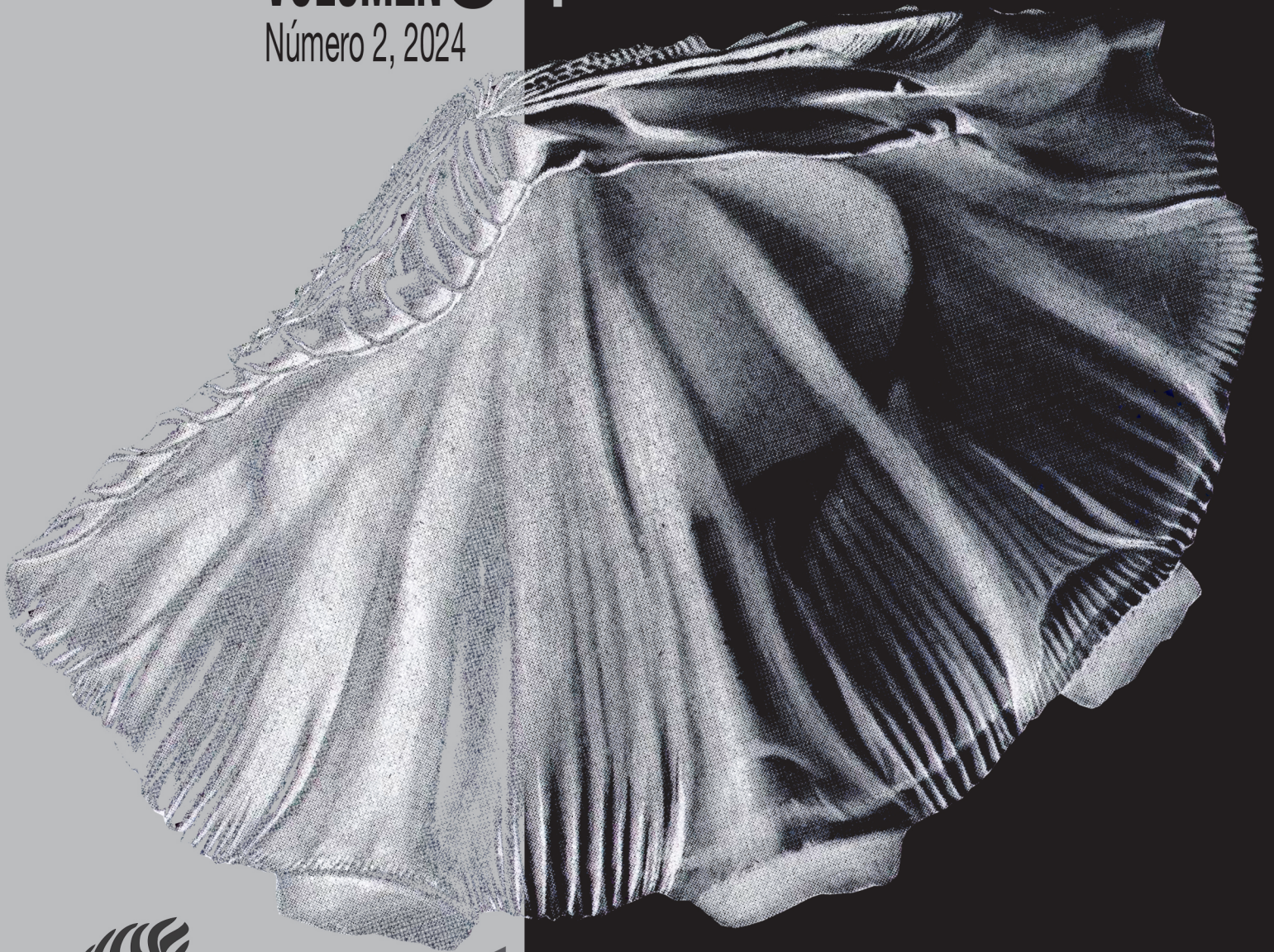


HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 34

Número 2, 2024



Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa



Mayo-Agosto de 2024

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 34

Número 2

2024

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.

Redalyc. Red de 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>

HIDROBIOLÓGICA. Vol. 34 Año 2024, Número 2, mayo-agosto de 2024, 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 2024. 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. 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

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

Yesenia Márquez López

Universidad Autónoma Metropolitana, México

Fernando Varela Hernández

Escuela de Estudios Superiores del Jicarero,
Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México

Dra. Florina Ramírez Vives

Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Iztapalapa, México

Sergio Martínez Hernández

Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, México.

Carlos L. Fernández Rendón

Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Iztapalapa, México

Edgar Alexander Zapata Vivenes

Universidad de Oriente, México

Sebastián Ricardo Zúñiga Lagunes

Facultad de Ciencias, UNAM, México

Dra. Itzel Galaviz Villa

Instituto Tecnológico de Boca del Río, México

Dra. Alma Sobrino Figueroa

Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Iztapalapa, México

César Meiners Mandujano

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías
Universidad Veracruzana, México

Dr. Ernesto Aarón Chávez y Ortiz

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas,
Instituto Politécnico Nacional, México

Dra. María Del Carmen Alejo Plata

Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria,
San Pedro Pochutla, Oaxaca.

Oscar Trujillo Millán

Universidad Autónoma de Baja California Sur, México

Jesús Rodríguez Romero

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR)

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
Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias
Marinas y Pesquerías (UV)
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 Velazquez-Abunader

Área de Acuicultura, 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 34, NÚMERO 2 • 2024

López Del Castillo, P., L. M. Gómez Luna, J. G. Peters y G. M. López Iborra

Listado Taxonómico y Abundancias con Nuevos reportes de Efímeras (Insecta: Ephemeroptera)
para el Sistema Montañoso Sierra Maestra, Cuba71-80

**García-Ortiz, A. A., S. Lozano-Trejo, R. M. Pérez-Munguía, I. Molina-León, E. Castañeda-Hidalgo
y G. O. Díaz-Zorrilla**

Calidad del agua e integridad biótica en manantiales de la Subcuenca Río Copalita, Oaxaca81-93

**Sepúlveda, C. H., M. I. Sotelo-Gonzalez, C. C. Osuna-Martínez, M. G. Frías-Espéricueta,
R. Sánchez-Cárdenas, A. M. Góngora-Gómez y M. García-Ulloa**

Forma de la concha, alometría y contenido de metales pesados de dos especies de ostión en el sureste
del Golfo de California.....95-105

**Mancilla-Villa, O. R., O. Hernández-Vargas, R. D. Guevara-Gutiérrez, C. Palomera-García,
H. M. Ortega-Escobar, H., Flores-Magdaleno, A. Can-Chulim, J. L. Olguín-López, I. Mendoza-Saldívar,
J. A. Luna-Fletes, E. Cruz-Crespo, O. A. Barreto-García, F. Villafaña-Castillo, A. Khalil-Gardezi
y J. M. Ramírez-Romero**

Aplicación de un índice de calidad del agua (ICA) en la cuenca del río Ayuquila-Armería en México107-120

García-Caudillo, J. M., A. Balmori-Ramírez y R. Morales-Azpeitia

Análisis poblacional y estimación de puntos de referencia para la pesquería de pargos (Perciformes: Lutjanidae)
en el Golfo de México, 1980-2019121-131

Ibáñez, Am L., V. H. Cruz-Escalona y E. Pacheco

Ampliación del rango de distribución de *Mugil thoburni* (Pisces:Mugilidae) en la costa occidental
del Golfo de California, México.....133-136

HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 34, NUMBER 2 • 2024

- López Del Castillo, P., L. M. Gómez Luna, J. G. Peters and G. M. López Iborra**
Checklist and Abundance with New Records of Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) to Sierra Maestra Mountain Range, Cuba71-80
- García-Ortiz, A. A., S. Lozano-Trejo, R. M. Pérez-Munguía, I. Molina-León, E. Castañeda-Hidalgo and G. O. Díaz-Zorrilla**
Water quality and biotic integrity in springs of the Copalita River Sub-basin, Oaxaca81-93
- Sepúlveda, C. H., M. I. Sotelo-Gonzalez, C. C. Osuna-Martínez, M. G. Frías-Espericueta, R. Sánchez-Cárdenas, A. M. Góngora-Gómez and M. García-Ulloa**
Shell shape, allometry, and heavy metals content of two oyster species in the southeastern Gulf of California95-105
- Mancilla-Villa, O. R., O. Hernández-Vargas, R. D. Guevara-Gutiérrez, C. Palomera-García, H. M. Ortega-Escobar, H., Flores-Magdaleno, A. Can-Chulim, J. L. Olguín-López, I. Mendoza-Saldívar, J. A. Luna-Fletes, E. Cruz-Crespo, O. A. Barreto-García, F. Villafaña-Castillo, A. Khalil-Gardezi and J. M. Ramírez-Romero**
Application of a water quality index (WQI) in the Ayuquila-Armería river basin in Mexico107-120
- García-Caudillo, J. M., A. Balmori-Ramírez and R. Morales-Azpeitia**
Stocks assessment and reference point estimations for the snappers fishery (Perciformes: Lutjanidae) in the Gulf of Mexico, 1980-2019121-131
- Ibáñez, Am L., V. H. Cruz-Escalona and E. Pacheco**
Extension of the distribution range of *Mugil thoburni* (Pisces: Mugilidae) to the west coast of the Gulf of California, Mexico133-136

Checklist and Abundance with New Records of Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) to Sierra Maestra Mountain Range, Cuba

Listado Taxonómico y Abundancias con Nuevos reportes de Efímeras (Insecta: Ephemeroptera) para el Sistema Montañoso Sierra Maestra, Cuba

Pedro López Del Castillo^{1*}, Liliana María Gómez Luna², Janice G. Peters³, Germán M. López Iborra⁴

Recibido: 18 de septiembre de 2023.

Aceptado: 13 de diciembre de 2023.

Publicado: agosto de 2024.

ABSTRACT

Background: Mayflies are a small order of aquatic insects with nearly 3,500 species worldwide, in nearly 40 families and 460 genera. The highest diversity of mayflies is found in the Neotropics with about 900 species. Baetidae Leach, 1815 and Leptophlebiidae Banks 1900 are among the most diverse families of Ephemeroptera worldwide. Baetidae is composed of 956 species belonging to 239 genera. Leptophlebiidae has 643 species distributed among 247 genera in the Neotropical Region. Also, the Baetidae and Leptophlebiidae families are the most diverse in Cuba, with 12 and 13 species, respectively, likewise members of both families have a wide distribution in the archipelago. **Objective:** To describe the geographic distribution patterns and microhabitats used by mayfly species in both hydroclimatic periods in two rivers of the Sierra Maestra massif of four new records mayflies species. **Methods:** This study was conducted in the Yara and Nagua rivers, located on the north slope of the Sierra Maestra Mountain System, eastern Cuba. Fifteen sampling sites were established in streams from second to fourth order in both rivers. A total of five microhabitats were sampled in the pool subsystems: leaf litter, cobbles in pools, sand, and bank vegetation. Meanwhile, the riffles subsystem was assessed in the cobbles in the riffles microhabitat. Mayflies were identified at the species level. **Results:** 20 species and four morphospecies are listed. Besides, new locality records to *Caribaetis alcarrazae* (Kluge, 1991), *Paracloeodes lilliputian* (Kluge, 1991), *Poecilophlebia pacoi* (Kluge, 1994a), and *Traverina oriente* (Kluge, 1994a) are presented for the Sierra Maestra massif range. **Conclusions:** The results of this study provide new information about the natural history, ecological and biological traits of these species, useful to implement biomonitoring programs and conservation strategies.

Keywords: Baetidae, Leptophlebiidae, microhabitat, streams

RESUMEN

Antecedentes: Ephemeroptera es un pequeño orden de insectos acuáticos con cerca de 3500 especies a nivel global, de 40 familias y 460 géneros. La mayor diversidad de Ephemeroptera se encuentra en el Neotrópico, con aproximadamente 900 especies registradas. Las familias Baetidae Leach, 1815 y Leptophlebiidae Banks 1900 están entre las más diversas del orden Ephemeroptera a nivel global. Baetidae está representada con 956 especies en 239 géneros. Leptophlebiidae está representada con 643 especies pertenecientes a 247 géneros en la región Neotropical. Las familias más diversas en Cuba son Baetidae y Leptophlebiidae con 12 y 13 especies respectivamente. **Objetivos:** Describir patrones de distribución geográfica y uso de microhábitats en cuatro especies que son nuevos reportes del orden Ephemeroptera en la cadena montañosa Sierra Maestra para los dos periodos hidroclimáticos. **Métodos:** Este estudio fue realizado en los ríos Yara y Nagua, localizados en la ladera norte de la Sierra Maestra, aproximadamente a 50 km al sur de la ciudad de Bayamo provincia Granma en la región este de Cuba. Fueron considerados un total de 15 sitios de muestreos en arroyos desde segundo hasta cuarto orden. Se seleccionaron cinco microhábitats de los dos subsistemas remansos y rabiones. Para remansos fueron hojarascas, guijarros, arena y vegetación de orilla. Mientras que para rabión fueron los guijarros. Las especies de Ephemeroptera fueron identificadas hasta nivel de especie y preservadas en alcohol al 70%. **Resultados:** Se registraron 20 especies y cuatro morfoespecies de efímeras. Además, nuevos reportes de localidad para *Caribaetis alcarrazae* (Kluge, 1991), *Paracloeodes lilliputian* (Kluge, 1991), *Poecilophlebia pacoi* (Kluge, 1994a) y *Traverina oriente* (Kluge, 1994a) son presentados. **Conclusiones:** Los resultados de este estudio proveen nueva información acerca la historia natural, rasgos ecológicos y biológicos de estas especies, útiles para implementar programas de biomonitoreos, así como estrategias de conservación a mediano y largo plazo.

Palabras claves: Baetidae, Leptophlebiidae, microhábitat, arroyos.

¹ Departamento de Zoología, Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad, Santiago de Cuba, Cuba.

² Centro Nacional de Electromagnetismo Aplicado, Universidad de Oriente, Santiago de Cuba, Cuba.

³ Entomology, Florida A&M University, Florida, USA.

⁴ Departamento de Ecología/IMEM Ramón Margalef, Universidad de Alicante, Alicante, España.

*Corresponding author:

Pedro López Del Castillo: e-mail: pldelcastillo@nauta.cu

To quote as:

López Del Castillo, P., L. M. Gómez Luna, J. G. Peters & G. M. López Iborra. 2024. Checklist and Abundance with New Records of Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) to Sierra Maestra Mountain Range, Cuba. *Hidrobiológica* 34 (2): 71-80.

DOI:10.24275/WHHX9498

INTRODUCTION

Baetidae and Leptophlebiidae are among the most diverse families of Ephemeroptera worldwide. Baetidae is composed of 956 species belonging to 104 genera and Leptophlebiidae has 643 species distributed among 141 genera; in the Neotropical region are found 239 species of Baetidae and 247 species of Leptophlebiidae (Sartori & Brittain, 2015).

Despite their great diversity and the efforts to understand the evolution of this group, the internal classification of Leptophlebiidae remains controversial at all taxonomic levels. Peters (1980) presented the first attempt to create a higher classification for the Leptophlebiidae family, defining two subfamilies: Leptophlebiinae and Atalophlebiinae. Leptophlebiinae was further subdivided into Habrophlebiinae and Leptophlebiinae by (Kluge, 1994b). The categorization of Habrophlebiinae and Leptophlebiinae was not confirmed by the current genetic study conducted by (O'Donnell & Jockusch, 2008).

In the West Indies, a major contribution to the knowledge of the taxonomy of Leptophlebiidae was made by Peters (1971), resulting in the description of three new genera and eleven new species, along with a discussion of the phylogeny. Meanwhile Kluge (1994a) described seven new species of this family. Revisions of the family Baetidae were published by Kluge (1991, 1992a, 1992b).

The Greater Antilles islands are poor in species belonging this group except Cuba, which itemizes 35 species grouped in five families (Naranjo-López *et al.*, 2019), and Puerto Rico with three families and 22 species (Traver, 1938; Lugo-Ortiz, McCafferty & Waltz, 1994). Hispaniola has published records of two families and three species, as does Jamaica (Peters, 1971; Allen, 1973).

The Baetidae and Leptophlebiidae families have the highest diversity in Cuba, containing 12 and 13 species respectively. Baetidae has five genera, while Leptophlebiidae has seven, with distribution located only in the West Indies like a singular clade including the genera *Traverina* and *Poecilophlebia* (Campos de Oliveira, 2022). The streams of the Sierra Maestra massif are the type locality for various species in these families (Kluge, 1992a, 1992b, 1994a).

This area is geographically close to Santiago de Cuba, and several studies were conducted there led by Dr. C. Carlos Naranjo. Nevertheless, the use of microhabitats and the seasonal influences on its use by mayfly species remain as knowledge gaps. Therefore, the main objectives of this study were to understand the distribution patterns and microhabitats used by four new records of mayfly species in both hydroclimatic periods in two rivers of the Sierra Maestra massif.

METHODS

Study Area. This study was conducted in the Yara and Nagua rivers systems, located on the north slope of the Sierra Maestra Mountain System, approximately 40 km SW of Bayamo city, Granma province, eastern of Cuba (20°01'18"N – 20°09'17"N and 76°56'47"E – 76°51'23"E). The two watersheds are contiguous in the upper reaches, and the watercourses converge at the Paso Malo reservoir before continuing downstream to the Guacanayabo gulf (Figure 1).

The Yara headwaters are located on the north slope of Turquino National Park. It covers a small portion of cloudy tropical forest, small patches of coffee plantations and other crop areas. The River Riverforest

montane rainforest and mesophyll evergreen forest are the Yara River's predominant riparian vegetation. Whereas, in the Nagua sub-watershed the dominant riparian vegetation is the secondary forest, which also includes areas with intensive agriculture development, particularly coffee plantations, as well as mesophyll evergreen forest in the headwaters.

Sampling. A total of fifteen sampling sites were established in the streams ranging from second to fourth order in the Yara River (8 sites) and Nagua River (7 sites). Ranging stream orders were made according to (Strahler, 1957). The range altitude ranged from 150 to 575 m above sea level, and the areas of the sub-watersheds varied between 0.3 to 98 km² (Table 1). In the Yara River, four sites were distributed in streams of second order and the remaining four between third and fourth order. The seven sampling sites in the Nagua River were located in the streams ranging from second to fourth order (Figure 1).

The seasonality effect was studied by sampling in two time periods representing different river flow conditions. Two samplings were carried out in March and April 2010, which correspond to the end of the dry season, when river flow is at its lowest level. Additional sampling was carried out in November 2010, at the beginning of the dry season. However, water levels were still high this month; October had the highest rainfall and the highest number of rainy days (INRH, 2011).

A total of five microhabitats were sampled in two subsystems: pools and riffles. Microhabitats were defined according to their components, the Wentworth grade scale modified (Cummins, 1962; Vilenica *et al.*, 2018), and the heterogeneity and depth of substrates (Dudgeon, 1982). The pool subsystem was the most heterogeneous substrate, with four microhabitats: cobbles, sand, leaf litter, and bank vegetation, occurring at all sampling sites.

In the riffle subsystem cobbles were the only microhabitat present at all sampling sites while other microhabitats were limited and poorly represented. Sampling in the pools was carried out using four methods, one for each microhabitat. a) directly picking-up out of 15 cobbles in pools of no more than 20 cm depth; b) sand was sampled in pools using a homemade D-net (0.5 mm mesh size) by shaking the bottom in an

Table 1. Main features and location of sampling sites.

Rivers	Samples sites	Stream Order	Altitude (m)	Drainage area (km ²)
Yara	Brazo Derecho	2	594	2.7
Yara	Brazo Izquierdo	2	558	2.5
Yara	La Jeringa	3	394	8.6
Yara	San Francisco	2	517	2.7
Yara	El Mogo	2	637	0.3
Yara	Santo Domingo	4	268	26.1
Yara	Providencia	4	116	75.2
Yara	Palma Criolla	3	134	14.7
Nagua	Los Lirios	3	266	10.7
Nagua	Rancho Claro	3	259	22.7
Nagua	Los Lajales	4	231	36.6
Nagua	Frio Nagua	4	168	55.1
Nagua	Guasimilla	3	178	17.6
Nagua	Las Cuevas	2	187	4.6
Nagua	Sierrita de Nagua	4	96	98.7

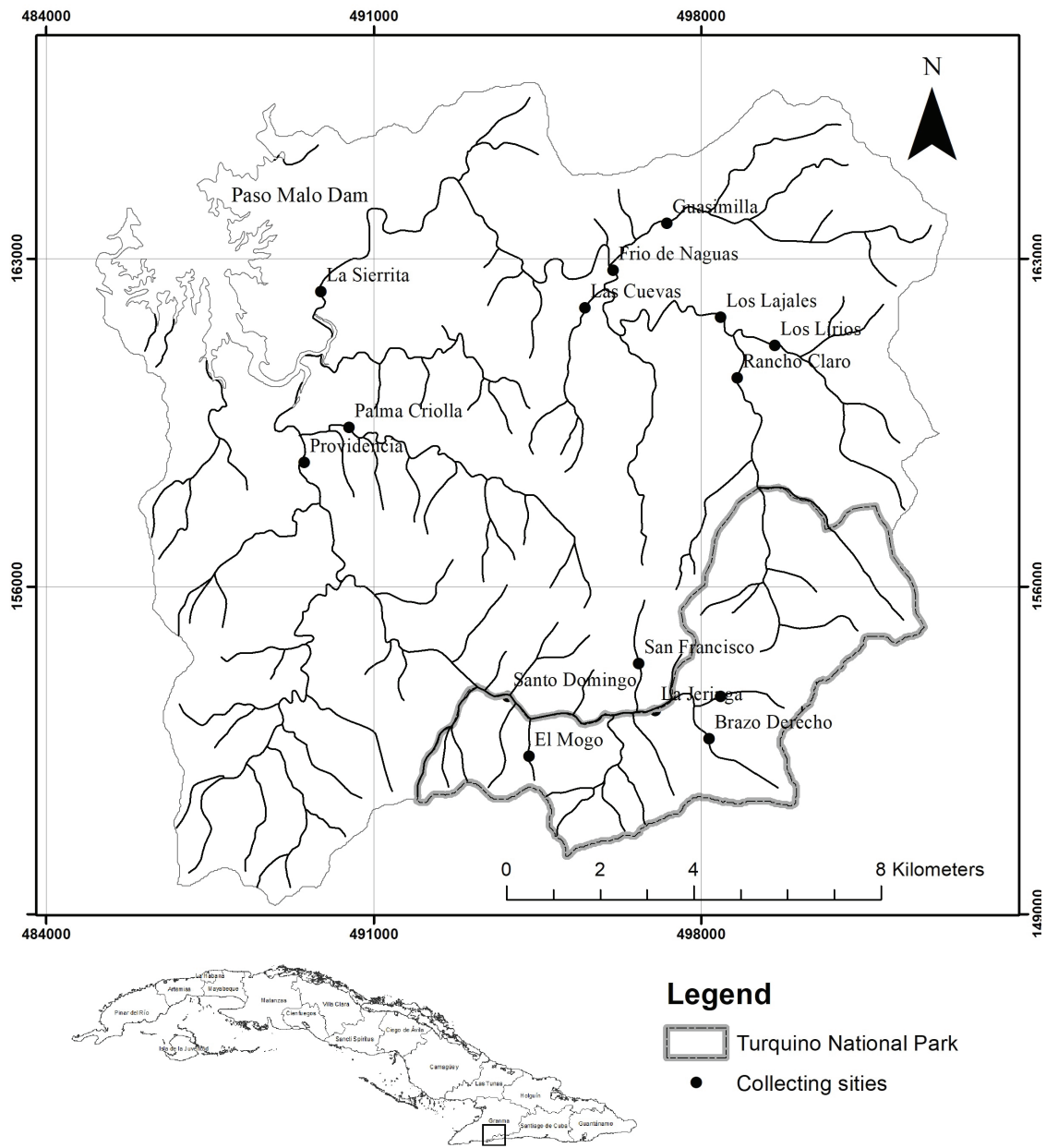


Figure 1. The drainage area of the Yara and Nagua rivers system and distribution of the sampling sites (n=15).

area of 30x30 cm, 20 cm deep; c) for leaf litter. a pack of 30x30 cm, at 10 cm depth was collected; d) bank vegetation sampled by sweeping the submerged bank vegetation or roots systems into the D-net along 3 m of the bank.

The sampling in the microhabitat cobbles in riffles was made in the shallow “erosional zone”, where waters have a high flow speed. Thus, two complementary methods were used in this microhabitat to compensate for the loss of individuals that could be carried away by the current: a) Direct picking-up out of cobbles; taking 15 cobbles of similar

size (about 10 cm) and shape, as in pools; b) a D-Net was used to collect the mayflies dragged by the flow when we agitated the cobbles in an area of 30x30 cm from the same area.

The material was deposited in the collection of the Zoology Department of the Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.

Taxonomic identification. We preserved all samples in ethanol 90% from the time of sampling to the time of identification. The species of mayflies were identified under a stereomicroscope (Carl Zeiss Stemi

2000-C, Germany) and stored in 70% ethanol. We used several keys and taxonomical description criteria (Peters 1971; Kluge & Naranjo-López, 1990; Kluge, 1991, 1992a, 1992b, 1994a; Naranjo-López *et al.*, 2019). Also, information concerning historical distribution were consulted to compare with these new records. We follow the proposal of Naranjo-López & Peters (2016) to recognize several subgenera within the Leptophlebiidae family at the genus level.

RESULTS

Collecting samples. A total of 12,331 specimens belonging to 24 different mayfly species (including four morph-species) from four families and ten genera were collected. The family with the greatest abundance and taxonomic diversity was Baetidae, with 5,504 specimens and 11 species. The second most abundant family was Leptohyphidae, with 4,301 nymphs from four species. Despite having nearly half the number of specimens of Baetidae, Leptophlebiidae was the second most diverse family, with eight species. The Caenidae family has only one species reported in Cuba to date, 190 nymphs of this species were collected. *Tricorythodes sacculobranchis* and *Caribaetis planifrons* were the most abundant spe-

cies, with 3,766 and 3,083 specimens respectively. *Tricorythodes* was the most diverse genus, containing four species (Table 2).

Taxonomy

Family Baetidae (Leach, 1815)

Caribaetis alcarrazae (Kluge, 1992a) pp. 18.

Figures 2A and 2B.

Holotype information:

Baetis (Caribaetis) alcarrazae (Kluge, 1992a)

Male imago, Province Santiago de Cuba, La Alcarraza (Guamá), Kluge leg 4-II-1989.

Development stages know: Male and female imagos, nymph, egg.

Taxonomy references: (Kluge, 1992a; Lugo-Ortiz *et al.*, 1994; Kluge & Novikova, 2014).

Distribution. Holotype: 2 Male and 1 female Imago, La Alcarraza (Guamá municipality), Santiago de Cuba Province, Kluge leg 4-II-1989. This

Table 2 Taxonomic list of mayflies species reported from the Yara and Nagua Rivers, with abundance per species and per rivers. Data for the low flow period are the average of two sampling (D) and the high flow period (R). NR new records, * endemic to Cuba, • endemic to eastern Cuba.

	Families	Genera	Species	Yara		Nagua	
				D	R	D	R
1	Baetidae	<i>Americabaetis</i>	<i>naranjoi</i> (Kluge, 1992)* •	0	4	0	6
2	Baetidae	<i>Callibaetis</i>	<i>floridanus</i> Banks, 1900	7	0	0	0
3	Baetidae	<i>Cloeodes</i>	<i>superior</i> Kluge, 1991	33	197	3	10
4	Baetidae	<i>Cloeodes</i>	<i>inferior</i> Kluge, 1991	17	6	8	10
5	Baetidae	<i>Caribaetis</i>	<i>planifrons</i> (Kluge, 1992)	476	532	295	1011
6	Baetidae	<i>Caribaetis</i>	<i>alcarrazae</i> (Kluge, 1992) NR *	108	25	126	37
7	Baetidae	<i>Caribaetis</i>	sp.	42	1	0	0
8	Baetidae	<i>Fallceon</i>	<i>longifolius</i> (Kluge, 1992)	10	11	1	10
9	Baetidae	<i>Fallceon</i>	<i>poeysi</i> (Eaton, 1885)	92	260	126	634
10	Baetidae	<i>Fallceon</i>	sp.	0	2	0	0
11	Baetidae	<i>Paracloeodes</i>	<i>lilliputian</i> Kluge, 1991 NR *	3	0	3	63
12	Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i>	<i>bimaculatus</i> Peters and Alayo, 1971*	86	97	19	20
13	Leptophlebiidae	<i>Hagenulus</i>	<i>morrisonae</i> Peters and Alayo, 1971*	159	26	258	53
14	Leptophlebiidae	<i>Turquinophlebia</i>	sp.	0	0	0	1
15	Leptophlebiidae	<i>Poecilophlebia</i>	<i>paco</i> i (Kluge, 1994) NR * •	0	10	0	4
16	Leptophlebiidae	<i>Careospina h.</i>	<i>sierramaestrae</i> (Kluge, 1994)*	102	53	124	492
17	Leptophlebiidae	<i>Careospina</i>	<i>baconao</i> i (Kluge, 1994)*	2	6	12	43
18	Leptophlebiidae	<i>Traverina</i>	<i>oriente</i> (Kluge, 1994) NR * •	2	1	8	0
19	Leptophlebiidae	<i>Traverina</i>	sp.	2	0	0	0
20	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	<i>cubensis</i> Kluge & Naranjo, 1990*	14	37	33	148
21	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	<i>grallator</i> Kluge & Naranjo, 1990*	13	11	17	35
22	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	<i>montanus</i> Kluge & Naranjo, 1990* •	56	30	4	3
23	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	<i>sacculobranchis</i> Kluge & Naranjo, 1990*	807	703	617	217
24	Caenidae	<i>Caenis</i>	<i>cubensis</i> Malzacher, Naranjo, González-Lazo & Kluge, 2007*	30	15	43	30

species is restricted to La Alcarraza in the southern hills of the Sierra Maestra, in the Eastern Region of Cuba.

Material examined. CUBA/ Granma • three nymphs; Brazo derecho; 20°01'22"N, 76°50'49"W; 594 m a.s.l.; 16. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season. • seven nymphs; Brazo izquierdo; 20°02'08"N, 76°50'46"W; 558 m a.s.l.; 16. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • 136 nymphs; La Jeringa; 20°01'54"N, 76°51'45"W; 394 m a.s.l.; 15. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • three nymphs; San Francisco; 20°02'02"N, 76°51'53"W; 517 m a.s.l.; 15. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • nine nymphs; El Mogo; 20°01'51"N, 76°53'29"W; 637 m a.s.l.; 14. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • five nymphs; Santo Domingo; 20°02'28"N, 76°54'09"W; 268m a.s.l.; 14. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • 41 nymphs; Providencia; 20°04'54"N, 76°55'57"W; 116 m a.s.l.; 12. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • 20 nymphs; Los Lirios; 20°06'11"N, 76°50'14; 266 m a.s.l.; 07. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • 25 nymphs; Rancho Claro; 20°05'48"N, 76°50'39"W; 259 m a.s.l.; 07. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • 107 nymphs; Los Lajales; 20°06'31"N, 76°50'51"W; 231 m a.s.l.; 08. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • 22 nymphs; Frio de Nagua; 20°06'45"N, 76°52'11"W; 168 m a.s.l.; 09. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • 54 nymphs; Guasimilla; 20°07'18"N, 76°52'01"W; 178 m a.s.l.; 09. IV. 2010 PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • 22 nymphs; Las Cuevas; 20°06'33"N, 76°52'33"W; 187 m a.s.l.; 09. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • 12 nymphs; La Sierrita; 20°07'44"N, 76°55'13"W; 96 m a.s.l.; 11. IV. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; dry season • six nymphs; La Jeringa; 20°01'54"N, 76°51'45"W; 394 m a.s.l.; 21. XI. 2010; PLDeIC leg; cobbles in riffles microhabitat; rainy season. • 19 nymphs; Providencia; 20°04'54"N, 76°55'57"W; 116 m a.s.l.; 25. XI. 2010; PLDeIC leg; cobbles in riffles microhabitat; rainy season. • four nymphs; Los Lirios; 20°06'11"N, 76°50'14; 266 m a.s.l.; 28. XI. 2010; PLDeIC leg; Cobbles in riffles microhabitat; rainy season • nine nymphs; Los Lirios; 20°06'11"N, 76°50'14; 266 m a.s.l.; 28. XI. 2010; PLDeIC leg; sand microhabitat; rainy season • two nymphs; Los Lajales; 20°06'31"N, 76°50'51"W; 231 m a.s.l.; 30. XI. 2010; PLDeIC leg; cobbles in riffles microhabitat rainy season • 13 nymphs; Guasimilla; 20°07'18"N, 76°52'01"W; 178 m a.s.l.; 29. XI. 2010; PLDeIC leg; cobbles in pools microhabitat; rainy season. • seven nymphs; La Sierrita; 20°07'44"N, 76°55'13"W; 96 m a.s.l.; 26. XI. 2010; PLDeIC leg; cobbles in riffles microhabitat; rainy season.

Diagnosis. Specimens were determined using a combination of characters provided by (Kluge, 1992a) and additional information from (Naranjo-López *et al.*, 2019): Claws with visible denticles, frontal margin (fronts) of head flat, without keel between antennal bases. Also, it is distinguished by its highly contrasting color pattern with abdominal terga 2 and 6–7 uniformly dark brown and terga 4 and 9 pale, other terga variable but usually with some submedian markings (Figures 2A and 2B).

Paracloeodes lilliputian (Kluge, 1991)

Figures 3A and 3B.

Paracloeodes lilliputian (Kluge, 1991), pp 134-135.

Holotype information:

Paracloeodes lilliputian (Kluge, 1991)

Female imago, Province Guantánamo, Río Duaba (Baracoa), Kluge leg 15-III-1989.

Development stages know: Female imagos and nymph, male unknown.

Taxonomy references: (Kluge, 1991)

Distribution. Río Duaba (Baracoa), Province Guantánamo, Kluge leg 15-III-1989, type locality. Río Yaquimo, Amancio, in Las Tunas (Benítez, 2007).

Material examined. CUBA/ Granma • five nymphs; Los Lajales; 20°06'31"N, 76°50'51"W; 231 m a.s.l.; 08. III. 2010; PLDeIC leg; sand microhabitat microhabitat; dry season • one nymph; La Sierrita; 20°07'44"N, 76°55'13"W; 96 m a.s.l.; 11. III. 2010; PLDeIC leg; sand microhabitat microhabitat; dry season • six nymphs; Palma Criolla; 20°05'15"N, 76°55'33"W; 134 m a.s.l.; 07. IV. 2010; PLDeIC leg; sand microhabitat; dry season. • seven nymphs; Los Lirios; 20°06'11"N, 76°50'14; 266 m a.s.l.; 12. XI. 2010; PLDeIC leg; leave litter microhabitat; rainy season. • four Los Lirios; 20°06'11"N, 76°50'14; 266 m a.s.l.; 12. XI. 2010; PLDeIC leg; sand microhabitat; rainy season. • three nymphs; Rancho Claro; 20°05'48"N, 76°50'39"W; 259 m a.s.l.; 12. XI. 2010; PLDeIC leg; sand microhabitat; rainy season. • 18 nymphs; Los Lajales; 20°06'31"N, 76°50'51"W; 231 m a.s.l.; 12. XI. 2010; PLDeIC leg; sand microhabitat; rainy season. • four nymphs; Frio de Nagua; 20°06'45"N, 76°52'11"W; 168 m a.s.l.; 14. XI. 2010; PLDeIC leg; sand microhabitat; rainy season. • 21 nymphs; Guasimilla; 20°07'18"N, 76°52'01"W; 178 m a.s.l.; 14. XI. 2010; PLDeIC leg; leave litter; rainy season. • five nymphs; Guasimilla; 20°07'18"N, 76°52'01"W; 178 m a.s.l.; 14. XI. 2010; PLDeIC leg; sand microhabitats. • one nymph; La Sierrita; 20°07'44"N, 76°55'13"W; 96 m a.s.l.; 16. XI. 2010; PLDeIC leg; cobbles in pool; rainy season.

Diagnosis. The combination of characters provided by (Kluge, 1991; Naranjo-López *et al.*, 2019) was used to identify nymphs. The tarsal claws have two rows of tiny denticles basally and the apical setae of the paraglossae are arranged in a row. The head has a longitudinal keel between the antennae. The abdominal terga have median maculae contrasting with the otherwise pale coloration of the margins, and the contrast between the darker tergum and the small white lateral maculae on tergum 9 is an excellent diagnostic character for the species (Figures 3A and 3B).

Family Leptophlebiidae (Banks, 1900)

Poecilophlebia pacoi (Kluge, 1994a) pp. 269

Figures 4A, 4B and 4C

Holotype information:

Hagenulus (*Poecilophlebia*) *pacoi* (Kluge 1994a)

Male imago, Province Santiago de Cuba, Arroyo Paco (Río Palma Mocha), Kluge leg 22-II-1989.

Development stages know: Male and female imagos, nymph, egg.

Taxonomy references: (Kluge, 1994a; Naranjo-López & Peters, 2016).

Distribution. Male imago, Province Santiago de Cuba, Arroyo Paco (Río Palma Mocha), Kluge leg 22-II-1989; 34 nymphs: Dos palmas Arroyo-3 06-XII-2005, Megna leg, 15, Arroyo-1, 05-XII 2005. Megna leg, 16, Presa Gilbert, 06-XII-2005. Megna leg, three (Deler-Hernández *et al.*, 2007). one ♀ mature nymph, Gran Sofía tributary of Río Baconao 14.VII.2020 (Salazar-Salina & Torres-Cambas, 2021).

Material examined. CUBA/Granma • 10 nymphs; Brazo Derecho; 20°01'22"N, 76°50'49"W; 594 m a.s.l.; 21. XI. 2010; PLDeIC leg; leaves litter microhabitat; rainy season. • one nymph; Guasimilla; 20°07'18"N, 76°52'01"W; 178 m a.s.l.; 29. XI. 2010; PLDeIC leg; leaves litter microhabitat; rainy season. • three nymphs; Las Cuevas; 20°06'33"N, 76°52'33"W; 187 m a.s.l.; 29. XI. 2010; PLDeIC leg; leaves litter microhabitat; rainy season.

Diagnosis. Specimens of this species were identified according to the criteria of (Kluge, 1994a; Naranjo-López *et al.* 2019). The labrum has an anteromedian margin with denticles. All tibiae with strongly flattened outer margin. Claws with distal denticle slightly thicker than the remaining ones, apices of denticles forming nearly straight line. Also, the color pattern in the terga with four distinct marks (Figures 4A, 4B and 4C).

Traverina oriente (Kluge, 1994a)

Figures 5A and 5B.

Traverina oriente (Kluge, 1994a) pp. 269

Holotype information:

Hagenulus (Traverina) oriente (Kluge 1994a)

Male imago, Province Guantánamo, Río Naranjal (Baracoa), Kluge leg 15-III-1989.

Development stages know: Male and female imagos, nymph, egg.

Taxonomy references: (Kluge, 1994a; Naranjo-López & Peters, 2016).

Distribution. Male imago, Province Santiago de Cuba, Arroyo Paco (Río Palma Mocha), Kluge leg 22-II-1989.

Material examined. CUBA: Granma. • one nymph; Los Lirios; 20°06'11"N, 76°50'14"; 266 m a.s.l.; 07. III. 2010; PLDeIC leg; leave litter microhabitat; dry season. • five nymphs; Frio de Nagua; 20°06'45"N, 76°52'11"W; 168 m a.s.l.; 09. IV. 2010; PLDeIC leg; leave litter microhabitat; dry season. • two nymphs; Sierrita de Nagua; 20°07'44"N, 76°55'13"W; 96 m a.s.l.; 11. IV. 2010; PLDeIC leg; cobbles in pools microhabitat; dry season. • six nymphs; Sierrita de Nagua; 20°07'44"N, 76°55'13"W; 96 m a.s.l.; 11. IV. 2010; PLDeIC leg; leave litter microhabitat; dry season. • one nymph; Providencia; 20°04'54"N, 76°55'57"W; 116 m a.s.l.; 07. IV. 2010; PLDeIC leg; cobbles in pools microhabitat; dry season. • one nymph; Palma Criolla; 20°05'15"N, 76°55'33"W; 134 m a.s.l.; 07. IV. 2010; PLDeIC leg; cobbles in pools microhabitat; dry season. • one nymph; Palma Criolla; 20°05'15"N, 76°55'33"W; 134 m a.s.l.; 07. IV. 2010; PLDeIC leg; leave litter microhabitat; dry season. • one nymph; Rancho Claro; 20°05'48"N, 76°50'39"W; 259 m a.s.l.; 12. IV. 2010; PLDeIC leg; cobbles in pools microhabitat; dry season. • one nymph; Providencia; 20°04'54"N, 76°55'57"W; 116 m a.s.l.; 25. XI. 2010; PLDeIC leg; cobbles in pools microhabitat; rainy season.

Diagnosis. The identification of the nymphs of this species was made on the basis of the criteria of (Kluge, 1994a). This genus can be separated from other by the structure of nymphal gills, each lamella with

proximal portion widened, two additional short terminal processes on each side of the median long terminal process. Also, legs with cuticle colorless on femur and tibia, cuticle of tarsus slightly more pigmented. Likewise, it is distinguished from *T. cubensis* by the relatively shorter, rounded lateral processes of the gills (Figures 5A and 5B).

DISCUSSION

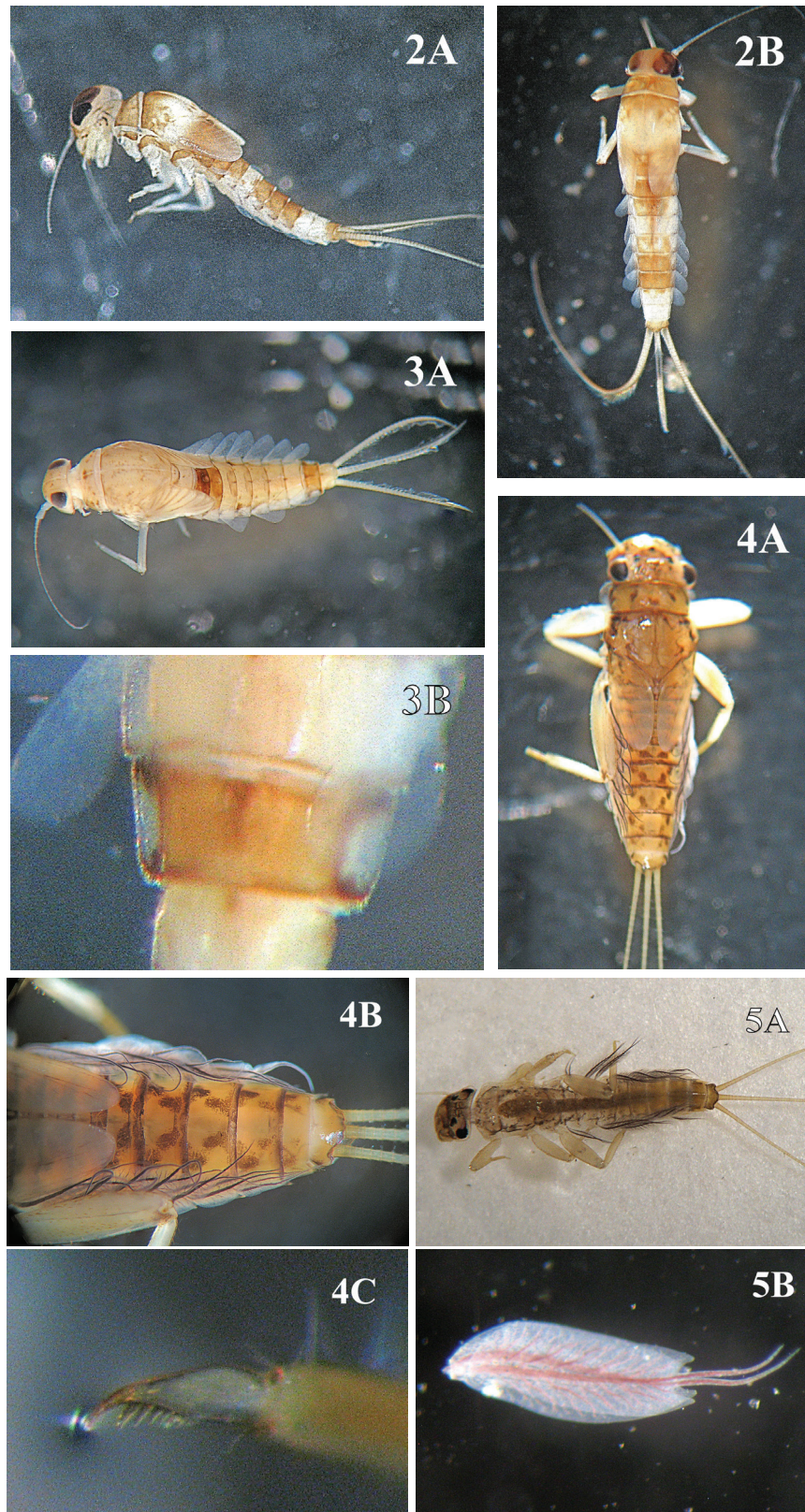
In Cuba the family Baetidae family currently have 12 species in six genera, with *Fallceon* being the most diverse with four species. The Leptophlebiidae have 13 species grouped in seven genera, with *Careospina* most diverse with four species. Overall, there are 25 species in the two families, but four of them are not founded in the eastern region of the archipelago. The findings of this study show a 75% of the species listed of Baetidae in eastern area of the archipelago, together with 46% of Leptophlebiidae. Additionally, this survey reports the 71.43% of the species listed to the eastern area of Cuba and 58.82% of whole Cuba.

