

# HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 34  
Número 1, 2024



**UAM**  
Casa abierta al tiempo  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA  
METROPOLITANA  
Unidad Iztapalapa

Enero-Abril de 2024

# **HIDROBIOLÓGICA**

**Revista del Departamento de Hidrobiología**

VOLUMEN 34

Número 1

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 1, enero-abril 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](mailto:rehb@xanum.uam.mx). Editora Responsable: Dra. Ma. del Rocío Torres Alvarado. Certificado de Reserva de Derechos al Uso Exclusivo de Título No. 04-2014-071117092600-102.

Fecha de última modificación: 30 de abril de 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

## ÁRBITROS

**Dr. José Antolin Aké Castillo**  
Universidad Veracruzana  
Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, México.

**Angélica Colín Martínez**  
Laboratorio de Genética para la Conservación.  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, México.

**Dra. Lourdes Pérez Chabela**  
Universidad Autónoma Metropolitana  
Unidad Iztapalapa, México  
Departamento de Biotecnología

**Angela Bracho Mora**  
Universidad Técnica de Manabí, Ecuador

**Dra. María del Carmen Franco Gordo**  
Departamento de Estudios para el Desarrollo Sustentable de Zonas  
Costeras.  
Universidad de Guadalajara, México

**Fernando Fernández Álvarez**  
Institut de Ciències del Mar (CSIC). Barcelona, España

**Dr. Roberto Rico Martínez**  
Universidad Autónoma de Aguascalientes, México  
Departamento de Química

**Dra. Miriam Azucena Hernández Zamora**  
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas,  
Instituto Politécnico Nacional, México

**Dra. Elizabeth Ortega Mayagoitia**  
Facultad de Estudios Superiores Iztacala,  
Universidad Nacional Autónoma de México

**Tania Volke**  
Universidad Autónoma Metropolitana  
Unidad Iztapalapa, México

**María Elizabeth Hernández Alarcón**  
Instituto de Ecología A.C. Inecol

**Luis Carlos Sandoval Herazo**  
Instituto Tecnológico Superior de Misantla

**Dr. Horacio Lozano Cobo**  
Universidad Autónoma Metropolitana  
Unidad Iztapalapa, México

**Dr. José Alberto Ocaña Luna**  
Instituto Nacional de Ciencias Biológicas,  
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas,  
Laboratorio de Ecología

## 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 1 • 2024

---

**B. Okolodkov, Y., V. A. Cervantes-Urieta, A. C. Aguilar-Trujillo, F. del C. Merino-Virgilio, G. Cruz-Trejo,  
D. A. Huerta-Quintanilla, K. A. Steidinger†, I. Gárate-Lizárraga, L. M. Durán-Riveroll  
y J. A. Herrera-Silveira**

*Durinskia yucatanensis* sp. nov. (Peridiniales: Kryptoperidiniaceae), una nueva especie de dinoflagelado  
planctónico, y su hábitat en aguas costeras de Yucatán, Golfo de México ..... 1-12

**Martínez Cruz, P., A. L. Ibáñez, O. Monroy H., J. F. Aguirre G., E. Maya P. y H. Ramírez-Saad**

Efecto de la administración de simbióticos en el crecimiento y en la variación de la microbiota intestinal  
de pacú (*Piaractus mesopotamicus*) en sistemas acuícolas de recirculación ..... 13-25

**Alejo-Plata, M. del C., R. I. Rojas-González, V. H. Martínez-Magaña y I. Martínez-Bravo**

Presencia de juveniles y adultos del calamar de “cristal” *Leachia dislocata* (Cephalopoda: Cranchiidae)  
en el Golfo de Tehuantepec, Pacífico tropical noreste ..... 27-33

**Rodríguez-Estrada, J. y F. Martínez-Jerónimo**

Cladóceros en el reservorio eutrofizado de Valle de Bravo. Estudio anual sobre su diversidad, distribución,  
abundancia y nuevos registros ..... 35-49