The Sierra Maestra massif has an east-west orientation with rugged topography. In some areas the dividing line is crossed by some short mountain chains like the Turquino massif. Because the streams of the south are short, they have numerous cascades (Viña Bayés, 2001). A combination of several factors including well-preserved forests provides suitable conditions for various species of mayflies, including several leptophlebiids in Arroyo Paco (Kluge, 1994a), and baetids in the Alcarraza stream (Kluge, 1991). Conversely, the rivers in the northern hills are longer and wider, and face greater anthropic pressure.

In this study, we provide new records for four species: *Caribaetis alcarrazae*, *Paracloeodes lilliputian*, *Poecilophlebia pacoi*, and *Traverina oriente*. A few studies have been conducted in streams of the northern slope of the Sierra Maestra massif so far, resulting in lists of mayfly species, however their distribution patterns are not analyzed for these species (López Del Castillo *et al.*, 2004, 2005; Deler-Hernández *et al.*, 2007).

Caribaetis alcarrazae was limited to the type locality in La Alcarraza located in the southern hills of the Sierra Maestra (Kluge, 1992a). The second record of this species was documented at the Mayarí River in the Holguín province, located in the northern and eastern part of the archipelago (Aldana & Fonseca, 2001). This is the third record to the specie that is classified as rare by (Naranjo & Cañizares, 1999). Between these two watersheds lie the highest peaks of the archipelago, located in the "Sierra de los libertadores" within Pico Bayamesa National Park, and the Turquino massif range, in the Turquino National Park. In this study, this species showed a strong seasonal influence on their abundance, with 87% of specimens collected in the dry season (Figure 6). During this period, nymphs were mostly found in the cobble in riffles microhabitats. The remaining 13% were collected in the rainy season, among cobble in riffles and sand in pools microhabitats (Figure 7).

The species *Paracloeodes lilliputian* was reported twice, the first time in the type locality of Duaba River, located in the Nipe-Sagua-Baracoa massif in the eastern and northern part of the Cuban archipelago, by Kluge (1991). The Yáquimo River in Las Tunas province provides the second record (Benítez, 2007). This research provides the third record for the species and the first one for the entire Sierra Maestra massif. This species showed a marked seasonal variation, with a marked use for microhabitats in the pool subsystem, mainly in sand and leaf litter microhabitats (Figure 7).



Figures 2-5. 2. *Caribaetis alcarrazae* (2A) later view. (2B) habitus dorsal view. 3. *Paracloeodes lilliputian* (3A) habitus dorsal view. (3B) Detail of marking on lateral abdominal segment. 4. *Poecilophlebia pacoï* (4A) habitus. (4B) Abdominal color pattern. (4C) Claw. 5. *Traverina oriente* (5A) habitus dorsal view. (5B) Abdominal gill.

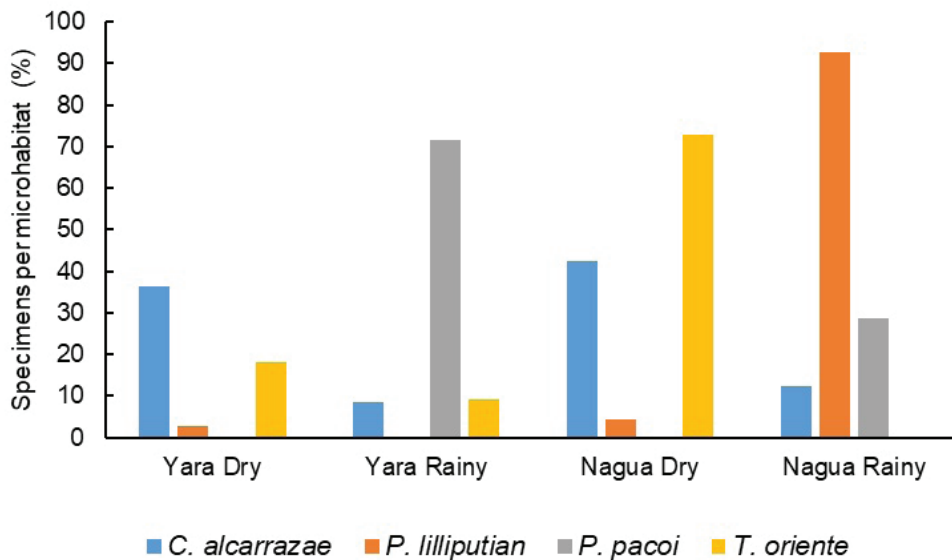


Figure 6. Average percentage of individuals collected per river and hydrological period for the new records.

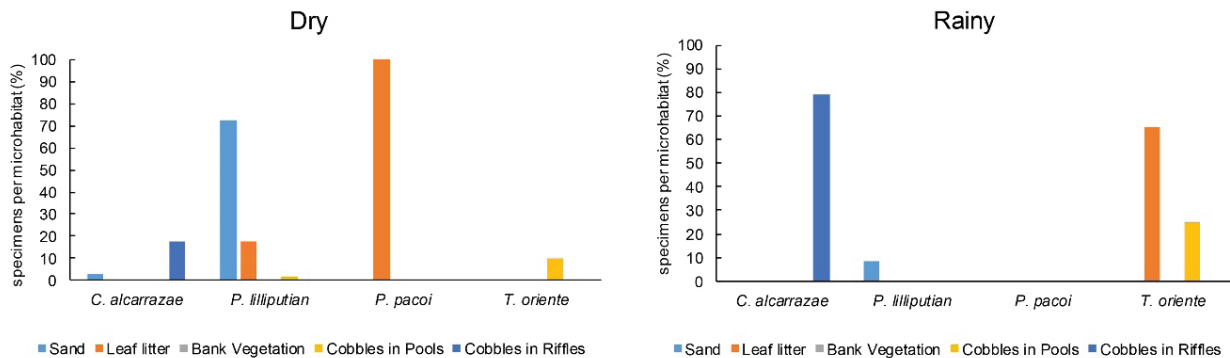


Figure 7. Average percentage of new record species collected in both rivers per hydrological period by microhabitats.

Although *Poecilophlebia pacoi* has been recorded several times, the knowledge about its natural history, biological traits, use of microhabitats, and response of the populations to flow fluctuation influence is limited. Due to its scarcity, previous studies have approached this species from a conservationist perspective (Deler-Hernández *et al.*, 2007; Salazar-Salina & Torres-Cambas, 2021). In this study individuals of *P. pacoi* were collected from a sampling site located in the headwaters of the Yara River inside Turquino National Park (Brazo derecho). All individuals were collected during the rainy season, using the leaf litter microhabitat. This behavior is important for identify stress factors and assess vulnerability, such as prolonged periods of low flow limiting availability of this microhabitat (Figure 7). Despite *Traverina oriente* having a wide distribution in the eastern area of the archipelago, most

of the specimens were collected from the Nipe-Sagua-Baracoa massif range near the type locality (Naranjo-López *et al.*, 2019). In the Sierra Maestra massif range, this species was collected from streams on the south slope in Rio La Mula. This locality was sampled for over 10 years for the undergraduate students of Biology of the Universidad de Oriente. Another sampling locality was Sevilla River, in the western area of the Sierra Maestra Massif range. According to the present study, the distribution is strongly influenced by seasonality. During the dry season, 19 individuals were collected whereas only one nymph was found during the rainy season (Figure 7, Table 2). The species mainly utilized the microhabitat of leaf litter in pools. It was widely distributed in the Nagua watershed but only was found in the two lowest sampling points within the Yara watershed.

Therefore, future conservation plans would be focused on protecting the local riparian forest on small to medium scale. It is essential to know the natural structure of the forest and the main characteristics of the surrounding areas in order to mitigate the external source of stress. Understanding the patterns of species abundance and microhabitat use during different hydroclimatic periods can enhance the quality of the results in the calibration of the BMWP/cub index. Also, biomonitoring and biodiversity assessment programs.

ACKNOWLEDGEMENTS

The first author would like to thank the family of Dr. Carlos Naranjo for opening her home for a long period of time to identify mayflies. Also, many thanks to Idea Wild for providing the equipment and laptop needed for this study. Alicante University funded the research stays of PLDeIC in the Ecology department through the "Proyecto Habana". The authors are grateful to two anonymous reviewers and Professor Luis Manuel Guevara-Chumacero for their constructive comments on the manuscript.

AUTHORS' CONTRIBUTIONS

PLDeIC designed the research, collected and identification of the specimens, and drafted the article. GMLI and LMGL contributed to the research design, wrote and critically reviewed the draft. JGP critically reviewed the draft.

REFERENCES

- ALDANA, M. & L. FONSECA. 2001. Caracterización ecológica de la macrofauna del río Mayarí. Tesis de Grado. Facultad Ciencias Naturales y Exactas, Universidad de Oriente, Cuba. 76 p.
- ALLEN, R. K. 1973. New species of *Leptohyphes* Eaton (Ephemeroptera: Tricorythidae). *The Pan-Pacific Entomologist* 49:363-372.
- BENÍTEZ, Y. 2007. Revisión del orden Ephemeroptera en los ríos Yáquimo y Sevilla, Amancio, Las Tunas. Tesis de Grado. Facultad Ciencias Naturales y Exactas, Universidad de Oriente, Cuba. 56 p.
- CAMPOS DE OLIVEIRA, R. 2022. Hagenulina Kluge (1994): diversity, phylogeny, and biogeography (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). Tesis de doctorado, Facultad de Filosofía, Ciencias y Letras de Ribeirão Preto, Universidad de São Paulo, Brazil. 151 p. DOI:10.11606/t.59.2022.tde-03052022-082823
- CUMMINS, R. W. 1962. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *American Midland Naturalist* 67:477-504. DOI:10.2307/2422722
- DELER-HERNÁNDEZ, A., Y. S. MEGNA, D. D. GONZÁLEZ-LAZO & C. N. CARCASÉS-TORRES. 2007. Insectos acuáticos y áreas prioritarias para la conservación en la cuenca alta del río Cauto (Santiago de Cuba, Cuba). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 40:451-461. DOI:10.23818/limn.23.19
- DUDGEON, D. 1982. Aspects of the microdistribution of insect macrobenthos in a forest stream in Hong Kong. *Archives of Hydrobiology* 64:221-239.
- INRH (INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS HIDRÁULICOS). 2011. Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos. Ciudad de Bayamo. Granma. Cuba. Reporte del año 2010.
- KLUGE, N. J. 1991. Efímeras cubanas de la familia Baetidae (Ephemeroptera) I: Géneros *Callibaetis*, *Cloeodes* y *Paracloeodes*. *Zoologicheskii Zhurnal* 12:128-135.
- KLUGE, N. J. 1992a. Efímeras cubanas de la familia Baetidae (Ephemeroptera) II: subgéneros *Caribaetis* y *Americabaetis* del género *Baetis*. *Zoologicheskii Zhurnal* 71:13-20.
- KLUGE, N. J. 1992b. Efímeras cubanas de la familia Baetidae (Ephemeroptera) III: subgénero *Fallceon* y del género *Baetis*. *Zoologicheskii Zhurnal* 71:38-48.
- KLUGE, N. J. 1994a. A revision of Leptophlebiidae of Cuba (Ephemeroptera). *Zoosystematica Rossica* 2: 247-285.
- KLUGE, N. J. 1994b. Habrophlebiinae subfam. n. with description of a new species of *Habroleptoides* from Caucasus (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). *Zoosystematica Rossica* 3:35-43.
- KLUGE, N. J. & A. NOVIKOVA. 2014. Systematics of *Indobaetis* Müller-Liebeau & Mori-hara 1982, and related implications for some other Baetidae genera (Ephemeroptera). *Zootaxa* 3835(2):209-236. DOI:10.11646/zootaxa.3835.2.3
- KLUGE, N. J. & C. NARANJO-LÓPEZ. 1990. Efímeras de la familia Leptohyphidae (Ephemeroptera) de Cuba. *Entomologicheskoe Obozrenie* 69:564-577.
- LÓPEZ DEL CASTILLO, P., C. NARANJO-LÓPEZ, J. L. FERNÁNDEZ, D. D. GONZÁLEZ-LAZO, A. TRAPERO & J. PÉREZ. 2004. Insectos acuáticos del Parque Nacional 'La Bayamesa', Cuba. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 35:225-231.
- LÓPEZ DEL CASTILLO, P., C. NARANJO-LÓPEZ, J. L. FERNÁNDEZ, J. P. OSORIA, D. GONZÁLEZ-LAZO, & A. TRAPERO. 2005. Freshwater insects. In: Maceira, D., A. Fong, W. S. Alverson & T. Wachter (eds.) *Cuba: Parque Nacional La Bayamesa. Rapid Biological Inventories Report 13*. The Field Museum. Chicago, IL, USA. pp. 134-136. DOI:10.5962/bhl.title.86395
- LUGO-ORTIZ, C. R., W. P. MCCAFFERTY & R. D. WALTZ. 1994. Contribution to the taxonomy of the Panamerican genus *Fallceon* (Ephemeroptera: Baetidae). *Journal of the New York Entomological Society* 102(4):460-475. DOI:10.4289/07-080.1
- NARANJO-LÓPEZ, C. & M. CAÑIZARES. 1999. Situación actual del orden Ephemeroptera en Cuba. *Cocuyo* 8:17-19.
- NARANJO-LÓPEZ, C. & J. G. PETERS. 2016. New records of Ephemeroptera (Insecta) for Jamaica and the Dominican Republic. In: M. Yoshimura & Y. Takemon (eds.). *International Progress in Ephemeroptera and Plecoptera Research. Proc. 13 th Inter. Conf. on Ephemeroptera and Plecoptera Research*. Biology Inland Water Suppl. Tokyo, Japan, pp. 83-91. DOI:10.1007/978-1-4615-1257-8_38
- NARANJO-LÓPEZ, C., J. G. PETERS & P. LÓPEZ DEL CASTILLO. 2019. Ephemeroptera (Insecta) in Cuba. *Insecta Mundi* 0736:1-52.
- O'DONNELL, B. C. & E. L. JOCKUSCH. 2008. Phylogenetic relationships of leptophlebiid mayflies as inferred by histone H3 and 28S ribosomal DNA. *Systematic Entomology* 33:651-667. DOI:10.1111/j.1365-3113.2008.00434.x

- PETERS, W. L. 1971. A revision of the Leptophlebiidae of the West Indies (Ephemeroptera). *Smithsonian Contributions to Zoology* 62:1-48. DOI:10.5479/si.00810282.62
- PETERS, W. L. 1980. Phylogeny of the Leptophlebiidae (Ephemeroptera): an introduction. In: Flannigan, J. F. & K. E. Marshall (eds). *Advances in Ephemeroptera Biology*. Plenum Press, New York, pp. 43-56. DOI:10.1007/978-1-4613-3066-0_3
- SALAZAR-SALINA, J. C. & Y. TORRES-CAMBAS. 2021. A new record of the Cuban endemic mayfly *Poecilophlebia pacoi* (Kluge, 1994) (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) from Gran Piedra massif, eastern Cuba. *Check List* 17(4):1103-1106. DOI: 10.15560/17.4.1103
- SARTORI, M. & J. E. BRITAIN. 2015. Order Ephemeroptera. In: Thorp, J. H. & A. P. Covich's (eds.). *Freshwater Invertebrates: Ecology and General Biology*. 4th ed. Academic Press, New York, USA, pp. 873-891. DOI: 10.1016/B978-0-12-385026-3.00034-6
- STRAHLER, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 38(6):913-920.
- TRAYER, J. R. 1938. Mayflies of Puerto Rico. *Journal of Agriculture of the University of Puerto Rico* 22:5-42.
- VILENICA, M, A. BRIGIĆ, M. SARTORI & Z. MIHALJEVIĆ. 2018. Microhabitat selection and distribution of functional feeding groups of mayfly larvae (Ephemeroptera) in lotic karst habitats. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 419:1-17. <http://dx.doi.org/10.1051/kmae/2018011>
- VIÑA BAYÉS, N. 2001. Caracterización geográfica. In: Fong, A., N. Viña & D. Maceira (eds.). *Diversidad Biológica de los macizos montañosos orientales*. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba, Cuba, pp. 4-12.

Calidad del agua e integridad biótica en manantiales de la subcuenca Río Copalita, Oaxaca

Water quality and biotic integrity in springs of the Copalita River sub-basin, Oaxaca

Adriana Araceli García-Ortiz¹, Salvador Lozano-Trejo^{2*}, Ricardo Miguel Pérez-Munguía³, Idolina Molina-León³, Ernesto Castañeda-Hidalgo² y Gustavo Omar Díaz-Zorrilla²

Recibido: 15 de mayo de 2023.

Aceptado: 10 de enero de 2024.

Publicado: agosto de 2024.

RESUMEN

Antecedentes: los manantiales son una buena opción como suministro de agua, ante esto, su explotación lleva a una disminución de las aguas subterráneas, afectando la cantidad y calidad del recurso. **Objetivo:** evaluar la calidad del agua de manantiales y determinar el índice de integridad biótica asociado a macroinvertebrados acuáticos, para evaluar el grado de conservación de los manantiales. **Método:** se evaluaron ocho manantiales en épocas de estiaje (mayo) y post lluvias (diciembre) a partir de un muestreo selectivo. De acuerdo a diversas Normas Mexicanas se determinaron algunos parámetros físico-químicos y bacteriológicos; simultáneamente se realizó la colecta de macroinvertebrados acuáticos. Posterior a esto, se determinó el índice de calidad del agua mediante tres métodos. Se realizaron análisis de correspondencia sin tendencia y, por último, se determinó el índice de integridad biótica asociado a macroinvertebrados acuáticos (IIBAMA). **Resultados:** los valores de los parámetros físico-químicos y bacteriológicos analizados indican contaminación mostrando valores más altos en la época de post lluvias. De acuerdo al IIBAMA, siete de ocho sitios (87.5 %) se valoran como impactados, al clasificarse en las categorías de “pobre y regular”, sólo el sitio Arroyo Guajolote está en la categoría de bueno (12.5 %). **Conclusiones:** Los manantiales de estudio se encuentran en cierta medida impactados debido a actividades antropogénicas relacionadas con el abastecimiento de agua para la población y actividades recreativas, esto compromete el buen funcionamiento del ecosistema y por consecuencia la calidad de los servicios ecosistémicos brindados.

Palabras clave: contaminación, deterioro, ICA, IIBAMA, macroinvertebrados acuáticos.

ABSTRAC

Background: springs are a good option for water supply, but their exploitation leads to a decrease in groundwater, affecting the quantity and quality of the resource. **Aim:** to evaluate the quality of spring water and determine the index of biotic integrity associated with aquatic macroinvertebrates to determine the degree of conservation of the springs. **Methods:** eight springs were evaluated during low water (May) and post rainfall (December) periods based on selective sampling. In accordance with various Mexican Standards, some physicochemical and bacteriological parameters were determined; simultaneously, aquatic macroinvertebrates were collected. Subsequently, the water quality index was determined using three methods. Correspondence analyses were performed without trend and finally, the index of biotic integrity associated with aquatic macroinvertebrates (IIBAMA) was determined. **Results:** the values of the physical-chemical and bacteriological parameters analyzed indicate contamination, showing higher values in the post-rainy season. According to IIBAMA, seven of eight sites (87.5 %) are rated as impacted, being classified in the “poor and fair” categories; only the Arroyo Guajolote site is in the “good” category (12.5 %). **Conclusions:** the springs studied are impacted due to anthropogenic activities related to water supply for the population and recreational activities, this compromises the proper functioning of the ecosystem and consequently the quality of ecosystem services provided.

Key words: aquatic macroinvertebrates, degradation, IIBAMA, pollution, WQI.

¹ Estudiante del Programa de Maestría en Ciencias en Productividad en Agroecosistemas, Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca, Tecnológico Nacional de México. Ex Hacienda de Nazareno, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, 71230. México.

² Profesor investigador del Programa de Maestría en Ciencias en Productividad en Agroecosistemas, Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca, Tecnológico Nacional de México. Ex Hacienda de Nazareno, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, 71230. México.

³ Profesor investigador de la Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Av. Francisco J. Múgica s/n, Ciudad Universitaria, Col. Felicitas del Río, Morelia, Michoacán, 58030. México.

*Corresponding author:

Salvador Lozano-Trejo: e-mail: salvador.lt@voaxaca.tecnm.mx

To quote as:

García-Ortiz, A. A., S. Lozano-Trejo, R. M. Pérez-Munguía, I. Molina-León, E. Castañeda-Hidalgo & G. O. Díaz-Zorrilla. 2024. Calidad del agua e integridad biótica en manantiales de la Subcuenca Río Copalita, Oaxaca. *Hidrobiológica* 34 (1): 81-93.

DOI:10.24275/SPMC1325

INTRODUCCIÓN

El recurso agua es indispensable para el desarrollo de la vida de organismos. El ser humano depende de la disponibilidad de agua tanto para consumo doméstico como para la realización de actividades agrícolas e industriales. De acuerdo con la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2014) con el paso del tiempo y ante el aumento de la población humana la demanda por el agua se ha incrementado, aunado a esto, la contaminación del recurso que afecta su calidad puede acrecentar la escasez. Las comunidades rurales han optado por aprovechar los manantiales ubicados en sus territorios para cubrir la demanda del agua, por tal motivo es importante que se conserven sus atributos de buena calidad para evitar problemas de salud en la población; ante esto, el agua que se destina para uso y consumo humano debe cumplir con los parámetros que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021 (DOF, 2022; Espinosa-García, 2014). Mientras que, para los usos recreativo, agrícola, pecuario, acuicultura y la protección de la vida acuática se emplea la Ley Federal de Derechos, disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes (CONAGUA, 2023). La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2018) y Rodrigo-Herrera *et al.* (2018) mencionan que las cualidades físicas, químicas y biológicas (bacteriológicas) son las que determinan la calidad del agua al compararlas con normas oficiales o estándares de calidad. Estas características determinan la aceptabilidad del recurso para determinado uso (Camacho-Ballesteros *et al.*, 2020). Si bien, los análisis físico-químicos y bacteriológicos del agua son importantes para determinar la calidad, existe otro tipo de monitoreo de la calidad del agua y del ecosistema, los cuales se basan en el uso de bioindicadores, es decir, organismos vivos que son sensibles a los cambios en su hábitat acuático, lo que puede indicar alteración en el medio (García *et al.*, 2017). Los organismos bioindicadores útiles, deben presentar ciertas características, por ejemplo, deben ser fáciles de identificar, así como de muestrear y cuantificar, de distribución amplia, abundantes, con ecología y ciclo biológico bien estudiados (Viteri-Garcés *et al.*, 2017). Un grupo de bioindicadores que están siendo utilizados con mayor frecuencia para estudios de esta naturaleza son los macroinvertebrados acuáticos, los cuales registran una longitud superior a los 0.5 mm de largo y se pueden observar a simple vista, el método de evaluación basado en ellos es simple, rápido y altamente confiable (Osejos-Merino *et al.*, 2020). A este grupo pertenecen los filos Arthropoda, Mollusca, Annelida, Nematoda y Platyhelminthes (Granados-Martínez & Batista, 2017). Algunas de las características por las cuales se han elegido a los macroinvertebrados como los bioindicadores más utilizados, es por su amplia distribución y gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales; la mayoría son sedentarios y otros tienen gran reacción de huida (deriva), algunos tienen ciclos de vida largo, su taxonomía a nivel familia es bien conocida y el muestreo es sencillo y barato (Prat *et al.*, 2009; Tenjo-Morales & Cárdenas-Castro, 2015). La calidad de los ecosistemas acuáticos, se ve reflejada en la composición de las comunidades de macroinvertebrados, por lo que estos organismos son utilizados como una parte integral para el monitoreo de la calidad del agua (Roldán-Pérez, 2016). La cuenca del Río Copalita y Otros además de suministrar agua a las comunidades asentadas dentro de ella, es la principal proveedora de agua del complejo turístico Bahías de Huatulco (SEMARNAT *et al.*, 2009); ante esto, estudios realizados por la fundación World Wildlife Fund (WWF, 2008) revelan que en la zona existe una dinámica hídrica deteriorada,

así como pérdida de biodiversidad. Debido a esto los estudios de análisis de calidad del agua en los ríos tributarios de la subcuenca del Río Copalita se realizan de manera continua. Los monitoreos relacionados a calidad del agua se deben basar en calidad física, química y biológica del medio (Pérez-Munguía *et al.*, 2009), ya que estos elementos se entrelazan y cualquier cambio impacta en el ecosistema. La degradación ambiental tiene efectos negativos principalmente en los seres vivos que habitan en la zona, por tal motivo los índices de integridad biótica ayudan a conocer el grado de intervención humana en los ecosistemas. El objetivo de la presente investigación fue evaluar la calidad del agua de manantiales, así como la integridad biótica de macroinvertebrados acuáticos, para determinar el nivel de conservación de los manantiales de la subcuenca Río Copalita.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del área de estudio. Los manantiales seleccionados para la investigación se ubican en la microcuenca San Cristóbal la cual ocupa 336 km² de superficie de la subcuenca; y la microcuenca La Venta con 265 km² de territorio (Figura 1), las cuales se anidan en la subcuenca Río Copalita (RH21Ba) y que a su vez forma parte de la cuenca Río Copalita y Otros (RH21B), perteneciente a la Región Hidrográfica 21 denominada Costa de Oaxaca (Puerto Ángel) (INEGI-SIATL, 2021).

Metodología. Existen factores que influyen en las características físico-químicas y bacteriológicas de los cuerpos de agua, por ejemplo, vegetación, pendiente, clima, suelo; por tal motivo se debe elegir un espacio idóneo para realizar la toma de muestras (De la Lanza-Espino, 2014). Se eligieron espacios de aproximadamente 10 cm de profundidad, libres de vegetación y de sedimentos, evitando que el material para la toma de muestras entre en contacto con el sedimento del fondo.

Selección y muestreo de manantiales. Los manantiales seleccionados fueron ocho, cuatro de tipo helocreno (La Ciénega, Cieneguilla, Llano Grande y La Nevería) y cuatro reocreno (Arroyo Guajolote, Las Golondrinas, Arroyo Gretado y Santo Domingo). El tipo de muestreo fue selectivo, y los manantiales se eligieron de acuerdo al criterio del grado de conservación del ecosistema en el que se sitúan, tomando en cuenta manantiales que no tienen estructuras de captación en su origen. El estudio se llevó a cabo en los meses de mayo y diciembre de 2022, en época de estiaje y post lluvias respectivamente.

Caracterización del entorno. De acuerdo con la clasificación de Steiman (Barquín-Ortiz, 2007) se determinó el tipo de manantial (limnocreno, reocreno, helocreno) y se realizó una descripción de su entorno mediante una ficha descriptiva para inventario de manantiales, anotando coordenadas del sitio, nombre del paraje, localidad, municipio y microcuenca a la que pertenece, ecosistema léntico o lótico, tipo de vegetación, impactos, amenazas o presiones sobre el manantial, por último, el uso que la comunidad le da al agua.

Las muestras de agua se tomaron cerca del nacimiento del manantial, y en cada uno se determinó:

Parámetros físicos. *In situ* la temperatura del ambiente, así como del agua mediante un termómetro de mercurio y de acuerdo a la NMX-AA-007-SCFI-2013 (DOF, 2014). Para medir pH, conductividad eléctrica y salinidad se utilizó el conductímetro Instruments Hanna® previamente calibrado, de acuerdo a la NMX-AA-093-SCFI-2018 (DOF, 2018).

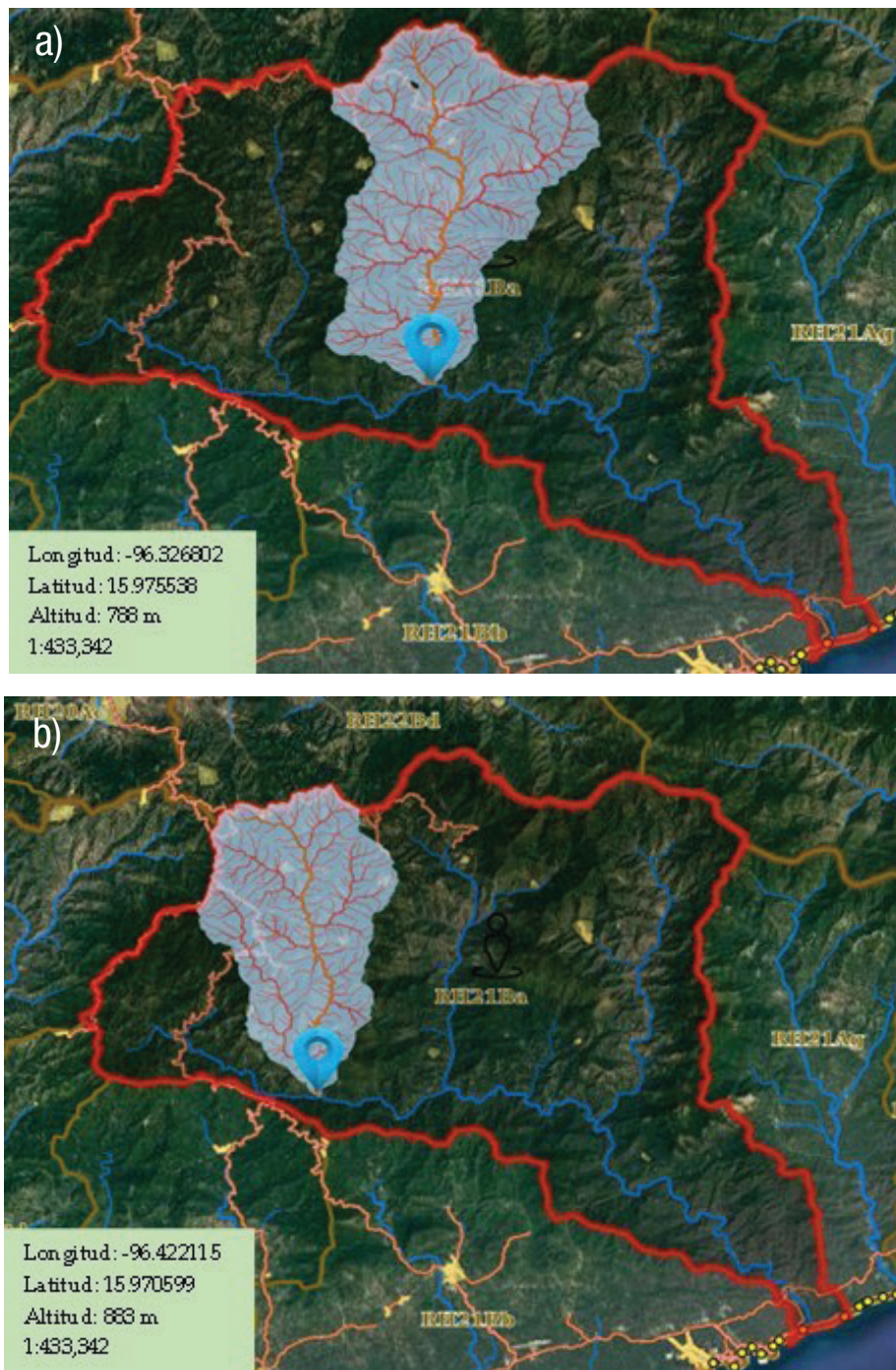


Figura 1. a) Ubicación de la microcuenca San Cristóbal. b) Ubicación de la microcuenca La Venta.

Parámetros químicos. Para determinar el oxígeno disuelto en agua, se tomó una muestra en un frasco Winkler. Simultáneamente se recolectó agua en garrafas de tres litros para determinar sulfatos (SO_4^{2-}) acorde a la NMX-AA-074-SCFI-2014 (DOF, 2014), nitritos (NO_2^-) siguiendo la NMX-AA-154-SCFI-2011 (DOF, 2011), nitratos (NO_3^-) de acuerdo a la NMX-AA-079-SCFI-2001 (DOF, 2001), dureza de calcio y dureza de

magnesio siguiendo la NMX-AA-073-SCFI-2001 (DOF, 2001), dureza total acorde a la NMX-AA-072-SCFI-2001 (DOF, 2001), nitrógeno amoniacal de acuerdo con Solórzano (1969) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) acorde a la NMX-AA-028-SCFI-2001 (DOF, 2001).

Parámetros bacteriológicos. Se tomaron muestras en bolsas de polietileno Whirl-Pak® para la posterior determinación de coliformes tota-

les y fecales, de acuerdo con la NMX-AA-042-SCFI-2015 (DOF, 2015), y de bacterias mesófilas totales acorde a la NOM-092-SSA1-1994 (DOF, 1995).

Las muestras para determinar los parámetros químicos y biológicos se transportaron en hieleras para conservar una temperatura menor de 4 °C; el análisis se realizó en el Laboratorio de Aguas, Alimentos y Lácteos de Oaxaca (Laaactolab) S.A. de C.V. ubicado en la Ciudad de Oaxaca de Juárez.

Parámetros biológicos. La colecta de macroinvertebrados acuáticos se realizó siguiendo la metodología propuesta por Álvarez-Arango (2005), con el uso de una red tipo D-net y abarcando todos los hábitats posibles, para lo cual se removieron piedras, hojarascas, troncos, sedimento, etc., con la finalidad de colectar la mayor cantidad de macroinvertebrados. Las muestras colectadas se colocaron en bolsas herméticas de plástico con alcohol etílico al 70 % y se etiquetaron con el nombre del sitio y la fecha de colecta. En el laboratorio de posgrado del Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca (ITVO), con el uso del estereoscopio se separaron los individuos y se preservaron en frascos de plástico con alcohol, anotando los mismos datos que contiene la bolsa; posteriormente se realizó la identificación taxonómica a nivel familia de acuerdo a las claves de Merrit *et al.* (2008), y de catálogos ilustrados de Oscoz-Escudero (2009), Gutiérrez-Fonseca *et al.* (2016), Pérez *et al.* (2016) y, Andino-Guarderas *et al.* (2017). Piñón-Flores *et al.* (2014) sostienen que el uso de taxones superiores es más práctico para este tipo de estudios.

Análisis de las variables. Se determinó el índice de calidad del agua (ICA) siguiendo tres métodos.

De acuerdo a la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 1999).

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n I_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

Donde: n=18

i=cada uno de los parámetros

I_i=resultado de cada parámetro

W_i=peso/factor de ponderación para cada parámetro

El propuesto por la National Sanitation Foundation (NSF, 2015), el índice se determina mediante una calculadora disponible en la página web de la NSF.

Se calculó el índice estándar WQI (Brown *et al.*, 1970).

$$ICA = \sum_{i=1}^9 (Sub_i * w_i)$$

Donde: w_i=pesos relativos asignados a cada parámetro (Sub), ponderados entre 0 y 1, de tal forma que se cumpla que la sumatoria sea igual a uno.

Sub_i=subíndice del parámetro i.

Se realizaron análisis de correlación entre variables físico-químicas, bacteriológicas, y biológicas mediante Rho (ρ) de Spearman (ρ ≤ 0.05) con el uso del paquete estadístico JMP Pro 14® (SAS Institute,

2008). Con base en los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos se realizaron análisis de correspondencia sin tendencia. Finalmente, se determinó el Índice de Integridad Biótica asociado a Macroinvertebrados Acuáticos (IIBAMA) acorde a lo propuesto por Pérez-Munguía & Pineda-López (2005) para conocer la integridad ecológica de los sitios.

RESULTADOS

Caracterización del entorno. Los manantiales ubicados en los parajes Cieneguilla, La Ciénega, Llano Grande y La Nevería, pertenecientes a la microcuenca del río San Cristóbal son de tipo helocreno. El agua de estos manantiales surge a la superficie de manera difusa formando humedales, por tal motivo es un ecosistema léntico. El manantial ubicado en el paraje Santo Domingo perteneciente a la microcuenca del río San Cristóbal es de tipo reocreno, al igual que los ubicados en los parajes Arroyo Guajolote, Las Golondrinas, Arroyo Gretado pertenecientes en la microcuenca del río La Venta. En este tipo de manantial, el agua subterránea que emerge a la superficie forma un arroyo o río de manera inmediata, se les considera ecosistemas lóticos. La vegetación predominante en los sitios de estudio es de pino y encino (Tabla 1).

La mayoría de los manantiales están destinados al abastecimiento de agua a la población, a excepción de los ubicados en los parajes Arroyo Guajolote, Santo Domingo y La Nevería. Por tal motivo los que abastecen de agua a las comunidades cuentan con sistemas de captación, lo que ha impactado al ecosistema. El manantial del sitio Arroyo Guajolote es utilizado con fines recreativos, esto ha ocasionado acumulación de residuos sólidos en algunas partes de su arroyo; por su parte los que se ubican en los parajes La Nevería y Santo Domingo no están destinados a ningún uso.

Parámetros físicos. El valor de pH del agua de los manantiales fue de 6.0 en los parajes La Ciénega y Cieneguilla; de 7.0 en Llano Grande, Arroyo Guajolote, Las Golondrinas y Arroyo Gretado; por último, los manantiales de Santo Domingo y La Nevería tuvieron un pH de 8.0 (Tabla 2). La mayoría de estos valores se encuentran dentro de los límites permisibles (6.5 a 8.5) de la NOM-127-SSA1-2021 (DOF, 2022). En cuanto a la temperatura promedio del agua y del ambiente, en el mes de mayo fue de 13 y 16 °C respectivamente, mientras que en diciembre fue de 11 y 13 °C. Estos dos parámetros son algunos de los muchos que influyen en la dinámica de la biota acuática, estos parámetros tienen influencia sobre la determinación de otros, por lo tanto, cualquier cambio en estos y otros parámetros físicos afectará al funcionamiento del ecosistema.

Parámetros químicos. Los valores de dureza total disminuyeron en la mayoría de los sitios en la época post lluvias (diciembre), el único sitio que mostró un ligero aumento fue La Ciénega (38 mg l⁻¹). Los NO₃⁻ se mantuvieron casi igual en época de sequía y post lluvias, a excepción del sitio Arroyo Guajolote en el cual este valor se elevó en el mes de diciembre (4.2 mg l⁻¹), los valores de NO₂⁻ aumentaron en la época post lluvias en todos los sitios, mientras que los valores de SO₄⁻² no presentaron ningún cambio, finalmente el NH₃ tuvo un ligero aumento en la época de post lluvias (diciembre), siendo Las Golondrinas el sitio con mayor valor (0.18 mg l⁻¹) (Tabla 2), es importante señalar que ninguno sobrepasó el límite permisible de la NOM-127-SSA1-2021 (DOF, 2022), los cuales para dureza total es de 500.00 mg l⁻¹, para NO₃⁻ es 11.00 mg l⁻¹, NO₂⁻ es 0.90 mg l⁻¹, SO₄⁻² es de 400.00 mg l⁻¹ y para NH₃ es de 0.50 mg l⁻¹.

Tabla 1. Características del entorno de los manantiales de estudio.

Microcuenca	Sitio	Tipo de manantial	Vegetación
San Cristóbal	La Ciénega	Helocreno	Reforestación de pino. Presencia notable de <i>Juncus</i> sp., <i>Scirpus</i> sp., <i>Chenopodium</i> sp., <i>Rumex obtusifolius</i> Linneo., <i>Fraxinus</i> sp., <i>Sporobolus</i> sp., <i>Alnus</i> sp., y pteridofitas.
	Cieneguilla	Helocreno	Bosque de regeneración de pino-encino. Sobresalen ciperáceas, pteridofitas, y gran variedad de gramíneas. Relicto de pino-encino. Cultivos a pequeña escala.
	Llano Grande	Helocreno	Relicto de pino-encino. Presencia de pteridofitas, <i>Juncus</i> sp., <i>Scirpus</i> sp. Cultivo a pequeña escala alrededor.
La Venta	Santo Domingo	Reocreno	Bosque de pino y vegetación de galería. Briofitas en la estructura rocosa y con poca vegetación en el nacimiento. Presencia sobresaliente de <i>Alnus</i> sp., <i>Chiranthodendron pentadactylon</i> Larreat. y pteridofitas.
	La Nevería	Helocreno	Revegetación natural de <i>Pinus rudis</i> Endl. Presencia notable de <i>Juncus</i> sp., <i>Nasturtium officinale</i> W.T. Aiton.
	Arroyo Guajolote	Reocreno	Vegetación de transición encino-pino a selva mediana. Vegetación en el nacimiento. Presencia de pteridofitas, <i>Chiranthodendron pentadactylon</i> Larreat., <i>Salix</i> sp., <i>Quercus</i> sp., <i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol., <i>Arbutus</i> sp., <i>Rubus</i> sp., <i>Otatea</i> sp., <i>Cyperus</i> sp.
	Las Golondrinas	Reocreno	Vegetación de encino-pino y de ribera. Presencia de <i>Alnus</i> sp.
	Arroyo Gretado	Reocreno	Vegetación de encino-pino. Sin vegetación en el nacimiento. Presencia de briofitas y pteridofitas.

El promedio del valor de la DBO_5 en época de sequía fue de 56.5 $mg\ l^{-1}$, mientras que para post lluvias fue de 104.5 $mg\ l^{-1}$, en la mayoría de los sitios los valores en esta época fueron más altos a excepción del manantial ubicado en el paraje La Nevería, en el cual el valor disminuyó en comparación con el obtenido en época de sequía (Tabla 2), el hecho que los valores de la DBO_5 sugiere una mayor contaminación en los manantiales.

La Ley Federal de Derechos indica las disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales que determina si los cuerpos de agua son aptos para utilizarse en diversos fines, como son abastecimiento de agua potable, actividades recreativas con contacto primario, riego agrícola, uso pecuario, acuacultura, o protección de la vida acuática. De acuerdo a estos criterios y tomando en cuenta el oxígeno disuelto en agua para la protección de la vida acuática de agua dulce, la mayoría de los sitios cumplen con el parámetro permisible (5.0 $mg\ l^{-1}$) a excepción del manantial ubicado en el paraje La Ciénega, que tuvo un valor de 4.46 $mg\ l^{-1}$, lo cual indicaría que este sitio presenta un cierto grado de contaminación (Tabla 2). Sin embargo, el valor de este parámetro comúnmente es bajo en manantiales tipo helocreno (Picone *et al.*, 2003).

Parámetros bacteriológicos. Los sitios con mayor grado de contaminación fueron Arroyo Guajolote con 64 NMP 100 ml^{-1} de coliformes totales y 179 UFC ml^{-1} de organismos mesófilos totales; el sitio Arroyo Gretado mostró 23 NMP 100 ml^{-1} de coliformes totales y 137 UFC ml^{-1} de organismos mesófilos totales; el sitio Santo Domingo presentó 11 NMP 100 ml^{-1} de coliformes totales y 123 UFC ml^{-1} de mesófilos totales (Tabla 2). Estos tres sitios presentaron los valores más altos en relación a estos dos indicadores, lo que indica contaminación bacteriológica en la época de sequía. Los LMP de coliformes fecales acorde a la NOM-

127-SSA1-2021 (DOF, 2022) son de <1.1 NMP 100 ml^{-1} o No detectables, mientras que para coliformes totales los LMP son de <2 NMP 100 ml^{-1} de acuerdo a la NOM-093-SSA1-1994 (DOF, 1995). Por último, los LMP de bacterias mesófilas de acuerdo a la NOM-093-SSA1-1994 (DOF, 1994) es de 100 UFC ml^{-1} .

Análisis de variables fisicoquímicas y bacteriológicas. Los manantiales no mostraron diferencias estadísticas por tipo de manantial. El análisis de correspondencia sin tendencia, muestra que la variación ambiental entre los sitios, se explica hasta en el 90.4 % con base en las características físico-químicas y bacteriológicas siguientes: en el primer eje, con valor propio de 0.276 eigenvalor, se encuentran las siguientes variables: temperatura del agua, nitrógeno amoniacal (NH_3), sulfatos (SO_4^{2-}), coliformes fecales, coliformes totales y mesófilos totales. En tanto que, en el segundo eje con un valor propio de 0.04 eigenvalor, se encuentran los nitratos (NO_3^-) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5). Los sitios Santo Domingo, Arroyo Gretado y Arroyo Guajolote mostraron mayor contaminación comparado con el resto de los sitios esto en el muestreo del mes de mayo, ya que en diciembre todos los sitios resultaron contaminados por coliformes totales y fecales (Figura 2).

Índice de calidad del agua (ICA). A partir de los parámetros físico-químicos y bacteriológicos se determinó el Índice de Calidad del Agua (ICA) (Tabla 3).

De acuerdo a la clasificación de SEMARNAT (2002) la calidad del recurso en los manantiales de estudio fue poco contaminada y altamente contaminada, mientras que el ICA de la NSF (2015) la calidad va de mala a buena; por último, en la clasificación del índice de calidad

del agua estándar WQI (Brown *et al.*, 1970) la calidad se encuentra en la clasificación de mala a buena. En las categorías propuestas por la CONAGUA, la escala de clasificación variará dependiendo del uso que se le destine al recurso, mientras que el WQI y el propuesto por la NSF no están destinados para usos específicos.

De acuerdo con la SEMARNAT (2014) en México, la CONAGUA considera la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) entre los principales indicadores de calidad del agua, ya que este recurso ha resultado impactado debido a descargas de contaminantes tóxicos que no se consideran en el cálculo del ICA. Los valores de la DBO_5 clasifican a la calidad del agua de los ocho manantiales de estudio en la categoría “contaminada” para época de estiaje; mientras que, en época post lluvias, los sitios Cieneguilla, Llano Grande y Las Golondrinas se encuentran en la categoría “fuertemente contaminada”, los sitios La Ciénega, Arroyo Guajolote, Arroyo Gretado y Santo Domingo se mantuvieron en la categoría “contaminada” (Tabla 3).

Parámetros biológicos. Se colectaron un total de 6,814 organismos “macroinvertebrados acuáticos”, pertenecientes a seis clases taxonómicas, 15 órdenes y 46 familias, siendo la clase Insecta y el orden Diptera los más abundantes. En la Tabla 4 se presentan familias con mayor abundancia, las cuales son intolerantes a los cambios en su hábitat por lo cual son buenos indicadores de integridad biótica.

Para la determinación del Índice de Integridad Biótica Asociado a Macroinvertebrados Acuáticos (IIBAMA), se tomaron en cuenta 43 fami-

lias de las 46 identificadas en los dos muestreos, ya que se conocen valencia de tolerancia, gremio trófico y hábito de vida. De acuerdo con este índice, seis sitios (La Ciénega, Cieneguilla, Las Golondrinas, Santo Domingo Cascada y Arroyo y La Nevería) se encuentran en la categoría de “pobre”, lo que indica que la comunidad de macroinvertebrados acuáticos no es sostenible, ya que el gremio trófico no es el adecuado para el mantenimiento de los flujos energéticos del sistema (Tabla 5).

DISCUSIÓN

Caracterización del entorno. La zona de estudio pertenece a la cuenca del río Copalita, la cual ha estado sometida a una gran presión sobre el agua a consecuencia del cambio en el uso del suelo, debido a sistemas de producción agrícola y pecuaria, así como el aprovechamiento forestal (Sánchez-Bernal *et al.*, 2014; Sandoval-García y Cantú-Silva, 2021) esta cuenca fue impactada por el Huracán Agatha categoría 2 en la escala Saffir-Simpson en mayo de 2022, lo que ocasionó severas afectaciones en los manantiales de estudio con grandes avenidas de agua, caída de árboles, arrastre de sedimentos, modificaciones y ampliación de cauces, entre otras. Los huracanes son perturbaciones naturales capaces de reiniciar el desarrollo del ecosistema e incluso de sanearlo, lamentablemente la deforestación y fragmentación los hacen vulnerables ante los efectos de estos fenómenos naturales (Manson *et al.*, 2009).

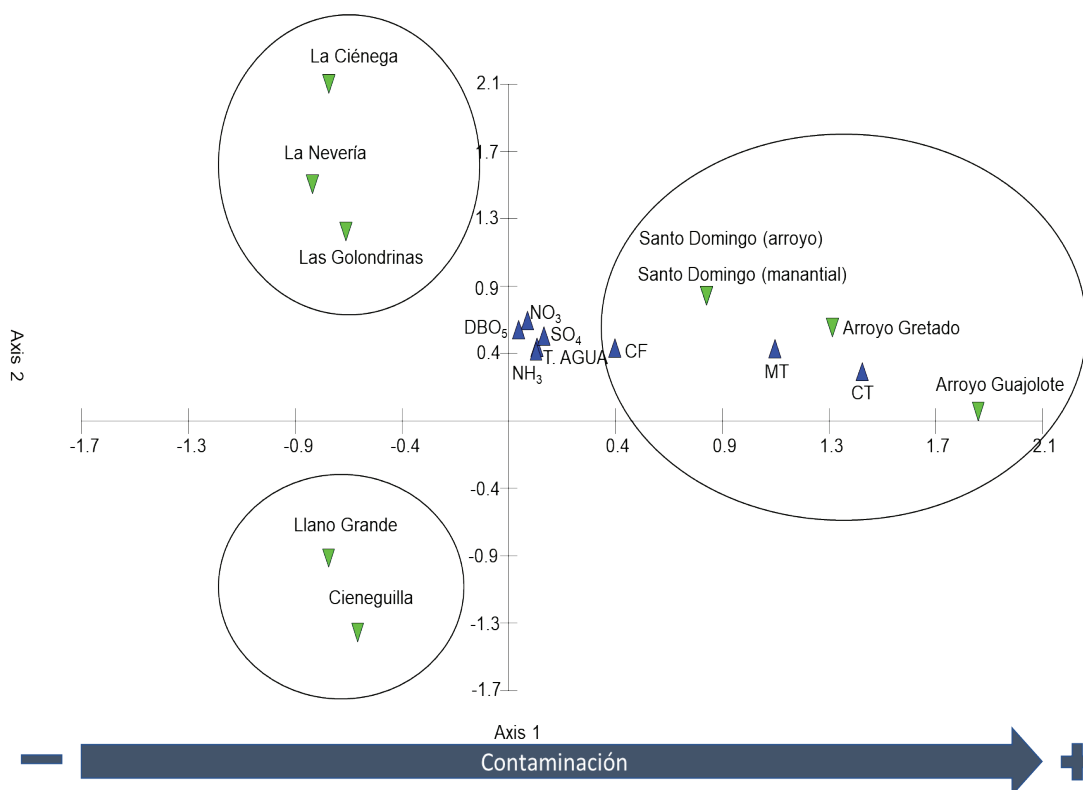


Figura 2. Análisis de correspondencia sin tendencia de acuerdo a los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos de los manantiales de estudio. NO_3^- = nitratos, SO_4^{2-} = sulfatos, DBO_5 = demanda bioquímica de oxígeno, NH_3 = nitrógeno amoniacal, T. agua = temperatura del agua, CF = coliformes fecales, CT = coliformes totales, MT = mesófilos totales.

Tabla 2. Valores de los parámetros físico-químicos y bacteriológicos en los manantiales de estudio durante la época de estiaje (mayo) y post lluvias (diciembre).

	La Ciénega		Cieneguilla		Llano Grande		Arroyo Guajolote		Las Golondrinas		Arroyo Gretado		Santo Domingo		La Nevería	
	Mayo	Dic.	Mayo	Dic.	Mayo	Dic.	Mayo	Dic.	Mayo	Dic.	Mayo	Dic.	Mayo	Dic.	Mayo	Dic.
T. ambiente (°C)	19	10	17	12	16	13	19	18	15.5	12	16	13	10	15	16	10
T. agua (°C)	14	12	15	10	14	10	15	13	12	10	13	11	9	10	12	11
pH	6	6	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	8	7	8	7
Dureza T. (mg l ⁻¹)	33	38	43	34	43	27	58	27	58	46	89	65	299	221	64	57
Dureza Ca (mg l ⁻¹)	6	15	11	13	9	11	6	11	16	19	32	26	31	88	16	22
Dureza Mg (mg l ⁻¹)	27	23	32	21	34	16	52	16	42	27	57	39	268	133	48	35
NH ₃ (mg l ⁻¹)	0.05	0.41	0.04	0.41	0.05	0.35	0.05	0.12	0.02	0.18	0.02	0.18	0.02	0.31	0.02	0.18
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	3.4	3.1	2.2	2.2	2.2	1.3	1.4	4.2	1.2	1.4	2.7	3.2	2.2	2.2	2.5	2
NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	0.19	0.46	0.12	0.2	0.13	0.58	0.14	0.63	0.16	0.73	0.19	0.21	0.19	0.47	0.19	0.41
SO ₄ ⁻² (mg l ⁻¹)	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
DBO ₅ (mg l ⁻¹)	67	78	41	126	75	127	50	110	58	176	43	89	49	83	55	47
Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)	4.46		6.21		6.01		7.43		7.57		7.84		8.85		8.04	
CF (NMP 100 ml ⁻¹)	< 1.1	4	< 1.1	3	< 1.1	3	3	3	< 1.1	< 1.1	< 1.1	14	< 1.1	< 1.1	< 1.1	11
CT (NMP 100 ml ⁻¹)	< 1.1	75	< 1.1	21	3	20	64	35	3	75	23	93	11	15	< 1.1	20
MT (UFC ml ⁻¹)	10	162	21	97	16	82	179	120	10	114	137	>300	123	80	6	168

T. ambiente = temperatura del ambiente, T. agua = temperatura del agua, Dureza T. = dureza total, Dureza Ca = dureza de Calcio, Dureza Mg = dureza de Magnesio, NH₃ = nitrógeno amoniacal, NO₃⁻ = nitratos, NO₂⁻ = nitritos, SO₄⁻² = sulfatos, DBO₅ = demanda bioquímica de oxígeno, CF = coliformes fecales, CT = coliformes totales, MT = mesófilos totales.

Parámetros físicos. El valor del pH del agua de los manantiales osciló entre 6.0 a 8.0, lo que los hace aceptables para la protección de la vida acuática, valores fuera de este rango pueden ocasionar limitaciones en los procesos fisiológicos de la biota (Beita-Sandí & Barahona-Palomo, 2011).

La temperatura del agua está relacionada con la temperatura del ambiente (Posada *et al.*, 2013; Prats-Rodríguez *et al.*, 2015), al ser este uno de los parámetros principales para el buen funcionamiento del ecosistema acuático, se puede decir que estos manantiales aún brindan las condiciones básicas para el establecimiento de biota acuática (Jyväsjärvi *et al.*, 2015), ya que los valores de la temperatura del agua de los manantiales no varían mucho en comparación con la de su ambiente.

Parámetros químicos. De acuerdo a la dureza total, nitratos, sulfatos, nitrógeno amoniacal, en la época de estiaje (mayo), así como en la época post lluvias (diciembre) se mantuvieron dentro de los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-2021 (DOF, 2022), aunque para diciembre los valores fueron más altos, esto puede deberse a que en la temporada de estiaje las condiciones del medio son más estables (Barbour *et al.*, 1999); además de considerar el paso del huracán, lo que ocasionó arrastre de materiales pétreos, flora y sedimentos, y pudo provocar contaminación (Pacheco-Ávila *et al.*, 2004). En cuanto a la DBO₅ todos los sitios estuvieron dentro de los límites máximos

permisibles de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-2021 (DOF, 2022), a excepción del sitio Las Golondrinas en la temporada post lluvias (diciembre).

Parámetros bacteriológicos. La mayoría de los sitios no cumplieron con los límites permisibles de bacterias coliformes fecales y coliformes totales de acuerdo a la NOM-127-SSA1-2021 (DOF, 2022) y a la NOM-093-SSA1-1994 (DOF, 1995), en cuanto a las bacterias mesófilas sólo los sitios Cieneguilla, Llano Grande cumplieron con los límites máximos permisibles en ambas épocas, esto de acuerdo a la NOM-093-SSA1-1994 (DOF, 1994). De acuerdo con Hernández-Vásquez (2014), los cambios ocasionados en el suelo, por ejemplo, cultivos, pastoreo, actividades recreativas alteran la calidad del agua al existir modificaciones en el aporte del líquido y de sedimentos dentro de la cuenca y por ende de los ecosistemas, la calidad también se ve afectada por las regulaciones del caudal a través de la construcción de presas. Además de arrastre de residuos que también puede elevar la concentración de este parámetro (Mancilla-Villa *et al.*, 2022).

Índice de calidad del agua (ICA). Los tres métodos utilizados para la determinación del ICA varían en el valor de los parámetros, así como en la forma en que se calcula la calidad del agua. Por tal motivo, en México es más común que sólo se tomen en cuenta ciertos parámetros como la DBO₅ para determinar la calidad del agua.

Tabla 3. Índices de Calidad de Agua (ICA) calculados para los manantiales de estudio en época de estiaje (mayo) y post lluvias (diciembre).

Sitio		ICA (CONAGUA/SEMARNAT)	ICA (NSF)	ICA (estandar/Brown)	ICA (DBO ₅)
La Ciénega	May.	17.7 AC	56 Me	49.3 Ma	67 C
	Dic.	41.2 C	49.3 Ma	65 R	78 C
Cieneguilla	May.	14.6 AC	64 Me	62.6 R	41 C
	Dic.	44.9 C	57.3 Me	74 B	126 FC
Llano Grande	May.	22.4 AC	69 Me	67.2 R	75 C
	Dic.	46.7 C	57.3 Me	74 B	127 FC
Arroyo Guajolote	May.	24.7 AC	71 B	66.9 R	64 C
	Dic.	43.9 C	56.3 Me	69 R	110 C
Las Golondrinas	May.	17.8 AC	74 B	71.3 B	58 C
	Dic.	69.7 PC	60.1 Me	78 B	176 FC
Arroyo Gretado	May.	18.7 AC	76 B	71.6 B	43 C
	Dic.	51.7 PC	47.7 Ma	67 R	89 C
Santo Domingo	May.	27.4 AC	79 B	78.4 B	49 C
	Dic.	41.9 C	58.3 Me	77 B	83 C
La Nevería	May.	17.4 AC	76 B	70.2 R	55 C
	Dic.	25 AC	49.6 Ma	69 R	47 C

PC = poco contaminada, AC = altamente contaminada, FC = fuertemente contaminada, C = contaminada, Me = calidad media, Ma = calidad mala, R = calidad regular, B = calidad buena.

Escala de clasificación de calidad del agua. SEMARNAT (2002), AC) altamente contaminada 0-20. C) contaminada 21-40. PC) poco contaminada 41-60. A) aceptable 61-75. NC) no contaminada 75-100. NSF (2015), Mm) muy mala 0-24, M) mala 25-49, Me) media 50-69, B) buena 70-89, E) excelente 90-100. Brown *et al.* (1970), P) pésima 0-25, Ma) mala 26-50, Re) regular 51-70, B) buena 71-90, E) excelente 91-100. DBO₅ (SEMARNAT, 2014), FC) fuertemente contaminada DBO₅ > 120, C) contaminada 30 < DBO₅ ≤ 120, A) aceptable 6 < DBO₅ ≤ 30, BC) buena calidad 3 < DBO₅ ≤ 6, E) excelente DBO₅ ≤ 3

Ahsan *et al.* (2021) mencionan que las características físico-químicas y bacteriológicas del agua de manantial es determinada en mayor medida por descargas naturales y por características minerales del área, estas propiedades pueden alterarse debido a actividades antropogénicas y a factores climáticos como tormentas, lo cual influye en la calidad del agua. Esto conlleva a cambios en el caudal y en el ancho de la corriente del agua, lo que influye en la disolución de material contaminante (Morell-Bayard *et al.*, 2015).

Parámetros biológicos. Los macroinvertebrados acuáticos colectados en el mes de mayo fueron 6,232 mientras que para diciembre fueron solo 582 ejemplares, esto puede deberse al fenómeno de deriva, que

es un movimiento río abajo bastante común en este tipo de organismos, este fenómeno puede ocurrir por dispersión, comportamiento o a consecuencia de disturbios, como la crecida del río o mala calidad del agua (Hanson *et al.*, 2010); en el caso del presente estudio el motivo por el cual el número de ejemplares disminuyó notablemente pudo deberse al impacto que tuvo el huracán en los manantiales, aumentando las descargas de agua y la velocidad de la corriente.

Los manantiales, así como los ríos, brindan hábitats que son controlados por diversos procesos físicos, como por ejemplo el flujo y calidad del agua, y el transporte de sedimentos, por tal motivo, un mal manejo del caudal puede provocar cambios significativos en la estructura de su biodiversidad (O'Keeffe & Le Quesne, 2010).

Tabla 4. Familias taxonómicas de macroinvertebrados acuáticos con mayor abundancia, como resultado de ambos muestreos (sequía y post lluvias).

	La Ciénega	Cieneguilla	Llano Grande	Arroyo Guajolote	Las Golondrinas	Arroyo Gretado	Santo Domingo (cascada)	Santo Domingo (arroyo)	La Nevería
Leptophlebiidae	0	0	2	48	102	14	152	32	105
Polycentropodidae	4	18	92	2	8	11	9	19	7
Lepidostomatidae	0	0	0	0	0	144	11	5	0
Elmidae	0	0	0	12	14	12	41	27	1
Culicidae	250	0	1	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	0	0	2	55	1	9	93	798	10
Chironomidae	118	18	42	11	11	8	5	66	38
Tanytarsini	335	174	1004	142	100	274	54	50	195
Tanypodini	370	168	407	83	38	23	5	91	132

En ambientes que conservan buenas condiciones ecológicas es común encontrar gran abundancia y diversidad de macroinvertebrados pertenecientes a los órdenes taxonómicos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), estos grupos indican buena calidad de agua y de hábitat (Murillo-Montoya *et al.*, 2018), en el presente estudio estos grupos fueron escasos. El orden más abundante fue Diptera, estos organismos al ser tolerantes a los cambios en su hábitat indican contaminación orgánica en los sitios de estudio, así como ambientes degradados (Tampo *et al.*, 2020). La familia más representativa fue Chironomidae, estos organismos son tolerantes a condiciones muy bajas de oxígeno, colonizan hábitats donde existe materia orgánica en descomposición e indican cambios en la calidad del agua (Pérez *et al.*, 2016; Roldán-Pérez, 1996). De acuerdo con Rizky-Junita *et al.* (2018) la presencia de comunidades de macroinvertebrados acuáticos es influenciada por las condiciones de la vegetación riparia, lo que explicaría el alto número de ejemplares colectados en el mes de mayo y la disminución de los mismos en el mes de diciembre, ya que las condiciones de la vegetación de ribera cambiaron drásticamente entre estas dos épocas.

En relación con el índice de integridad biótica asociado a macroinvertebrados acuáticos (IIBAMA), cuatro sitios (La Ciénega, Cieneguilla,

Las Golondrinas y Santo Domingo cascada y arroyo) se encuentran en la categoría “pobre”, dos (Llano Grande y Arroyo Gretado) en la categoría “regular”, donde la comunidad de macroinvertebrados acuáticos se considera impactada; la mayoría de los taxa más sensibles (intolerantes) a los cambios se ha perdido. La cadena trófica también se encuentra afectada, ya que los taxa de hábitos fijos han disminuido (36 familias), por ejemplo, Aeshnidae, Glossosomatidae, Hydropsychidae, Lepidostomatidae, entre otros. El manantial del paraje Llano Grande, se encuentra canalizado para su aprovechamiento, y en el caso del sitio Arroyo Gretado es un manantial de reciente aprovechamiento para uso humano; a pesar de esto, el sitio ha sido usado con fines recreativos, por tal motivo se encuentra moderadamente alterado. y solo un sitio (Arroyo Guajolote) en la categoría “bueno”, si bien la comunidad de macroinvertebrados acuáticos ha sido afectada, ya que se han perdido los taxa más intolerantes (15 familias) y los de hábitos fijos, aún la comunidad es sostenible; ya que se mantienen los taxa que llevan a cabo los mecanismos de flujo energético, como Leptophlebiidae, Baetidae, Polycentropodidae, Beraeidae, Hydropsychidae, Lepidostomatidae, Elmidae, Simuliidae, Chironomidae y Tipulidae. Este sitio se caracteriza por la conservación de la vegetación en su ribera, por tal motivo se considera que es un lugar que conserva su integridad ecológica.

Tabla 5. Variables e índice de integridad biótica asociado a macroinvertebrados acuáticos (IIBAMA).

Sitio	S	REPT	RII	RTI	TM	TF	IIBAMA	CAT IIBAMA
La Ciénega	12	12	4	5	6.58	3	9	Pobre
Cieneguilla	9	1	3	3	5.89	2	6	Pobre
Llano Grande	25	5	14	14	5.28	7	15	Regular
Arroyo Guajolote	22	6	15	15	4.41	11	17	Bueno
Las Golondrinas	16	4	8	8	5.5	5	6	Pobre
Arroyo Gretado	22	6	15	15	4.36	9	16	Regular
Santo Domingo (cascada)	21	5	12	13	4.43	10	14	Pobre
Santo Domingo (arroyo)	17	7	11	12	4.24	8	13	Pobre
La Nevería	18	5	11	12	4.5	8	13	Pobre

S = riqueza de familias, REPT = riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, RII = riqueza de familias de insectos intolerantes, RTI = riqueza de taxa intolerantes, TM = tolerancia media, TF = total de taxa fijos, IIBAMA = valor de índice de integridad biótica, CAT IIBAMA = categoría de la integridad biótica.

Tomando en cuenta que los macroinvertebrados acuáticos son un grupo de gran importancia en los ecosistemas acuáticos para la transferencia de energía en los diferentes niveles, el hecho que su comunidad se encuentre impactada compromete el buen funcionamiento del ecosistema.

Los manantiales de este estudio se encuentran en cierta medida impactados debido a actividades antropogénicas relacionadas con el abastecimiento de agua para la población, estos cambios en el entorno afectan a la biodiversidad que habita en el lugar lo que modifica la estructura y el funcionamiento del ecosistema.

Es importante continuar con estudios de este tipo para conocer el estado actual de los ecosistemas, así como llevar a cabo un buen manejo de estos e implementar acciones para su conservación asegurando una buena calidad en los servicios ecosistémicos brindados.

El problema de la contaminación del agua es muy preocupante, ya que si bien sirve de abastecimiento para la población también cumple una función ecológica en el ecosistema. Comúnmente el agua de manantial está relacionada a una buena calidad, esto debido a que el agua que emerge en forma de manantial es agua subterránea, sería lógico pensar que no ha tenido contacto con la superficie, pero el agua se encuentra en continua circulación y tal vez se desconoce el recorrido que ha realizado, es decir las condiciones en las que se encontraba el medio por donde circuló, si bien el agua realiza un mecanismo de depuración natural también puede contaminarse en el proceso, e inclusive el agua subterránea puede resultar contaminada (Rodríguez-García *et al.*, 2003; Wong-Arguelles *et al.*, 2021). En el caso del presente estudio y basándose en la DBO₅, que en México es uno de los parámetros más utilizados para evaluar la calidad del agua, en el muestreo de mayo todos los sitios se encuentran en la categoría “Contaminada” mientras que en diciembre los sitios Cieneguilla, Llano Grande y Las Golondrinas estuvieron en la categoría “Fuertemente contaminada”, lo que indica que las aguas de los manantiales de estudio reciben descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal. De acuerdo al IIBAMA casi todos los sitios se encuentran en la categoría “Pobre”, a excepción del sitio Arroyo Guajolote en la categoría “Bueno”. La primera categoría mencionada se caracteriza por ser sitios con cauces invadidos o modificados, son manantiales canalizados y con actividades de extracción, por tal motivo están sometidos a una fuerte presión. Mientras que Arroyo Guajolote presenta una estructura natural ya que conserva su integridad ecológica. El utilizar parámetros físico-químicos y bacteriológicos a la par del uso de bioindicadores ayuda a tener una visión más amplia de la situación en la que se encuentra el ecosistema y de esta manera poder implementar medidas de restauración para asegurar una buena calidad de los servicios ecosistémicos brindados.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT). Al World Wildlife Fund (Fondo Mundial para la Naturaleza-WWF México). A la Red Nacional para el Monitoreo de Reservas de Agua en México (REDMORA). A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH). Al Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca (ITVO). A las comunidades de San José Cieneguilla, Santo Domingo Ozolotepec y San Miguel Suchixtepec por el apoyo y las facilidades brindadas para la realización del estudio.

REFERENCIAS

- AHSAN, W. A., H. R. AHMAD, Z. U. R. FAROOQI, M. SABIR, M. A. AYUB, M. RIZWAN & P. ILIC. 2021. Surface water quality assessment of Skardu springs using Water Quality Index. *Environmental Science and Pollution Research* 28: 20537-20548. DOI: 10.1007/s11356-020-11818-5
- ÁLVAREZ-ARANGO, L. F. 2005. *Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. 263 p.
- ANDINO-GUARDERAS, P., E. A. GUEVARA, R. E. ESPINOSA & T. SANTANDER-G. 2017. *Cartilla de identificación de macroinvertebrados acuáticos. Guía para el monitoreo participativo*. Ministerio del Ambiente. Aves y Conservación. Quito, Ecuador. 43 p.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER & J. B. STRIBLING. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Environmental Protection Agency. Washington, D.C. 337 p.
- BARQUÍN-ORTIZ, J. 2007. Patrones de biodiversidad en manantiales: implicaciones para la gestión de las aguas subterráneas. *Locustella: Anuario de la Naturaleza de Cantabria* 4: 37-49.
- BEITA-SANDÍ, W. & M. BARAHONA-PALOMO. 2011. Físico-química de las aguas superficiales de la Cuenca del río Rincón, Península de Osa, Costa Rica. *UNED Research Journal* 2 (2): 157-179.
- BROWN, R. M., N. I. McCLELLAND, R. A. DEININGER & R. G. TOZER. 1970. A water quality index-Do we dare? *Water Sewage Works* 117 (10): 339-343
- CAMACHO-BALLESTEROS, A., H. M. ORTEGA-ESCOBAR, E. I. SÁNCHEZ-BERNAL & Á. CAN-CHULIM. 2020. Indicadores de calidad físico-química de las aguas residuales del estado de Oaxaca, México. *Terra Latinoamericana* 38 (2): 361-375. DOI: 10.28940/terra.v38i2.610
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA). 1999. *Índice de calidad del agua*. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. México. 1 p.
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA). 2018. *Estadísticas del agua en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México. 303 p.
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA). 2023. *Ley Federal de Derechos. Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes para el ejercicio fiscal 2023*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México. 283 p.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. 2014. *Protocolo para el muestreo de calidad del agua en ríos endorréicos y exorréicos, y en humedales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012)*. Programa Nacional de Reservas de Agua. México. 33 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 1994. *Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-093-SSA1-1994 Bienes y servicios. Preparación de alimentos que se ofrecen en establecimientos fijos*. Secretaría de Salud. México. 14 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 1995. *Norma Oficial Mexicana NOM-092-SSA1-1994 Bienes y servicios. Método para la cuenta de bacterias aerobias en placa*. Secretaría de Salud. México. 6 p.

- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 1995. *Norma Oficial Mexicana NOM-093-SSA1-1994 Bienes y servicios. Prácticas de higiene y sanidad en la preparación de alimentos que se ofrecen en establecimientos fijos*. Secretaría de Salud. México. 16 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2001. *Norma Mexicana NMX-AA-072-SCFI-2001 Análisis de agua-determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. Secretaría de Economía. México. 19 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2001. *Norma Mexicana NMX-AA-073-SCFI-2001 Análisis de agua-determinación de cloruros en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. Secretaría de Economía. México. 18 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2001. *Norma Mexicana NMX-AA-079-SCFI-2001 Análisis de agua-determinación de nitratos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. Secretaría de Economía. México. 27 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2001. *Norma Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001 Análisis de agua-determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. Secretaría de Economía. México. 24 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2011. *Norma Mexicana NMX-AA-154-SCFI-2011 Análisis de agua-determinación de nitrógeno de nitritos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. Secretaría de Economía. México. 14 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2014. *Norma Mexicana NMX-AA-007-SCFI-2013 Análisis de agua-medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. Secretaría de Economía. México. 23 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2014. *Norma Mexicana NMX-AA-074-SCFI-2014 Análisis de agua-medición del ion sulfato en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. Secretaría de Economía. México. 13 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2015. *Norma Mexicana NMX-AA-042-SCFI-2015 Análisis de agua-enumeración de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y Escherichia coli*. Secretaría de Economía. México. 29 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2018. *Norma Mexicana NMX-AA-093-SCFI-2018. Análisis de agua-medición de la conductividad eléctrica en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. Secretaría de Economía. México. 21 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2022. *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua*. Secretaría de Salud. México. 124 p.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2022. *Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Límites permisibles de contaminantes en las descargas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 17 p.
- ESPINOSA-GARCÍA, A. C. 2014. Calidad del agua. *Impluvium* 3: 1-37.
- GARCÍA, J. M., L. F. SARMIENTO, M. S. RODRÍGUEZ & L. S. PORRAS. 2017. Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. Revisión corta. *UG-Ciencia* 23: 47-62. DOI: 10.18634/ugcj.23.v.01.659
- GRANADOS-MARTÍNEZ, C. & A. BATISTA. 2017. Macroinvertebrados acuáticos. En: Lasso, C. A. & M. A. Morales-Betancourt (Eds.), *III. Fauna de Caño Cristales, sierra de La Macarena, Meta, Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia, pp. 46-65.
- GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E., A. M. ALONSO-RODRÍGUEZ & A. RAMÍREZ. 2016. *Macroinvertebrados acuáticos de Puerto Rico como bioindicadores de calidad ambiental*. Puerto Rico. 6 p.
- Hanson, P., M. Springer & A. Ramírez. 2010. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de biología tropical* 58 (4): 3-37.
- HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ, I. 2014. La calidad del agua en los ríos de México. *Impluvium* 3: 7-13.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA (INEGI-SIATL). 2021. Simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas. Disponible en línea en: https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/ (consultado el 20 octubre 2022).
- JYVÄSJÄRVI, J., H. MARTTILA, P. M. ROSSI, P. ALA-AHO, B. OLOFSSON, J. NISELL, B. BACKMAN, J. ILMONEN, R. VIRTANEN, L. PAASIVIRTA, R. BRITSCHGI, B. KLOVE & T. MUOTKA. 2015. Climate-induced warming imposes a threat to north European spring ecosystems. *Global change biology* 21: 4561-4569. DOI: 10.1111/gcb.13067
- MANCILLA-VILLA, O. R., L. GÓMEZ-VILLASEÑOR, J. L. OLGUÍN-LÓPEZ, R. D. GUEVARA-GUTIÉRREZ, O. HERNÁNDEZ-VARGAS, H. M. ORTEGA-ESCOBAR, H. FLORES-MAGDALENO, A. CÁN-CHULIM, E. I. SÁNCHEZ-BERNAL, E. CRUZ-CRESPO & C. PALOMERA-GARCÍA. 2022. Contaminación orgánica por coliformes, Nitrógeno y Fósforo en los ecosistemas acuáticos de la cuenca Ayuquila-Armería, Jalisco, México. *Revista de ciencias biológicas y de la salud* 24 (1): 5-14. DOI: 10.18633/biotecnia.v24i1.1283
- MANSON, R. H., E. J. JARDEL-PELÁEZ, M. JIMÉNEZ-ESPINOSA & C. A. ESCALANTE-SANDOVAL. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. En: Sarukhán, J. (Coord. Gral.). *Capital Natural de México. Volumen II: estado de conservación y tendencias de cambio*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. pp. 131-184.
- MERRIT, R. W., K. W. CUMMINS & M. B. BERG (Eds.). 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 4th ed. Kendall/Hunt Publishing Company. United States of America. 1158 p.
- MORELL-BAYARD, A. DE LA C., P. S. BERGUES-GARRIDO & E. R. PORTUONDO-FERRER. 2015. Valoración de los parámetros físico-químicos de las aguas del río San Juan en los períodos húmedo y seco de 2014. *Ciencia en su PC* 1: 1-12.
- MURILLO-MONTOYA, S. A., A. MENDOZA-MORA, E. S. RESTREPO-BASTIDAS & M. A. RODRÍGUEZ. 2018. Utilización de macroinvertebrados acuáticos como herramienta para determinar la calidad del agua en la quebrada Santo Tomás, municipio de Pensilvania, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 42 (164): 212-220. DOI: 10.18257/raccefyn.655

- NATIONAL SANITATION FOUNDATION (NSF). 2015. Water quality index calculator for surface water. Disponible en línea en: <https://www.knowyourh2o.com/outdoor-3/water-quality-index-calculator-for-surface-water> (consultado el 11 enero 2023).
- O'KEEFFE, J. & T. LE-QUESNE. 2010. *Cómo conservar los ríos vivos. Guía sobre los caudales ecológicos*. Serie Seguridad Hídrica de WWF-2. WWF- World Wide Fund. Gland, Suiza. 47 p.
- OSCOZ-ESCUADERO, J. 2009. *Guía de campo. Macroinvertebrados de la Cuenca del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro. España. 129 p.
- OSEJOS-MERINO, M. A., M. C. MERINO-CONFORME, M. V. MERINO-CONFORME & J. L. SOLÍS-BARZOLA. 2020. Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua de la parte céntrica del río Jipijapa-Ecuador. *Revista científica Mundo de la investigación y el conocimiento* 4 (4): 454-467. DOI: 10.26820/recimundo/4.(4).octubre.2020.454-467
- PACHECO-ÁVILA, J., A. CABRERA-SANSORES & R. PÉREZ-CEBALLOS. 2004. Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. *Ingeniería* 8 (2): 165-179.
- PÉREZ, A., N. SALAZAR, F. AGUIRRE, M. FONT, E. ZAMORA, A. CORDOVA & K. ACOSTA. 2016. *Guía de macroinvertebrados bentónicos de la provincia de Orellana*. Orellana, Ecuador. 116 p.
- PÉREZ-MUNGUÍA, R. M. & R. PINEDA-LÓPEZ. 2005. Diseño de un índice de integridad biótica para ríos y arroyos del Centro de México, usando las asociaciones de Macroinvertebrados. *Entomología mexicana* 4: 241-245.
- PÉREZ-MUNGUÍA, R. M., V. M. RAMÍREZ-MELCHOR & M. A. PIÑÓN-FLORES. 2009. Análisis comparativo de las asociaciones de Ephemeroptera, en sitios con distinto grado de conservación en el río Chiquito, Morelia, Michoacán. *Entomología Mexicana* 8: 326-331.
- PICONE, L. I., Y. E. ANDREOLI, J. L. COSTA, V. APARICIO, L. CRESPO, J. NANNINI & W. TAMBASCIO. 2003. Evaluación de nitratos y bacterias coliformes en pozos de la Cuenca Alta del Arroyo Pantanoso (BS. AS.). *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 32(1): 99-110.
- PIÑÓN-FLORES, M. A., R. M. PÉREZ-MUNGUÍA, U. TORRES-GARCÍA & R. PINEDA-LÓPEZ. 2014. Integridad biótica de la microcuenca del Río Chiquito, Morelia, Michoacán, México, basada en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical* 62 (2): 221-231.
- POSADA, E., D. MOJICA, N. PINO, C. BUSTAMANTE & A. MONZÓN-PINEDA. 2013. Establecimiento de índices de calidad ambiental de ríos con bases en el comportamiento del oxígeno disuelto y de la temperatura, aplicación al caso del río Medellín, en el Valle de Aburrá en Colombia. *Dyna* 80 (181): 192-200.
- PRAT, N., B. RÍOS, R. ACOSTA & M. RIERADEVALL. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. & H. R. Fernández (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Fundación Miguel Lillo. Tucumá, Argentina, pp.631-654.
- PRATS-RODRÍGUEZ, J., R. VAL-SEGURA, M. ARBAT-BOFILL, M. CARDONA-MARTÍ, D. NINYEROLA-CHIFONI, J. ARMENGOL-BACHERO & J. DOLZ-RIPOLLÉS. 21-24 de julio de 2015. *Trabajos de seguimiento de la temperatura del agua en el curso inferior del río Ebro (España)*. 1er. Congreso Iberoamericano sobre sedimentos y ecología Querétaro, Querétaro, México.
- RIZKY-JUNITA, N., D. SUTJININGSIH & E. ANGGRAHENI. 2018. *The influence of riparian characteristics on the diversity and abundance of macroinvertebrates at cascade-pond system universitas Indonesia Depok*. The 2nd. International Conference on Eco Engineering Development. Gothenburg, Sweden. 14 p. DOI: 10.1088/1755-1315/195/1/012005
- RODRIGO-HERRERA, C., P. PACHECO-MOLLINADO, M. E. ORIHUELA, M. L. PIÑEIRO & E. COBO. 2018. *Guía de monitoreo participativo de la calidad de agua*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Quito, Ecuador. 68 p.
- RODRÍGUEZ-GARCÍA, R., C. MARTÍNEZ-MUÑOZ, D. HERNÁNDEZ-VIZCAINO, J. DE L. VEGUILLAS & MA. L. ACEVEDO DE PEDRO. 2003. Calidad del agua de fuentes de manantial en la zona básica de salud de Sigüenza. *Revista Española de Salud Pública* 77 (3): 423-432.
- ROLDÁN-PÉREZ, G. 1996. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo para la Protección del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 217 p.
- ROLDÁN-PÉREZ, G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 40 (155): 254-274. DOI: dx.doi.org/10.18257/raccefyn.335
- SÁNCHEZ-BERNAL, E. I., G. SANDOVAL-OROZCO, M. A. CAMACHO-ESCOBAR, F. VALDEZ-MARTÍNEZ, A. RODRÍGUEZ-LEÓN & H. M. ORTEGA-ESCOBAR. 2014. Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. *Revista Internacional de Ciencia y Sociedad* 1 (2): 27-41.
- SANDOVAL-GARCÍA, C. & I. CANTÚ-SILVA. 2021. Análisis geomático del cambio de uso del suelo en la subcuenca río Copalita, Oaxaca. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 11: 1-12. DOI: 10.19136/era.a8n11.2915
- SAS INSTITUTE. 2008. *JMP v. 8. Statistical*. Discovery from SAS.
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT), COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA), PROCURADURÍA FEDERAL DE PROTECCIÓN AL AMBIENTE (PROFEPA) & COMISIÓN ESTATAL DEL AGUA (CEA). 2009. Plan de Manejo Integral de la Cuenca Hidrológica del Río Copalita, Oaxaca. Oaxaca, México. 313 p.
- SECRETARÍA DEL MEDIO Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2002. *Escala de clasificación de la calidad del agua para usos específicos, según su Índice de Calidad del Agua (ICA)*. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). México. 1 p.
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2014. Calidad del agua. Disponible en: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/06_agua/6_2_1.html (consultado el 05 abril 2023).
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2009. *Indicadores de calidad del agua*. Gerencia de calidad del agua. Disponible en: http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_R_AGUA05_01%26IBIC_user=dgeia_mce%26IBIC_pass=dgeia_mce (consultado el 05 abril 2023).
- SOLÓRZANO, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolphthorite method. *Limnology and Oceanography* 14 (5): 799-801. DOI: 10.4319/lo.1969.14.5.0799

- TAMPO, L., I. M. LAZAR, I. KABORÉ, A. OUEDA, K. V. AKPATAKU, G. DJANEYE-BOUNDJOU, L. M. BAWA, G. LAZAR & W. GUENDA. 2020. A multimetric index for assessment of aquatic ecosystem health based on macroinvertebrates for the Zio River basin in Togo. *Limnologica* 83 (11): 1-11. DOI: 10.1016/j.limno.2020.125783
- TENJO-MORALES, A. I. & E. CÁRDENAS-CASTRO. 2015. Importancia y utilidad de los bioindicadores acuáticos. *Biodiversidad Colombia* 1 (5): 39-48.
- VITERI-GARCÉS, M. I., J. A. CHALEN-MEDINA & Z. L. CEVALLOS-REVELO. 2017. Determinación de bioindicadores y protocolos de la calidad de agua en el embalse de la Central Hidroeléctrica Baba. *Dominio de las ciencias* 3 (3): 628-646. DOI: 10.23857/dom.cien.pocaip.2017.3.3.jun.628-646
- WONG-ARGUELLES, C., A. J. & C. CARRANZA-ÁLVAREZ. 2021. Calidad del agua de los manantiales del humedal natural "Ciénega de Tamasopo" en San Luis Potosí, México. *Tecnología y ciencias del agua* 16(6): 1-35. DOI: 10.24850/j-tyca-2021-06-01
- WWF (WORLD WILDLIFE FUND INC). 2008. *Manejo Integrado de las Cuencas Copalita-Zimatán-Huatulco*. Fundación Gonzalo Río Arronte I.A.P. México. 2 p.

Shell shape, allometry, and heavy metals content of two oyster species in the southeastern Gulf of California

Forma de la concha, alometría y contenido de metales pesados de dos especies de ostión en el sureste del Golfo de California

Carlos Humberto Sepúlveda¹, Maria Isabel Sotelo-Gonzalez¹, Carmen Cristina Osuna-Martínez¹, Martín Gabriel Frías-Espericueta¹, Rebeca Sánchez-Cárdenas¹, Andrés Martín Góngora-Gómez² and Manuel García-Ulloa^{2*}

Recibido: 02 de noviembre de 2023.

Aceptado: 26 de enero de 2024.

Publicado: agosto de 2024.

ABSTRACT

Background. The diverse and growing anthropogenic activity on the world's coastlines puts pressure on the shape and growth of the shells of different bivalve mollusks. **Goals.** Determine the biometric indicators and relative growth of the shell of *Saccostrea palmula* and *Crassostrea corteziensis* in wild populations of the southeastern Gulf of California. **Methods.** Oyster samplings were performed seasonally (summer 2019 to spring 2020) in the Altata (AL), Macapule (ML), Navachiste (NL) and El Colorado (ECL) lagoons, Sinaloa, Mexico ($n = 300$ per species and site), to document possible differences between shell measurements (length, height and width), biometric indices (elongation, compaction and convexity), and allometry, with the concentrations of the heavy metals (HM) such as arsenic (As); cadmium (Cd); copper (Cu); iron (Fe); lead (Pb); and zinc (Zn) found in the soft tissue of both species. **Results.** Except for height, the other shell dimensions and body weight presented significant differences ($p < 0.05$) between the sampling sites for each oyster. The greatest shell elongation of *S. palmula* and *C. corteziensis* was found in ML and ECL, respectively ($p < 0.05$). At each sampling site, the morphometric associations for the two oyster species showed a linear and positive trend, with different negative allometry ($b < 1$). The concentrations of organic and inorganic matter as well as HM analyzed (except zinc) showed correlations with some biometric indicators and allometry in most of the lagoons in the two species. **Conclusions.** The HM were related to the functional indicators of the shell and allometry of both ostreids in the different lagoons.

Keywords: Bivalves, biometric indexes, morphometry, anthropogenic activities, environmental variables.

RESUMEN

Antecedentes. La diversa y creciente actividad antropogénica en los litorales del mundo ejerce presión en la forma y crecimiento de las conchas de diferentes moluscos bivalvos. **Objetivos.** Determinar los indicadores biométricos y crecimiento relativo de la concha de *Saccostrea palmula* y *Crassostrea corteziensis* en poblaciones silvestres del sureste del Golfo de California. **Métodos.** Se realizaron muestreos de ostiones estacionalmente (verano 2019 a primavera 2020) en las lagunas Altata (AL), Macapule (ML), Navachiste (NL) y El Colorado (ECL), Sinaloa, México ($n = 300$ por especie y sitio), para documentar posibles diferencias entre las medidas de la concha (longitud, altura y anchura), índices biométricos (elongación, compactación y convexidad), y alometría, con las concentraciones de los metales pesados (HM) como el arsénico (As); cadmio (Cd); cobre (Cu); hierro (Fe); plomo (Pb); y zinc (Zn) encontrados en el tejido blando de las dos especies. **Resultados.** Excepto para la altura, las demás dimensiones de la concha y el peso corporal presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios de muestreo para cada especie de ostión. La mayor elongación de la concha de *S. palmula* y *C. corteziensis* se encontró en ML y ECL, respectivamente ($p < 0.05$). En cada sitio de muestreo, las asociaciones morfométricas para las dos especies de ostión mostraron tendencia lineal y positiva, con diferente alometría negativa ($b < 1$). Las concentraciones de materia orgánica e inorgánica, así como de los HM analizados (excepto el Zn), mostraron correlaciones con algunos indicadores biométricos y alometría en los dos bivalvos, en la mayoría de las lagunas. **Conclusiones.** Los HM estuvieron relacionados con los indicadores funcionales de la concha y la alometría de ambos ostreidos en las diferentes lagunas.

Palabras clave: Bivalvos, índices biométricos, morfometría, actividades antropogénicas, variables ambientales.

¹ Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Paseo Claussen s/n, Mazatlán, Sinaloa 82000, Mexico

² Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa, Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Guasave, Sinaloa 81101, Mexico

*Corresponding author:

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

To quote as:

Sepúlveda, C. H., M. I. Sotelo-Gonzalez, C. C. Osuna-Martínez, M. G. Frías-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.

DOI:10.24275/JFSU3315

INTRODUCTION

The biological synthesis of minerals for the formation of shells in bivalve mollusks is a process directed, first, by the genetic information of the organisms (Clark *et al.*, 2020) that triggers phenotypic expression (color, shape, structures, etc.) particular to each species. However, external factors such as food and environmental conditions –including anthropogenic activities that take place in the vicinity of the habitat (Grizzle *et al.*, 2017; Stewart *et al.*, 2021)– cause the shape of the shells as well as their growth to undergo variations that can be detected, even in populations of the same species that are close to each other. Due to the bio-mineralization of the shells, it is possible to infer the geo-climatic conditions to which they were exposed in their lives (Jacob *et al.*, 2008), which is why they represent excellent archives of biological-environmental information.

Shell measurements, commonly reported in field studies on bivalves (height, length, and width) are evaluation tools that, in conjunction with other analytical techniques, offer practical and immediate evidence of possible variations in the growth and shell shape of these invertebrates (Caill-Milly *et al.*, 2014; Dar *et al.*, 2018). Additionally, the elongation, convexity, and compaction of the valves in these mollusks are functional indicators that modify their proportion as a reflection of the adaptation to the conditions of a certain locality (Modestin, 2017), which, finally, are related to factors such as waves and currents (Telesca *et al.*, 2018), food availability (Nakano *et al.*, 2010), and anthropogenic activity (Stewart *et al.*, 2021). On the other hand, morphometric relationships between shell dimensions and body weight in bivalves are used to interpret their development, physiological condition (Zhang *et al.*, 2023), and relative growth, among one or several populations of the same species (Karakulak *et al.*, 2006).