**Sierra-Gaviria, E., A. Campos-Gilón, A. Daza-Ordoñez, P. Coral, L. Gómez, C. Fernández Morantes  
y A. Arias Hoyos**

Evaluación de la eficiencia de un sistema de humedales construidos en la remoción de mercurio  
de efluentes mineros auríferos ..... 51-59

**García-Córdova, E. A., M. T. Herrera-Dorantes, M. A. May-Kú y Pedro-Luis Ardisson**

Distribución espacial del zooplancton en el gradiente de salinidad entre el puerto Dos Bocas  
y la laguna Mecoacán, Tabasco ..... 61-69

# HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 34, NUMBER 1 • 2024

---

**B. Okolodkov, Y. V. A. Cervantes-Urieta, A. C. Aguilar-Trujillo, F. del C. Merino-Virgilio, G. Cruz-Trejo,  
D. A. Huerta-Quintanilla, K. A. Steidinger<sup>†</sup>, I. Gárate-Lizárraga, L. M. Durán-Riveroll  
and J. A. Herrera-Silveira**

*Durinskia yucatanensis* sp. nov. (Peridiniales: Kryptoperidiniaceae), a new planktonic dinoflagellate  
species, and its habitat in coastal Yucatan waters, Gulf of Mexico .....1-12

**Martínez Cruz, P., A. L. Ibáñez, O. Monroy H., J. F. Aguirre G., E. Maya P. and H. Ramírez-Saad**

Effect of symbiotic administration on growth and intestinal microbiota variation of pacú  
(*Piaractus mesopotamicus*) in recirculating aquaculture systems .....13-25

**Alejo-Plata, M. del C., R. I. Rojas-González, V. H. Martínez-Magaña and I. Martínez-Bravo**

Presence of juveniles and adults of the “glass” squid *Leachia dislocata* (Cephalopoda: Cranchiidae)  
in the Gulf of Tehuantepec, northeastern tropical Pacific.....27-33

**Rodríguez-Estrada, J. and F. Martínez-Jerónimo**

Cladocera in the eutrophic reservoir of Valle de Bravo. Annual study on its diversity, distribution,  
abundance, and new records .....35-49

**Sierra-Gaviria, E., A. Campos-Gilón, A. Daza-Ordoñez, P. Coral, L. Gómez, C. Fernández Morantes  
and A. Arias Hoyos**

Assessment of mercury removal efficiency of a constructed wetland system from gold mining .....51-59

**García-Córdova, E. A., M. T. Herrera-Dorantes, M. A. May-Kú and Pedro-Luis Ardisson**

Spatial distribution of zooplankton in the salinity gradient between the Dos Bocas port  
and the Mecoacan lagoon, Tabasco.....61-69





## *Durinskia yucatanensis* sp. nov. (Peridinales: Kryptoperidiniaceae), a new planktonic dinoflagellate species, and its habitat in coastal Yucatan waters, Gulf of Mexico

## *Durinskia yucatanensis* sp. nov. (Peridinales: Kryptoperidiniaceae), una nueva especie de dinoflagelado planctónico, y su hábitat en aguas costeras de Yucatán, Golfo de México

Yuri B. Okolodkov<sup>1\*</sup>, Victor A. Cervantes-Urieta<sup>2</sup>, Ana C. Aguilar-Trujillo<sup>3</sup>, Fany del C. Merino-Virgilio<sup>3</sup>, Giuliana Cruz-Trejo<sup>3</sup>, Dora A. Huerta-Quintanilla<sup>4</sup>, Karen A. Steidinger<sup>5</sup>, Ismael Gárate-Lizárraga<sup>6</sup>, Lorena M. Durán-Riveroll<sup>7,8</sup> and Jorge A. Herrera-Silveira<sup>3</sup>

Recibido: 19 de junio de 2023.

Aceptado: 02 de octubre de 2023.

Publicado: abril de 2024.