The mangrove oysters *C. corteziensis* (Hertlein, 1951) and *S. palmula* (Carpenter, 1857) are bivalves of economic importance and aquaculture potential (Cáceres-Martínez *et al.*, 2012), with geographic coincidence in the Gulf of California (Lodeiros *et al.*, 2020). Both ostreids cohabit attached to the roots of mangroves, rocks exposed to low tides, and shells found in coastal lagoons. However, these ecosystems are influenced by anthropogenic activities, among which mining, aquaculture, and agriculture stand out as sources to the entrance of heavy metals (HM) (Páez-Osuna *et al.*, 2017). The effect that HM have on the bio-mineralization of the shell of some bivalve species has been highlighted, causing its thinning and easy fracture or breakage (Dar *et al.*, 2018; Stewart *et al.*, 2021), in places where there is an increasing contribution of these elements derived from intense anthropogenic activity, as is happening in the southeast of the Gulf of California (Páez-Osuna *et al.*, 2017).

Although there is information related to growth, survival, condition index, and environmental conditions in which these oyster species live (Cabrera-Peña *et al.*, 2001; Castillo-Durán *et al.*, 2010), as well as genetic variability (Pérez-Enríquez *et al.*, 2008; Mazón-Suástegui *et al.*, 2016), pathology (Cáceres-Martínez *et al.*, 2012; Villanueva-Fonseca *et al.*, 2020), morphometric relationships (Góngora-Gómez *et al.*, 2018), biochemical composition (Hurtado *et al.*, 2012), gonadal development (Chávez-Villalba *et al.*, 2008), reproductive biology in the wild (Rodríguez-Jaramillo *et al.*, 2008; Alvarado-Ruiz, 2018) and cultivated (Góngora-Gómez *et al.*, 2020); but there are no reports that relate the level of HM accumulated in the soft-tissue of oysters, with the variation in

the shape of their shell and allometry –jointly– for populations within the Gulf of California.

Therefore, the objective of this work was to determine the biometric indicators and relative growth of the shell of *S. palmula* and *C. corteziensis* in wild populations of four coastal lagoons in the southeastern Gulf of California, to document possible differences based on the level of HM found in the soft tissue of the two species. It is inferred that, in general, the results will vary –even in the same species– since they depend on the particular conditions (environmental and anthropogenic) of each sampling site.

MATERIALS AND METHODS

Seventy-five specimens of each oyster species (*S. palmula* and *C. corteziensis*) were collected from mangrove roots during low tide in September (summer 2019), December (fall 2019), March (winter 2020), and June (spring 2020) in the Altata (AL; 24°36'89.6" N; 107°52'14.2" W), Macapule (ML; 25°24'35.9" N; 108°41'37.1" W), Navachiste (NL; 25°30'31.0" N; 108°50'95.4" W), and El Colorado (ECL; 25°46'14.5" N; 109°24'44.2" W) lagoons, from Sinaloa, Mexico ($n = 300$ per species and site). These coastal lagoons are located within the Gulf of California (Fig. 1) and are characterized by maintaining a permanent connection with the gulf through one or two mouths. In addition, they are surrounded by four species of mangrove (irregularly distributed), human settlements, agricultural crops, and shrimp farms (Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2015).

In each sampling, the environmental variables were recorded: water temperature and dissolved oxygen (DO) with an oximeter (YSI, 55/12 FT, Oxymeter, Ohio, USA); to measure salinity, a precision refractometer (ATAGO, S/Mill refractometer) was used; while the pH was obtained with a potentiometer (Hanna, HI 8314 pHmeter, USA) (Góngora-Gómez *et al.*, 2020). The concentrations of organic matter (OM) and inorganic matter (IM) were determined with the gravimetric method described by APHA (1995). The concentration of chlorophyll *a* (Cl-*a*) was obtained with the spectrophotometric technique described by Strickland & Parsons (1972) and the equations of Jeffrey & Humphrey (1975).

The oysters were transported in a cooler with seawater (≈ 4 °C) to the laboratory, where they were cleaned with plastic brushes to remove excess sediment and detach adhered shells, epibiotic fauna, and mangrove remains (Sepúlveda *et al.*, 2023). A digital Vernier ruler (0.00 mm, Mitutoyo, CD-8" CS) was used to measure the length (SL; maximum distance between the anterior and posterior margins), height (SH; maximum distance from the umbo to the ventral margin), and shell width (SW; maximum distance between the thickest parts of the valves). Additionally, the oysters were dried with absorbent paper before weighing them to obtain the total body weight (BW), using a precision scale (0.001 g, OHAUS, Scout Pro SP 2001) (Rodríguez-Quiroz *et al.*, 2016). The shell measurements of each oyster were used to obtain the biometric indices: elongation (SH/SL), roundness or compaction (SW/SL), and convexity (SW/SH) (Selin, 2007; Modestin, 2017).

To determine the allometry of *S. palmula* and *C. corteziensis*, the measurements of SL, SH, and SW were considered. Outliers were removed from all data sets (Durbin-Watson test) and residuals were analyzed for normal distribution using quantile–quantile plot (RStudio, R Core Team 2018). The morphometric relationships between the diffe-

rent dimensions of the shell (SL/SH, SW/SL, and SW/SH, $n = 300$ per species and site), for each coastal lagoon, were obtained with the linear equation $Y = bX + a$, where Y and X = shell dimensions (SL, SH, and SW, mm); where a = intercept and b = slope. In these associations with the same unit of measurement, when the exponent $b = 1$, the morphometric relationships indicate isometric growth.

The concentrations of HM (arsenic, As; cadmium, Cd; copper, Cu; iron, Fe; lead, Pb; zinc, Zn) in the soft tissue of the oysters *S. palmula* and *C. corteziensis* were analyzed using atomic absorption spectrophotometry and the accuracy of the analytical method was evaluated with the standard reference material DOLT-5[®] (National Research Council Canada) mentioned in Sepúlveda *et al.* (2023).

The mean, standard deviation, minimum, and maximum values of shell dimensions and BW were reported by oyster species and sampling site. All data sets passed the assumptions of normality (Kolmogorov-Smirnov) and homoscedasticity (Bartlett). An analysis of variance and a Tukey test was performed to detect and highlight statistical differences between the oyster shell dimensions and the biometric indexes of each site ($\alpha = 0.05$). The goodness of fit of the data was analyzed with the Pearson correlation coefficient (r) (Sokal & Rohlf 1995). Finally,

a principal component analysis (PCA) was applied to determine the relationship between the oysters' biometric and allometry variables and environmental variables by species and lagoon, with the level of HM found in the soft tissue. The STATISTICA 7 program (StatSoft, Tulsa, OK, USA) was used.

RESULTS

The environmental variables in the sampling sites presented a fluctuation pattern, according to the annual seasons. The lowest values of water temperature, DO, salinity, pH, OM, IM, and Cl- a were found at the sites ECL (20.9 °C, autumn), ML (4.2 mg L⁻¹, spring), AL (25.0 ‰, winter), ML (7.3, summer), ML (6.4 mg L⁻¹, autumn), AL (19.0 mg L⁻¹, autumn) and AL (1.6 mg m⁻³, autumn), respectively; while the highest values in AL (32.7 °C, spring), NL (8.7 mg L⁻¹, winter), ECL (41.0 ‰, spring), NL (8.0, spring), AL (16.2 mg L⁻¹, autumn), ECL (41.1 mg L⁻¹, summer) and NL (9.3 mg m⁻³, winter), respectively (Table 1). Only salinity ($F = 3.94$, $p = 0.03$) and pH ($F = 4.18$, $p = 0.03$) showed significant differences ($p < 0.05$) concerning the sampling sites, with intervals of 30.5 ± 5.6 ‰ (AL) to 37.5 ± 2.9 ‰ (ECL) and from 7.5 ± 0.2 (ML) to 7.9 ± 0.1 (NL), respectively.

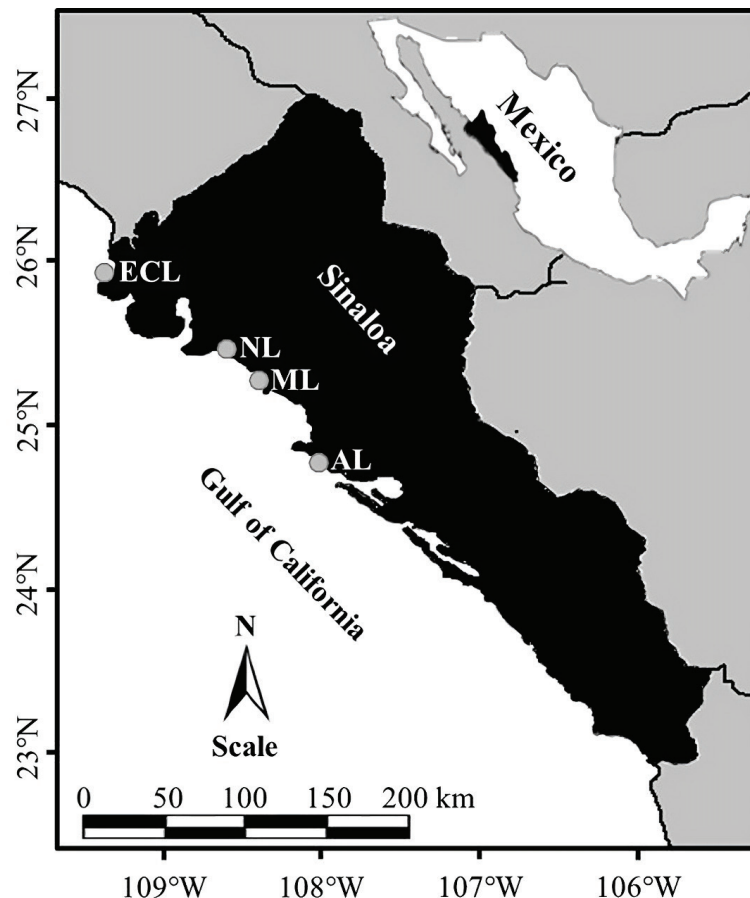


Figure 1. Location of sampling sites –Altata (AL), Macapulpe (ML), Navachiste (NL), and El Colorado (ECL) coastal lagoons– in the state of Sinaloa, Mexico (SE Gulf of California).

Table 1. Environmental variables in the sampling sites. Taken from Sepúlveda *et al.* (2023).

Sampling site	Temperature (°C)	DO (mg L ⁻¹)	Salinity (‰)	pH	OM (mg L ⁻¹)	IM (mg L ⁻¹)	Cl- <i>a</i> (mg m ⁻³)
Altata lagoon							
Mean ± SD	27.1 ± 5.9	5.8 ± 0.8	30.5 ± 5.6 ^a	7.6 ± 0.1 ^a	11.3 ± 4.1	26.4 ± 7.5	2.7 ± 1.1
Min–Max	21.3–32.7	4.8–6.7	25.0–38.0	7.5–7.7	6.7–16.2	19.0–36.8	1.6–3.7
Macapule lagoon							
Mean ± SD	26.4 ± 5.7	5.4 ± 0.7	31.0 ± 2.7 ^a	7.5 ± 0.2 ^a	9.1 ± 2.8	35.4 ± 5.4	3.9 ± 1.2
Min–Max	21.1–31.5	4.2–5.9	29.0–35.0	7.3–7.8	6.4–12.9	27.7–39.6	2.6–5.3
Navachiste lagoon							
Mean ± SD	26.9 ± 5.6	6.5 ± 1.4	35.8 ± 1.5 ^{ab}	7.9 ± 0.1 ^b	9.2 ± 0.7	32.9 ± 4.7	4.8 ± 3.2
Min–Max	21.4–31.8	5.4–8.7	35.0–38.0	7.8–8.0	8.2–9.8	26.1–36.5	2.3–9.3
El Colorado lagoon							
Mean ± SD	26.8 ± 6.3	6.1 ± 0.5	37.5 ± 2.9 ^b	7.6 ± 0.1 ^a	9.3 ± 2.1	34.6 ± 6.0	4.4 ± 1.7
Min–Max	20.9–32.6	5.4–6.7	34.0–41.0	7.5–7.7	7.9–12.4	29.0–41.1	2.5–6.4

DO = dissolved oxygen, OM = organic matter, IM = inorganic matter, Cl-*a* = chlorophyll *a*, SD = standard deviation, Min = minimum, Max = maximum. Columns with different superscript letters denote significant differences ($p < 0.05$) among sampling sites.

The range of shell dimensions of *S. palmula* and *C. corteziensis* that were considered in this analysis ($n = 1200$ per species) was respectively 55.0–88.1 and 61.0–108.9 mm for SH, 32.3–68.0 and 32.1–84.2 mm for SL and 12.4–40.0 and 21.7–49.7 mm for SW; while, for the BW, it was 13.9–65.0 and 30.1–126.9 g (Table 2). Except for SH, the other shell dimensions and BW presented significant differences ($p < 0.05$) between the sampling sites for each oyster species.

The biometric indexes of the oyster shells in the four coastal lagoons were significantly different ($p < 0.05$). The greatest elongation of *S. palmula* and *C. corteziensis* was found in ML and ECL, respectively, while compaction and convexity were greater for both oyster species in AL (Table 3).

At each sampling site, morphometric associations for the two oyster species showed a linear and positive trend. In *S. palmula*, the de-

termination coefficient (R^2) ranged from 0.05 (*b* SW/SH in NL) to 0.55 (*b* SL/SH in AL) (Fig. 2), while for *C. corteziensis*, the lowest value ($R^2 = 0.08$) was obtained in ECL for the *b* SW/SH ratio, and the highest ($R^2 = 0.70$) was recorded in AL for *b* SL/SH (Fig. 3). In all sampling sites the morphometric relationships showed negative allometry ($b < 1$).

Table 4 shows the annual average values of the concentration of HM (As, Cd, Cu, Fe, Pb, and Zn) in the soft tissue of the two oyster species (taken from Sepúlveda *et al.*, 2023). Except for Cd in *S. palmula* and As in *C. corteziensis*, the concentrations of the other HM showed significant differences ($p < 0.05$) in the sampling sites for each oyster species. The highest levels of Cu, Pb, and Zn in the tissue of *S. palmula* and *C. corteziensis* were found in ECL, while Fe concentrations in both oyster species were higher in ML.

Table 2. Shell dimensions (mm) and body weight (BW, g) of *S. palmula* y *C. corteziensis* in the sampling lagoons (Altata lagoon, AL; Macapule lagoon, ML; Navachiste lagoon, NL; El Colorado lagoon, ECL); Sinaloa, Mexico.

Sampling site	SH	SL	SW	BW
<i>S. palmula</i>				
AL	70.16 ± 4.07	51.7 ± 6.07 ^c	28.5 ± 4.77 ^c	36.75 ± 10.7 ^b
ML	73.20 ± 3.65	47.57 ± 5.25 ^a	23.27 ± 4.00 ^a	35.37 ± 10.7 ^b
NL	72.42 ± 4.72	48.30 ± 6.02 ^a	26.67 ± 3.12 ^b	33.55 ± 5.50 ^a
ECL	74.77 ± 3.70	50.25 ± 4.92 ^b	26.32 ± 4.30 ^b	38.7 ± 8.35 ^c
<i>C. corteziensis</i>				
AL	75.11 ± 4.91	59.95 ± 7.62 ^c	37.35 ± 4.72 ^c	56.57 ± 12.95 ^a
ML	74.75 ± 4.67	54.55 ± 7.12 ^a	33.65 ± 3.85 ^b	59.45 ± 12.82 ^b
NL	73.05 ± 4.51	56.52 ± 6.60 ^b	34.07 ± 4.17 ^b	55.65 ± 13.07 ^a
ECL	73.01 ± 3.42	53.85 ± 6.22 ^a	32.6 ± 3.35 ^a	59.65 ± 12.37 ^b

SH = Shell height, SL = Shell length, SW = Shell width. Columns with different superscript letters denote significant differences ($p < 0.05$) among sampling sites.

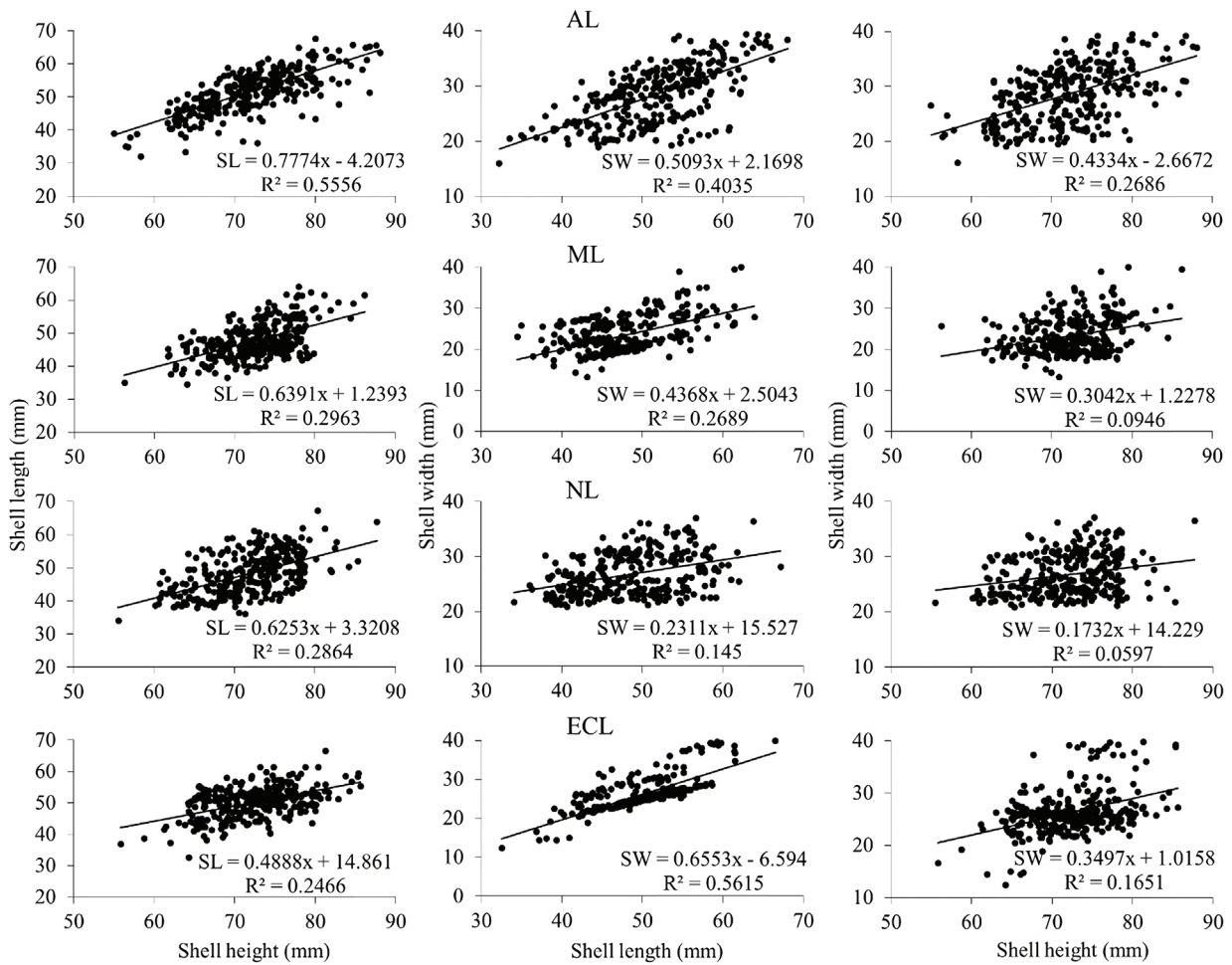


Figure 2. Morphometric relationships ($n = 300$ oysters per lagoon) among the shell dimensions of *S. palmula* sampled in four lagoons (AL, Altata lagoon; ML, Macapule lagoon; NL, Navachiste lagoon; ECL, El Colorado lagoon) from the southeast Gulf of California. R² = coefficient of determination.

OM and IM concentrations showed a correlation with some biometric indicators and allometry of *S. palmula* in three of the lagoons. OM was associated with compaction and *b* SL-SH ($r = 0.99, p = 0.001$ and $r = -0.97, p = 0.02$, respectively) in ECL, while it only exhibited correlation with *b* SW-SH ($r = 0.95, p = 0.04$) in NL. For its part, the IM level was negatively correlated with the elongation values ($r = -0.98, p = 0.01$), *b* SW-SL ($r = -0.98, p = 0.01$), and *b* SW-SH ($r = -0.99, p = 0.001$) in ML. Water temperature and salinity showed, respectively, a correlation with compaction ($r = 0.98, p = 0.01$ and $r = -0.96, p = 0.03$) in NL and ECL. In the case of *C. corteziensis*, OM was associated with *b* SW-SH ($r = -0.95, p = 0.04$) and convexity ($r = 0.99, p = 0.001$) in AL and NL, respectively; MI with elongation ($r = 0.96, p = 0.03$) in AL; DO with convexity and compactness ($r = -0.99, p = 0.001$ for both) in NL and ECL; and temperature, with convexity ($r = 0.98, p = 0.01$) in ML.

On the other hand, some HM showed a correlation with the biometric indicators and the allometry of the oysters in the different lagoons. The Pb level in *S. palmula* showed correlation with SL ($r = 0.97, p = 0.02$) and SH ($r = 0.96, p = 0.03$) in ML and ECL, respectively, while Cu was associated with relative growth (*b* SL-SH, $r = 0.96, p = 0.03$) in

Table 3. Biometric indexes (annual mean \pm standard deviation) of oyster shells in the sampling lagoons.

Sampling site	Elongation	Compactness	Convexity
<i>S. palmula</i>			
AL	1.40 ± 0.13^a	0.58 ± 0.10^c	0.40 ± 0.06^c
ML	1.54 ± 0.15^d	0.49 ± 0.09^a	0.32 ± 0.07^a
NL	1.51 ± 0.16^c	0.56 ± 0.08^c	0.37 ± 0.05^b
ECL	1.45 ± 0.13^b	0.52 ± 0.06^b	0.36 ± 0.05^b
<i>C. corteziensis</i>			
AL	1.32 ± 0.10^a	0.64 ± 0.09^b	0.48 ± 0.06^d
ML	1.41 ± 0.17^b	0.62 ± 0.08^{ab}	0.45 ± 0.05^b
NL	1.33 ± 0.16^a	0.61 ± 0.09^a	0.46 ± 0.06^c
ECL	1.46 ± 0.18^c	0.61 ± 0.07^a	0.42 ± 0.05^a

AL = Altata lagoon, ML = Macapule lagoon, NL = Navachiste lagoon, ECL = El Colorado lagoon. Columns with different superscript letters denote significant differences ($p < 0.05$) among sampling sites.

ECL. As and Cd concentrations in *C. corteziensis* tissue were correlated ($r = 0.96$, $p = 0.03$ for both), respectively, with *b* SW-SL and *b* SL-SH, in AL and ML. On the other hand, convexity was negatively related to Pb in *S. palmula* from ML ($r = -0.99$, $p = 0.01$) and ECL ($r = -0.97$, $p = 0.02$), while compaction was associated with Fe ($r = -0.96$, $p = 0.03$) in *C. corteziensis* from AL.

Of the variances of all the variables analyzed (24) in the four sites, the eigenvalues of three components satisfactorily explain their correlations. The points obtained in the PCA—for the two oysters—in the four lagoons show different groupings of biometric indexes and allometry, in relation to the levels of HM in the soft tissue of *S. palmula* (Fig. 4) and *C. corteziensis* (Fig. 5). The dispersion of the points for *S. palmula* presented an interval of -0.09 to 0.44 in AL, -0.08 to 0.35 in ML, -0.0007 to 0.42 in NL and -0.003 to 0.46 in ECL. In the case of *C. corteziensis*, the intervals per lagoon were: -0.007 to 0.35, -0.002 to 0.36, -0.01 to 0.43, and -0.01 to 0.42 in AL, ML, NL, and ECL, respectively. All HM were shown, to a different extent, to be associated with the functional indicators of the shell and allometry. Cd accumulated in the soft tissue of oysters was found sequestered to convexity and compaction in *S. palmula* from AL and ML and to elongation of *C. corteziensis* from ECL. On the other hand, this metal showed grouping with *b* SW-SL and *b* SL-SH of *S. palmula* in AL and ECL, and with *b* SL-SH of *C. corteziensis*

from ML. For their part, Cd, Cu, and Zn were sequestered in *b* SW-SL and *b* SL-SH of *S. palmula* and with elongation and compaction in *C. corteziensis*, the three elements in ECL. As was the only element related to *b* SW-SL and *b* SL-SH of *S. palmula* in ECL.

DISCUSSION

The biometric and morphological analysis of the shell of bivalve mollusks is part of the knowledge necessary to know about the interference of the environment in their development. Despite the significant differences ($p < 0.05$) obtained in salinity and pH between the sampling sites, the average values of all environmental variables—by annual season—in the four coastal lagoons were found within the ideal range considered for the growth of both oyster species (Chávez-Villalba, 2014), and are consistent with those reported by other studies in the area (Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2015; Góngora-Gómez *et al.*, 2016).

Estuaries and coastal lagoons are transition zones between the ocean and the continent, which are exposed to abrupt changes in water variables caused, mainly, by the effect of the rain-evaporation relationship with the depth of the body of water, and by the quantity and quality of discharges from rivers, irrigation canals, and industrial drains (Costa *et al.*, 2018; Omarjee *et al.*, 2021; Elegbede *et al.*, 2023). The OM

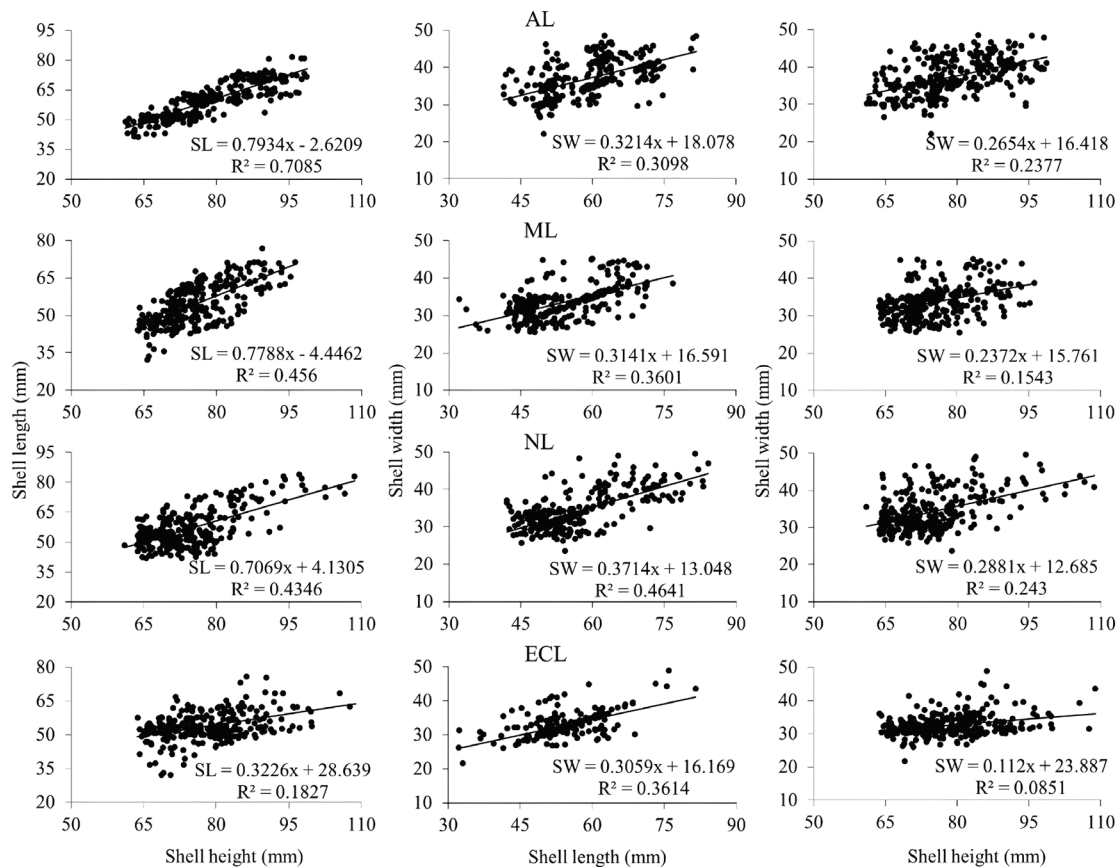


Figure 3. Morphometric relationships ($n = 300$ oysters per lagoon) among the shell dimensions of *C. corteziensis* sampled in four lagoons (AL, Altata lagoon; ML, Macapule lagoon; NL, Navachiste lagoon; ECL, El Colorado lagoon) from the southeast Gulf of California. R² = coefficient of determination.

and IM concentrations showed the greatest significant association in the biometric indexes and allometry of the two oyster species in the lagoons. The parameters obtained from the studied lagoons may be due to the residence time of the water and the intensity of the tides (Takasu *et al.*, 2020), concentration and quality of particles (Middelburg & Herman, 2007), use of molecules in the first trophic levels (Hope *et al.*, 2020), and contributions of anthropogenic material (Canuel & Hardison, 2016), among others, specific to each of them. The OM and IM suspended in the water column represent all the microcomponents (phytoplankton, dissolved organic and inorganic particles, and even toxic ones –such as HM– among others) that are filtered, absorbed, assimilated, and/or accumulated by bivalves in the soft tissue and/or shell (Qiao *et al.*, 2022). Although there is a coincidence in the type of climate (Csa climate, subtropical with dry summer, Chen & Chen, 2013) and the short distance between the sampled lagoons (≈ 200 km), the dimensions of the shells (SL, SW) and the growth allometric of each oyster species did not show similarity; which, in part, could be explained by various factors, such as the quantity and quality of the particles generated by the different activities located on the periphery and close to each sampling site. For example, LA receives the discharge of 98,518 ha of intensive agriculture, in addition to urban waste from human settlements ($\approx 1,059,617$ inhabitants) (Frías-Espericueta *et al.*, 2018); while ML and NL suffer the impact of effluents from agriculture (119,994 ha) and aquaculture (18,735 ha) activities, along with urban waste from approximately 295,353 inhabitants (Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2015). In the case of ECL, agricultural activity (196,549 ha), aquaculture (12,639 ha), municipal waste –generated by nearly 450,000 inhabitants– and fishing and livestock operations in the area,

contribute strongly to the levels of organic particles. and suspended inorganic substances (Sepúlveda *et al.*, 2023); among the latter, the HM.

The oysters were selected with similar SH (Table 2), however, SL, SW, and BW recorded significant differences ($p < 0.05$) for each species between the lagoons; which, in turn, caused different values of elongation, convexity, and compaction ($p < 0.05$). While *S. palmula* and *C. corteziensis* were more elongated in different lagoons (ML and ECL, respectively), both species showed the greatest compaction and convexity in AL. Since both ostreids coexist attached to the mangrove root, exposed to the same environmental factors and those derived from the change of tides (desiccation, waves, currents, etc.), such biometric differences could be mostly attributed to their state of sexual maturation (Chong *et al.*, 2020), genetic aspects and availability of food particles (Ballesta-Artero *et al.*, 2018), that is, Cl-a and seston. Specifically, OM and IM were correlated with some dimensions and biometric indicators of oysters; which may be due to the different contributions of nutrients and anthropogenic compounds that vary according to the urban and industrial activities surrounding each lagoon. Mazzola & Sarà (2001) established that the growth of the mussel *Mytilus galloprovincialis* and the clam *Tapes* sp. is influenced by the OM represented by phytoplankton, organic waste from the mollusks themselves, and surplus diets for fish dissolved in the water that they filter as food. Cugier *et al.* (2022) used a 3D ecosystem model (hydrodynamics, primary production, and individual growth) in Bourgneuf Bay, France, to evaluate the growth of the oyster *Crassostrea gigas*, concluding that IM concentration prevents food uptake and, therefore, the development of bivalves.

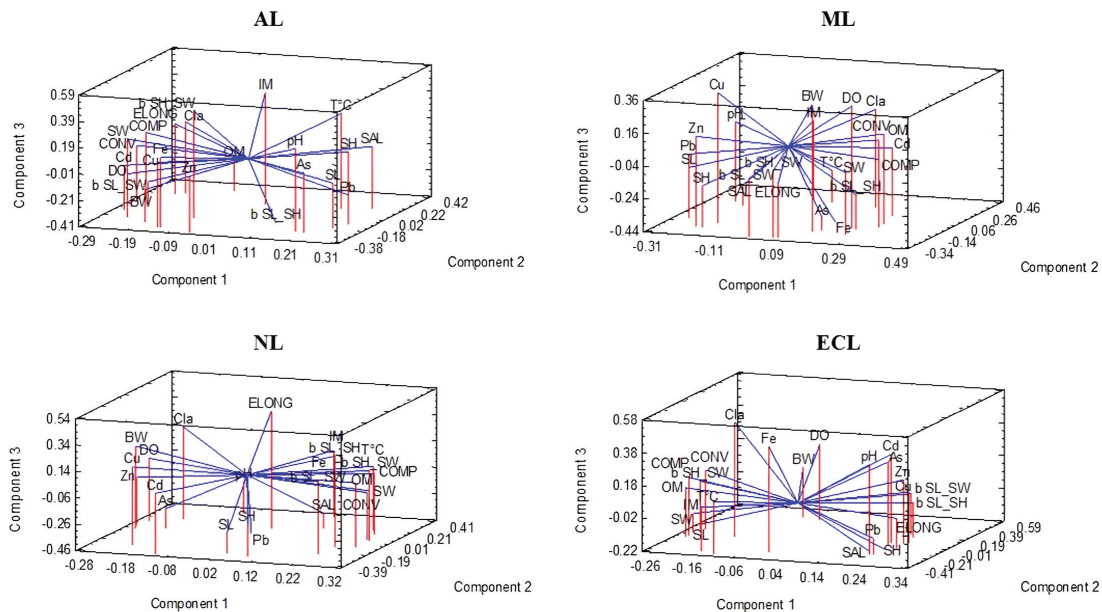


Figure 4. The PCA of *S. palmula* in the Altata (AL), Macapule (ML), Navachiste (NL), and El Colorado (ECL) lagoon. *b* SW/SH = shell width/height relationship; *b* SL/SH = shell length/height relationship; *b* SW/SL = shell width/length relationship; BW = body weight; Cl-a = chlorophyll *a*; COMP = shell compactness; CONV = shell convexity; DO = dissolved oxygen; ELONG = shell elongation; IM = inorganic matter; OM organic matter; pH = pH units; SAL = salinity; SH = shell height; SL = shell length; SW = shell width; T °C = temperature; As = arsenic; Cd = cadmium, Cu = copper; Fe = iron; Pb = lead; Zn = zinc.

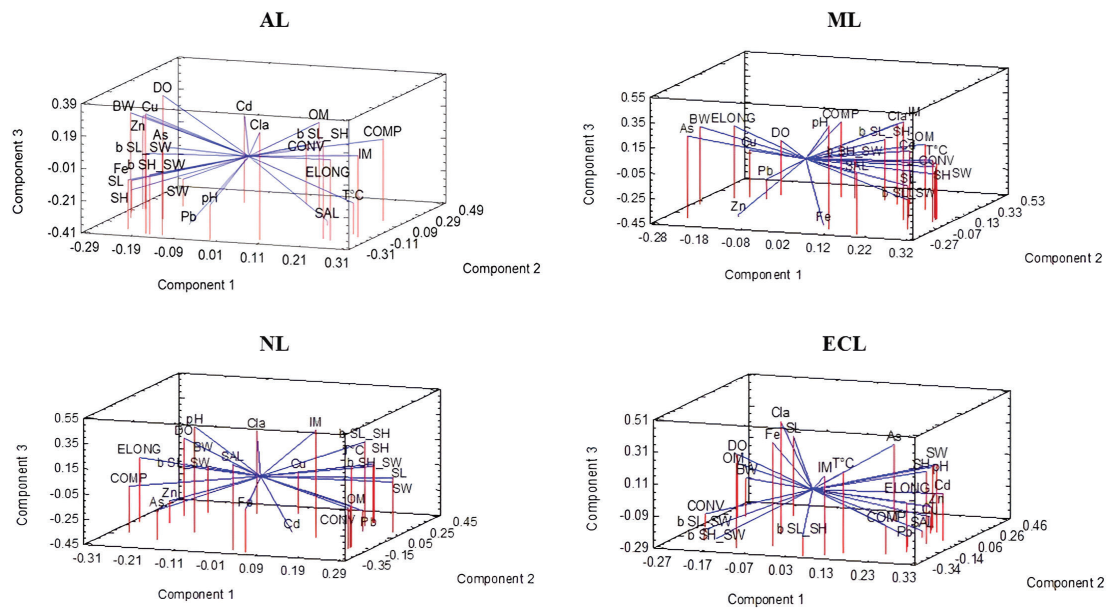


Figure 5. The PCA of *C. corteziensis* in the Altata (AL), Macapule (ML), Navachiste (NL), and El Colorado (ECL) lagoon. *b* SW/SH = shell width/height relationship; *b* SL/SH = shell length/height relationship; *b* SW/SL = shell width/length relationship; BW = body weight; *Chl-a* = chlorophyll *a*; COMP = shell compactness; CONV = shell convexity; DO = dissolved oxygen; ELONG = shell elongation; IM = inorganic matter; OM organic matter; pH = pH units; SAL = salinity; SH = shell height; SL = shell length; SW = shell width; T °C = temperature; As = arsenic; Cd = cadmium, Cu = copper; Fe = iron; Pb = lead; Zn = zinc.

Because HM are important components of IM, oyster development could respond to their accumulated concentration. For example, the Pb level in *S. palmula* was associated with SL and SH in two lagoons (ML and ECL), while the Pb concentration obtained from the soft tissue of *S. palmula* was associated with low values of compaction and convexity. The same happened with the level of Fe and compaction in *C. corteziensis* from AL. HM's effect on the dimensions and development of bivalve shells has been reported. For example, Stewart *et al.* (2021) concluded that the continuous contribution of Zn, Cu, and Pb, from the mining industry of the Isle of Man (North Irish Sea), affects the development of the shell of the queen clam *Pecten maximus*, causing its weakness and thinning;

therefore, such HM are considered a threat to the aquaculture industry on the islands of Great Britain. On the other hand, Beeby *et al.* (2002) demonstrated experimentally that an increase in the uptake of Pb included in the diet of the garden snail *Helix aspersa* causes a reduction in the mass of its shell because less calcium (Ca) and magnesium (Mg) are deposited in it, due to the extra energy expenditure that this snail must make to excrete excess Pb. The above would explain the partial effect of HM on the shell dimensions of both oyster species in the four lagoons studied. However, to conclude with certainty about the previous point, it is advisable—in parallel with the analysis of HM levels in the soft tissue of oysters—to know their concentrations in the water.

Table 4. Heavy metals (annual mean concentrations, mg/kg, w.w.) in the soft tissue of *S. palmula* and *C. corteziensis* from four coastal lagoons in the southeast Gulf of California. Taken from Sepúlveda *et al.* (2023).

Site	As	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
<i>S. palmula</i>						
AL	4.18±0.05 ^b	1.74±0.05	15.13±0.15 ^{ab}	19.53±0.37 ^a	1.30±0.01 ^a	72.81±0.49 ^{ab}
ML	3.52±0.06 ^{ab}	1.37±0.07	23.01±0.16 ^b	35.36±0.5 ^b	1.13±0.02 ^a	75.34±0.4 ^{ab}
NL	3.28±0.04 ^a	1.89±0.03	8.26±0.16 ^a	21.01±0.53 ^a	1.47±0.02 ^{ab}	55.85±0.47 ^a
ECL	3.6±0.06 ^{ab}	1.36±0.08	33.99±0.13 ^c	30.08±0.47 ^{ab}	1.74±0.01 ^b	92.15±0.64 ^b
<i>C. corteziensis</i>						
AL	3.71±0.06	0.8±0.04 ^a	10.51±0.06 ^{ab}	38.12±0.32 ^a	1.41±0.03 ^b	60.53±0.32 ^b
ML	3.66±0.06	1.05±0.01 ^a	12.63±0.07 ^b	56.44±0.44 ^b	0.97±0.03 ^a	47.43±0.44 ^b
NL	3.48±0.07	1.78±0.03 ^b	3.89±0.05 ^a	33.11±0.37 ^a	1.27±0.02 ^{ab}	30.95±0.32 ^a
ECL	3.81±0.09	0.9±0.02 ^a	27.73±0.09 ^c	38.09±0.38 ^a	1.79±0.02 ^c	81.53±0.51 ^c

AL = Altata lagoon, ML = Macapule lagoon, NL = Navachiste lagoon, ECL = El Colorado lagoon. Columns with different superscript letters denote significant differences ($p < 0.05$) among sampling sites.

While all morphometric relationships showed a linear and positive trend, the regression equations presented a consistent pattern of negative allometric type ($b < 1$). The above is coincident with adult oysters (SH > 70 mm); which, in addition, go through stages of sexual maturation and reproduction in an annual cycle, as pointed out by Mena-Alcántar *et al.* (2017) and Alvarado-Ruiz (2018) for *C. corteziensis* (SH > 57.1 mm) and *S. palmula* (SH > 42 mm), respectively. In this work, factors such as environmental variables (El-Sayed *et al.*, 2011), food availability (Lee *et al.*, 2018), and metabolic energy expenditure in the reproductive process (Mann *et al.*, 2014), among others, altered the proportionality of their allometry, generating moderate values of $b < 0.80$ for the two oyster species. Despite this, different morphometric interactions better described the relative growth for each species (R^2 SW/SL = 0.56 for *S. palmula* in LEC; R^2 SH/SL = 0.70 for *C. corteziensis* in AL) in different locations. The above could be explained by 1) the inter-specific phenotype of their shells, and 2) the intra-specific effect of the anthropogenic activity of each lagoon. For the first, it is documented that *S. palmula* has a semi-circular and cupped shape, while the SH predominates in *C. corteziensis*, making it more elongated (Lodeiros *et al.*, 2020). Regarding their specific form, there is evidence that some HM derived from various industries –such as Fe and manganese (Mn)– can cause, respectively, changes in both the coloration and the degree of thinning in the shell of various mollusks (Krupnova *et al.*, 2017). The above would partially explain the differences in the biometry and isometry of the shells in both oysters at the sampling sites.

Some elements –such as Cu, Fe, and Zn– are essential for mollusks at levels that do not exceed their metabolic demand (Singh *et al.*, 2011). Concentrations higher than their physiological requirements are regulated through excretion (Regoli *et al.*, 1991) or even incorporated into their shell (Dar *et al.*, 2018). The results obtained associate some of the HM with allometric growth and biometric indicators of the shell of the two oyster species in different lagoons (Cu, in *S. palmula* from AL with b SL-SH; As and Cd, in *C. corteziensis* with b SW-SL and b SL-SH in AL and ML, respectively; Cd, in *S. palmula* from AL and ML, respectively with convexity and COMP; Cd, Cu, and Zn with elongation for *C. corteziensis* from ECL; As with *S. palmula* in ECL), without showing any specific trend in relation to the species or place. The above places the environmental conditions of each lagoon –including their anthropogenic activities– as a possible main cause of the differences in the shell shape and allometry of each ostreid. However, it is not possible to satisfactorily conclude that the load of these HM in the soft tissue of both species, has had any direct effect on their allometry and biometric indexes. It is recommended to analyze the HM not only in the water and sediment but also in the shell of the oysters to know their traceability in the different eco-biological compartments.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors are grateful for the financial support and logistics of Instituto Politécnico Nacional (IPN) and the Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCyT México).