<sup>1</sup> Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (ICIMAP-UV), Laboratorio de Botánica Marina y Planctología. Calle Mar Mediterráneo 314, Fracc. Costa Verde, Boca del Río, Veracruz, 94294, Mexico

<sup>2</sup> Programa de Doctorado en Recursos Naturales y Ecología, Facultad de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero (UAGro). Av. Gran Vía Tropical 20, Fracc. Las Playas, Acapulco, Guerrero, 39390, Mexico

<sup>3</sup> Centro de Investigación y Estudios Avanzados – Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Unidad Mérida, Departamento de Recursos del Mar. Carretera Antigua a Progreso km 6, Col. Gonzalo de Guerrero, Mérida, Yucatán, 97310, Mexico

<sup>4</sup> Centro de Investigación y Estudios Avanzados – Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Unidad Mérida, Departamento de Física Aplicada, Laboratorio Nacional para el Estudio de Nano y Biomateriales. Carretera Antigua a Progreso km 6, Col. Gonzalo de Guerrero, Mérida, Yucatán, 97310, Mexico

<sup>5</sup> Fish & Wildlife Research Institute, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. 100 8th Ave SE, St. Petersburg, Florida, 33701, USA

<sup>6</sup> Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (IPN-CICIMAR), Departamento de Plancton y Ecología Marina. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Apdo. Postal 592, La Paz, Baja California Sur, 23096, Mexico

<sup>7</sup> CONACYT - Departamento de Biotecnología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Carr. Tijuana-Ensenada 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860, Mexico

<sup>8</sup> Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), Department of Ecological Chemistry, Am Handelshafen 12, 27570, Bremerhaven, Germany

### \*Corresponding author:

Yuri B. Okolodkov: yuriokolodkov@yahoo.com

### To quote as:

Okolodkov, Y. B., V. A. Cervantes-Urieta, A. C. Aguilar-Trujillo, F. del C. Merino-Virgilio, G. Cruz-Trejo, D. A. Huerta-Quintanilla, K. A. Steidinger, I. Gárate-Lizárraga, L. M. Durán-Riveroll & J. A. Herrera-Silveira. 2024. *Durinskia yucatanensis* sp. nov. (Peridinales: Kryptoperidiniaceae), a new planktonic dinoflagellate species, and its habitat in coastal Yucatan waters, Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 34 (1): 1-12.

DOI:10.24275/LSHU4081

### ABSTRACT

**Background:** In the coastal waters of the northern Yucatan Peninsula, in the southeastern Gulf of Mexico, numerous pelagic algal blooms have been recorded in the 21st century. In August 2010, an unknown small-sized Peridinales species caused an intense bloom in the Sisal marina. In subsequent years, it was occasionally found at other sites along the Yucatan coast. **Goals:** The main objective of the present study was to name this dinoflagellate as a new species and determine its ecological preferences. **Methods:** Phytoplankton blooms were monitored from August 2011 to September 2014. Fixed cells of the studied species were examined in a JEOL JSM-7600F scanning electron microscope. Its ecological preferences were evaluated using multivariate permutational analysis and generalized additive models (GAM). **Results:** The name *Durinskia yucatanensis* (Dinophyceae: Peridinales) with the thecal plate formula  $Po\ X\ 4' 2a\ 6'' 5c\ 4s(?)\ 5''' 2'''$  is proposed for a previously recorded Kryptoperidiniaceae species from the northern Yucatan coastal waters. Dissolved inorganic nitrogen positively correlated with cell abundances for both the exposed coast and marinas, especially in July-August, characterized by high water temperature (31-32 °C). Chlorophyll-*a* was the only parameter that presented significant spatio-temporal variability among years, months, and sampling sites. The GAM showed that temperature and salinity can predict changes in abundance in different study zones (exposed coast and marinas). The highest values were observed in the Progreso-Chicxulub area along the exposed coast in 2011 and only at Dzilam in marinas during all studied years. **Conclusions:** The species appears to prefer eutrophic conditions typical for marinas along the northern coast of Yucatan.