REFERENCES

- ALVARADO-RUIZ, C. 2018. Factores ambientales y madurez sexual de un banco de ostras *Saccostrea palmula* (Carpenter, 1857) Mollusca, Bivalvia en bahía Culebra, Costa Rica. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras* 35 (1): 1-8.
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, D.C.
- BALLESTA-ARTERO, I., R. JANSSEN, J. VAN DER MEER & R. WITBAARD. 2018. Interactive effects of temperature and food availability on the growth of *Arctica islandica* (Bivalvia) juveniles. *Marine Environmental Research* 133: 67-77. DOI: 10.1016/j.marenvres.2017.12.004
- BEEBY, A., L. RICHMOND & F. HERRÉ. 2002. Lead reduces shell mass in juvenile garden snails (*Helix aspersa*). *Environmental Pollution* 120: 238-288. DOI: 10.1016/S0269-7491(02)00151-3
- CABRERA-PEÑA, J. H., M. PROTTI-QUESADA, M. URRIOLA-HERNÁNDEZ & O. SÁENZ-VARGAS. 2001. Crecimiento y madurez sexual de una población de *Saccostrea palmula* (Mollusca: Bivalvia), Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 49 (3-4): 877-882.
- CÁCERES-MARTÍNEZ, J., M. GARCÍA-ORTEGA, R. VÁZQUEZ-YEOMANS, T. PINEDA-GARCÍA, N. A. STOKES & R. B. CARNEGIE. 2012. Natural and cultured populations of the mangrove oyster *Saccostrea palmula* from Sinaloa, Mexico, infected by *Perkinsus marinus*. *Journal of Invertebrate Pathology* 110 (3): 215-325. DOI: 10.1016/j.jip.2012.03.019
- CAILL-MILLY, N., N. BRU, M. BARRANGER, L. GALLON & F. DAMICO. 2014. Morphological trends of four Manila clam populations (*Venerupis philippinarum*) on the French Atlantic coast: identified spatial patterns and their relationship to environmental variability. *Journal of Shellfish Research* 33 (2): 355-372. DOI: 10.2983/035.033.0205
- CANUEL, E. A. & A. K. HARDISON. 2016. Sources, ages, and alteration of organic matter in estuaries. *Annual Review of Marine Science* 8: 409-34. DOI: 10.1146/annurev-marine-122414-034058
- CASTILLO-DURÁN, A. J., J. CHÁVEZ-VILLALBA, A. ARREOLA-LIZÁRRAGA & R. BARRAZA-GUARDADO. 2010. Comparative growth, condition and survival of juveniles oysters *Crassostrea gigas* and *C. corteziensis* cultivated in summer and winter. *Ciencias Marinas* 36: 29-39.
- CHÁVEZ-VILLALBA, J., A. HERNÁNDEZ-IBARRA, M. R. LÓPEZ-TAPIA & J. MAZÓN-SUÁZ-TEGUI. 2008. Prospective culture of the Cortez oyster *Crassostrea corteziensis* from northwestern Mexico: growth, gametogenic activity, and condition index. *Journal of Shellfish Research* 27: 711-720. DOI: 10.2983/0730-8000(2008)27[711:PCOTCO]2.0.CO;2
- CHÁVEZ-VILLALBA, J. 2014. Cultivo de ostión *Crassostrea gigas*: análisis de 40 años de actividades en México. *Hidrobiológica* 24: 175-190.
- CHEN, D. & H. W. CHEN. 2013. Using the Köppen classification to quantify climate variation and change: An example for 1901-2010. *Environmental Development* 6: 69-79. DOI: 10.1016/j.envdev.2013.03.007
- CHONG, J., Q. LI, C. XU & S. LIU. 2020. Seasonal variation in growth and gonadal development of the Pacific oyster “Haida No. 3” in relation to the nutritive components. *Journal of Fisheries of China* 44 (3): 411-418. DOI: 10.11964/jfc.20190111634
- CLARK, M. S., L. S. PECK, J. ARIVALAGAN, T. BACKELJAU, S. BERLAND, J. C. R. CARDOSO, C. CAURCEL, G. CHAPPELLE, M. DE NOIA, S. DUPONT, K. GHARBI, J. I. HOFFMAN, K. S. LAST, A. MARIE, F. MELZNER, K. MICHALEK, J. MORRIS, J. M. POWER, K. RAMESH, T. SANDERS, K. SILLANPÄÄ, V. A. SLEIGHT, P. J. STEWART-SINCLAIR,

- K. SUNDELL, L. TELESKA, D. L. J. VENDRAMI, A. VENTURA, T. A. WILDING, T. YARRA & E. M. HARPER. 2020. Deciphering mollusc shell production: the roles of genetic mechanisms through to ecology, aquaculture and biomimetics. *Biological Reviews* 95: 1812-1837. DOI: 10.1111/brv.12640
- COSTA, C. R., M. F. COSTA, D. V. DANTAS & M. BARLETTA. 2018. Interannual and seasonal variations in estuarine water quality. *Frontiers of Marine Sciences* 5: 301. DOI: 10.3389/fmars.2018.00301
- CUGIER, P., Y. THOMAS & C. BACHER. 2022. Ecosystem modelling to assess the impact of rearing density, environment variability and mortality on oyster production. *Aquaculture Environment Interactions* 14: 57-70. DOI: 10.3354/aei00428
- DAR, M. A., A. A. BELAL & A. G. MADKOUR. 2018. The differential abilities of some molluscs to accumulate heavy metals within their shells in the Timsah and the Great Nitter lakes, Suez Canal. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 44: 291-298. DOI: 10.1016/j.ejar.2018.11.008
- ELEGBEDE, I., A. LAWALARE, O. FAVOUR, T. JOLOASHO & A. GOUSSANOU. 2023. Chemical compositions of bivalves shells *Anadara senilis*, *Crassostrea gasar* and *Mytilus edulis* and their potential for a sustainable circular economy. *SN Applied Sciences* 5: 44. DOI: 10.1007/s42452-022-05267-7
- EL-SAYED, A. E. H., F. A. ABDEL-RAZEK, M. M. ABOU-ZAID & S. M. TAHA. 2011. Measures of allometric growth of black-lip pearl *Pinctada margaritifera* (Linnaeus 1758) Red Sea, Egypt. *International Journal of Zoological Research* 7 (2): 201-211. DOI: 10.3923/ijzr.2011.201.211
- FRÍAS-ESPERICUETA, M. G., A. VARGAS-JIMÉNEZ, J. RUELAS-INZUNZA, I. OSUNA-LÓPEZ, M. AGUILAR-JUÁREZ, J. C. BAUTISTA-COVARRUBIAS & D. VOLTOLINA. 2018. Total mercury in the mangrove oyster *Crassostrea corteziensis* of the subtropical Urias lagoon (NW Mexico). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 18: 853-858. DOI: 10.4194/1303-2712-v18_7_03
- GÓNGORA-GÓMEZ, A. M., M. GARCÍA-ULLOA, M. ARELLANO-MARTÍNEZ, S. ABAD, A. DOMÍNGUEZ & J. PONCE-PALAFOX. 2016. Annual reproductive cycle and growth of the pen shell *Atrina maura* (Pterioidea: Pinnidae) on sand-bottom culture in the Ensenada Pabellones lagoon system, Gulf of California, Mexico. *Invertebrate Reproduction & Development* 60 (1): 28-38. DOI: 10.1080/07924259.2015.1126535
- GÓNGORA-GÓMEZ, A. M., A. L. DOMÍNGUEZ-OROZCO, B. P. VILLANUEVA-FONSECA, N. P. MUÑOZ-SEVILLA & M. GARCÍA-ULLOA. 2018. Seasonal levels of heavy metals in soft tissue and muscle of the pen shell *Atrina maura* (Sowerby, 1835) (Bivalvia: Pinnidae) from a farm in the Southeast coast of the Gulf of California Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 34 (1): 57-68. DOI: 10.20937/RICA.2018.34.01.05
- 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* 483: 381-395. DOI: 10.3856/vol48-issue3-fulltext-2422
- GRIZZLE, R. E., K. M. WARD, C. R. PETER, M. CANTWELL, D. KATZ & J. SULLIVAN. 2017. 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
- HOPE, J. A., J. HEWITT, C. A. PILDITCH, C. SAVAGE & S. F. THRUSH. 2020. Effect of nutrient enrichment and turbidity on interactions between microphytobenthos and a key bivalve: Implications for higher trophic levels. *Frontiers of Marine Science* 7: 695. DOI: 10.3389/fmars.2020.00695
- HURTADO, M. A., I. S. RACOTTA, F. ARCOS, E. MORALES-BOJÓRQUEZ, J. MOAL, P. SOUDANT & E. PALACIOS. 2012. Seasonal variations of biochemical, pigment, fatty acid, and sterol compositions in female *Crassostrea corteziensis* oysters in relation to the reproductive cycle. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology* 163: 172-183. DOI: 10.1016/j.cbpb.2012.05.011
- JACOB, D. E., A. L. SOLDATI, R. WIRTH, J. HUTH, U. WEHRMEISTER & W. HOFMEISTER. 2008. Nanostructure, composition and mechanisms of bivalve shell growth. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 72: 5401-5415. DOI: 10.1016/j.gca.2008.08.019
- JEFFREY, S. W. & G. F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equation for determining chlorophyll *a*, *b*, *c*1 and *c*2. *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
- KRUPNOVA, T. G., I. V. MASHKOVA, A. M. KOSTRYUKOVA, E. E. SCHELKANOVA & S. V. GAVRILKINA. 2017. Gastropods as potential biomonitors of contamination caused by heavy metals in South Ural lakes, Russia. *Ecological Indicators* 95: 1001-1007. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.12.005
- LEE, Y. J., E. HAN, M. J. WILBERG, W. C. LEE, K. S. CHOI & C. K. KANG. 2018. Physiological processes and gross energy budget of the submerged longline-cultured Pacific oyster *Crassostrea gigas* in a temperate bay of Korea. *PLoS ONE* 13 (7): e0199752. DOI: 10.1371/journal.pone.0199752
- LODEIROS, C., P. VALENTICH-SCOTT, J. CHÁVEZ-VILLALBA, J. M. MAZÓN-SUÁSTEGUI & J. M. GRIJALVA-CHON. 2020. Tropical and subtropical ostreidae of the American Pacific: Taxonomy, biology, ecology, and genetics. *Journal of Shellfish Research* 39 (2): 181-206. DOI: 10.2983/035.039.0202
- MANN, R., M. SOUTHWORTH, R. B. CARNEGIE & R. K. CROCKETT. 2014. Temporal variation in fecundity and spawning in the eastern oyster, *Crassostrea virginica*, in the Piankatank river, Virginia. *Journal of Shellfish Research* 33 (1): 167-176. DOI: 10.2983/035.033.0116
- MAZÓN-SUÁSTEGUI, J. M., N. TRABAL-FERNANDEZ, I. LEYVA-VALENCIA, P. CRUZ-HERNANDEZ & H. LATISNERE-BARRAGAN. 2016. 28S rDNA as an alternative marker for commercially important oyster identification. *Food Control* 66: 205-214. DOI: 10.1016/j.foodcont.2016.02.006
- MAZZOLA, A. & G. SARÀ. 2001. The effect of fish farming organic waste on food availability for bivalve molluscs (Gaeta Gulf, Central Tyrrhenian, MED): stable carbon isotopic analysis. *Aquaculture* 192: 361-379. DOI: 10.1016/S0044-8486(00)00463-4
- MENA-ALCÁNTAR, M., O. I. ZAVALA-LEAL, C. A. ROMERO-BAÑUELOS, J. M. J. RUIZ-VELAZCO, J. T. NIETO-NAVARRO, D. PALACIOS-SALGADO & J. M. PACHECO-VEGA. 2017. Reproduction of Cortez oyster, *Crassostrea corteziensis*

- (Hertlein, 1951) in a growing area in the central Mexican Pacific coast. *Latin American Journal of Aquatic Research* 45 (2): 485-490. DOI: 10.3856/vol45-issue2-fulltext-23
- MIDDELBURG, J. J. & P. M. J. HERMAN. 2007. Organic matter processing in tidal estuaries. *Marine Chemistry* 106 (1-2): 127-147. DOI: 10.1016/j.marchem.2006.02.007
- MODESTIN, E. 2017. Morphological variations of the shell of the bivalve *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791). *Journal of Advance Biology* 10 (2): 2092-2107. DOI: 10.24297/jab.v10i2.6355
- NAKANO, D., T. KOBAYASHI & I. SACAGUCHI. 2010. Predation and depth effects on abundance and size distribution of an invasive bivalve, the golden mussel *Limnoperna fortunei*, in a dam reservoir. *Limnology* 11: 259-266. DOI: 10.1007/s10201-010-0314-4
- OMARJEE, A., S. TALJAARD, C. L. RAMJUKADH & L. VAN NIERKERK. 2021. pH variability in catchment flows to estuaries – A South African perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 262: 107605. DOI: 10.1016/j.ecss.2021.107605
- PÁEZ-OSUNA, F. & C. C. OSUNA-MARTÍNEZ. 2015. Bioavailability of cadmium, copper, mercury, lead, and zinc in subtropical coastal lagoons from the Southeast Gulf of California using mangrove oysters (*Crassostrea corteziensis* and *Crassostrea palmula*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 68: 305-316. DOI: 10.1007/s00244-014-0118-3
- PÁEZ-OSUNA, F., S. ÁLVAREZ-BORREGO, A. C. RUIZ-FERNÁNDEZ, J. GARCÍA-HERNÁNDEZ, M. E. JARA-MARINI, M. E. BERGÉS-TIZNADO, A. PIÑÓN-GIMATE, R. ALONSO-RODRÍGUEZ, M. F. SOTO-JIMÉNEZ, M. G. FRIAS-ESPERICUETA, J. R. RUELAS-ÍNZUNZA, C. R. GREEN-RUIZ, C. C. OSUNA-MARTÍNEZ & J. A. SÁNCHEZ-CABEZA. 2017. Environmental status of the Gulf of California: a pollution review. *Earth-Science Reviews* 166: 181-205. DOI: 10.1016/j.earscirev.2017.01.014
- PÉREZ-ENRÍQUEZ, R., S. ÁVILA & A. M. IBARRA. 2008. Population genetics of the oyster *Crassostrea corteziensis* (Hertlein) juveniles. *Aquaculture* 263: 199-210. DOI: 10.7773/cm.v34i4.1290
- QIAO, L., Z. CHANG, J. LI & T. LI. 2022. Selective feeding of three bivalve species on the phytoplankton community in a marine pond revealed by highthroughput sequencing. *Scientific Reports* 12: 6163. DOI: 10.1038/s41598-022-08832-7
- REGOLI, F., E. ORLANDO, M. MAURI, M. NIGRO & G. A. COGNETTI. 1991. Heavy metal accumulation and cSHium content in the bivalve *Donacilla comea*. *Marine Ecology Progress Series* 74: 219-224.
- RODRÍGUEZ-JARAMILLO, C., M. A. HURTADO, E. ROMERO-VIVAS, M. RAMÍREZ, J. L. MANZANO & E. PALACIOS. 2008. Gonadal development and histochemistry of the tropical oyster, *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951) during an annual reproductive cycle. *Journal of Shellfish Research* 27 (5): 1129-1141. DOI: 10.2983/0730-8000-27.5.1129
- RODRÍGUEZ-QUIROZ, G., M. GARCÍA-ULLOA, A. L. DOMÍNGUEZ-OROZCO, T. N. VALENZUELA-HERNÁNDEZ, E. NAVA-PÉREZ & A. M. GÓNGORA-GÓMEZ. 2016. Relación del crecimiento, condición y supervivencia del ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* y las variables ambientales, cultivado en suspensión en el sistema lagunar Navachiste-Macapule, Sinaloa, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 51 (3): 541-551. DOI: 10.4067/S0718-19572016000300006
- SELIN, N. I. 2007. Shell form, growth and life span of *Astarte artica* and *A. borealis* (Mollusca: Bivalvia) from the subtidal zone of northeastern Sakhalin. *Russian Journal of Marine Biology* 33 (4): 232-237.
- 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
- SINGH, R., N. GAUTAM, A. MISHRA & R. GUPTA. 2011. Heavy metals and living systems: An overview. *Indian Journal of Pharmacology* 43 (3): 246-253. DOI: 10.4103/0253-7613.81505
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF. 1995. Biometry. W. H. Freedman and Company. New York.
- 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.
- 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., K. MICHALEK, T. SANDERS, L. S. PECK, J. THYRRING & E. M. HARPER. 2018. Blue mussel shell shape plasticity and natural environments: a quantitative approach. *Science Reports* 8 (1): 1-15. DOI: 10.1038/s41598-018-20122-9
- 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 (4): 529-537. DOI: 10.3856/vol48-issue4-fulltext-2463
- ZHANG, Z., Y. WU, Y. ZHANG, Y. ZHU, Y. CAO, S. CHEN, Y. PENG, X. SUN & A. CHEN. 2023. Correlation of morphometric properties to meat yield and fatness index in the red strain of the saltwater hard clam *Meretrix meretrix*. *PLoS ONE* 18 (4): e0284730. DOI: 10.1371/journal.pone.0284730

Aplicación de un índice de calidad del agua (ICA) en la cuenca del río Ayuquila-Armería en México

Application of a water quality index (WQI) in the Ayuquila-Armería river basin in Mexico

Mancilla-Villa, O. R^{1*}, Hernández-Vargas, O¹, Guevara-Gutiérrez, R. D², Palomera-García, C², Ortega-Escobar, H. M³, Flores-Magdaleno, H³, Can-Chulim, A⁴, Olguín-López, J. L², Mendoza-Saldivar, I⁵, Luna-Fletes, J. A¹, Cruz-Crespo, E⁴, Barreto-García, O. A², Villafaña-Castillo, F¹, Khalil-Gardezi, A³ y Ramírez-Romero, J. M².

Recibido: 01 de septiembre de 2020.

Aceptado: 31 de enero de 2024.

Publicado: agosto de 2024.

RESUMEN

¹ Departamento de Producción Agrícola, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Av. Independencia Nacional 151, 48900.

² Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Av. Independencia Nacional 151, 48900.

³ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, 56230.

⁴ Unidad Académica de Agricultura, Universidad Autónoma de Nayarit, Carretera Tepic-Compostela km 9, 63780.

⁵ Instituto Tecnológico Superior del Oriente del Estado de Hidalgo, Carretera Apan-Tepeapulco Km 3.5, 43900.

*Corresponding author:

Oscar Raúl. Mancilla-Villa: e-mail: oscar.mancilla@academicos.udg.mx

To quote as:

Mancilla-Villa, O. R., Hernández-Vargas, O., Guevara-Gutiérrez, R. D., Palomera-García, C., Ortega-Escobar, H. M., Flores-Magdaleno, H., Can-Chulim, A., Olguín-López, J. L., Mendoza-Saldivar, I., Luna-Fletes, J. A., Cruz-Crespo, E., Barreto-García, O. A., Villafaña-Castillo F1. Khalil-Gardezi A. & Ramírez-Romero J. M. 2024. Aplicación de un índice de calidad del agua (ICA) en la cuenca del río Ayuquila-Armería en México. *Hidrobiológica* 34 (2): 107-120.

DOI:10.24275/DCRS6019

Antecedentes. El índice de calidad del agua (ICA) es una herramienta práctica y útil para estimar la calidad de los cuerpos de agua, este método se ha utilizado en muchos países. **Objetivos.** Evaluar la calidad del agua de la cuenca del río Ayuquila-Armería, con base en dos categorías de posible uso del recurso agua, uso en riego agrícola, protección de la vida acuática y uso potable. **Métodos.** Se realizó el análisis de variables físicas y químicas, análisis de metales pesados y nutrientes y la caracterización de aniones y cationes; además se complementaron las variables con la utilización de un índice de integridad biótica basado en familias de macroinvertebrados acuáticos, para estimar la contaminación orgánica y la determinación de coliformes fecales, en los cuarenta sitios de muestreo a lo largo de la parte alta, media y baja de la cuenca. **Resultados.** De los cuarenta sitios, la calidad del agua para uso en riego agrícola presentó rangos del ICA de condiciones regulares (35%), buenas (27.5%) y excelentes (37.5%). En cuanto a la comparación realizada para la calidad del agua para protección de la vida acuática y uso potable, se encontró que ocho sitios (44.4%) presentan condiciones de mala calidad, otros ocho sitios (44.4%) presentan buena calidad y solo dos sitios (11.11%) una condición de calidad excelente. **Conclusiones.** Para el uso de agua en riego agrícola no se encuentra ningún sitio que presente mala calidad del recurso, además mediante la utilización de diferentes parámetros relacionados con la agricultura se puede asegurar que no existe riesgo de pérdida o daño en cultivos por utilizar el agua para irrigación. Para el caso de la calidad del agua en cuanto a la protección de la vida acuática y uso potable, en general la cuenca presenta malas condiciones. En este sentido los organismos acuáticos están sufriendo afectaciones tanto en su hábitat como en las condiciones fisicoquímicas que pueden menguar sus poblaciones, por otra parte, las comunidades humanas cercanas a los cauces hídricos serán más susceptibles a tener problemas relacionados con la salud.

Palabras clave: calidad del agua, contaminación, cuenca, metales pesados, índices bióticos.

ABSTRACT

Background. The water quality index (ICA) is a practical and useful tool to estimate the quality of water bodies, this method has been used in many countries. **Goals.** Evaluate the water quality of the Ayuquila-Armería river basin, based on two categories of possible use of the water resource, use in agricultural irrigation, protection of aquatic life and drinking use. **Methods.** The analysis of physical and chemical variables, analysis of heavy metals and nutrients and the characterization of anions and cations were carried out; In addition, the variables were complemented with the use of a biotic integrity index based on families of aquatic macroinvertebrates, to estimate organic contamination and the determination of fecal coliforms, in the forty sampling sites along the upper, middle, and lower part. of the basin. **Results.** Of the forty sites, the quality of the water for use in agricultural irrigation presented ICA ranges of regular (35%), good (27.5%) and excellent (37.5%) conditions. Regarding the comparison made for the quality of water for the protection of aquatic life and drinking use, it was found that eight sites (44.4%) present poor-quality conditions, another eight sites (44.4%) present good quality and only two sites (11.11%) an excellent quality condition. **Conclusions.** For the use of water in agricultural irrigation, there is no site that presents poor quality of the resource, in addition, by using different parameters related to agriculture, it can be ensured that there is no risk of loss or damage to crops by using water for irrigation. In the case of water quality in terms of the protection of aquatic life and potable use, in general the basin presents poor conditions. In this sense, aquatic organisms are suffering

effects both in their habitat and in the physicochemical conditions that can decrease their populations, on the other hand, human communities near watercourses will be more susceptible to health-related problems.

Keywords: water quality, pollution, basin, heavy metals, biotic indices.

INTRODUCCIÓN

El agua es un elemento esencial para la vida, es parte fundamental de los procesos ecosistémicos y es de vital importancia para la economía de las naciones por su gran variedad de usos (Dropeza-Cortés *et al.*, 2016). La superficie del planeta está cubierta por un 70% de agua, de está el 97.5% se considera agua salada y se encuentra en los océanos y mares, el 2.5% restante es agua dulce la cual en su mayoría se encuentra congelada en *glaciares*, solo un 0.4% se considera agua utilizable, la cual se encuentra en ríos, lagos y mantos freáticos (Sierra, 2011).

Aunque el recurso hídrico es de vital importancia enfrenta problemas de contaminación muy graves resultado del crecimiento poblacional, el acelerado desarrollo industrial, la utilización de insumos químicos en la agricultura, la extracción minera, etc. (Tobón *et al.*, 2010; Pérez-Lázaro, 2015). En el caso de México la calidad del recurso se encuentra fuertemente afectada por el nulo tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales en la mayoría de los casos, además son escasos los trabajos que analicen la contaminación de una forma integral (Bunge, 2010). La realización de los trabajos de investigación se ha enfocado sobre la contaminación orgánica, dejando de lado temas referentes a la contaminación por metales pesados y al exceso de nutrientes que llegan a los cauces fluviales y a las aguas subterráneas (Figueroa-Zavala, 2007; Quintero *et al.*, 2007; Aguilar y Pérez, 2008).

La contaminación, el desvío de agua, la deforestación y el nulo tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales se encuentran entre los principales problemas que afectan la integridad ecológica del río Ayuquila-Armería en los estados de Jalisco y Colima (Mancilla-Villa *et al.*, 2017; Hernández-Juárez *et al.*, 2019; Contreras-Rodríguez *et al.*, 2020). Además, la escorrentía de nutrientes y pesticidas agrícolas contribuye a una diferenciación en la composición y densidad de las comunidades de macroinvertebrados y peces, impactos que se han registrado ampliamente a nivel local y en todo el mundo (Tankiewicz *et al.*, 2010; Rodríguez-Aguilar *et al.*, 2019).

Para evaluar la calidad del agua se deben tomar en cuenta indicadores que representen una forma de análisis integral de los recursos hídricos, permitiendo tomar acciones para su manejo y control mediante diferentes procesos de saneamiento y potabilización del agua (Castro *et al.*, 2014); una de las herramientas más empleadas son los índices de calidad del agua (ICA), cuyo uso es cada vez más popular en la identificación de las tendencias integradas a cambios en la calidad de la misma, identificar condiciones ambientales y coadyuvar en la toma de decisiones gubernamentales y en la evaluación de programas de control, entre otros (Rojas *et al.*, 2010; Torres *et al.*, 2010).

A nivel mundial se han desarrollado diferentes ICA, entre los que se encuentran el de la National Sanitation Foundation (ICA- NSF), que fue desarrollado por Brown *et al.*, (1970) para ríos de Estados Unidos y ampliamente empleado y validado o adaptado en diferentes estudios internacionales. Dinius, (1987) desarrolló un ICA similar teniendo como valor agregado el planteamiento de rangos de clasificación basados en usos específicos, entre los que se destaca el del consumo humano. De

manera más reciente se han planteado el ICA para la evaluación del recurso hídrico a ser destinado al consumo humano, previo tratamiento, que incluyen parámetros fisicoquímicos y microbiológicos relacionados con el nivel de riesgo sanitario presente en el agua, como el ICA para abastecimiento público – IAP de Brasil (CETESB, 2006), el Universal Water Quality Index – UWQI (Boyacioglu, 2007), basado en directivas de la Unión Europea.

En el contexto de México, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) aplica un índice el cual infiere la calidad y la califica como excelente, buena, aceptable, contaminada o fuertemente contaminada, con base en cada uno de los Indicadores y sus respectivas escalas. Los parámetros que toma en cuenta para inferir la calidad corresponden a: la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos suspendidos totales (SST), los coliformes fecales (CF) y valores de toxicidad aguda en *Vibrio fischeri* y *Daphnia magna*, este índice se aplica a nivel nacional tanto para aguas subterráneas como superficiales (CONAGUA 2016).

De forma más específica se han desarrollado otros trabajos de inferencia de calidad del agua como el de Álvarez *et al.*, (2006) en el cual se aplicó un ICA en la cuenca del río Amajac, teniendo como objetivo predecir el grado de contaminación y establecer estrategias de planeación en el manejo de los recursos hídricos, posteriormente Rubio *et al.*, (2014) aplicó un ICA cuyo objetivo fue inferir la calidad del agua para la presa La Boquilla en Chihuahua, México.

La importancia de utilizar macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores se ha demostrado por diversos autores, los macroinvertebrados son relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son colectados; viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse contaminantes como los metales pesados o los plaguicidas, los cuales se incorporan a la cadena trófica a través de ellos; tienen ciclos de vida relativamente cortos comparados con los peces y reflejan con mayor rapidez las alteraciones del ambiente mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades; son fuente primaria como alimento de muchos peces y participan de manera importante en la degradación de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes, y son sensibles a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos (González *et al.*, 2012; Cárdenas-Castro *et al.*, 2018; Hankel *et al.*, 2018).

En este sentido, en el presente trabajo de investigación se exponen los resultados de la aplicación de un índice de calidad del agua de forma integral, el cual comprende el análisis no solo de variables físicas y químicas, sino también, el análisis de metales pesados y nutrientes, y la caracterización de aniones y cationes; además se complementa con la utilización de un índice de integridad biótica basado en familias de macroinvertebrados acuáticos para analizar la contaminación orgánica y la determinación de coliformes fecales. Se pretende que con los resultados de esta investigación la estimación de la calidad del agua sea integral y se tome como base para la implementación de proyectos de mitigación de la contaminación en la cuenca y restauración de la calidad del agua en los cauces donde el recurso hídrico presente condiciones no aptas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La cuenca del río Ayuquila-Armería se forma por la unión de las subcuencas Ayuquila, Tuxcacuesco y Armería; drena una superficie de 9, 863 .96 km². Nace en las sierras de Quila, Cacoma, Tapalpa y Manantlán, desembocando en la playa Boca de Pascuales en el Estado de Colima tras un recorrido de aproximadamente 240 km. Se localiza entre los 102° 56' y 104° 35' O 18° 40' y 20° 29' N, en el occidente de México, y forma parte de los estados de Jalisco y Colima (Fig.1). Comprende parte de dos importantes unidades geográficas: la faja Neovolcánica y la Sierra Madre Occidental. Es uno de los 15 ríos más importantes de los 100 existentes en la vertiente del Pacífico y se encuentra entre los 43 ríos más importantes a nivel nacional (Cotler *et al.*, 2010; Meza-Rodríguez *et al.*, 2017).

Recolección de muestras. Los sitios de muestreo abarcan las zonas de la parte alta, media y baja de la cuenca del río Ayuquila-Armería logrando con esto tener mayor representatividad en la toma de muestras. En cada uno de estos sitios se colectaron muestras de agua y macroinvertebrados acuáticos, se determinaron variables físicas y químicas, balance de aniones y cationes, concentración de metales pesados y coliformes fecales (Fig.1). El ICA se aplicó para realizar dos inferencias de calidad, una para el agua de uso en riego agrícola y otra para conservación de la biota acuática y uso potable.

La colecta de muestras para evaluar la calidad del agua para uso en riego agrícola, protección de la biota acuática y uso potable, se realizó en dos épocas del año contrastantes, en la temporada de lluvia (septiembre y octubre de 2013), donde se tomaron en cuenta 29 sitios y posteriormente en estiaje (febrero y abril de 2014) donde se tomaron en cuenta los mismos sitios y 11 adicionales, dando un total de 40 sitios, posteriormente un muestreo en la temporada de lluvia (octubre y noviembre de 2015) y el siguiente en estiaje (febrero y marzo del 2016) en 18 sitios en la parte alta, media y baja de la cuenca (Fig.1).

Variables físicas y químicas. Las muestras de agua se obtuvieron en cada uno de los puntos de muestreo utilizando recipientes de polietileno de alta densidad de 0.2 L, posteriormente se colocaron en hieleras para transportarlas (González-Pérez, 2016), a cada envase se le colocó una etiqueta con su respectiva fecha, nombre y localización del sitio, se determinó pH y conductividad eléctrica *in situ* (Trujillo-Piña *et al.*, 2013; Rodríguez-Pozueta, 2016). En la Tabla 1, se presentan las correspondientes determinaciones analíticas, de las muestras de agua, las cuales se realizaron en el laboratorio de suelos del Centro Universitario de la Costa Sur (CUCSUR) de la Universidad de Guadalajara y en el Colegio de Postgraduados, campus Montecillo.

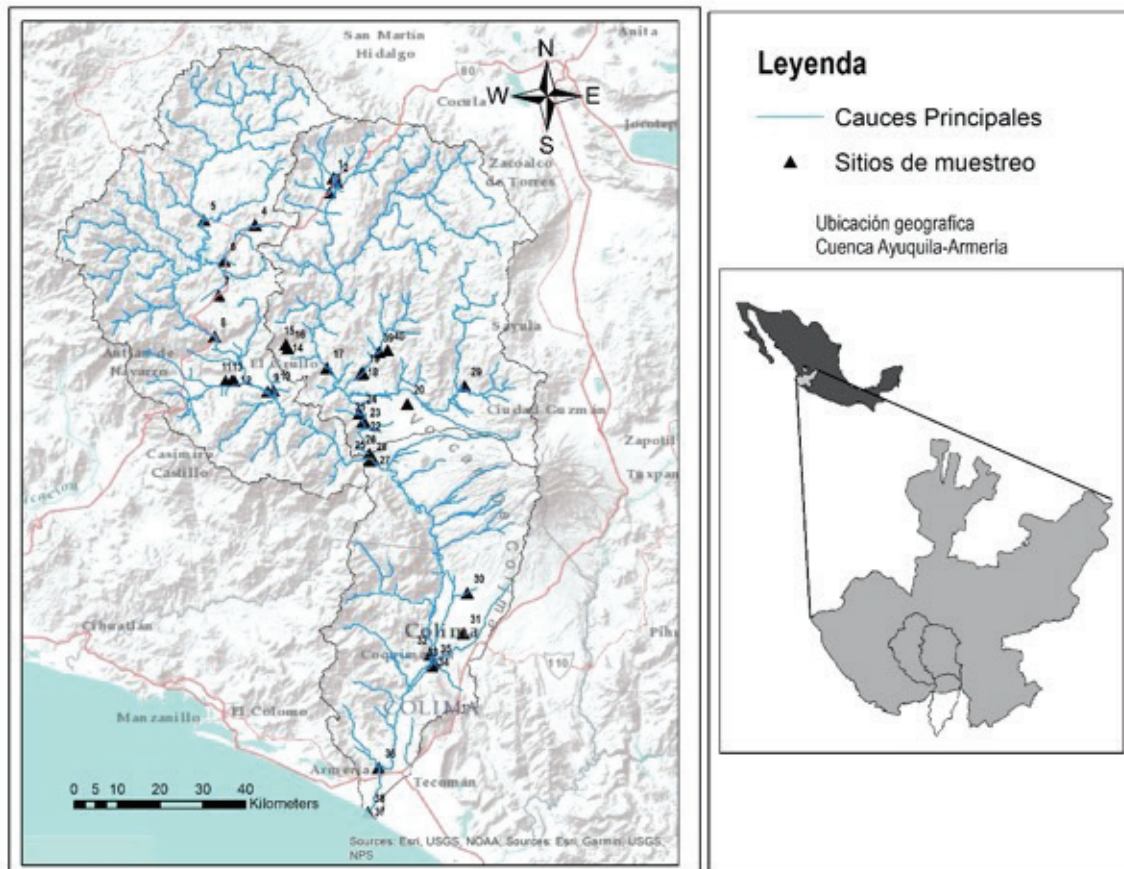


Figura 1. Localización de la cuenca del río Ayuquila-Armería y los sitios de muestreo.

Colecta de macroinvertebrados. Se colectaron los macroinvertebrados con una red de pateo de apertura de red de 600- μ m en las dos orillas del río y en dos muestreos en el centro del cauce para un total de 4 m² por sitio, hasta colectar 120 individuos como se indica en la metodología propuesta por Merritt *et al.*, 2016, posteriormente, se colocaron en recipientes de plástico con alcohol al 70 % para ser transportados en hieleras y ser identificados en el laboratorio, a su vez estos organismos fueron clasificados dependiendo su grupo funcional en este caso como colector-filtrador, colector-recolector, raspadores, desmenuzadores y depredadores (Terneus *et al.*, 2012; Gutiérrez-Garaviz *et al.*, 2014). Se utilizó el Índice de Shannon-Wiener para estimar la diversidad de familias en los sitios y por último se analizó la tolerancia a la contaminación orgánica de cada familia por medio del Índice de Integridad Biótica (IIB) siguiendo la metodología de (Henne *et al.*, 2002; Weigel *et al.*, 2002; Merritt *et al.*, 2016).

Análisis bacteriológico. El estudio bacteriológico en el agua se llevó a cabo siguiendo la metodología propuesta por Mora-Bueno *et al.*, 2012; en frascos estériles se colectaron las muestras de agua de cada sitio, posteriormente se cubrió el tapón del frasco hasta el cuello con papel aluminio como establece la NOM-110-SSA1-1994.

Las muestras de agua se llevaron al Laboratorio de Investigación en Biotecnología del CUCSUR-UDG, para desarrollar cultivos sobre placas Petrifilm EC para el recuento de *E. coli* / Coliformes que contiene nutrientes de Bilis Rojo Violeta (VRB), un agente gelificante soluble en agua fría, un indicador de actividad de la glucuronidasa y un indicador que facilita la enumeración de las colonias (Pucci *et al.*, 2013). Siguiendo la metodología propuesta por Redondo y Arias, 2011, sobre las placas Petrifilm se colocó 1 mL de muestra con pipetas esterilizadas, después las placas se incubaron por 24 hrs a 35 °C según método oficial 991 del AOAC (2002) y posteriormente se realizó el conteo de colonias de coliformes.

Aplicación del índice de calidad del agua. Con base en la revisión de literatura, y conocidas algunas características de la zona de estudio se seleccionó el índice de calidad del agua propuesto por Rubio-Arias *et al.*, 2014. Para desarrollar el ICA se siguieron tres pasos. En un primer paso, a cada parámetro se le asignó un peso específico (Wi) de acuerdo con su importancia en la calidad del agua. Este valor de Wi fue asignado en el rango de uno a cuatro (1-4) siendo utilizado en rango ascendente

en nivel de importancia de cada parámetro; es decir, al parámetro más importante se le asignó el número cuatro y al de menor importancia el número uno. Posteriormente, se asignó un valor de Pi, donde el número uno fue para los rangos deseables de calidad y, el número dos, para los parámetros que se encontraban fuera de los rangos deseables o límites establecidos (Rubio-Arias *et al.*, 2014).

El valor de Wi y Pi se pondero de acuerdo la importancia dentro de los factores de contaminación del agua, así como los usos para los cuales se va a destinar este recurso con base en los antecedentes y el conocimiento previo del área y de los usos principales del recurso hídrico.

Para determinar la constante se clasificaron los valores de 0.5, 0.75 y 1.0 y estos se establecen conforme a las condiciones de turbiedad del agua en cada sitio de muestreo. El valor de 1 se asignó a un agua sin turbiedad aparente, el valor de 0.5 corresponde a las aguas muy turbias y; el 0.75 se tomó como un valor intermedio (Rubio-Arias *et al.*, 2014).

Una vez establecidos los valores de Wi y Pi se realizó la cuantificación del ICA utilizando la siguiente ecuación reportada por Rubio-Arias *et al.*, (2012).

$$ICA = \sum \frac{WiPi}{Pi} (K)$$

Donde:

ICA= Índice de calidad del agua; Wi= Peso específico designado a cada variable (1-4); Pi= Valor asignado a cada variable de acuerdo con los resultados previos; es decir, si el resultado se encuentra dentro o fuera del rango deseable (1-2); K= Valor de constante (0.50, 0.75, 1).

Para obtener los rangos de valores, se aplicó la ecuación anterior y los resultados se presentan con un rango máximo de ICA = 48 para el agua de riego agrícola e ICA= 56 para protección de la vida acuática y uso potable, estos se consideran como el rango de condición de calidad excelente y un rango mínimo de <10 y < 15 respectivamente para mala calidad de agua. De acuerdo con estos rangos, se infieren los valores de calidad como excelente, buena, regular y mala como se observa en la tabla de valores (Tabla 2). El peso asignado a cada parámetro referente al agua para riego agrícola se presenta en la Tabla 3, mientras que los valores de los parámetros asignados para la protección de la vida acuática y uso potable se presentan en la Tabla 4.

Tabla 1. Metodología implementada para las diferentes determinaciones.

Determinación	Método	Referencia
pH	Potenciometría	Trujillo-Piña, <i>et al.</i> , 2013
Conductividad Eléctrica	Conductímetro puente Wheastone	Rodríguez-Pozueta, 2016
Calcio y Magnesio	Volumetría titulación con EDTA	González-Pérez, 2016
Sodio y Potasio	Flamometría	Zamora-Martínez <i>et al.</i> , 2016
Carbonatos	Volumetría, titulación de ácido sulfúrico	Severiche-Sierra, <i>et al.</i> , 2013
Bicarbonatos	Volumetría titulación de ácido sulfúrico	APHA, 1995 2320 B
Cloruros	Volumetría titulación con nitrato de plata	González-Pérez, 2016
Sulfatos	Espectrofotómetro Perkin Elmer	Aguilera-Rodríguez <i>et al.</i> , 2010
Metales pesados	ICP Perkin Elmer 5300 Optima	EPA 1983, APHA 1995
Análisis bacteriológico	Placas Petrifilm EC	Método oficial 991 AOAC 2002

Posteriormente con los resultados de la aplicación del ICA tanto para riego agrícola como para la protección de la biota acuática y salud humana, se utilizó el programa Arc Gis v10.3 para realizar mapas de zonificación de calidad del agua con base a los rangos obtenidos mediante el ICA, los datos se interpolaron para los cuarenta sitios y se clasificaron con condición de mala a excelente. Los datos de las variables se sometieron a un análisis estadístico (ANOVA), para determinar si existen diferencias significativas entre las temporadas de muestreo mediante el software SPSS v 25.0.

RESULTADOS

De acuerdo con los datos encontrados el promedio de pH en las muestras de agua analizadas es de 7.84 (Fig.2), esto indica que las aguas son ligeramente alcalinas, estos valores se encuentran dentro del rango permisible (5 a 10 unidades) que establece la NOM-001-SE-MARNAT-1996, en su apartado de protección a la vida acuática, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas de muestreo (Anova: F = 1.49; p= 0.19). La conductividad eléctrica (CE) presenta un promedio de 870.69 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Fig.2), esto indica que las aguas muestreadas se clasifican como de salinidad media (Pérez-León, 2011), no se encontraron diferencias significativas entre temporadas de muestreo (Anova: F= 0.211; p= 0.64).

En cuanto a los metales pesados y metaloides se encontraron concentraciones de As, Pb, Cd y Hg en el agua para riego agrícola (Fig.3). Para el metaloide As se encontró una concentración promedio de 0.15 mg L^{-1} , con una mínima de 0.02 y una máxima de 0.37 mg L^{-1} , se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F=45.6; p= 0.013); el LMP para su uso en RA corresponde a 0.1 mg L^{-1} . En el caso del Pb se encontró un valor promedio de 0.35 mg L^{-1} , con una concentración mínima de 0.065 y una máxima de 0.86 mg L^{-1} , no se encontraron diferencias significativas (Anova: F= 0.45; p= 0.78), en este caso el valor de LMP para el uso del agua en RA corresponde a 5 mg L^{-1} .

Tabla 2. Rangos de calidad del agua con base a la aplicación del ICA

Agua para riego agrícola	
Resultado del análisis	Calidad con base al ICA
< 10	Mala
12 a 23	Regular
24 a 35	Buena
36 a 48	Excelente
Agua para protección de la vida acuática	
<15	Mala
16 a 23	Regular
24 a 35	Buena
36 a 56	Excelente

En el caso del Cd se encontró una concentración promedio de 0.13 mg L^{-1} , con una mínima de 0.007 y una máxima de 0.34 mg L^{-1} , se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 36.5; p= 0.015), el LMP para uso en RA es de 0.2 mg L^{-1} . Para el Hg se encontró una concentración promedio de 0.90 mg L^{-1} , con una concentración mínima de 0.39 y una máxima de 2.03 mg L^{-1} , no se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 0.65; p= 0.26); en este caso el LMP para el uso del agua en RA es de 0.2 mg L^{-1} .

Para el caso del NO_3 se encontró una concentración promedio de 22.3 mg L^{-1} (Fig.3), con un mínimo de 8 mg L^{-1} y un máximo de 57 mg L^{-1} , en este caso el LMP corresponde a 30 mg L^{-1} para su uso en RA y a 25 mg L^{-1} para PVA, se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 1.02; p= 0.029). La concentración promedio de NH_3 fue de 1.08 mg L^{-1} con una mínima de 0.1 y una máxima de 7.5 mg L^{-1} , en este caso el LMP para RA es de 0.50 mg L^{-1} , se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 1.07; p= 0.016).

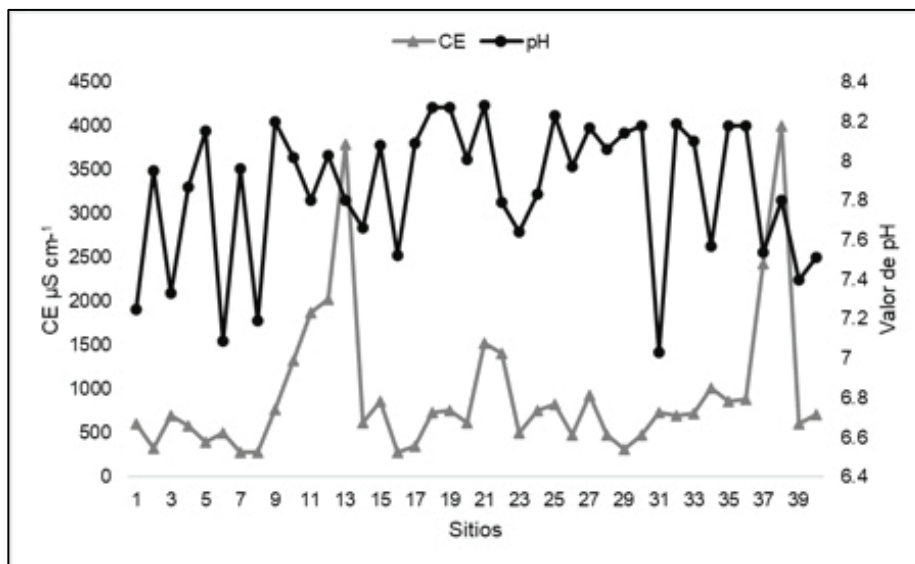


Figura 2. Valores de pH y conductividad eléctrica en los sitios muestreados en la cuenca del Río Ayuquila-Armería (valores promedio y desviación estándar).

Para el Na se encontró una concentración promedio de 26.11 mg L⁻¹ (Fig.4), con una mínima de 10 y una máxima de 74.4 mg L⁻¹ no se encontraron diferencias significativas (Anova: F=0.24; p= 0.72), el LMP es de 30 mg L⁻¹ para su uso en RA. En el caso de HCO₃ se encontró una concentración promedio de 5.76 mg L⁻¹, con una mínima de 1 y una máxima de 34 mg L⁻¹, no se encontraron diferencias significativas (Anova: F= 0.67; p= 0.93); el LMP corresponde a 30 mg L⁻¹ para su uso en RA.

Para el Cl se encontró una concentración promedio de 24.4 mg L⁻¹ (Fig.4), con una mínima de 5.6 y una máxima de 39 mg L⁻¹, se en-

Tabla 3. Peso específico (wi) y límite máximo para cada parámetro seleccionado uso en riego agrícola

Id	Parámetro	Unidad	Wi	LMP	Referencia
1	As	mg L ⁻¹	4	0.1	NOM-001-SEMARNAT-1996
2	Pb	mg L ⁻¹	4	5	
3	Cd	mg L ⁻¹	4	0.2	
4	Hg	mg L ⁻¹	4	0.01	
5	P	mg L ⁻¹	4	2	
6	NO ₃	mg L ⁻¹	4	30	Ayers y Wescot, 1987
7	NH ₃	mg L ⁻¹	4	0.50	
8	Na	mg L ⁻¹	4	30	
9	HCO ₃	mg L ⁻¹	3	30	
10	Cl	mg L ⁻¹	3	30	SEDUE,1989
11	SO ₄	mg L ⁻¹	3	30	
13	pH	escala	3	8.5	
14	CE	μS cm ⁻¹	2	3000	Richards, 1973

contraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo (Anova: F= 24.5; p= 0.034); el LMP para uso en RA corresponde a 30 mg L⁻¹. En el caso de SO₄ se encontró una concentración promedio de 21.77 mg L⁻¹, con una mínima de 9.29 mg L⁻¹ y una máxima de 61 mg L⁻¹, se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Anova: F= 32.3; p= 0.012); el LMP para el uso en RA corresponde a 30 mg L⁻¹.

Las concentraciones de metales pesados en macroinvertebrados se presentan en la Fig.5. Para el metaloide As se encontró una concentración promedio de 9.88 mg kg⁻¹, con una concentración mínima de 0.06 y una máxima de 19.93 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas de muestreo (Anova: F= 0.89; p= 0.56); en este caso el LMP para protección de la vida acuática (PVA) corresponde a 4.7 mg kg⁻¹. Para el caso del Pb se encontraron concentraciones promedio de 1.67 mg kg⁻¹, con una mínima de 0.04 y una máxima de 3.46 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Anova: F= 0.45; p= 0.21); el LMP para este metal en cuanto a la PVA corresponde a 1 mg kg⁻¹.

En lo correspondiente al Cd se encontró una concentración promedio de 0.54 mg kg⁻¹, con una mínima de 0.01 y una máxima de 2.32 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas de muestreo (Anova: F= 0.89; p= 0.89); para este metal el LMP para PVA corresponde a 0.5 mg kg⁻¹. Para el Cr se encontró una concentración promedio de 3.17 mg kg⁻¹, con mínima de 0.06 y una máxima de 10.28 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Anova: F= 26.4; p= 0.96); el LMP para PVA de este metal corresponde a 0.1 mg kg⁻¹. Para el caso del Hg se encontró una concentración promedio de 11.30 mg kg⁻¹, con una concentración mínima de 2.55 y una máxima de 28.56 mg kg⁻¹, no se encontraron diferencias significativas entre ambas temporadas (Anova: F= 0.87; p= 0.54); el LMP para PVA corresponde a 1 mg kg⁻¹.

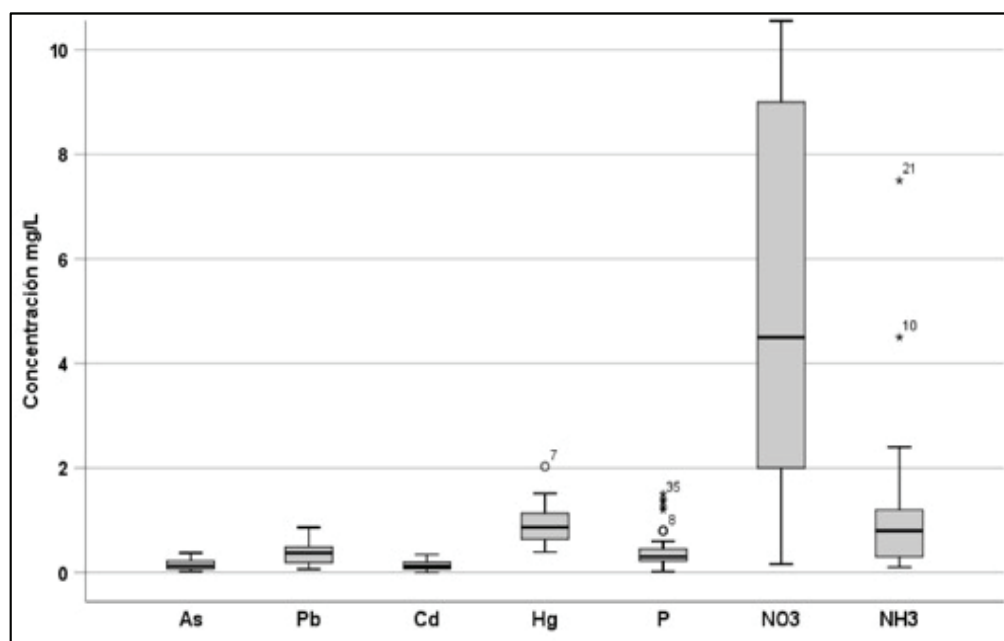


Figura 3. Concentraciones de metales pesados y nutrientes en agua de los sitios muestreados en la cuenca del río Ayuquila-Armeria.

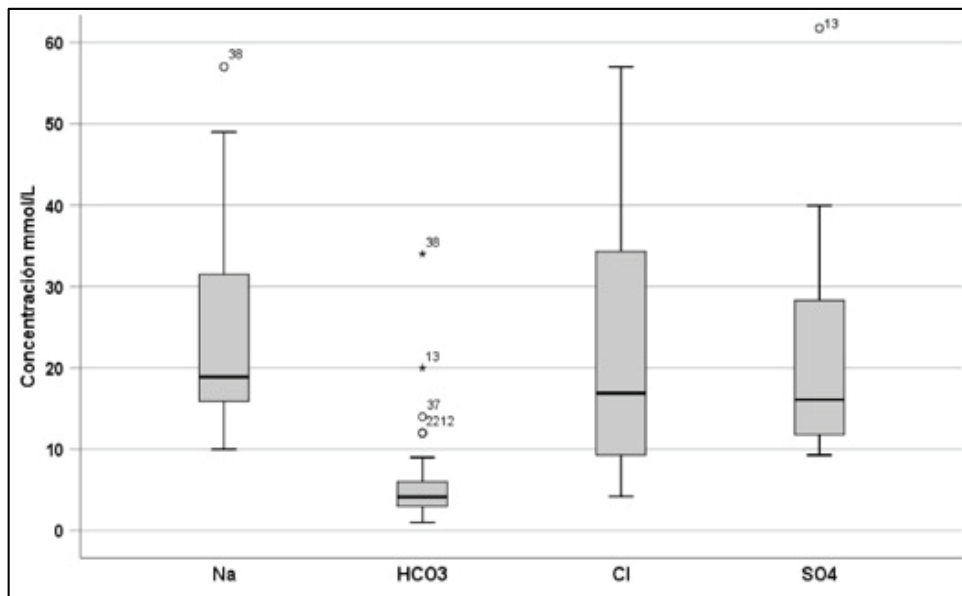


Figura 4. Concentraciones aniones y cationes en el agua de los sitios muestreados en la cuenca del río Ayuquila-Armería (valores promedio y desviación estándar).

En cuanto a los resultados encontrados mediante la aplicación del índice de integridad biótica (Henne *et al.*, 2002), para inferir la calidad del agua en lo referente a la contaminación orgánica, se encontró que el 80% de los sitios presentan una condición buena, el 15 % una condición regular y solo un 5 % una condición pobre (Fig.6). Mediante el análisis bacteriológico en el agua se encontró que el 45 % de los sitios presenta una condición pobre, mientras que el 55 % se encuentran con una condición buena, pero aun así no presentan niveles recomendables para consumo humano ni para realizar actividades de recreación (Fig.6) (Olivas-Enríquez *et al.*, 2011). En cuanto a los coliformes, el arrastre de residuos por la acción de la lluvia eleva las concentraciones en la mayoría de los sitios. Por ejemplo, en cuanto a la concentración de *E. coli*, en la temporada de lluvias sólo 6 % de los sitios fue de calidad excelente y 27 % de calidad buena, mientras que en la temporada de secas 33 % fue de calidad excelente y otro 33 % de calidad buena.

En lo referente a la aplicación del ICA de los cuarenta sitios, la calidad del agua para uso en riego agrícola presento rangos del ICA de condiciones regulares (35%), buenas (27.5%) y excelentes (37.5 %). En cuanto a la comparación realizada para la calidad del agua para protección de la vida acuática y uso potable, se encontró que ocho sitios (44.4%) presenta condiciones de mala calidad, +ocho sitios (44.4%) presentan buena calidad y solo dos sitios (11.11%) una condición de calidad excelente.

DISCUSIÓN

El parámetro del pH es muy importante ya que controla la movilidad de iones, la precipitación y disolución de minerales, el intercambio iónico, la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes (Sainz *et al.* 2011). Los valores de pH encontrados se consideran alcalinos y no representan riesgo alguno para utilizar el agua en riego agrícola o para protección de la vida acuática (Pérez-Díaz *et al.*, 2018); no obstante,

para utilizar el agua en el riego agrícola se recomiendan valores que oscilen entre 5.5 y 6.5, ya que la mayoría de los iones se encontraran disponibles para la planta (Ortiz-vega *et al.*, 2019). Los valores de pH encontrados coinciden con los reportados en otros estudios realizados en la cuenca del río Ayuquila-Armería (Mancilla-Villa *et al.*, 2017), y en otras regiones del país (Guzmán-Colis *et al.*, 2011) lo que indica que existe poca variación temporal en cuanto al pH.

Realizar mediciones de CE en el agua es muy importante ya que es una variable que tiene relación con las plantas agrícolas, y con el comportamiento ambiental de los metales pesados. La CE tiene un marcado efecto en la adsorción de elementos traza y su incorporación en complejos inorgánicos solubles e insolubles, por ejemplo, Ca^{2+} y Zn^{2+} inhiben la adsorción de Cd (Viera-Torres *et al.* 2014). Niveles superiores a $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el agua pueden favorecer la metilación, metales como Hg, Sb, Se, Sn y el metaloide As pueden ser transformados en especies metiladas, como CH_3Hg^+ (Méndez-Ramírez *et al.* 2012).

En este sentido en la zona de estudio se encontraron valores de CE que representan riesgo para la vida acuática, en organismos de agua dulce en los sitios donde se superan los $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$, ya que se verían afectadas algunas de sus funciones vitales como la reproducción en algunas especies de peces, en la zona de estudio se han registrado más de 29 especies de peces de las cuales doce se encuentran dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán y dos son endémicas de México (Meza y Sepúlveda, 2012). En cuanto al aspecto de riego agrícola estos valores representan riesgo en cuanto la utilización del recurso hídrico, ya que los valores de restricción se establecen al superar los $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Can-Chulim *et al.*, 2014). Se ha evidenciado que valores que exceden los $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$ presentan efectos negativos sobre la germinación de algunas semillas, como lo es el caso del maíz (*Zea Mays*) donde el porcentaje de germinación de las semillas disminuyo al utilizar aguas con una CE por arriba de los valores antes mencionados (Viloria & Méndez, 2011).

Tabla 4. Peso específico (wi) y límite máximo para cada parámetro seleccionado para inferir calidad del agua referente a la protección de la vida acuática y salud humana.

Id	Parámetro	Unidad	Wi	LMP	Referencia
1	As	mg L ⁻¹	4	0.05	
2	Cd	mg L ⁻¹	4	0.01	EPA, 1986
3	Hg	mg L ⁻¹	4	0.01	
4	Cr	mg L ⁻¹	4	0.05	
5	Pb	mg L ⁻¹	4	0.05	NOM-001-SEMARNAT- 1996
6	As*	mg kg ⁻¹	4	4.7	JECFA, 2012
7	Pb*	mg kg ⁻¹	4	1	
8	Cd*	mg kg ⁻¹	4	0.5	NOM-031-SSA1-1993
9	Cr*	mg kg ⁻¹	4	0.1	JECFA, 2012
10	Hg*	mg kg ⁻¹	4	1	NOM-031-SSA1-1993
11	IIB	rango	4	4	Henne <i>et al.</i> , 2002; Weigel <i>et al.</i> , 2002
12	C. fecales	UFC mL	4	20	Janke <i>et al.</i> , 2006.
13	pH	escala	3	7.5	
14	CE	µS cm ⁻¹	2	1000	NOM-001-SEMARNAT- 1996

* Metales pesados analizados en macroinvertebrados acuáticos.

En cuanto a la información de la distribución de cationes y aniones permite observar con mayor claridad, el predominio de los iones en las muestras de agua en cada sitio de muestreo a lo largo del río Ayuquila-Armería, las descargas de aguas residuales agrícolas, el uso de fertilizantes y el contacto de las rocas con el agua, las cuales de acuerdo con su composición aportan diferentes iones, son las principales causas por las que se presentan diferentes composiciones, en la zona

de estudio la mayoría de los sitios presentan agua bicarbonatada-magnésica (Mancilla-Villa, 2012).

El análisis de agua para uso en riego agrícola (Fig.7) presento rangos del ICA de condiciones regulares a excelentes, catorce sitios (35 %) presentan condiciones regulares, once sitios (27.5 %) presentaron condiciones buenas y quince sitios (37.5 %) se encontraron con una calidad excelente.

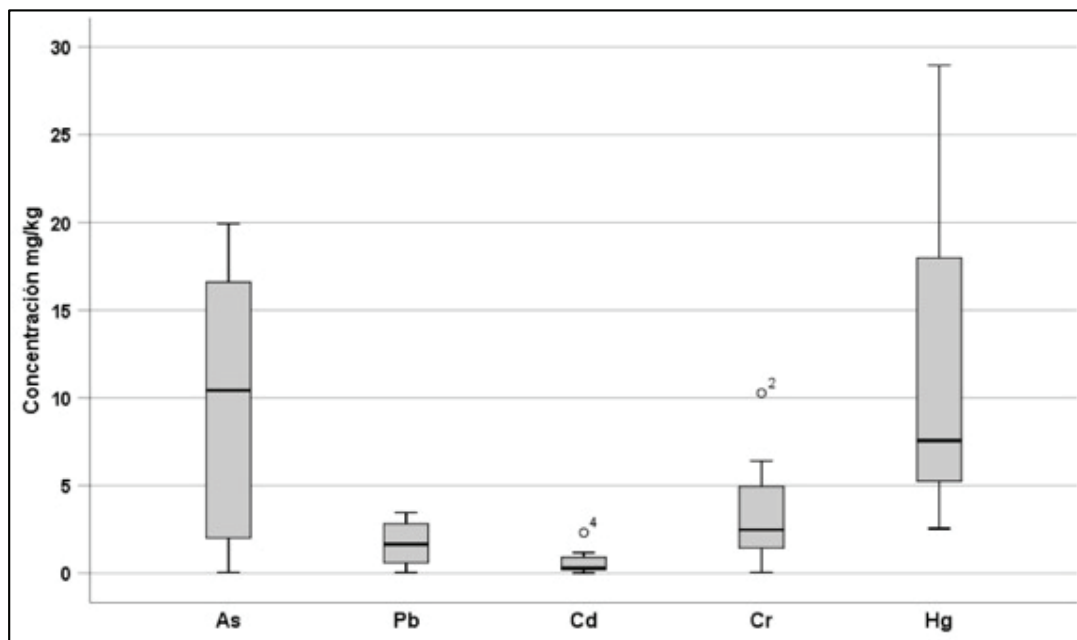


Figura 5. Concentraciones de metales pesados en macroinvertebrados (valores promedio y desviación estándar).

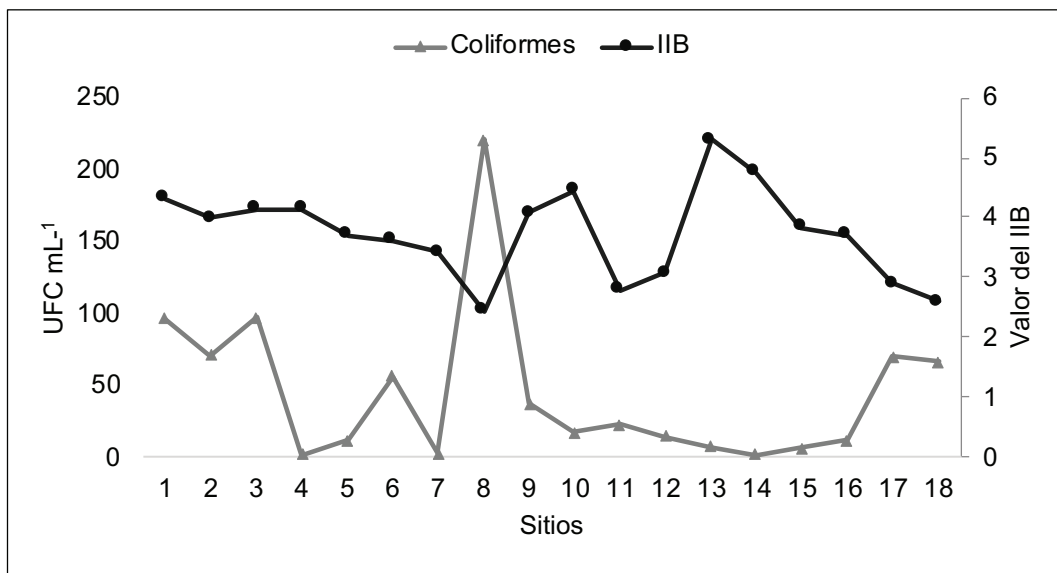


Figura 6. Resultados de la aplicación del índice de integridad biótica con base a macroinvertebrados, valores del análisis bacteriológico en la cuenca del Río Ayuquila-Armería.

En el apartado de los metales y metaloides en el agua y macroinvertebrados, el Hg regularmente no se encuentra en el medio natural, por lo que su presencia significa una contaminación de origen antropogénico (García-Herruzo *et al.*, 2010). Las principales fuentes del Hg corresponden al uso de pesticidas, la minería e industrias en general (Gaioli *et al.*, 2012). En un estudio realizado en la cuenca del río Ocoña en Perú por (Palacios *et al.*, 2013), en el cual se determinó la concentración de Hg en agua, se encontraron concentraciones (0.002 a 0.02 mg L⁻¹) muy similares a las encontradas en este estudio, con la diferencia de que en la cuenca del río Ocoña la principal actividad es la minería y en la cuenca del río Ayuquila-Armería la principal actividad es la agricultura intensiva, demostrando que estas dos actividades corresponden con las fuentes de Hg al ambiente implícitas en la literatura como se ha evidenciado por diferentes autores (Rodríguez-Ortiz *et al.*, 2014; Laino-Guanes *et al.*, 2015).

El plomo es un metal poco móvil, y que tiende a absorberse en la zona no saturada de los ríos; proviene de residuos eléctricos, baterías, pintura, explosivos, reactivos químicos, compuestos para soldadura y gasolina; otras de las fuentes principales son la introducción de aguas residuales e industriales sin tratamiento a los cauces hídricos (Villalba *et al.*, 2013; Rodríguez *et al.*, 2016). En este sentido se infiere que la contaminación por Pb en el agua del río Ayuquila-Armería, tiene como fuente la introducción de aguas residuales sin tratamiento, ya que se ha evidenciado que tanto a nivel nacional como local las plantas tratadoras de aguas residuales municipales no están en funcionamiento, lo que conduce a que estas aguas ingresen y contaminen los cauces hídricos (CONAGUA, 2016).

Por otra parte, se ha evidenciado que el empleo de plaguicidas arsenicales en la agricultura, por ejemplo, el arsenato de calcio y de plomo son una de las fuentes de contaminación de metales y metaloides como el As, Cd, Cr y Pb (Cakman *et al.*, 2010; Alloway, 2012). Otras fuentes antropogénicas son la quema de combustibles fósiles,

procesos electrolíticos de fundición, uso de sus derivados en pigmentos y pinturas, baterías, la utilización de lodos, fertilizantes fosfatados y pesticidas que contengan cadmio (Flores *et al.*, 2013). En la zona de estudio se realizan actividades agrícolas con alta dependencia a insumos químicos (fertilizantes y plaguicidas), actividades mineras, la industria del curtido de pieles, existen basureros clandestinos, industrias del ladrillo que en muchos casos utilizan desechos como llantas usadas para encender los hornos ladrilleros, actividades que corresponden con las descritas en la literatura mencionada.

Fregoso-Zamorano, (2015) analizó la concentración de los metales As, Cd, Hg y Pb en el río Ayuquila – Tuxcacuesco – Armería, y de igual forma encontró que los metales plomo y mercurio fueron los que superaron los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT (1996) y la SEDUE (1989), mostrando una constante fuente de contaminación para el río de estos dos metales.

Palomera-García, (2012) realizó una investigación en la misma zona de estudio que la presente, donde analizó las concentraciones de Cd, Cu, Mn y Pb, estimó que las mayores concentraciones de metales pesados se encuentran en los macroinvertebrados, en comparación con lo analizado en el agua superficial, sedimentos y peces; además concluye que las altas concentraciones de metales y metaloides podrían estar asociadas a ciertas actividades de uso de la tierra o a fuentes puntuales, como los drenajes de aguas residuales, los caminos de tránsito, las instalaciones mineras y la agricultura convencional como se ha evidenciado en otros estudios alrededor del mundo (Cakman *et al.*, 2010, Alloway, 2012).

Las concentraciones más altas de metales pesados fueron encontradas en la temporada de secas con excepción del Cd el cual se encontró en la temporada de lluvias, en este sentido se ha evidenciado que la presencia de cadmio en el ambiente está asociado con las actividades mineras, los incendios forestales y las quemadas agrícolas

(Frias-Espiricueta *et al.*, 2010; Reyes *et al.*, 2016) esto último potencialmente podría ser la fuente de cadmio en la temporada de lluvia, ya que el cultivo de caña de azúcar predominante en el valle se quema cada ciclo de corte, posteriormente el arrastre superficial de suelo desde las parcelas agrícolas hasta los cauces hídricos correspondería como fuente de contaminación de cadmio. Aunque en este estudio no fue un objetivo evaluar bioacumulación se puede inferir que este proceso potencialmente podría estar ocurriendo en los cauces fluviales de la cuenca del río Ayuquila-Armería.

En el caso del análisis microbiológico el arrastre de residuos por la acción de la lluvia eleva las concentraciones de coliformes en la mayoría de los sitios, situación que se ve reflejada al encontrarse mayores concentraciones de unidades formadoras de colonias (UFC) en la temporada lluviosa, esto se ha evidenciado en otros estudios (Ramírez *et al.*, 2009; Olguín *et al.*, 2010). Por otra parte, se les suman a las descargas provenientes de granjas porcinas, de estas se han identificado alrededor de 21 granjas en la zona que contribuyen a la contaminación difusa que llega a los cauces hídricos, las descargas de aguas residuales urbanas, tomando como referencia que en México solo el 70 % de los municipios cuentan con planta de tratamiento de agua residual, y de estas solo el 50 % se encuentre en funcionamiento actualmente (CONAGUA, 2016).

El sitio que registró la mayor concentración de UFC fue el número 8 en la temporada de lluvias. Se infiere que estas concentraciones se

deben a que, en este punto, en el río se vierten las aguas residuales de los municipios de Autlán y El Grullo, así como todo el arrastre de las lluvias del suelo agrícola del valle Autlán – El Grullo. En general las concentraciones aumentan en todos los sitios en la temporada de lluvias, debido a la descarga de aguas negras de áreas urbanas y drenaje agrícola, lo que sugiere una alta y peligrosa contaminación por patógenos intestinales (Robles *et al.*, 2013; Anduro *et al.*, 2017). El caso del Arroyo Manantlán, este es un afluente el cual tiene su nacimiento en la parte alta de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, por ende, este afluente sufre muy poca o nula presión y contaminación urbana, por lo tanto, se considera como un sitio de referencia de buena calidad microbiológica (Santana *et al.*, 1993).

Un estudio realizado en el Río Bravo que determinó la concentración de coliformes totales y *E. coli* (Olivas-Enríquez *et al.*, 2011), se determinó que la presencia indiscutible de enteropatógenos en el agua del río Bravo constituye un riesgo para la salud pública, principalmente para los agricultores que la manejan, y en el riego por la contaminación de los productos agrícolas de consumo humano, así como para las personas que entran en contacto con el agua del río.

El análisis realizado para la calidad del agua en cuanto a la protección de la vida acuática y salud humana se presenta en la (Fig.8), se encontró que ocho sitios (44.4 %) presenta condiciones de calidad mala, de la misma forma otros ocho sitios (44.4 %) presentan condiciones de calidad buena y solo dos sitios (11.11 %) presentan una condición de calidad excelente.

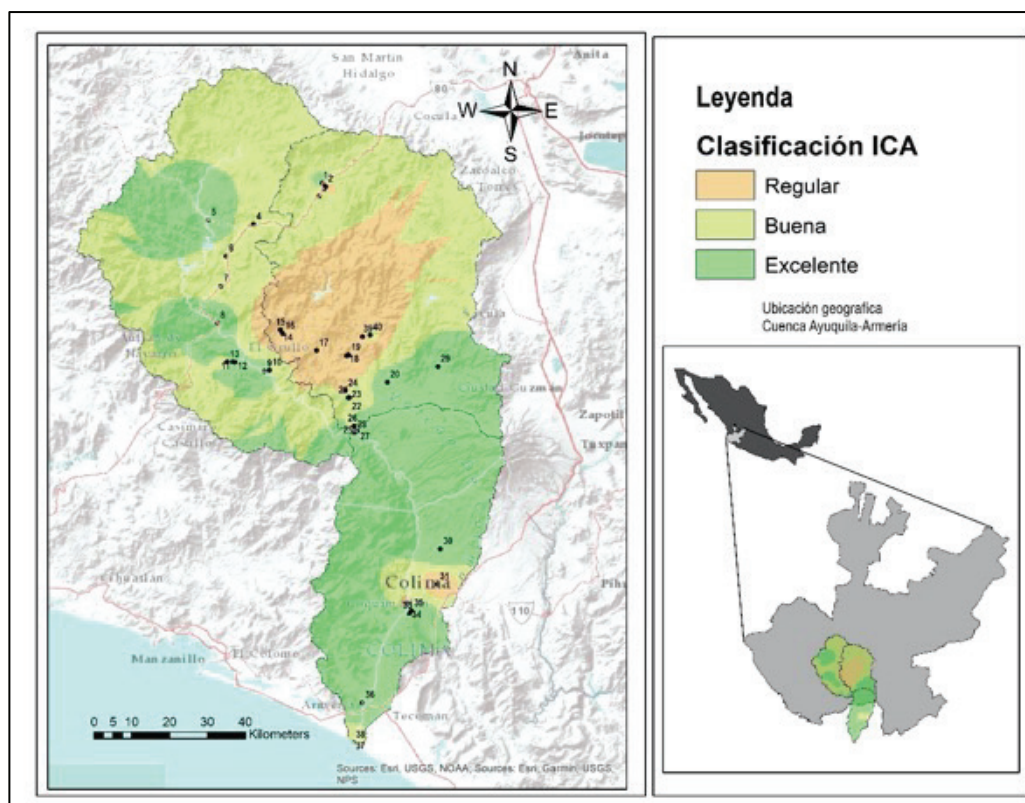


Figura 7. Mapa de distribución potencial con base en la clasificación del ICA para el agua de riego agrícola en la cuenca del río Ayuquila-Armería.

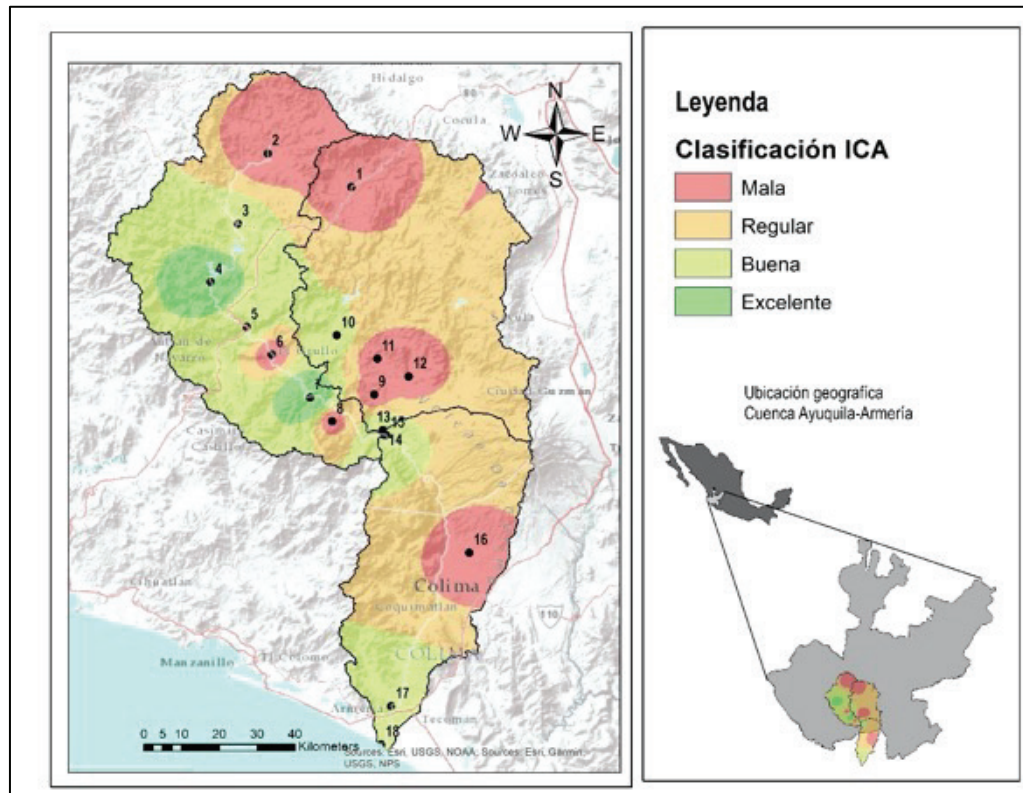


Figura 8. Mapa de distribución potencial con base en la clasificación del ICA para la protección de la vida acuática y uso potable en la cuenca del río Ayuquila-Armería.

CONCLUSIONES

El agua de la cuenca del río Ayuquila-Armería en general presenta condiciones aptas para utilizarse en el riego agrícola, los resultados inferen que no se encuentra ningún sitio que presente mala calidad del recurso hídrico, además mediante la utilización de diferentes parámetros relacionados con la agricultura se puede asegurar que no existe riesgo de pérdida o daño en cultivos por utilizar el agua para irrigación. Para el caso de la calidad del agua en cuanto a la protección de la vida acuática y uso humano, los resultados sugieren que en general la cuenca presenta malas condiciones, aunque existen algunos sitios con calidad excelente, uno es arroyo Manantlán y el otro es Paredones; no se recomienda utilizar el recurso para consumo humano debido al contenido de coliformes fecales encontrados, y en el caso de los sitios con calidad mala, no se recomienda realizar actividades de recreación, se reconocen además los efectos potenciales que la vida acuática podría estar sufriendo debido a la contaminación orgánica y la presencia de metales pesados, potencialmente esto podría causar la disminución de las poblaciones y por lo tanto pérdida de biodiversidad en la cuenca.

Para los sitios que presentan calidad deficiente (1, 2, 6, 8, 9, 11, 12 y 16) se recomienda establecer una serie de acciones y medidas preventivas, como la conservación y restauración de la vegetación ribereña para reducir la entrada de contaminantes a los cauces fluviales, así como medidas correctivas, tales como, implementar humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales, en los municipios que se encuentran dentro de la cuenca, generar un programa de

agricultura sustentable o agroecológica para disminuir la utilización de insumos químicos en la producción agrícola. En cuanto a los sitios que presentan calidad excelente (4 y 7), se recomienda que se continúen las actividades que se llevan a cabo en el presente destinadas a la conservación para evitar la contaminación de los cauces, además se aconseja la exhortación a las autoridades de cuenca, las municipales y estatales o federales a dar seguimiento y generar las soluciones que permitan alternativas de manejo sustentable sobre el recurso hídrico de la cuenca.

REFERENCIAS

- AGUILERA-RODRÍGUEZ, I., R. PÉREZ & A. MARAÑÓN. 2010. Determinación de sulfato por el método turbidimétrico en aguas y aguas residuales. Validación del método. *Revista Cubana de Química* 22 (3): 39-44. DOI:10.29105/qh2.3-156
- AGUILAR IBARRA, A., Y PÉREZ ESPEJO, R. H. 2008. La contaminación agrícola del agua en México: retos y perspectivas. *Problemas del desarrollo*, 39(153), 205-215. DOI: 10.1016/j.rpd.2017.01.005
- ALLOWAY, B. J. 2012. Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. *Environmental pollution* 22 (2): 11-15. DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7
- ÁLVAREZ, A., J. RUBIÑOS, E. REYES, F.J. ALARCÓN, J.J. HERNÁNDEZ, E. RAMÍREZ, C. MEJÍA, E. PEDRERO, F. NICOLÁS & E. SALAZAR. 2006. Índice de Calidad del Agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y

- Predicción. *Revista Internacional de Botánica Experimental* 75 (1): 71-83. DOI: 10.4067/s0718-07642008000600004
- ANDURO, J., S. CANTÚ & B. CAMPOS. 2017. Diagnóstico de la calidad sanitaria del agua de pozo en comunidades del sur de Sonora, México. *Revista Salud Pública Nutrición* 16(1):1-8. DOI: 10.29105/respyn16.1-1
- AOAC (ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS). 2002. Coliform and *escherichia coli* counts in foods. Association of Official Analytical Chemists. Disponible en línea en: http://edgeanalytical.com/wp-content/uploads/Food_AOAC-991.14.pdf (consultado: 20 de agosto de 2018).
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 1995. *Standard methods for examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, EUA, 1035 p.
- AYERS, R.S & D. WESTCOT. 1987. *La calidad del agua y su uso en la agricultura*. FAO. Roma, Italia, 174 p.
- BOYACIOGLU, H. 2007. Development of a water quality index based on a European classification scheme. *Water SA* 33 (1): 101-106. DOI: 10.4314/wsa.v33i1.47882
- BROWN, R., N. MACCLELLAND, R. DEININGER & R. TOZER. 1970 A water quality index do we dare? *Water and Sewage Works* 11 (1): 339-343. DOI: 10.4236/jep.2019.109070
- BUNGE, V. 2010. El estado de saneamiento en las cuencas de México. In: Cotler, H (ed.). *Las cuencas hidrográficas de México, diagnóstico y priorización*. Ciudad de México, México, pp. 92-95.
- CAKMAN, D., E. SALJNIKOV, V. MRVIC & J. MIODRAG. 2010. Soil properties and trace elements contents following 40 years of phosphate fertilization. *Journal Environment* 39 (2): 1-7. DOI: 10.2134/jeq2009.0216
- CAN-CHULIM, A., H. M. ORTEGA-ESCOBAR, E. I. SÁNCHEZ-BERNAL & E. CRUZ-CRESPO. 2014. Calidad de agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. *Tecnologías y Ciencias del Agua* 5(5): 77-96. DOI: 10.15174/au.2019.2117
- CASTRO, M., J. ALMEIDA, J. FERRER & D. DÍAZ. 2014. Índices de calidad del agua: evolución y tendencias a nivel mundial. *Ingeniería Solidaria* 10 (17): 111-124. DOI: 10.16925/in.v9i17.811
- CÁRDENAS-CASTRO, E., LUGO-VARGAS, L., GONZÁLEZ-ACOSTA, J. A., Y TENJO-MORALES, A. I. 2018. Aplicación del índice biótico de familias de macroinvertebrados para la caracterización del agua del Río Teusacá, afluente del Río Bogotá. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 21(2), 587-597. DOI: 10.31910/rudca.v21.n2.2018.1004
- CETESB. 2006. *Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Anexo V. Brasil. 96 p.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DE AGUA). 2016. *Monitoreo de la calidad del agua, informe técnico*. Subdirección general técnica. Ciudad de México, México. 160 p.
- CONTRERAS-RODRÍGUEZ, F., L. MARTÍNEZ-RIVERA & C. ORTIZ-ARRONA. 2020. Nivel de alteración ecohidrológica en ríos perennes de la cuenca del río Ayuquila-Armería. *Biocencia* 22 (2): 28-38. DOI: 10.18633/biociencia.v22i2.1243
- COTLER, H., A. GARRIDO, V. BUNGE & M. CUEVAS. 2010. Las cuencas hidrográficas de México: priorización y toma de decisiones. In: Cotler, H (ed.). *Las cuencas hidrográficas de México, diagnóstico y priorización*. Instituto Nacional de Ecología/Fundación Gonzalo Río Arronte. Ciudad de México, México, pp. 115-120.
- DINIUS, S. H. 1987. Design of an Index of water quality. *Water Resources Bulletin* 23 (11): 833-843. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1983. *Methods for chemical analysis of water and wastes*. Environmental Protection Agency. Report No. EPA-600/4-79-020. Las Vegas, Nevada, EUA. 544 p.
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1986. *Gold book of quality criteria for water*. Environmental Protection Agency. EPA 440/5-86-001. Las Vegas, Nevada, EUA. 477 p.
- FIGUEROA-ZAVALA, B. 2007. Contaminación de origen fecal en el corredor costero Barra de Tonameca-bahía de Puerto Ángel-La Mina, Oaxaca, México. *Ciencia y mar*, 33, 15-28. DOI:10.33326/26176033.2011.13.273
- FLORES, K., V. SOUZA, L. BUCIO, L. GÓMEZ & M. GUTIÉRREZ. 2013. Cadmio: efectos sobre la salud. Respuesta celular y molecular. *Acta Toxicológica Argentina* 21 (1): 33-49. DOI: 10.19137/huellas-2016-2015
- FREGOSO-ZAMORANO, B. E. 2015. Calidad de las aguas de riego de la cuenca del río Ayuquila-Tuxcacuesco-Armería. Tesis de licenciatura. Centro Universitario de la Costa Sur, UDG. Autlán de Navarro, Jalisco, México. 139 p.
- FRIAS-ESPERICUETA, M. G., OSUNA-LÓPEZ, J. I., AGUILAR-JUÁREZ, M., Y VOLTOLINA, D. 2010. Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Océánides*, 25(2), 101-110. DOI: 10.37543/oceanides.v25i2.88
- GAIOI, M., D. AMOEDO & D. GONZÁLEZ. 2012. Impacto del mercurio sobre la salud humana y el ambiente. *Archivos argentinos de pediatría* 110 (3): 259-264. DOI:10.5546/aap.2012.259
- GARCÍA-HERRUZO, F., A. GARCÍA-RUBIO, C. GÓMEZ, C. VEREDA & J. RODRÍGUEZ. 2010. El mercurio: situación actual, problemas y soluciones. *Ingeniería Química* 480: 84-90. <https://doi.org/10.1081/ese-100104128>
- GONZÁLEZ-PÉREZ, C. 2016. Introducción al Análisis Volumétrico. Química Analítica. Disponible en línea en: http://ocw.usal.es/cienciasexperimentales/quimicaanalitica/contenidos/CONTENIDOS/3.CONCEPTOS_TEORICOS.pdf (consultado: 14 febrero 2019).
- GONZÁLEZ, S. M., RAMÍREZ, Y. P., MEZA, A. M., Y DIAS, L. G. 2012. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, 16(2), 135-148. DOI:10.17151/bccm.2016.20.2.4
- GUTIÉRREZ-GARAVIZ, J., H. ZAMORA & S. ANDRADE. 2014. Efecto de la actividad antrópica sobre la composición y diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el río Cofre (sistema lótico andino colombiano). *Revista Biodiversidad Neotropical* 4 (2): 113-123. DOI: 10.18636/bioneotropical.v4i2.137
- GUZMÁN-COLIS, G., F. THALASSO, E. RAMÍREZ-LÓPEZ, S. RODRÍGUEZ-NARCISO, A. GUERRERO-BARRERA & F. AVELAR-GONZÁLEZ. 2011. Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río San Pedro en el estado de Aguascalientes, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 27(2): 89-102. DOI: 10.20937/rica.53776
- HANKEL, G. E., EMMERICH, D., Y MOLINERI, C. 2018. Macroinvertebrados bentónicos de ríos de zonas áridas del noroeste argentino. *Ecología austral*, 28(2), 435-445. DOI: 10.25260/EA.18.28.2.0.645

- HENNE, L.J., D.W. SCHNEIDER & L.M. MARTÍNEZ-RIVERA. 2002. Rapid assessment of organic pollution in a west-central Mexican river using a family-level biotic index. *Environmental Manage* 45 (5): 613-632. DOI: 10.1080/0964056022000013039
- HERNÁNDEZ-JUÁREZ, R. A., L.M. MARTÍNEZ-RIVERA, L. PEÑUELA-ARÉVALO & S. RIVERA-REYES. 2019. Gestión del agua subterránea en los acuíferos de la cuenca del río Ayuquila-Armería en Jalisco y Colima, México. *Región y sociedad* 31: 1-26. DOI: 10.22198/rys2019/31/1093
- JANKE, R., R. MOSCOU & M. POWELL. 2006. Citizen science water quality testing series, PK-13 W-6 total coliform and E. coli bacteria. Kansas State University Agricultural Experimental Station and Cooperative Extension Service. Disponible en línea en: https://www.butler.k-state.edu/agriculture/water_quality/docs_citizens_science/6%20Total%20Coliform%20and%20E%20coli%20Bacteria.pdf (consultado: 19 de agosto de 2018)
- JECFA (EVALUACIÓN DE LOS RIESGOS ASOCIADOS CON LAS SUSTANCIAS QUÍMICAS). 2012. Expert Committee on Food Additives. Disponible en línea en: <http://www.fao.org/food/food-safety-quality/scientific>. (consultado: 20 de agosto de 2018).
- LAINO-GUANES, R. M., BELLO-MENDOZA, R., GONZÁLEZ-ESPINOSA, M., RAMÍREZ-MARCIAL, N., JIMÉNEZ-OTÁROLA, F., Y MUSÁLEM-CASTILLEJOS, K. 2015. Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 61-74. DOI: 10.29104/phi-aqualac/2017-v9-2-04
- MANCILLA-VILLA, O. R., B. E. FREGOSO-ZAMORANO, E. J. HUESO-GUERRERO, R. D. GUEVARA-GUTIÉRREZ, C. PALOMERA-GARCÍA & J. L. OLGUÍN-LÓPEZ. 2017. Concentración iónica y metales pesados en el agua de riego de la cuenca de río Ayuquila-Tuxcacuesco-Armería. *IDESIA (Chile)* 35 (3): 115-123. DOI: 10.4067/s0718-34292017005000303
- MANCILLA-VILLA, O.R. 2012. Índices de salinidad y calidad de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz. Tesis Doctoral, Colegio de Postgraduados, COLPOS Montecillo, Edo. de México. 243 p.
- MÉNDEZ-RAMÍREZ, M & M. ARMIENTA-HERNÁNDEZ. 2012. Distribution of Fe, Zn, Pb, Cu, Cd and As from mining wastes and wastewater along a transect of Taxco river in Guerrero, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 29(2): 450-462. DOI: 10.22201/cgeo.20072902e.2019.2.927
- MERRIT, R., S. FENOGLIO & K. CUMMINS. 2016. Promoting a functional macroinvertebrate approach in the biomonitoring of Italian lotic systems. *Journal of Limnology* 16: 1-10. DOI: 10.4081/jlimnol.2016.1502
- MEZA, S. & S. SEPÚLVEDA. 2012. Efecto de la conductividad eléctrica y nivel del agua sobre la reproducción de la trucha xenocara (*Ancistrus triradiatus*, Eigenmann 1918) bajo condiciones experimentales. *Veterinaria Zootecnia* 6(1): 37-46. DOI:10.17268/sci.agropecu.2011.04.03
- MEZA-RODRÍGUEZ, D., L. M. MARTÍNEZ-RIVERA, N. MERCADO-SILVA, D. GARCÍA DE JALÓN-LASTRA, M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO-DEL RÍO, M. MARCHAMELO-SACRISTÁN & C. DE LA MORA-OROZCO. 2017. Régimen natural de caudales del río Ayuquila-Armería en el occidente de México. *Terra Latinoamericana* 35: 203-217. DOI: 10.28940/terra.v35i3.224
- MORA-BUENO, D., L. SÁNCHEZ-PEÑA, L. M. DEL RAZO, C. GONZÁLEZ-ARIAS, I. MEDINA-DÍAZ, M. ROBLEDO-MARENCO & A. ROJAS-GARCÍA. 2012. Presencia de arsénico y coliformes en agua potable del municipio de Tecuala, Nayarit, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 28 (2): 127-135. DOI: 10.35429/jusd.2020.18.6.18.27
- OLGUÍN, E., R. GONZÁLEZ-PORTELA, G. SÁNCHEZ, G. ZAMORA & T. OWEN. 2010. Contaminación de ríos urbanos: El caso de la subcuenca del río Sordo en Xalapa, Veracruz, México. *Revista Latinoamericana Biotecnología* 1(2):178-190. DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-06
- OLIVAS-ENRÍQUEZ, E., J. FLORES-MARGEZ, P. SERRANO-ALAMILLO, E. SOTO-MEJÍA, J. IGLESIAS-MEJÍA, E. SALAZAR-SOSA & M. FORTIS-HERNÁNDEZ. 2011. Indicadores fecales y patógenos en agua descargada al Río Bravo. *Terra Latinoamericana* 29(4): 449-457. DOI: 10.28940/terra.v40i0.949
- OROPEZA-CORTÉS, M., J. URCIAGA & G. PONCE. 2016. Importancia económica y social de los servicios de los ecosistemas: Una revisión de la agenda de investigación. *Revista global de negocios* 3 (2): 103-113. [https://doi.org/10.29105/rinn13.25-Ortiz-Vega, M. I., Á. Can-Chulim, C. A. Romero-Bañuelos, E. Cruz-Crespo & A. Madueño-Molina. 2019. Calidad del agua para uso agrícola del río Mololoa, México. *Terra Latinoamericana* 37: 185-195. DOI:10.28940/terra.v37i2.406](https://doi.org/10.29105/rinn13.25-Ortiz-Vega, M. I., Á. Can-Chulim, C. A. Romero-Bañuelos, E. Cruz-Crespo & A. Madueño-Molina. 2019. Calidad del agua para uso agrícola del río Mololoa, México. Terra Latinoamericana 37: 185-195. DOI:10.28940/terra.v37i2.406)
- PALACIOS, S., P. ALFONSO, P. YAÑEZ & P. HIGUERAS. 2013. Evaluación de la contaminación de mercurio en la cuenca del río Ocoña, Perú. *Minería y Geología* 1: 241-248. DOI: 10.1896/054.055.0111
- PALOMERA-GARCÍA, C. 2012. Effects of land-use activities in the Ayuquila Rivers fauna. Tesis de Doctorado, Departament of Biological Sciences, Simon Fraser University. Vancouver, Canada.189 p.
- PÉREZ-DÍAZ, J., H. ORTEGA-ESCOBAR, C. RAMÍREZ-AYALA, H. FLORES-MAGDALENO, E. SÁNCHEZ-BERNAL, Á. CAN-CHULIM & Ó. MANCILLA-VILLA. 2018. Nitrate, phosphate and boron content in wastewater for crop irrigation in Mezquital Valley, Hidalgo. *Nova scientia* 10 (21): 97-119. DOI: 10.21640/ns.v10i21.1478
- PÉREZ-LÁZARO, R. 2015. La nueva cultura del agua, el camino hacia una gestión sostenible. Causas e impactos de la crisis global del agua. *Cuadernos Hegoa* 68: 1-68. DOI: 10.4995/ia.1995.2659
- PÉREZ-LEÓN, J. M. 2011. *Manual para determinar la calidad de agua para riego agrícola*. Universidad Veracruzana. Facultad de Ciencias Agrícolas. Xalapa de Enríquez, Veracruz, 20-35 pp.
- PUCCI, G., J. ACUÑA & H. PUCCI. 2013. Contaminación microbiológica por enterobacterias y coliformes totales de la playa de Stela Maris, Comodoro Rivadavia, Argentina, derivada de los efluentes cloacales. *Sanidad y Ambiente* 13 (5): 1102-1107. DOI: 10.4067/s0718-19572009000100005
- QUINTERO, A. G., VÉLEZ, O. L. P., GONZÁLEZ, R. C., MORALES, J. C., Y GAVRILOV, I. N. 2007. La contaminación del agua superficial en la cuenca del río Texcoco, México. *Agrociencia*, 41(4), 385-393.
- RAMÍREZ, E., E. ROBLES, G. SAINZ & R. AYALA. 2009. Calidad microbiológica del acuífero de Zacatepec, Morelos, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 25(4): 247-255. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-02-03
- REDONDO, M. & M. ARIAS. 2011. Comparación de métodos para el análisis de coliformes totales y fecales en muestras de agua mediante la técnica de Número Más Probable (NMP). *UNED Research Journal* 3(2): 41-43. DOI: 10.22458/urj.v3i2.151
- REYES, Y., VERGARA, I., TORRES, O., LAGOS, M. D., Y JIMÉNEZ, E. E. G. 2016. Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo: I2+D*, 16(2), 66-77. DOI: 10.19053/1900771x.v16.n2.2016.5447
- RICHARDS, L. A. 1973. *Suelos Salinos y Sódicos*. Manual de Agricultura No. 60. Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos de América. Washington, EUA, 172 p.