**Keywords:** autecology, new species, phytoplankton, scanning electron microscopy, thecal morphology.

### RESUMEN

**Antecedentes:** En las aguas costeras del norte de la península de Yucatán, en el sureste del Golfo de México, numerosos florecimientos pelágicos de microalgas se han registrado en el siglo 21. En agosto de 2010, una especie pequeña y desconocida de Peridinales causó un florecimiento intenso en el puerto de abrigo de Sisal. En los años siguientes, se encontró ocasionalmente en otros sitios a lo largo de la costa de Yucatán. **Objetivo:** Nombrar a este dinoflagelado como una especie nueva para la ciencia y determinar sus preferencias ecológicas. **Métodos:** Los florecimientos de fitoplancton fueron monitoreados desde agosto de 2011 hasta septiembre de 2014. Las células se examinaron en un microscopio electrónico de barrido JEOL JSM-7600F. Sus preferencias ecológicas se evaluaron mediante análisis permutacional multivariante y modelos aditivos generalizados (GAM). **Resultados:** El nombre *Durinskia yucatanensis* (Dinophyceae:

<sup>1</sup> We dedicate this article to the memory of our colleague and friend, mentor and co-author Karen A. Steidinger (8 September 1938 – 11 June 2023).

Peridinales), cuya fórmula de placa teical  $Po\ X\ 4' 2a\ 6''\ 5c\ 4s(?)\ 5''\ 2''''$ , se propone para una especie de Kryptoperidiniaceae previamente registrada de las aguas costeras del norte de Yucatán. El nitrógeno inorgánico disuelto se correlacionó positivamente con la abundancia de células, tanto para la costa expuesta como para los puertos deportivos, especialmente en julio-agosto, caracterizados por una alta temperatura del agua (31–32 °C). La clorofila-*a* fue el único parámetro que presentó variabilidad espacio-temporal significativa entre años, meses y sitios de muestreo. Los GAM demostraron que la temperatura y la salinidad pueden predecir cambios en la abundancia en diferentes zonas de estudio (costa expuesta y puertos deportivos). Los valores más altos se observaron en el área de Progreso-Chicxulub a lo largo de la costa expuesta en 2011 y solo en Dzilam en marinas durante todos los años estudiados. **Conclusiones:** La especie parece preferir las condiciones eutróficas típicas de los puertos deportivos a lo largo de la costa norte de Yucatán.

**Palabras clave:** autecología, fitoplancton, microscopía electrónica de barrido, morfología teical, nueva especie.

## INTRODUCTION

The northern Yucatan Peninsula is characterized by shallow waters at the seaside, extended sandy beaches, and mangroves. In some places, subaquatic vegetation is abundant and dominated by seagrasses (*Thalassia testudinum* Banks ex König, *Syringodium filiforme* Kützinger, and *Halodule wrightii* Ascherson) and green algae mainly of the genera *Caulerpa* J. V. Lamouroux, *Udotea* J. V. Lamouroux, *Halimeda* J. V. Lamouroux, *Penicillus* Lamarck, *Batophora* J. Agardh, and *Avrainvillea* Decaisne (Aguilar-Trujillo *et al.*, 2014, 2017; Okolodkov *et al.*, 2014). Along the coast, there are several marinas (Sisal, Chuburná, Uaymitún, Telchac, Dzilam and El Cuyo) and natural lagoons such as Chuburná and Río Lagartos, the latter with two fishing villages, San Felipe and Río Lagartos, on the shore. The marinas are subjected to anthropogenic influence, primarily fishery activities, and to accumulation of decomposing mangrove residues on the bottom. Some of these sites, such as Chuburná and Dzilam, are characterized by nutrient-rich underground water (Álvarez-Góngora & Herrera-Silveira, 2006; Morales-Ojeda *et al.*, 2010; Murgulet *et al.*, 2020) that discharges into the lagoon and the sea near the coast. There are no rivers along the Yucatan coast. These features are the marine part of a ring of cenotes (sinkholes with groundwater), better known as small continental water bodies in the Yucatan Peninsula, formed along the outer edge of the Chicxulub crater, produced by a meteorite collision during the Cretaceous about 65 million years ago (Connors *et al.*, 1996; Pope *et al.*, 1996). Groundwater discharges causes minor salinity variations. Three meteorological seasons can be distinguished: a dry season from March to early June; a rainy season from June to October; and the “nortes” (northerly winds) season with short periods of storms and strong winds coming from the north from November to February (Herrera-Silveira, 1993).