- ROBLES, E., E. RAMÍREZ, A. DURÁN, M. MARTÍNEZ & M. GONZÁLEZ. 2013. Calidad bacteriológica y fisicoquímica del agua del acuífero Tepalcingoaxochiapan, Morelos, México. *Avances en Ciencias e Ingeniería* 4 (1): 19-28. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-15-3-8>
- RODRÍGUEZ, R. A., L. CUÉLLAR & C. MALDONADO. 2016. Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. *Revista Cubana de Investigación Biomédica* 35(3):251-271. DOI: 10.1590/s0036-36342003000800008
- RODRÍGUEZ-AGUILAR, B. A., L. M. MARTÍNEZ-RIVERA, A. PEREGRINA-LUCANO, C. I. ORTIZ-ARRONA & O. G. CÁRDENAS-HERNÁNDEZ. 2019. Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del río Ayuquila-Armería, México. *Terra Latinoamericana* 37: 151-161. DOI: 10.28940/terra.v37i2.462
- RODRÍGUEZ-POZUETA, M. A. 2016. Puente de Wheatstone. Universidad de Cantabria. Departamento de Ingeniería eléctrica y energética. Cantabria, España. Disponible en línea en: <http://personales.unican.es/rodrigma/PDFs/Puente%20de%20Wheatstone.pdf>. (consultado el 22 de septiembre de 2018).
- ROJAS, L., N. ALBERRO & D. FRIAS. 2010. El Índice de calidad de agua como herramienta para la gestión de los recursos hídricos. *Medio ambiente y desarrollo* 10 (18): 1-5. DOI: 10.18356/4b596a7a-es
- RUBIO, H. O., R. C. ORTIZ, R. M. QUINTANA, R. A. SAUCEDO, J. M. OCHOA & N. M. REY. 2014. Índice de calidad de agua (ICA) en la presa la boquilla en Chihuahua, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 1(2): 139-150. DOI: 10.33064/iycluua2017701823
- RUBIO-ARIAS, H., M. CONTRERAS-CARAVEO, R. M. QUINTANA, R. A. SAUCEDO-TERAN & A. PINALES-MUNGUÍA. 2012. An overall water (WQI) for a man-made aquatic reservoir in Mexico. *International Journal of Environmental Resources and Public Health* 9 (5): 1687-1698. DOI: 10.3390/ijerph9051687
- RODRÍGUEZ ORTIZ, J. C., ALCALÁ JAUREGUI, J. A., HERNÁNDEZ MONTAÑO, A., RODRÍGUEZ FUENTES, H., RUIZ ESPINOZA, F. H., GARCÍA HERNÁNDEZ, J. L., y DÍAZ FLORES, P. E. 2014. Elementos traza en fertilizantes y abonos utilizados en agricultura orgánica y convencional. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 5(4), 695-701. DOI: 10.29312/remexca.v5i4.931
- SAINZ, R. H., R. H. ECHEVERRÍA & H. ANGELINI. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones Pampeana y Extrapampeana Argentina. *Ciencia del suelo* 29 (1): 29-37. DOI: 10.4067/s0718-27912009000300005
- SANTANA, E., S. NAVARRO, L.M. MARTÍNEZ, A. AGUIRRE, P. FIGUEROA & C. AGUILAR. 1993. Contaminación, aprovechamiento y conservación de los recursos acuáticos del río Ayuquila, Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima. *Tiempos de Ciencia* 30: 29-38. DOI: 10.21829/abm79.2007.1040
- SEDUE (SECRETARÍA DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGÍA). 1989. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua CE- CCA-001/89. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México, México. 20 p.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y PESCA). 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales, en aguas y bienes nacionales, Ciudad de México, México, 35 p.
- SEVERICHE-SIERRA, C., M. CASTILLO & R. ACEVEDO. 2013. Manual de métodos analíticos para la determinación de parámetros fisicoquímicos básicos en aguas. Disponible en línea en: <https://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1326/index.htm> (consultado el 22 de septiembre de 2018).
- SIERRA, C. A. 2011. *Calidad del agua, evaluación y diagnóstico*. Universidad de Medellín. Medellín, Colombia, 456 p.
- SSA 1995. Norma Oficial Mexicana NOM-110SSA1-1994. Bienes y Servicios. Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico. Secretaría de Salud. Diario Oficial de la Federación. 16 de octubre de 1995.
- SECRETARÍA DE SALUD. 1993. Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Secretaría de Salud. Ciudad de México, México, 35 p.
- TANKIEWICZ, M., J. FENIK & M. BIZIUK. 2010. Determination of organophosphorus and organonitrogen pesticides in water samples. *Trends in Analytical Chemistry* 29: 1050-1063. DOI: 10.1016/j.trac.2010.05.008
- TERNEUS, E., K. HERNÁNDEZ & M. RACINES. 2012. Evaluación ecológica del río Lliquino a través de macroinvertebrados acuáticos, Pastaza-Ecuador. *Revista de Ciencias* 16: 31-45. DOI: 10.25100/rc.v16i0.501
- TOBÓN, F., L. LÓPEZ & R. PANIAGUA. 2010. Contaminación del agua por plaguicidas en un área de Antioquia. *Revista de salud pública* 12 (2): 300-307. DOI: 10.1590/s0124-00642010000200013
- TORRES, P., C. CRUZ, P. PATIÑO, J. ESCOBAR & A. PÉREZ. 2010. Aplicación de índices de calidad de agua - ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. *Ingeniería e investigación* 30 (3): 86-95. DOI: 10.22490/25394088.578
- TRUJILLO-PIÑA, A. L., P. VEGA SÁNCHEZ & L. BARAJAS BERMÚDEZ. 2013. *Potenciometría: Usos y Aplicaciones*. Universidad Autónoma de Coahuila. Disponible en línea en: http://www.posgradoinvestigacion.uaedec.mx/CienciaCierta/CC38/4.html#.WA_SHejhB1t (consultado el 22 de septiembre de 2018).
- VIERA-TORRES, M., M. MORA, L. AYMACAÑA, D. CARRERA-VILLACRES & O. GUTIÉRREZ. 2014. Caracterización fisicoquímica del suelo del botadero de Portoviejo y análisis de la distribución espacial de cromo (VI), níquel, bromo y hierro. *Investigación Y Desarrollo* 1(2): 10-19. DOI: 10.29166/revfig.v1i2.1608
- VILLALBA, A., J. DEL CASTILLO, A. GÓMEZ, A. PÉREZ, G. NUBES & A. SALCIDO. 2013. Contaminación del agua y suelo en el ecosistema río Agua Prieta, Sonora, México. *Biocencia* 15 (1): 3-11. DOI: 10.18633/bt.v15i1.129
- VILORIA, H. & J. R. MÉNDEZ-NATERA. 2011. Relación entre la conductividad eléctrica, pH del agua de remojo, germinación de semillas y crecimiento de plántulas de maíz (*Zea mays* L.) bajo dos condiciones experimentales. *Scientia Agropecuaria* 2 (4): 213-228. DOI:10.17268/sci.agropecu.2011.04.03
- WEIGEL, B. M., L. J. HENNE & L. M. MARTÍNEZ-RIVERA. 2002. Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. *Journal Benthological Society* 21 (1): 686-700. DOI: 10.2307/1468439
- ZAMORA-MARTÍNEZ, O., J. MONTAÑO, V. GALINDO, C. SIEBE & B. PRADO. 2016. Determinación simultánea de cationes mayoritarios en muestras de agua residual por medio de cromatografía de iones con detección conductimétrica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 32 (2): 293-301. DOI: 10.20937/rica.2016.32.03.04

Stocks assessment and reference point estimations for the snappers fishery (Perciformes: Lutjanidae) in the Gulf of Mexico, 1980-2019

Análisis poblacional y estimación de puntos de referencia para la pesquería de pargos (Perciformes: Lutjanidae) en el Golfo de México, 1980-2019

Juan Manuel García-Caudillo^{1*}, Alejandro Balmori-Ramírez², Rufino Morales-Azpeitia³

Recibido: 04 de septiembre de 2023.

Aceptado: 31 de enero de 2024.

Publicado: agosto de 2024.

ABSTRACT

Background. In Mexico, the Gulf of Mexico snapper's fishery contributes 30% of the national snapper landings through a multi-species fishery where red *Lutjanus campechanus* (Poey, 1890), yellowtail *Ocyurus chrysurus* (Bloch, 1791) and lane *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758) are the main target species. **Goals.** To evaluate the stock status of the three main species and to calculate reference points: Catch at Maximum Sustainable Yield (MSY), Biomass associated with MSY (B_{MSY}) and Fishing Mortality associated with MSY (F_{MSY}) for the management of these fisheries in the Gulf of Mexico. Historical official landings records were used in the application of the Monte Carlo method C-MSY. **Results.** The most probable maximum intrinsic rate of population increase (r) and carrying capacity of environment population (k) values for the C-MSY method were for *L. campechanus* 0.56 and 35,109 t, for *O. chrysurus* 0.56 and 13,814 t; and for *L. synagris* 0.55 and 1,932 t. MSY values found were 4,964 t, 1,953 t and 269 t respectively. B_{MSY} values were 17,554 t, 6,907 t and 966 t respectively. F_{MSY} values were 0.28 for *L. campechanus* and *O. chrysurus*, and 0.27 for *L. synagris*. **Conclusions.** This study shows that only the *L. synagris* stock is overfished, while *O. chrysurus* is the only stock experiencing overfishing. To maintain the *L. campechanus* stock at healthy levels we recommend a total allowable catch (TAC) of 4,467 t per year. To reduce overfishing and maintain the *O. chrysurus* stock at healthy levels we recommend a TAC of 1,562 t. Finally, to rebuild the *L. synagris* stock and prevent overfishing, we recommend a TAC of 215 t.

Key words: C-MSY method, *Lutjanus campechanus*, *Lutjanus synagris*, *Ocyurus chrysurus*, snapper's fishery management.

RESUMEN

Antecedentes. En México, la pesquería de pargos del Golfo de México contribuye con el 30% de las capturas nacionales de este recurso a través de una pesquería multiespecífica en la que, el huachinango *Lutjanus campechanus* (Poey, 1890), la rubia *Ocyurus chrysurus* (Bloch, 1791) y la villajaiba *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758) son las principales especies objetivo. **Objetivos.** Con el fin de evaluar el estado de las poblaciones de las tres principales especies de pargos y calcular puntos de referencia para el manejo de estas pesquerías en el Golfo de México. **Métodos.** Se utilizaron registros históricos de desembarques en la aplicación del método Monte Carlo (C-MSY). Los puntos de referencia estimados incluyeron: Captura al Máximo Rendimiento Sostenible (MSY), biomasa asociada al MSY (B_{MSY}) y Mortalidad por Pesca asociada al MSY (F_{MSY}). **Resultados.** Los valores más probables de la máxima tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) y capacidad de carga de cada población (k) obtenidos por el método C-MSY fueron, para *L. campechanus* 0.56 y 35,109 t; para *O. chrysurus* 0.56 y 13,814 t; y para *L. synagris* 0.55 y 1,932 t. Los valores de MSY encontrados fueron de 4,964 t, 1,953 t y 269 t respectivamente, mientras que los valores de B_{MSY} fueron 17,554 t, 6,907 t y 966 t respectivamente. Finalmente, los valores de F_{MSY} fueron de 0.28 para *L. campechanus* y *O. chrysurus*, y 0.27 para *L. synagris*. **Conclusiones.** Este estudio muestra que solo la población de *L. synagris* se encuentra sobrepescada, mientras que la población de *O. chrysurus* es la única experimentando sobrepesca. Con el fin de mantener la población de *L. campechanus* en niveles saludables, se recomienda una captura total anual permisible (TAC) de 4,467 t. Para reducir la sobrepesca y mantener la población de *O. chrysurus* en niveles saludables, se recomienda una TAC de 1,562 t. Finalmente, para reconstruir la población de *L. synagris* y prevenir su sobrepesca, se recomienda una TAC de 215 t.

Palabras clave: método C-MSY, *Lutjanus campechanus*, *Lutjanus synagris*, *Ocyurus chrysurus*, manejo pesquería pargos.

¹ Pesca Responsable y Comercio Justo S. de R.L. de C.V., Lago Erie 327-B Valle Dorado, Ensenada Baja California, 22890. México; juanmanuel@pescaresponsable.com.mx

² Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera Guaymas, Calle 20 No. 605-Sur, Guaymas, Sonora, 85400. México; alejandro.balmori@imipas.gob.mx

³ Laboratorio de Ecología Pesquera, Unidad Guaymas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Km 2.35 Camino al tular Estero de Bacoichampo AP. 349, Guaymas, Sonora, 85454. México; mmo-ales04@cibnor.mx

*Corresponding author:

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

To quote as:

García-Caudillo, J. M., A. Balmori-Ramírez & R. Morales-Azpeitia. 2024. Stocks assessment and reference point estimations for the snappers fishery (Perciformes: Lutjanidae) in the Gulf of Mexico, 1980-2019. *Hidrobiológica* 34 (2): 121-131.

DOI: 10.24275/NBVK4674

INTRODUCTION

Mexican snapper fisheries on both coasts of Mexico average an annual production of 21 thousand tonnes with an annual average revenue of 65 million US dollars (CONAPESCA, 2020a). Snapper fisheries in the Gulf of Mexico contribute with 30% of the national landings through a multi-species snappers' fishery that includes the following species: red (*L. campechanus*), yellowtail (*Ocyurus chrysurus*), lane (*Lutjanus synagris*), vermilion (*Rhomboplites aurorubens*), cubera (*Lutjanus cyanopterus*), mutton (*L. analis*), grey (*L. griseus*), blackfin (*L. buccanella*), silk (*L. vivanus*) and dog (*L. jocu*) (DOF, 2018).

Red, yellowtail, and lane snapper are the main target species for the Gulf of Mexico fishery, and are the most important species for Mexican exports to the US market, contributing an annual average of 85% of the total landings (CONAPESCA, 2020b). In Mexico, two types of fleets participate officially in the snapper fishery in the Gulf of Mexico, the large-scale fleet (1,250 vessels with length above 10.5 meters) and small-scale fleet (9,550 boats with length below 10.5 meters), using various methods and fishing gears: longlines, hand lines, "bicycles", diving. While red snapper is typically targeted and captured by the both fleets, yellowtail and lane snapper are more often targeted and captured by the small-scale fleet (DOF, 2018).

The assessment of stocks is very complex, and is associated with the nature of the fishery (i.e. multispecific, sequential, share), scientists often lack the data necessary to perform robust stock assessments for many fisheries. Fortunately, relatively low-cost and data-poor assessment methods exist to estimate basic information about the stock and the fishery (Honey *et al.*, 2010; Carruthers *et al.*, 2014; ICES 2014; Rosenberg *et al.*, 2014; Rivera-Parra *et al.*, 2022) and to provide fishery managers with decision-making tools to manage resources with a precautionary approach in the absence of specific stock or species information (MFNZ, 2008; DAWA, 2018).

Objectives. In this study, we assess the stock status of the three-snapper species of primary interest for the commercial fishing sector in the Mexican Gulf of Mexico *L. campechanus*, *O. chrysurus* and *L. synagris*, and estimate the appropriate reference points for their management.

MATERIALS AND METHODS

Area of Study. The study area includes the Gulf of Mexico waters offshore the Mexican States of Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche and Yucatan.

Methods. Public official landings records were obtained from the National Commission for Aquaculture and Fisheries (CONAPESCA) and were used in the application of the Monte Carlo method (C-MSY) described by Froese *et al.*, (2017). Also, a management options outcome analysis was conducted by applying the Schaefer model, to test the effect of limiting catch or fishing mortality, and evaluate the effect of these limitations on biomass trends and the risk of exceeding the proposed Limit Reference Points (LRPs).

Catch history for each stock. The live weight landings data were taken from the National Information System for Aquaculture and Fisheries (CONAPESCA, 2020a, b). This database includes red, yellowtail and lane snapper landing reports for 1980-2019.

Stocks assessment. For this study, and given the lack of available reports about their population genetic variability (Sustainable Fisheries Partnership 2021a, 2021b and 2021c), each snapper species was considered to be a single stock that coincides with their management as single units in the Mexican Gulf of Mexico (DOF, 2012). The fishery reference points (MSY , F_{MSY} and B_{MSY}), as well as the relative size of the population (B/k) and the exploitation rate (F/F_{MSY}) were estimated using C-MSY (Froese *et al.*, 2017). In this method the most probable r is selected under the Monte Carlo method in the tip of the triangle among the highest viable r -values instead of at the center, as did earlier versions of Catch-MSY (Martell & Froese, 2013), due to the definition of r as the maximum rate of increase growth for the population in question. The initial biomass was calculated as:

$$B_0 = \lambda_{11} k \exp(\nu t) \quad \text{Eqn 1}$$

and the biomass of the following years as:

$$B_{t+1} = \left[B_t + r B_t \left(1 - \frac{B_t}{k} \right) - C_t \right] \exp(\nu t) \quad \text{Eqn 2}$$

Where:

B_t = Biomass at time t

B_{t+1} = Biomass one time-step after t

r = maximum intrinsic rate of population increase,

k = carrying capacity,

C_t = Capture at time t , and

$\sigma \nu$ = process error standard deviation.

To consider the reduced recruitment at extremely depleted stock sizes, such as predicted by common stock-recruitment functions (Beverton & Holt 1957; Ricker 1975, and Barrowman & Myers 2000), the C-MSY method incorporates a linear decline of surplus production when biomass falls below 0.25 k (Equation 3).

$$B_{t+1} = \left[B_t + 4 \frac{B_t}{k} r \left(1 - \frac{B_t}{k} \right) - C_t \right] \exp(\nu t) \quad \text{Eqn 3}$$

The initial and final Biomass percentage ranges were determined with the value of the maximum catch and the values of the catches of the initial and final year (Martell & Froese, 2013; Froese *et al.*, 2017), it was assumed that the initial proportional biomass of the snapper stocks, at the beginning of the time-series ($B/k = \lambda_{r1}, \lambda_{r2}$), varied between 50% and 90% for the red snapper, 50% and 70% for the yellowtail snapper, and between 30% and 60% for lane snapper of their respective carrying capacities (k), and in last year ($B/k = \lambda_{r1}, \lambda_{r2}$), between 30% and 70% for the red and yellowtail snapper stocks and between 30% and 40% for the lane snapper stock. The biologically plausible range for r for species with medium resilience ($0.2 < r < 0.8$ Froese *et al.*, 2017) was accepted as suitable for the three snapper stocks. The input value of CV for each of the three stocks was set at 0.2 (20%), assuming that the landings data could be inaccurate (as is common for small-scale fleets, according to Arreguin-Sánchez & Arcos-Huitrón, 2011), and the σ (ν) value set to 0.1. All cases started with 30,000 MCMC iterations to determine the most viable r - k pairs. The values of r and k estimated relate to standard fisheries reference points, such that

$$MSY = k/4, \quad 4$$

$$B_{MSY} = 0.5 k, \quad \text{Eqn 5}$$

$$F_{MSY} = 0.5, \quad \text{Eqn 6}$$

If the reduction in recruitment at very low stock sizes ($B/k < 0.25$), then

$$F_{MSY} = 0.5 \cdot 4 B/k \quad \text{Eqn 7}$$

Kobe plots were constructed for each species (Aires-da-Silva & Maunder, 2011; Schirripa, 2016), which show the relative stock size (B/B_{MSY}) on the x-axis and the exploitation rate (F/F_{MSY}) on the y-axis, thus displaying the stock status over time with point estimates in different colored quadrants: green (not overfished, not overfishing), yellow and orange (overfished or overfishing), and red (overfished and overfishing). Kobe plots can be used to help select reference points when developing a management strategy (Kell *et al.*, 2014).

Different countries define an overfished status in different ways. In the case of Mexico, the National Fisheries Chart (DOF, 2023), defines the status as the relative position of a population attribute or variable against a target reference point that indicates the condition of the population and classifies the status into three categories:

1. Exploited at the Maximum Sustainable Limit, where the value of the biomass ratio (Current/Target) = 1
2. With Development Potential, where the value of the biomass ratio (Current/Target) > 1
3. Deteriorated, where the value of the biomass ratio (Current/Target) < 1

While the Mexican regulatory framework does not have equivalent definitions for “overfished” and “overfishing”, in this work we consider that a stock is overfished at any value of B/B_{MSY} below 1.0, consistent with the definition of deteriorated, and that a stock is experiencing overfishing at any value of F/F_{MSY} above than 1.0.

Candidate Reference Points. There is no universally recognized best method for setting fisheries targets and limits, however, the establishment of reference points is intended to form a key part of a harvest strategy that promotes sustainability for the target fishery. The fishery should be managed such that the population biomass fluctuates near a target reference point (TRP) in alignment with the fishery management objectives, which may be, for example, *MSY* (MFNZ, 2008) or Maximum Economic Yield (*MEY*). The risk of the population biomass declining to

less than the limit reference point (LRP) should be low. We suggest that the biomass TRP (B_{TRP}) is set as equal to the B_{MSY} estimate, to prevent recruitment overfishing (Haddon *et al.*, 2012; Carruthers *et al.*, 2014; Froese *et al.*, 2015 & Froese *et al.*, 2017), a biomass LRP (B_{lim}) of 0.5 B_{MSY} should be used. In addition, we suggest an LRP related to fishing mortality (F_{lim}) be set at the value of F_{MSY} calculated by the model.

Therefore, the reference points suggested include:

$$B_{TRP} = B_{MSY} \quad \text{Eqn 8}$$

$$B_{lim} = 0.5 B_{MSY} \quad \text{Eqn 9}$$

$$F_{lim} = F_{MSY} \quad \text{Eqn 10}$$

Based on C-MSY results, candidate values for appropriate TRPs and LRPs were established for each stock. A management options outcome analysis was conducted by applying the Schaefer model to evaluate the effect of constant catch and constant fishing mortality management strategies. For catch limits, the values tested were *MSY*, the lower 95% confidence interval of *MSY*, and different values in between. For fishing mortality limits, F_{lim} as well as 0.9, 0.8 and 0.7 F_{lim} were tested. The probability that the biomass of the stock will be above B_{TRP} between B_{TRP} and B_{lim} or below the B_{lim} in 2025 was also evaluated.

RESULTS

Stocks assessment and status. The assumed parameter values and r and k output results of the C-MSY method for the three stocks are presented in Table 1 and Figure 1 for each stock. The most viable of r - k pair values for the three snapper stocks estimated by the model were for red and yellowtail snapper an equal value of maximum net productivity r , while the lane snapper stock yielded a slightly lower value of r . Regarding the values of k , the highest value was obtained by red snapper stock while the lowest value was yielded by lane snapper stock.

Target and Limit Reference Points estimation. The fishery and stock parameters estimated by the C-MSY assessment (MSY , B_{TRP} and F_{lim}) for the three snapper stocks, and the candidate reference points associated with these parameters that are proposed for management purposes are presented in Table 2.

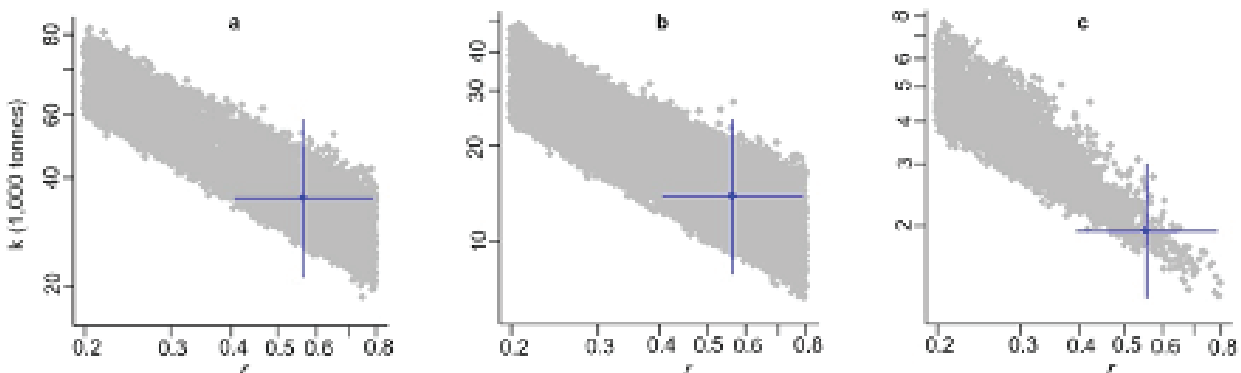


Figure 1. Most probable combinations of r and k for a) red snapper b) yellowtail snapper and c) lane snapper stocks. Viable r - k pairs fulfilling the conditions are shown in grey. Most probable r - k pair is marked with the blue cross that includes confidence limits.

Table 1. Assumed parameter values (column A) and output results of the C-MSY assessment for the three snapper stocks (column B).

Stock	A Prior range values			B Carrying capacity Median (lower and upper limit of the 95% confidence interval)		
	Initial biomass relative $\lambda_{t1} - \lambda_{t2}$	Final biomass relative $\lambda_{t1} - \lambda_{t2}$	r	ki (tonnes)	r	k (tonnes)
	Red snapper	0.5 – 0.9	0.3 – 0.7		8,100 – 130,000	0.56 (0.40 – 0.78)
Yellowtail snapper	0.5 – 0.7	0.3 – 0.7	0.2 – 0.8	3,540 – 56,600		13,814 (7,858 – 24,283)
Lane snapper	0.3 – 0.6	0.3 – 0.4		481 – 7,690	0.55 (0.39 – 0.78)	1,932 (1,245 – 2,997)

r = maximum rate of increase growth for the examined population; k_i = range of carrying capacity at the first year of the series time; $\lambda_{t1} - \lambda_{t2}$ = initial proportional biomass of the snapper stocks, at the beginning of the time-series, of their respective carrying capacities; $\lambda_{t1} - \lambda_{t2}$ = final proportional biomass of the snapper stocks of their respective carrying capacities in last year.

Red snapper (*Lutjanus campechanus*). The *MSY* estimated was 4,964 t. For this stock, landing values show a trend of increase and decrease, at the beginning (1980-1993) and at the end (2014-2019) of the series, with values above the *MSY*, where it reaches its maximum value (7,205 t) in 1993 exceeded the upper CI of *MSY*, and an intermediate period in which catches regularly remain below the lower CI of *MSY* (Fig. 2a). The biomass associated with *MSY*, or B_{TRP} , estimated was 17,554 t. During the time series analyzed, the stock biomass trajectory oscillated above the B_{TRP} (Fig. 2b). The biomass decreased, beginning in 1984, to levels close to the B_{TRP} in the mid-1990s then increased to levels close to the upper limit of B_{TRP} . This biomass was stable for approximately 10 years then again decreased but remained above B_{TRP} . Fishing mortality (F) throughout the time series compared to the F_{lim} of 0.28 is shown in Figure 2c. The annual fishing mortality was far below the F_{lim} value throughout most of the time series, except for a brief

period in the early 1990s during which the fishing mortality increased, reaching a maximum value in 1993 of 0.31 (above the F_{lim}) but then decreased to levels below F_{lim} and ending the time series with a fishing mortality value for the last year (F_{2019}) of 0.17.

Yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*). The *MSY* estimated for this stock was 1,953 t. The annual landings remained stationary below the *MSY* until 2015, varying between 1,000 t and 1,750 t, from which an increasing trend is observed reaching a maximum value of 3,176 t above the upper CI of *MSY* in the last year of the period analyzed (Fig. 2d). The B_{TRP} estimated was 6,907 t. The stock biomass gradually increased to around 9,900 t in 2016 (well above the B_{TRP}) (Fig. 2e), then decreased but remained above B_{TRP} at the end of the studied period. Fishing mortality (F) is below F_{lim} throughout the time series, but beginning in 2015 F increased markedly, being located above F_{lim} in the last two years, finishing the time series with F_{2019} of 0.39, above the upper CI of F_{lim} .

Table 2. Fishery and stock parameters estimated by the C-MSY assessment and candidate reference points for management of the three snapper stocks.

Stock	Reference Points Estimated by C-MSY method			Candidate Reference Points for management		
	Median (lower and upper limit of the 95% confidence interval)			Target	Limit	
	<i>MSY</i>	B_{MSY}	F_{MSY}	$B_{TRP} = B_{MSY}$	$B_{lim} = 0.5B_{MSY}$	$F_{lim} = F_{MSY}$
	Tonnes			Tonnes		
Red snapper	4,964 (3,506 – 7,027)	17,554 (10,593 - 29,090)	0.28 (0.20 - 0.39)	17,554	8,777	0.28
Yellowtail snapper	1,953 (1,229 – 3,104)	6,907 (3,929 – 12,142)		6,907	3,454	
Lane snapper	269 (214 - 338)	966 (623 - 1,498)	0.27 (0.19 – 0.39)	966	483	0.27

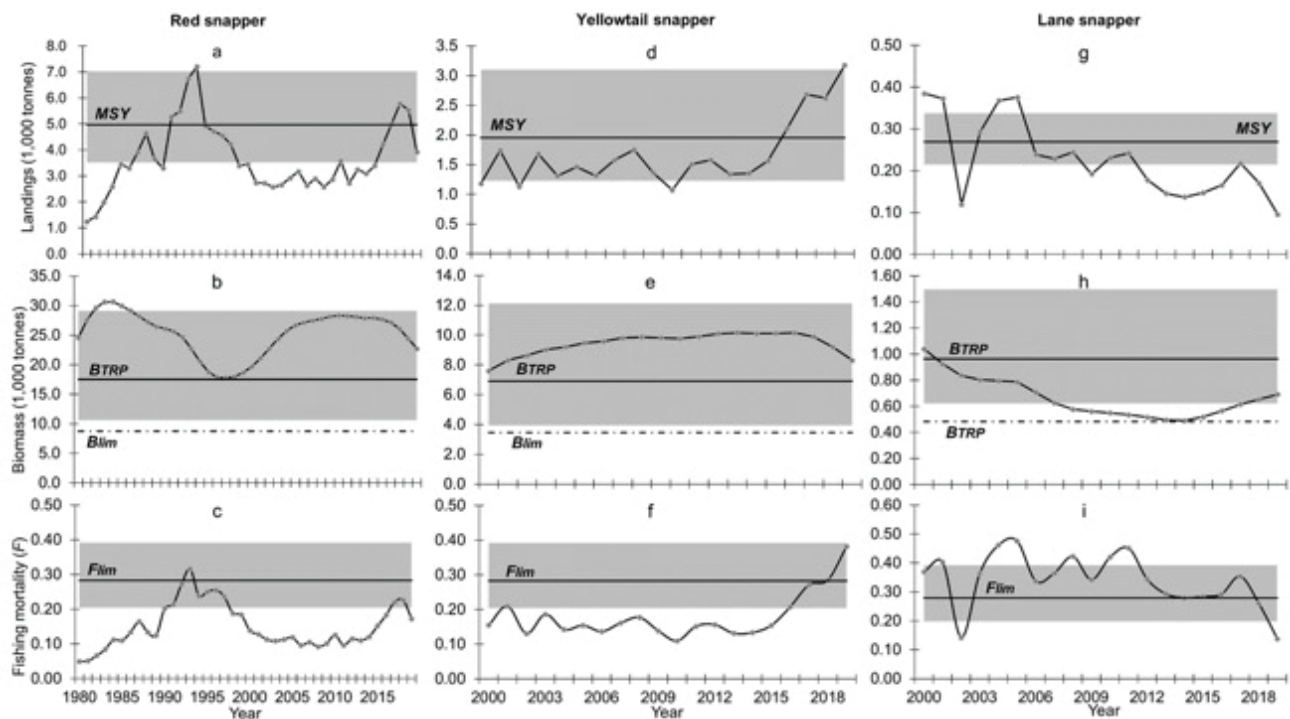


Figure 2. Results for the Monte Carlo-based C-MSY assessment for the red snapper, yellowtail snapper and lane snapper stocks. Panels a, d and g) Landings and MSY (95% confidence interval shown in gray), panels b, e and h) Stock biomass trajectory and B_{TRP} (95% confidence interval shown in gray) and B_{lim} (dash-dot line), panels c, f and i) Fishing mortality and F_{lim} (95% confidence interval shown in gray).

Lane snapper (*Lutjanus synagris*). The MSY estimated for this stock was 269 t. The landings values fluctuated above and below the MSY confidence intervals during the first third of the series until 2005 (Fig. 2g), after which the landings decreasing trend is observed until reaching its lowest value (95 t) below the lower CI of MSY in the last year. The B_{TRP} estimated was 966 t. The stock biomass (Fig. 2h) was estimated to be between the B_{TRP} and the B_{lim} during most of the time series, initially showing a decreasing trend reaching values close to the B_{lim} until 2014, then with an increasing trend at the end of the period. Figure 2i shows F compared to the F_{lim} of 0.27 throughout the studied period. At the beginning of the time series, the annual fishing mortality drastically decreased to values below the lower CI of the F_{lim} , then increased until reaching a maximum value in 2005 ($F = 0.44$), above the upper CI of the F_{lim} . F values varied around the upper CI until 2011, then decreased and reached a minimum value in the last year ($F_{2019} = 0.12$), below the lower CI of the F_{lim} .

It is worth noting that the exploitation rates seen in Figures 2 (c, f, i) are consistent with the landings presented in Figure 2 (a, d, g) for each population evaluated.

Figure 3 shows Kobe plots for red, yellowtail and lane snapper fisheries in the Gulf of Mexico, which show the evolution of fishery exploitation over time. For the red snapper stock (Fig. 3a), the trajectory of the different points shows that this fishery remained at healthy levels (green quadrant) for most years of the time series, with 94.3% probability that the present condition of the red snapper fishery is above

the B_{TRP} . There is a 4.1% probability that the stock is below the B_{TRP} but without overfishing occurring (yellow quadrant); a 0.9% probability that the stock is above the B_{TRP} but with overfishing occurring (orange quadrant), and the probability that the stock is both below the B_{TRP} and experiencing overfishing (red quadrant) is 0.7%. For yellowtail snapper stock (Fig. 3b), the trajectory of the different points shows that this fishery remained at healthy levels (green quadrant) for most of the period, and by the end, there is a high probability (75.5%) that the stock is currently healthy but experiencing overfishing (orange quadrant). There is a 14.4% probability that the stock is above the B_{TRP} and overfishing is not occurring (green quadrant) and a 10% probability that the stock is below the B_{TRP} (overfished) and experiencing overfishing (red quadrant). It is of note that stock status remained in good condition for many years but rapidly changed over the last four years to move into a less favorable status where overexploitation is occurring at an increasing rate. For the lane snapper fishery, the Kobe plot (Fig. 3c) shows the stock below the B_{TRP} and experiencing overfishing (red quadrant) until 2017 with values very close to B_{lim} (below which the population would be considered at risk) and in the last year being below the B_{TRP} but not experiencing overfishing (yellow quadrant) with a high probability (100%).

Management Options Outcome Analysis. Figure 4 and Table 3 show the biomass projections to 2025 for the three snapper stocks resulting from the management options outcome analysis, expressed as percentages of the MSY and F_{lim} . The expectation is that a catch at MSY would yield biomass at B_{TRP} . With a harvest strategy of catches equal to the MSY of each species, the red snapper stock biomass decreases slightly

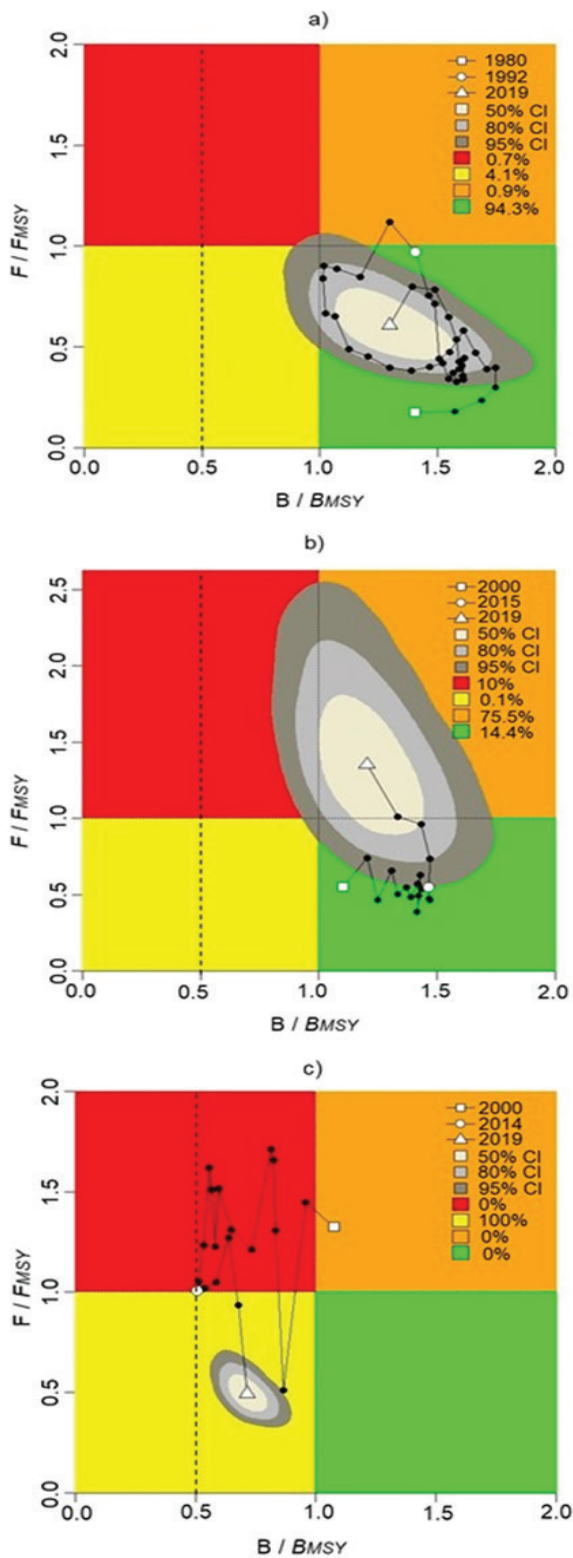


Figure 3. Kobe plots for a) red snapper b) yellowtail snapper and c) lane snapper. The dashed line shows the B_{lim} . Gray areas indicate iso-probabilities for the final year, 2019.

but remains above the B_{TRP} (Fig. 4a), while for yellowtail snapper the stock biomass remains stable at a value equal to B_{TRP} (Fig. 4b), and for the lane snapper the stock biomass remains constant at a value below the B_{TRP} but within the lower CI (Fig. 4c). With catch values of 0.9 MSY , the red and yellowtail snapper stocks remain at biomass levels higher than B_{TRP} but within the confidence interval, and the lane snapper stock biomass increases to a level close to B_{TRP} by 2025. With catch values limited to the MSY lower confidence interval, the biomass values increase, approaching the upper B_{TRP} confidence interval by 2025 for red and yellowtail snapper populations and above B_{TRP} for the lane snapper population. For the lane snapper stock, the catch values at the lower CI and 0.8 are almost equal and the projection with these strategies is coincident (Fig. 4c). Only the yellowtail snapper stock presents an option of catch equal to 0.7 MSY , for the other stocks this catch value is less than the value of the lower CI. Note that the projected catch values are long-term averages and do not reflect real-world annual variability.

Considering the limitation of fishing mortality as a second strategy, in Figure 4(d, e) we observe that establishing fishing mortality at F_{lim} maintains the red and yellowtail snapper populations at or just above the B_{TRP} ; this same harvest strategy allows the lane snapper population (Fig. 4f) to recover to a level slightly below B_{TRP} by 2025. With fishing mortality limited to $0.9F_{lim}$ as a harvest strategy, the stock biomass values by 2025 for all three snapper stocks are above the B_{TRP} (Table 3).

Figure 5 shows the management outcome analysis results considering different values for constant catch limit and the resulting probability curves for the likelihood of the stock size falling below B_{lim} remaining between the B_{lim} and the B_{TRP} and rising above B_{TRP} .

With an annual catch value equal to MSY the probability of the red snapper stock size declining below the B_{lim} by 2025 is 0.04, while the probability that the stock will be above B_{lim} but below B_{TRP} is 0.29, and for being at or above B_{TRP} is 0.67 (Fig. 5a). With respect to the yellowtail snapper stock and an annual catch equal to MSY , there is a probability of 0.31 for the biomass declining below the B_{lim} by 2025, a probability of 0.24 for the biomass being between B_{lim} and the B_{TRP} , and a probability of 0.46 for being at or above B_{TRP} (Fig. 5b). For the lane snapper stock and an annual catch value equal to MSY , the probability of the stock size declining below B_{lim} by 2025 is 0.31, the probability that it falls between the B_{lim} and the B_{TRP} is 0.64 and that it falls above the B_{TRP} the probability is 0.05 (Fig. 5c). With an annual catch value at the lower limit of the confidence interval of the estimated MSY for each stock, the probabilities that the biomass will fall above the B_{TRP} are 0.87, 0.66 and 0.16 for red, yellowtail and lane snapper stocks, respectively, while the probability of the yellowtail snapper stock size declining below B_{lim} is 0.13, and the probabilities that the biomass declines below the B_{lim} for the other stocks is negligible.

DISCUSSIONS

Many authors have described the process of development of a fishery through changes in landings over time, often with a “boom and bust” character (Caddy, 1984; Rapport *et al.*, 1985; Welcomme 1995; Grainger & Garcia, 1996; Froese & Kernell-Reyes, 2002). The analyzed period shows a different behavior of the landings for each stock, while the *Lutjanus campechanus* presents a time-series in which different phases of the establishment of a formal fishery can be observed, *O. chrysurus* and *L. synagris* gained growing commercial importance and

Table 3. Results of the management options outcome analysis projected to 2025 for the three stocks including constant catch and constant fishing mortality as potential management tools. Outputs are long-term averages.

Stock	2019	2025									
		Harvest strategy 1 (restricted constant catch)					Harvest strategy 2 (restricted constant fishing mortality)				
		<i>MSY</i>	$0.9MSY$	$0.8MSY$	$0.7MSY$	Lower CI <i>MSY</i>	F_{lim}	$0.9F_{lim}$	$0.8F_{lim}$	$0.7F_{lim}$	
<i>Red snapper</i>	Catch (t)	3,918	4,964	4,467	3,971	3,475*	3,506	5,188	5,042	4,825	4,530
	F	0.17	0.23	0.19	0.16		0.13	0.28	0.25	0.22	0.19
	B/B_{MSY}	1.29	1.21	1.32	1.41		1.49	1.04	1.12	1.21	1.30
	F/F_{MSY}	0.61	0.82	0.68	0.56		0.47	1.00	0.90	0.80	0.70
<i>Yellowtail snapper</i>	Catch (t)	3,176	1,953	1,758	1,562	1,367	1,229	1,960	1,909	1,831	1,723
	F	0.38	0.27	0.22	0.17	0.14	0.12	0.28	0.25	0.22	0.19
	B/B_{MSY}	1.20	1.01	1.14	1.26	1.37	1.47	1.00	1.08	1.17	1.26
	F/F_{MSY}	1.35	0.98	0.78	0.63	0.51	0.42	1.00	0.90	0.80	0.70
<i>Lane snapper</i>	Catch (t)	95	269	242	215	188*	214	261	255	245	231
	F	0.13	0.32	0.25	0.19		0.19	0.27	0.25	0.22	0.19
	B/B_{MSY}	0.71	0.84	1.00	1.14		1.14	0.97	1.05	1.13	1.22
	F/F_{MSY}	0.49	1.18	0.89	0.70		0.69	1.00	0.90	0.80	0.70

* Indicates catch values below the lower confidence interval of respective *MSY*

increasing fishing pressure due to the low capture of red snapper reported in 2006 (Brulé *et al.*, 2009).

This study indicates that in the last year of the analyzed time-series (2019), red and yellowtail snapper stocks were not overfished while the lane snapper was. While Overfishing was not occurring for red and lane snappers, yellowtail snapper was experiencing overfishing (Table 3). Other studies conducted in specific areas in the Gulf of Mexico (Monroy *et al.*, 2004, Brulé *et al.*, 2009) report for the red snapper (*L. campechanus*) an “Exploited at Maximum Sustainable Yield” status, while lane (*L. synagris*) and yellowtail (*O. chrysurus*) were in the phase of increasing exploitation (Brulé *et al.*, 2009). Also, the latest version of the National Fisheries Chart (DOF 2023) in the Red snapper and Snappers chapter, indicates that, for 2018, the red snapper biomass is close to the biomass that would generate the maximum sustainable yield.

Through most of the time series the lane snapper biomass was consistently between the candidate B_{TRP} and B_{lim} and the fishing mortality was above the candidate F_{lim} (Fig. 2), this population shows some indications of potential recruitment problems with relative biomass values close to 0.25 of B/k , coinciding with Díaz de Leon *et al.* (2004) that analyzed the health status of 28 fishery management units in the Gulf of Mexico, determining that 79% were overexploited and that 25% required urgent attention, including the snapper species.

Regarding the biomass estimates of each stock, the CV value used in the model was 0.2 (20%), assuming that the landings could be lower or higher than those registered. Cisneros-Montemayor & Cisneros-Mata (2018) mention that the annual unrecorded fishing in Mexico is on the

order of 40%, this phenomenon can affect the stock biomass estimates; according to Merrill & Branch (2016), if the unrecorded catch is constant over time the actual total biomass would be higher than the estimates in this work but with a similar biomass trajectory. Given this uncertainty, it is important to focus more on biomass trajectories rather than specific point estimates, and to consider the wide confidence intervals around the fishery and stock parameters estimated by the model.

The forward projections of stock status in the management options outcome analysis indicate that the red and yellowtail snapper stocks are likely to maintain their non-overfished status by 2025 in all the constant catch and constant fishing mortality limits tested. For lane snapper a management strategy equal to $0.8MSY$ or $F < 0.9F_{lim}$ is likely to generate stock biomass above the target biomass by 2025. With the above-mentioned management strategy of $0.8MSY$ or $0.9F_{lim}$, the yellowtail snapper is likely to no longer be experiencing overfishing in 2025.

The management options outcome analysis also shows that for red snapper, all of the management strategies tested in this study generate a low risk of breaching the LRP and a fairly high likelihood of biomass being above the candidate B_{TRP} . For yellowtail snapper, even catches at 0.8 and $0.7MSY$ have a substantial risk of breaching the LRP even though there is a greater than 50% probability of the biomass being at or near the candidate B_{TRP} . For lane snapper, catches at $0.8MSY$ have a low risk of breaching the LRP but also have a low likelihood of yielding biomass above the candidate B_{TRP} ; instead, the management strategies tested in this study are most likely to generate lane snapper biomass between the candidate B_{lim} and B_{TRP} .

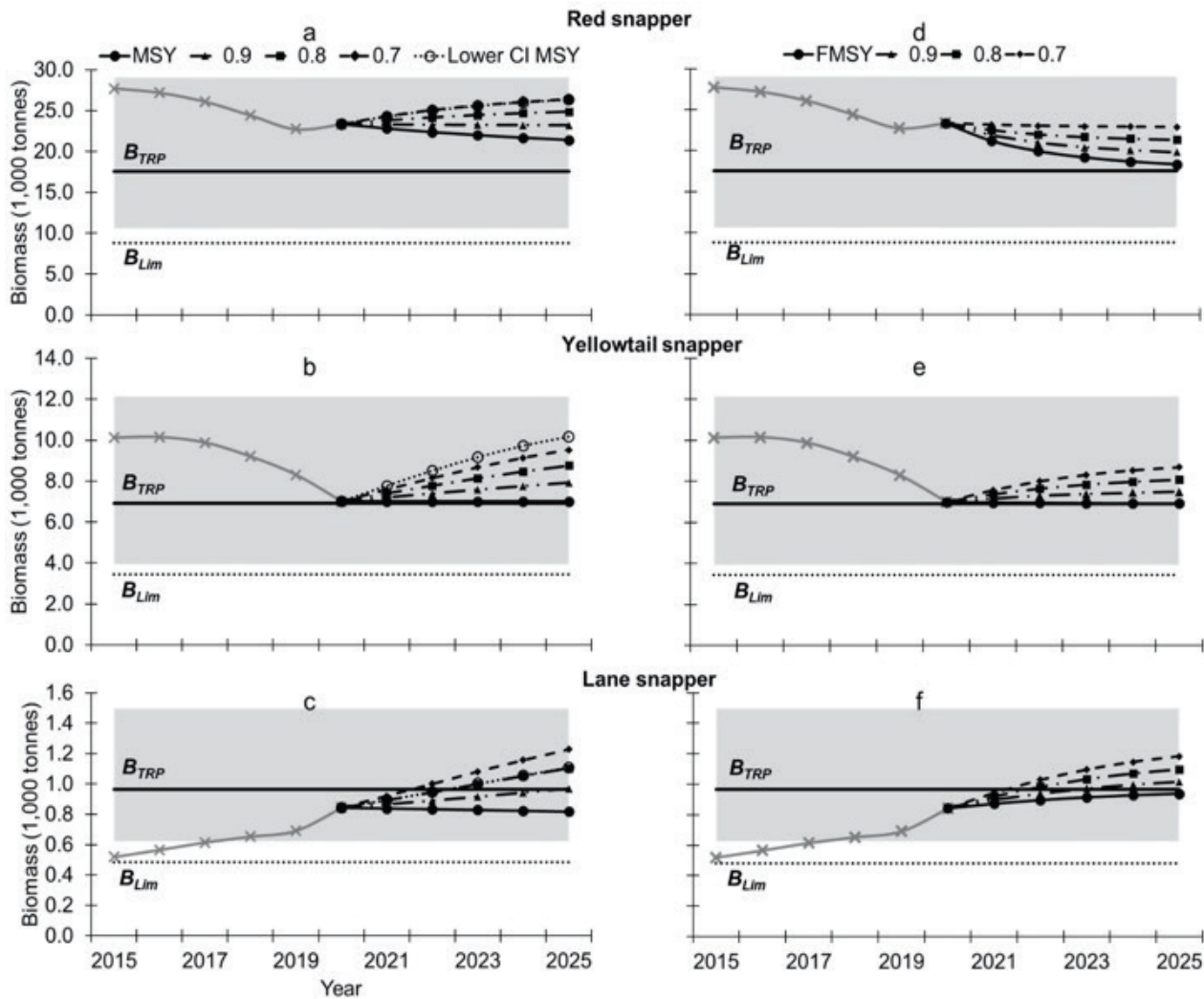


Figure 4. Results of the management options outcome analysis projected to 2025 for the three stocks. Panels a, b and c show the results of constant catch limits as the management parameter, including the (i) *MSY*, (ii) the lower confidence interval of *MSY*, and (iii) 0.7, 0.8 and 0.9 *MSY*. Panels d, e and f show the results of constant fishing mortality as the management parameter, including F_{lim} and three lesser F values (0.9, 0.8 and 0.7 F_{lim}). B_{TRP} is shown by solid lines (confidence intervals shown in gray); B_{lim} is shown by dotted lines.

These graphs can be used to help managers select catch limits that align with their tolerance for the risk of breaching LRP. Managers can use this information to balance the need to maintain a healthy stock with the need to provide fishers the opportunity to harvest more fish. Note that this data-poor assessment methodology comes with a great level of inherent uncertainties, thus a more conservative LRP breach risk should be considered, especially in situations where inadequate enforcement of catch limits is likely. The UN Fish Stocks Agreement (United Nations Organization 2001) advises that the risk of breaching LRP should be “very low”. For some stocks an acceptable risk of breaching the LRP would normally be between 0 and 10% ($0 < p < 0.1$) (Cordue, 2014). The probability that the snapper stocks present a greater than 10% risk of breaching the LRP (horizontal and vertical gray

dot lines on Fig. 5) occurs with constant catches greater than 5,550 t, 1,110 t, and 231 t for the red, yellowtail, and lane snapper stocks, respectively.

Given that populations are very dynamic and can change size rapidly, it is important from a management perspective the speed needed by managers to respond to changes in the fishery and stock in order to keep the stock status in good condition, as well as the improvement of population assessment methodologies over time, the fishery should be managed such that the population biomass fluctuates near a target reference point (TRP) in alignment with the fishery management objectives, which may be, for example, *MSY* (MFNZ, 2008), considering that risk of the population biomass declining to less than the limit reference point (LRP) should be low (Table 2, Fig. 5).

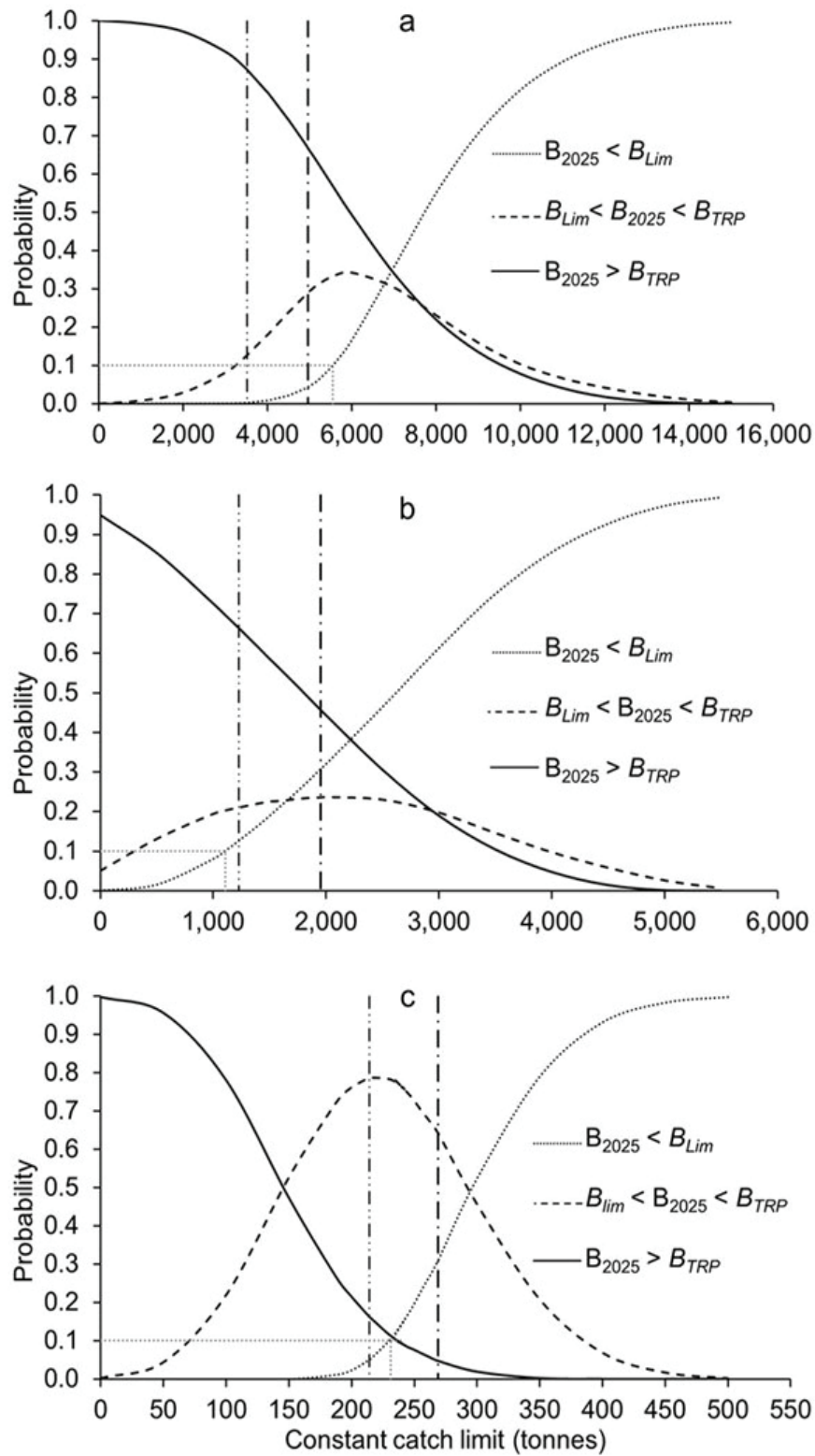


Figure 5. Probability curves resulting from the management options outcome analysis using constant catch limits for (a) red snapper, b) yellowtail snapper and c) lane snapper. The lines shown the likelihood of stock biomasses falling below B_{lim} (dotted line), remaining between B_{lim} and B_{TRP} (dashed line) and rising above B_{TRP} (solid line) by 2025. The vertical lines show the MSY estimate (dash-dot line) and the lower confidence interval of MSY (dash-dot-dot line). The horizontal and vertical gray dot lines show the catch value at the probability of 10% ($p = 0.1$) LRP breach risk.

In addition, the characteristics of the fishery and its multispecific and sequential aspects (Monroy *et al.*, 2010; Coronado & Salas, 2012), the implementation of any management strategy should consider variables in its development, such as spatial and seasonal restrictions. Monroy *et al.*, (2010) mentions that in Yucatan Sate the capture of red snapper occurs along all the year; however, is in the February–July period when the highest landings occur. Coronado and Salas, (2012) developed an analysis to determine the operative characteristics of the fleets that work these species, finding significative differences in the CPUE for each fleet. The National Fisheries Chart (2023) shows the capture trends for each state for red snapper and snappers in general. This differences should be considered as components in the implementation of any management strategy agreed by the different stakeholders involved in the fishery.

In order to maintain the red snapper stock at healthy levels (i.e. fluctuating around B_{MSY}), we recommend establishing, implementing and enforcing an annual catch of 4,467 t (=0.9MSY). To reduce overexploitation and maintain the yellowtail snapper stock at healthy levels (~ B_{MSY}) we recommend an annual catch of 1,562 t (=0.8MSY). For the lane snapper stock, we recommend an annual catch of 215 t (=0.8MSY), which should return the stock close to B_{MSY} in a five-year period after implementation and also avoid future overexploitation. Because of the low probability of this management strategy returning the stock to a size above the candidate B_{TRP} , this stock should be re-evaluated within a few years of TAC implementation to ensure that it is responding as desired. Brulé *et al.* (2009) considers, among others, the implementation of catch quotas as management strategy for species overexploited or exploited at maximum sustainable yield (*L. campechanus*) or in a growing exploitation stage (*L. synagris* and *O. chrysurus*).

Likewise, the technical factsheet for Red Snapper and Snappers of the National Fisheries Chart (2023), recommends a variable harvest rate as a management strategy. In this study we developed projections to assess the stock biomass behavior in response to different F values lower than F_{lim} (Table 2) to maintain the stocks at healthy levels.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the Walton Family Foundation and Sustainable Fisheries Partnership Foundation for their support of this research. Special thanks to Megan Westmeyer and Dr. Geoff Tingley for their scientific advice and editorial review of this project. Thanks to the anonymous reviewers of this journal.

REFERENCES

- AIRES-DA-SILVA, A. & M. N. MAUNDER. 2011. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 11: 17-156.
- ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. & E. ARCOS-HUITRÓN. 2011. La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. (Fishing in Mexico: Status of the ecosystems use and exploitation). *Hidrobiológica* 21(3): 431-462.
- BARROWMAN, N. J. & R. A. MYERS. 2000. Still more spawner–recruitment curves: The hockey stick and its generalizations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 665–676.
- BEVERTON, R. J. H. & S. J. HOLT S. 1957. On the Dynamics of Exploited Fish Populations Fishery Investigations. Series II 19, 1-533, Her Majesty's Stationery Office, London UK.
- BRULÉ, T., V. E. NÓH-QUIÑONES, M. SÁNCHEZ-CRESPO, T. COLÁS-MARRUFO Y E. PÉREZ-DÍAZ. 2009. Composición de las capturas comerciales del complejo mero-pargo en el sureste del Golfo de México e implicaciones para el manejo de su pesquería. 61th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. GCFI:64. pp. 198-209.
- CARRUTHERS, T. R., A. E. PUNT & C. J. WALTERS. 2014. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. *Fisheries Research* 153:48-68.
- CADDY, J.F. 1984. An alternative to equilibrium theory for management of fisheries. In: FAO Fisheries Report No. 289. Supplement 2. Rome, 214 p.
- CISNEROS-MONTEMAYOR, A. M. & M. A. CISNEROS-MATA. 2018. Half a Century of Fisheries Management in Northwestern Mexico: The Future of Fisheries as Socio-ecological Systems. *Relaciones Estudios de Historia y Sociedad* 153, pp. 99-127. (Accessed 17 June 2022) <http://www.revistarelaciones.com/index.php/relaciones/article/view/REHS15305/629>
- CONAPESCA (COMISIÓN NACIONAL DE ACUACULTURA Y PESCA). 2020a. Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2018. (Fisheries and Aquaculture Statistical Yearbook 2018). México. (Accessed 17 June 2022) <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca>)
- CONAPESCA (COMISIÓN NACIONAL DE ACUACULTURA Y PESCA). 2020b. Base de datos nacional de avisos de arribo del Sistema de Información de Pesca y Acuicultura. (Fisheries and Aquaculture Information System's Landing reports national database). México. (Accessed 17 June 2022) Available upon request through the Plataforma Nacional de Transparencia in: <https://www.infomex.org.mx/gobierno-federal/home.action>
- CORDUE, P. L. 2014. A Management Strategy Evaluation for Orange Roughy. ISL Client Report for Deepwater Group Ltd. *New Zealand Fisheries Assessment Report 2014*. 42 p.
- CORONADO, E. Y S. SALAS. 2012. Características de operación de tres flotas que inciden sobre el mero rojo y especies asociadas en Yucatán, México: Potenciales efectos de externalidades. 64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. GCFI:64. pp. 258-267.
- DAWE (DEPARTMENT OF FISHERIES, WATER AND ENVIRONMENT). 2018. *Commonwealth Fisheries Harvest Strategy Policy and Guidelines*. Australian Government, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. 100 pp. Available online at: https://www.agriculture.gov.au/fisheries/domestic/harvest_strategy_policy#:~:text=The%20harvest%20strategy%20policy%20provides,maintaining%20stocks%20at%20sustainable%20levels (Accessed 17 June 2022).
- DÍAZ-DE-LEÓN A., J. I. FERNÁNDEZ, P. ÁLVAREZ-TORRES, O. RAMÍREZ-FLORES Y L. G. LÓPEZ-LEMUS. 2004. La sustentabilidad de las pesquerías del Golfo de México In: Margarita Caso, Irene Pisanty y Exequiel Escurra (Compiladores). Diagnóstico ambiental del Golfo de México. SEMARNAT. Instituto Nacional de Ecología. Instituto de Ecología. HRIGMS. Vol. 2. 727-756.

- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2012. 24 agosto. ACUERDO por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. (Agreement to notify the update of the National Fisheries Chart). México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Disponible en línea en: <http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/117714/Carta-Nacional-Pesquera-2012.pdf> (consultado el 17 de junio 2022).
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2018 junio 11. ACUERDO por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. (Agreement to notify the update of the National Fisheries Chart). Mexico: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Disponible en línea en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525712&fecha=11/06/2018 (consultado el 17 de junio 2022).
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2023 junio 11. ACUERDO por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. (Agreement to notify the update of the National Fisheries Chart). Mexico: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Disponible en línea en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525712&fecha=11/11/2023 (consultado el 17 de noviembre 2023).
- FROESE, R., N. DEMIREL & A. SAMPANG. 2015. An overall indicator for the good environmental status of marine waters based on commercially exploited species. *Marine Policy* 51, 230–237. DOI: 10.1016/j.marpol.2014.07.012
- FROESE, R., N. DEMIREL, G. CORO, K. KLEISNER & W. HEMMING. 2017. Estimating Fisheries Reference Points from Catch and Resilience. *Fish and Fisheries*, 18 (3) 506-526. DOI:10.1111/faf.12190
- FROESE R. & K. KESNER-REYES. 2002. Impact of fishing on the abundance of marine species. International Council for the Exploration of the Sea. ICES-CM/L 12. Copenhagen, Denmark. pp. 1-12.
- GRAINGER, R.J.R. & S. M. GARCIA. 1996. Chronicles of marine fishery landings (1950–1994): Trend analysis and fisheries potential. FAO Fisheries Technical Paper. No. 359. Rome, FAO. 1996. 51 p.
- HADDON, M., N. KLAER, D. SMITH, C. D. DICHMONT & A. D. M. SMITH. 2012. *Technical Reviews for the Commonwealth Harvest Strategy Policy*. FRDC 2012/225. CSIRO. Hobart. 69 p.
- HONEY, K. T., J. H. MOXLEY & R. M. FUJITA. 2010. From rags to fishes: data-poor methods for fishery managers. *Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models and Solutions* 1: 159-184.
- ICES (INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEA). 2014. Report of the Workshop on the Development of Quantitative Assessment Methodologies based on LIFE-history traits, exploitation characteristics, and other relevant parameters for data-limited stocks (WKLIFE IV), 27–31 October 2014, Lisbon, Portugal. ICES CM 2014/ACOM:54. 223.
- KELL, L.T., J. ORTIZ DE URBINA & P. DE BRUYN. 2014. Kobe II strategy matrices for north Atlantic swordfish based on catch, fishing mortality and harvest control rules. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 70(4): 2009-2016.
- MARTELL, S. & R. FROESE. 2013. A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries* 14 (4): 504-514.
- MERRILL, B. R. & T.A. BRANCH. 2016. Does unreported catch lead to overfishing? *Fish and Fisheries*, 18: 313-323. Available online at: DOI:10.1111/faf.12181
- MFNZ (MINISTRY OF FISHERIES NEW ZEALAND). 2008. *Harvest Strategy Standard for New Zealand Fisheries*. Ministry of Fisheries. Wellington New Zealand. 25pp. Available online at: <https://fs.fish.govt.nz/Page.aspx?pk=113&dk=16543> (downloaded June 17, 2022).
- MONROY, C., V. RIOS Y P. ARCEP. 2004. Análisis de la pesquería de huachinango del Golfo (*Lutjanus campechanus*) en el Banco de Campeche (temporada de pesca 2001). 55th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. GCFI:55. pp. 865-880.
- MONROY, C., S. SALAS & J. BELLO-PINEDA. 2010. Dynamics of fishing gear and spatial allocation of fishing effort in a multispecies fleet. *North American Journal of Fisheries Management* 30:1187-1202.
- RAPPORT, D.J., H.A. REGIER & T.C. HUTCHINSON. 1985. Ecosystem behaviour under stress. *American Naturalist*. 125: 617-640.
- RICKER, W. E. 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of fish Populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191 Ottawa, Canada 382.
- RIVERA-PARRA, G. I., A. BALMORI-RAMÍREZ, J.M. GARCÍA-CAUDILLO AND R. MORALES-AZPEITIA. 2022. Evaluation and estimation of reference points for the crab stocks (*Callinectes* spp.) from the Gulf of California, Mexico. *Ciencia Pesquera* (2022) 30(1-2): 9-23.
- ROSENBERG, A.A., M.J. FOGARTY, A.B. COOPER, M. DICKEY-COLLAS, E.A. FULTON, N.L. GUTIÉRREZ, K.J.W. HYDE, K.M. KLEISNER, T. KRISTIANSEN, C. LONGO, C. MINTE-VERA, C. MINTO, I. MOSQUEIRA, G. CHATO OSIO, D., OVANDO, E.R. SELIG, J.T. THORSON, & Y. YE. 2014. Developing new approaches to global stock status assessment and fishery production potential of the seas. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1086. Rome, FAO. pp. 175.
- SCHIRRIPIA, M. J. 2016. Projections, Kobe plots and maximum sustainable yields for Atlantic bigeye tuna. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 72 (2): 564-576.
- SFP (SUSTAINABLE FISHERIES PARTNERSHIP) Northern red snapper Mexico Gulf of Mexico. 2021a. Available online at: https://www.fishsource.org/stock_page/2202. (downloaded December 3, 2021).
- SFP (SUSTAINABLE FISHERIES PARTNERSHIP). Lane snapper Western Gulf of Mexico. 2021b. Available online at: https://www.fishsource.org/fishery_page/6429 (downloaded December 3, 2021).
- SFP (SUSTAINABLE FISHERIES PARTNERSHIP). Yellowtail snapper Mexico. 2021c. Available online at: https://www.fishsource.org/stock_page/1777 (downloaded December 3, 2021).
- UN (UNITED NATIONS ORGANIZATION). 1995. The United Nations Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks (11 December 2001) Overview. United Nations Office of Legal Affairs. New York USA. 40pp. Available online at: https://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/convention_overview_fish_stocks.htm (downloaded December 5, 2021).
- Welcomme, R.L. 1995. Status and trends of global inland fisheries. In: Conditions of the world's aquatic habitats. Proceedings of the World Fisheries Congress, Theme 1. By: Armantrout N.B. and R.J. Wolotra. Oxford & IBH Publishing Co. PVT. Ltd: 122-138.

Ampliación del rango de distribución de *Mugil thoburni* (Pisces: Mugilidae) en la costa occidental del Golfo de California, México.

Extension of the distribution range of *Mugil thoburni* (Pisces: Mugilidae) to the west coast of the Gulf of California, Mexico.

Ana L. Ibáñez¹✉, Víctor H. Cruz-Escalona² y Eloísa Pacheco-Almanzar¹

Recibido: 17 de octubre de 2023.

Aceptado: 06 de febrero de 2024.

Publicado: agosto de 2024.

RESUMEN

Antecedentes. En el marco del proyecto sobre conectividad de peces en las costas de México, se iniciaron recolectas de Mugílidos durante 2023 en las costas del Pacífico mexicano. **Objetivo.** Documentar la ampliación del ámbito de distribución de *Mugil thoburni* para las costas del Golfo de California. **Métodos.** Recolectas de ejemplares en capturas comerciales en costas del Pacífico mexicano. **Resultados.** Como resultado de estas recolectas se presenta un nuevo registro de la lisa agugú, *Mugil thoburni*, en la costa occidental del Golfo de California en la zona de Santa Rosalía, Baja California Sur, México. *M. thoburni* ha sido registrada para las Islas Galápagos con presencia desde Guatemala, Panamá y Perú hasta las costas de Jalisco y Nayarit, en México estos últimos en el límite norte de la eco-región tropical del Pacífico Este y en este trabajo se extiende esta distribución aproximadamente 850 km al norte de las costas de Nayarit, en Santa Rosalía, Baja California Sur en la eco-región templada del Pacífico norte. La presencia de esta especie podría deberse a que el año 2023 fue atípicamente más caliente declarado como Niño fuerte por lo que habría masas de agua más calientes en zonas relativamente más templadas. **Conclusión.** Con este registro *Mugil thoburni* extiende su presencia más al norte del Pacífico Oriental Tropical.

Palabras clave: Golfo de California, distribución, peces mugílidos, eco-regiones marinas.

ABSTRACT

Background. Within the framework of the project on fish connectivity of fish mullets on the coasts of Mexico, Mugilid collections began in 2023 on the coasts of Mexico. **Objective.** To document the extension of the range of the mullet agugú (*Mugil thoburni*) to the coasts of the Gulf of California. **Methods.** Fish were recollected from commercial capture. **Results.** A new record of *Mugil thoburni* is presented in the Gulf of California in Santa Rosalía, Baja California Sur, Mexico. *M. thoburni* has been reported for the Galapagos Islands with records from Guatemala, Panama, and Peru to the coasts of Jalisco and Nayarit in Mexico, the latter at the northern limit of the Tropical eco-region of the Eastern Pacific, and in this report, this distribution extends approximately 850 km North of the coasts of Nayarit in Santa Rosalía, Baja California Sur in the Temperate eco-region of the Northern Pacific. The presence of this species could be because 2023 was atypically warmer, declared as a strong El Niño, so there would be warmer water masses in relatively more temperate areas. **Conclusion.** With this report, *Mugil thoburni* extends its presence further north in the Eastern Tropical Pacific.

Keywords: Gulf of California, distribution, fish mullets, marine eco-regions.

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

² Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur. C.P. 23094, México.

*Corresponding author:

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

To quote as:

Ibáñez, Am L., V. Cruz-Escalona & E. Pacheco-Almanzar. 2024. Ampliación del rango de distribución de *Mugil thoburni* (Pisces: Mugilidae) en la costa occidental del Golfo de California, México. *Hidrobiológica* 34 (2): 133-136.

DOI:10.24275/UJAV4922

INTRODUCCIÓN

Harrison (1995) reconoce a la lisa de Thoburn como *Xenomugil thoburni* (Jordan y Starks, 1896), mientras que para Thomson (1997), Froese & Pauly (2023) y Eschmeyer & Fricke (2023) el nombre válido para esta especie es *Mugil thoburni* Jordan & Starks 1896. Así mismo, según Durand et al. (2012) la ubicación de los haplotipos de *X. thoburni* dentro del subclado *Mugil* spp. implica que el género *Xenomugil* es un sinónimo del género *Mugil*.

Mugil thoburni, conocida coloquialmente como lisa agugú se considera una especie marina de talla máxima de 29.5 cm de longitud total que ha sido registrada principalmente para las Islas Galápagos con algunos registros en la costa pacífica de Centro América, desde Guatemala y Panamá hasta Perú en la eco-región tropical (según Spalding et al. 2007) del Pacífico (Harrison 1995; Barletta & Valenca-Dantas, 2016; Froese & Pauly 2023) y hasta las costas de Jalisco, Nayarit e Islas Revillagigedo de acuerdo con Robertson & Allen (2015), WoRMS (2014), CAS (2024) y OBIS (2024) en el Pacífico Oriental Tropical (Spalding et al., 2007), mientras que con el presente registro, se extiende esta distribución aproximadamente 850 km al norte de Nayarit en Santa Rosalía, Baja California Sur, dentro del Golfo de California en la eco-región templada del Pacífico norte (según Spalding et al. 2007). Según Froese & Pauly (2023), *M. thoburni* está presente en aguas someras princi-

palmente con presencia de manglares con un intervalo de distribución entre 15°N-8°S y 95°W-78°O.

En el mes de junio de 2023 se recolectó un ejemplar de *Mugil thoburni*, de 45 cm de longitud total, en la captura comercial de la lisa *M. cephalus* Linnaeus, 1758, que se realiza en hábitats de manglar en la zona de Santa Rosalía, Baja California Sur (27° 19' 39.36" N; 112° 15' 5.76" O; Fig. 1). La captura se realizó con red agallera de 4 pulgadas caladas a cuatro brazadas (aproximadamente a 6.8 m de profundidad).

El ejemplar de *Mugil thoburni* fue identificado con las claves de Harrison, 1995; Schultz, 1946 y Jordan y Evermann, 1896 y Thomson, 1997, el cual fue depositado en la Colección Nacional de Peces del Instituto de Biología de la UNAM (CNPE) bajo el número de catálogo (CNPE-IBUNAM24183).

El espécimen recolectado presentó cabeza ancha con espacio interorbitario plano, cuerpo plateado con sus flancos sin estrías negras, dorso oscuro, y aletas muy pigmentadas hacia su borde distal (Fig. 2a), boca terminal relativamente pequeña, extremo anterior de la mandíbula inferior con un nódulo sinfisial, premaxilares protractiles, dientes setiformes relativamente pequeños, labio superior levemente engrosado, con párpado adiposo (Fig. 2b); aleta anal con III espinas, número total de elementos anales 12 (Fig. 2c). Su altura es 4.6 veces la longitud estándar, número de escamas transversales 12 y 41 escamas en la serie longitudinal.

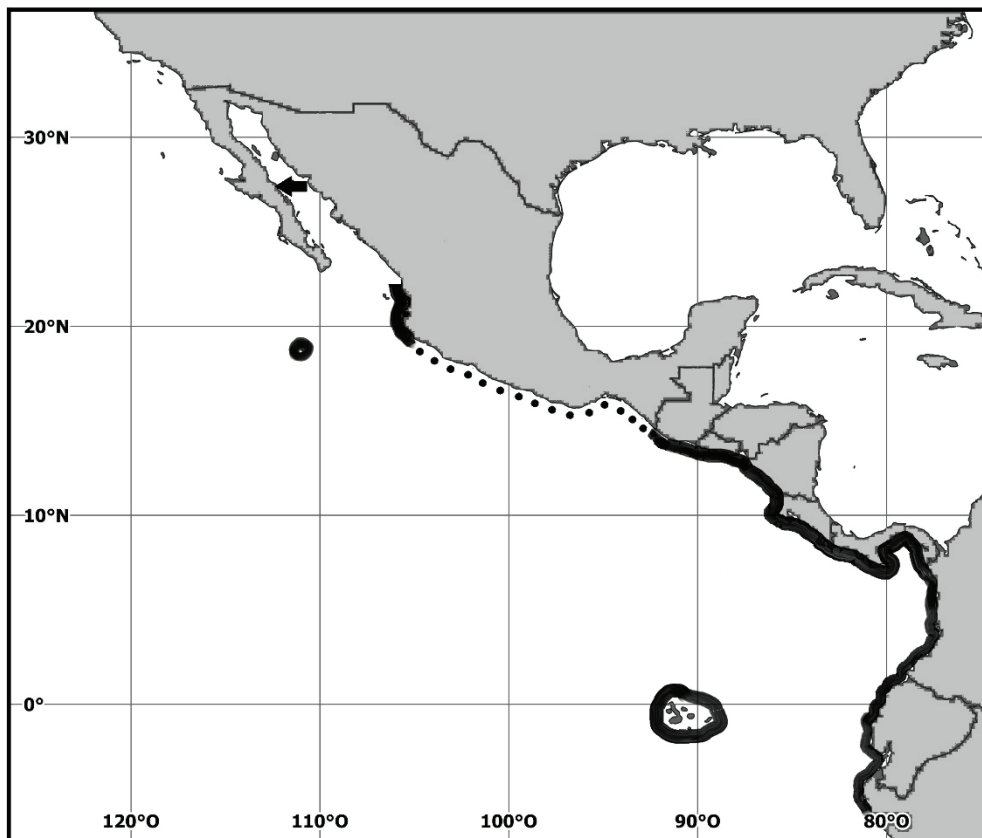


Figura 1: Mapa de distribución de *Mugil thoburni*. La flecha negra señala la zona de recolecta más norteña del ejemplar *Mugil thoburni* encontrado en Santa Rosalía, Baja California Sur, México; la línea negra muestra la distribución según Harrison (1995) y las bases de datos WoRMS, CAS y OBIS.; la línea punteada marca la distribución potencial según Allen & Robertson (2023).



Figura 2. Fotografía del ejemplar capturado de *Mugil thoburni sensu* Eschmeyer & Fricke (2023). a. Cuerpo completo. b. Detalle del párpado adiposo y labio superior levemente engrosado. c. detalle de los 12 elementos de la aleta anal y su pigmentación.

DISCUSIÓN

El número de escamas en la serie lateral es la única característica de nuestro ejemplar que no coincide con la descripción de la especie. La clave de Harrison (1995) menciona que *M. thoburni* presenta entre 45 a 47 escamas en la línea lateral mientras que según Jordan y Everman (1896, pp 812) es a partir de 44 escamas. El número de escamas puede estar influenciado por cambios en la tasa de desarrollo o el tiempo en el que inicia el desarrollo de los individuos, es decir a la heterocronía (Gould, 1977), particularmente porque las condiciones ambientales del Golfo de California son distintas a las de la zona de Centro América e Islas Galápagos, localidades de donde provienen los ejemplares empleados en la descripción, lo que nos hace suponer cambios en la tasa de desarrollo ontogénico dando lugar a dicha diferencia fenotípica.

Las medidas se obtuvieron del ejemplar en fresco y se observan en la Tabla 1. Estas medidas coinciden con las reportadas por Thomson (1997).

Como se mencionó anteriormente, el ejemplar de *Mugil thoburni* se obtuvo de una recolecta comercial en una zona con presencia de manglar constituido por las especies *Rhizophora mangle* Linnaeus y *Avicennia germinans* Linnaeus lo que parece favorecer la presencia de esta especie. La distribución anteriormente reportada para *M. thoburni* abarca desde el norte de Perú y muy abundante en las Galápagos, en la zona del Pacífico Oriental Tropical, incluyendo la localidad de Tenaca-

tita, Jalisco, México, en donde su presencia fue registrada por primera vez en 1932 (CAS, 2024). Sin embargo, Santa Rosalía, Baja California Sur se encuentra en el Pacífico Oriental Templado (Spalding et al. 2007) y, posiblemente la extensión del ámbito de distribución de *M. thoburni* sea debido a que en el año 2023 la temperatura superficial del agua de mar fue atípicamente más caliente, debido al fenómeno del Niño fuerte (NOAA, 2024) por lo cual podrían esperarse masas de agua más calientes en zonas relativamente templadas. Esta ampliación de ámbitos de distribución hacia el norte se ha mencionado para otras especies de peces en el Golfo de California y el Pacífico Tropical Oriental como

Tabla 1. Caracteres morfométricos del ejemplar de *Mugil thoburni* recolectado en Santa Rosalía, Baja California Sur, México.

Medida (cm)	
Longitud total	45.0
Longitud estándar	36.0
Altura del cuerpo	7.5
Altura aleta anal	3.87
Altura aleta pectoral	5.8
Longitud de la cabeza	8.4
Escama axilar pectoral	1.54

Lutjanus inermis (Peters, 1896); *Sphyræna idiaestes* Heller & Snodgrass, 1903; *Holocanthus clarionensi* (Gilbert, 1891); *Stegastes leucorus* (Gilbert, 1892) y *S. acapulcoensis* (Fowler, 1944) (Fernández-Rivera et al. 2015).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a José de la Cruz Agüero del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (Cicimar, La Paz, BCS) por sus comentarios e información proporcionada para el desarrollo de esta nota. A Patricia Ornelas García y a Eloisa Torres Hernández, curadora y técnica, respectivamente de la Colección Nacional de Peces del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México por su ayuda en la revisión del ejemplar de *Mugil thoburni*. Al pescador Antonio Vasquez Crisostomo quien realizó la captura del ejemplar estudiado.

REFERENCIAS

- ALLEN, G.R. & D.R. ROBERTSON. 2023. Peces del Pacífico Oriental Tropical. Disponible en: biogeodb.stri.si.edu/sfstep/es/pages (consultado el 26 de septiembre 2023).
- BARLETTA, M. & D. VALENCA-DANTAS. 2016. Biogeography and distribution of Mugilidae in the Americas. In: Crossetti, D. & S. Blaber (Eds.). *Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae)*. 1st Ed. Chapter: 3. Taylor & Francis Group. DOI: 10.1201/b19927-4, pp. 42-62.
- CALIFORNIA ACADEMY OF SCIENCE (CAS). 2024. Disponible en: <https://www.calacademy.org> (consultado el 22 de enero 2024).
- DURAND, J.D., W.J. CHEN, K.N. SHEN, C. FU & P. BORSA. 2012. Genus-level taxonomic changes implied by the mitochondrial phylogeny of grey mullets (Teleostei: Mugilidae). *Comptes Rendus Biologies* 335:687-697. DOI: 10.1016/j.crv.2012.09.005
- ESCHMEYER, W.N. & R. FRICKE (Eds.). 2023. Catalog of Fishes: species by family/subfamily. Disponible en: researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp (consultado el 08 de septiembre 2023)
- FERNÁNDEZ-RIVERA-MELO, F.J., REYES-BONILLA, H., CAMPOS-DÁVILA, L. & E. F. BART. 2015. Range extension of *Lutjanus inermis* (Peters, 1896) (Perciformes: Lutjanidae) to the central region of the Gulf of California, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 31: 541-543. DOI: 10.1111/jai.12750
- FROESE, R. & D. PAULY (Eds.). 2023. FishBase. www.fishbase.org (consultado el 06 septiembre 2023).
- GOULD, S.J. 1977. *Ontogeny and Phylogeny*. Harvard Univ. Press, Cambridge. ISSN: 1940-5030. 520 p.
- HARRISON, I.J. 1995. Mugilidae. In: Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter & V.H. Niem (Eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental, Volumen III. Vertebrados. Parte 2*. Roma, FAO, pp. 1293-1298
- JORDAN, D.S. & B.W. EVERMANN. 1896. The fishes of North and Middle America: a descriptive catalogue of the species of fish-like vertebrates found in the waters of North America, north of the Isthmus of Panama. Part I. *Bulletin of the United States National Museum* (47): i-lx, 1-1240. Pp. 182.
- NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). 2024. ENSO (El Niño Southern Oscillation): Recent Evolution, Current Status and Predictions Update prepared by: Climate Prediction Center / NCEP 5 February 2024. Disponible en: [enso_evolution-status-fcsts-web.pdf](https://enso.eol.ucar.edu/enso_evolution-status-fcsts-web.pdf) (noaa.gov) (consultado el 25 de enero 2024).
- OCEAN BIOGEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM (OBIS). 2024. Disponible en: obis.org/ (consultado el 22 de enero 2024).
- ROBERTSON, D.R. & G.R. ALLEN. 2015. Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de Información en línea. Versión 2.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. Disponible en: <https://biogeodb.stri.si.edu/sfstep/es/> (consultado el 26 de enero 2024).
- SCHULTZ, L.P. 1946. A revision of the genera of mullets, fishes of the family Mugilidae with descriptions of three new genera. *Proceedings of the United States National Museum* 96: 377-395.
- 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, J. 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience* 57(7): 573-583.
- THOMSON, J.M. 1997. The Mugilidae of the world. *Memoirs of the Queensland Museum* 41: 457-562.
- WORLD REGISTER OF MARINE SPECIES. 2024. Disponible en: marinespecies.org (consultado 22 de enero 2024).

INSTRUCCIONES PARA AUTORES

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

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

La revista cubre un perfil amplio con las siguientes cuatro áreas generales en la que participen 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*: rehb@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: reh@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 34

Número 2

2024

López Del Castillo, P., L. M. Gómez Luna, J. G. Peters and G. M. López Iborra

Checklist and Abundance with New Records of Mayflies (Insecta: Ephemeroptera)
to Sierra Maestra Mountain Range, Cuba

71-80

**García-Ortiz, A. A., S. Lozano-Trejo, R. M. Pérez-Munguía, I. Molina-León, E. Castañeda-Hidalgo
y G. O. Díaz-Zorrilla**

Calidad del agua e integridad biótica en manantiales de la Subcuenca Río Copalita, Oaxaca

81-93

**Sepúlveda, C. H., M. I. Sotelo-Gonzalez, C. C. Osuna-Martínez, M. G. Frías-Espéricueta,
R. Sánchez-Cárdenas, A. M. Góngora-Gómez and M. García-Ulloa**

Shell shape, allometry, and heavy metals content of two oyster species in the southeastern
Gulf of California

95-105

**Mancilla-Villa, O. R., O. Hernández-Vargas, R. D. Guevara-Gutiérrez, C. Palomera-García,
H. M. Ortega-Escobar, H., Flores-Magdaleno, A. Can-Chulim, J. L. Olguín-López, I. Mendoza-Saldívar,
J. A. Luna-Fletes, E. Cruz-Crespo, O. A. Barreto-García, F. Villafaña-Castillo, A. Khalil-Gardezi
y J. M. Ramírez-Romero**

Aplicación de un índice de calidad del agua (ICA) en la cuenca del río Ayuquila-Armería
en México

107-120

García-Caudillo, J. M., A. Balmori-Ramírez and R. Morales-Azpeitia

Stocks assessment and reference point estimations for the snappers fishery
(Perciformes: Lutjanidae) in the Gulf of Mexico, 1980-2019

121-131

Ibáñez, Am L., V. H. Cruz-Escalona y E. Pacheco

Ampliación del rango de distribución de *Mugil thoburni* (Pisces: Mugilidae) en la costa occidental
del Golfo de California, México

133-136