In August 2010, an unknown small-sized Peridinales species caused an intense bloom in the Sisal marina. In subsequent years, it was occasionally found at other sites along the Yucatan coast. It was assigned to the family Kryptoperidiniaceae, a monophyletic group of dinoflagellates known as “dinotoms” (due to the presence of plastids derived from diatoms), although a second (eukaryotic) nucleus was not observed, thus sharing its thecal features with both *Kryptoperidinium*

Lindemann (until now a monotypic genus; Tillmann *et al.*, 2023) and *Durinskia* Carty et Cox (Okolodkov *et al.*, 2020). By comparing both morphological and ecological characteristics, it was concluded that this species was different from all known *Kryptoperidinium* and *Durinskia* species, as well as from the other genera (*Blixaea* Gottschling, *Dinothrix* Pascher, *Galeidinium* M. Tamura et T. Horiguchi and *Unruhadinium* Gottschling) of the same family. However, no preference was given to either of these taxa in identifying the genus, and a name was not given to the new species then. The main objective of the present study was to reveal its ecological preferences. In addition, a name has now been assigned to this species for further reference.

## MATERIAL AND METHODS

Phytoplankton blooms were monitored from 13 August 2011 to 8 September 2014 (Fig. 1). Samples were collected with a 2-liter Van Dorn bottle and fixed with acidic Lugol's solution. Nutrient concentrations (ammonium [NH<sub>4</sub>], nitrates [NO<sub>3</sub>], nitrites [NO<sub>2</sub>], orthophosphates [PO<sub>4</sub>], silicates [SiO<sub>4</sub>] and urea [CH<sub>4</sub>N<sub>2</sub>O]) were determined according to spectrophotometric techniques (Strickland & Parsons, 1972). Dissolved inorganic nitrogen (DIN) was calculated as the sum of NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, and NH<sub>4</sub> concentrations. Surface water temperature (SWT), salinity, and dissolved oxygen (DO) were measured using a YSI Professional Plus multiparameter meter (Yellow Springs, Ohio, USA). Chlorophyll-*a* (chl-*a*) was determined by the extraction of pigments using a 90% acetone solution followed by spectrophotometric determination and recalculation formula (Jeffrey & Humphrey, 1975; Parsons *et al.*, 1984).

Cells were counted in a 1-mL Sedgwick-Rafter chamber on an Olympus CK2 inverted microscope (Olympus Optical Co., Ltd., Japan) equipped with an LCAch N 40x/0.55 PhP objective. Fixed specimens were also examined in a JEOL JSM-7600F (JEOL, Ltd., Tokyo, Japan) scanning electron microscope (SEM) at a working distance of 15 mm, a voltage of 5.0 kV and a low secondary electron detector (LEI) after a preliminary wash in distilled water followed by dehydration in a series of ethanol solutions of increasing concentration (30, 50, 70, 90, and 100%). Specimens were then air dried on 0.5” aluminum mounts and sputter-coated with gold-palladium using a Polaron SC7640 High-Resolution Sputter Coater (Quorum Technologies, Newhaven, SXE, UK).

Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) and Euclidian distance analyses were applied to determine any significant differences among physicochemical variables: SWT (°C), salinity, DO (mg L<sup>-1</sup>), phosphates (µM), silicates (µM), urea (µM), chl-*a* (mg m<sup>-3</sup>) and DIN (µM). Years (2011, 2012, 2013, and 2014) and months were used as fixed factors for each zone (exposed coast and marinas) (Anderson, 2014). PERMANOVA was also applied to evaluate spatio-temporal differences in cell abundances (cell L<sup>-1</sup>) of this new *Durinskia* species among sampling sites and months, using the same fixed factors, the Bray-Curtis similarity distance, and Adonis function of the vegan R package (Oksanen *et al.*, 2013). Similarly, spatio-temporal variation of cell abundances was visualized using a bubble chart and ggplot2 function (Lee *et al.*, 2020).

To reveal relationships between the response variable (cell abundance) and the explanatory variables (physicochemical factors) (Wood, 2006; Zuur *et al.*, 2007), generalized additive models (GAM) with a negative binomial distribution and a log link function were used to adjust the data on cell density for the effect of the physicochemical variables.

The models were constructed for each year (2011 to 2014) and zone (exposed coast and marinas) using gam function in the mgcv2 package, suggesting smooth effects of each explanatory variable on the response variable (the *Durinskia* sp. cell abundance). Previously, to avoid multicollinearity of the explanatory variables, the Pearson correlation was estimated, excluding the highly ( $r \geq 60\%$ ) correlated variables for each constructed model. In addition, the Akaike information criterion was used to choose the best-adjusted model (Symonds & Moussalli, 2011). All analyses were performed using R (R Core Team, 2022) and RStudio (RStudio Team, 2015).

## RESULTS

### Taxonomy

Morphological description of the species has been previously published (Okolodkov *et al.*, 2020). It was not assigned to any genus of the family Kryptoperidiniaceae; however, as stated, by comparing both morphological and ecological characteristics, our species is different from all known *Kryptoperidinium* and *Durinskia* species in having a larger 1a plate compared to plate 2a (Fig. 2E). Morphological differences between our species and the genus *Kryptoperidinium* (Table 1) allowed us to assign the species to the genus *Durinskia*. Herein, additional SEM micrographs are given to complement the previously published description, accompanied by SEM and light microscope images.

Phylum Dinoflagellata (Bütschli) Fensome, Taylor, Norris, Sarjeant, Wharton et Williams, 1993

Subphylum Dinokaryota Fensome, Taylor, Sarjeant, Wharton et Williams, 1993

Class Dinophyceae Pascher, 1914

Subclass Peridiniphyceidae Fensome, Taylor, Sarjeant, Wharton et Williams, 1993

Order Peridinales Haeckel, 1894

Suborder Peridiniineae Poche, 1913

Family Kryptoperidiniaceae Lindemann, 1926

Genus *Durinskia* Carty et Cox, 1986

***Durinskia yucatanensis*** Okolodkov, Steidinger et Gárate-Lizárraga *sp. nov.*

Figs. 3-7 in Okolodkov *et al.*, 2020 and Figs. 2-3 herein.

Description: Published in: Okolodkov *et al.*, 2020 (A Kryptoperidiniaceae species (Dinophyceae: Peridinales) blooming in coastal Yucatan waters, Gulf of Mexico. Protistology 14(2): 58–69, 7 figs, 1 table 1; as Kryptoperidiniaceae species).

Affinities: Out of the six to seven *Durinskia* species that have been described so far, this species is morphologically (in cell size and thecal morphology) closer to *Durinskia kwazulunatalensis* N. Yamada, Sym et Horiguchi (Yamada *et al.*, 2017), described from a marine coastal environment in South Africa. The latter is 18.4–27.4  $\mu\text{m}$  long, with the median, descending, and displaced approximately by its own width, the 1a and 2a plates of almost the same size, the suture between them approximately central on the dorsal side of the epitheca, a trapezoidal 3" plate and a pentagonal 4" plate.

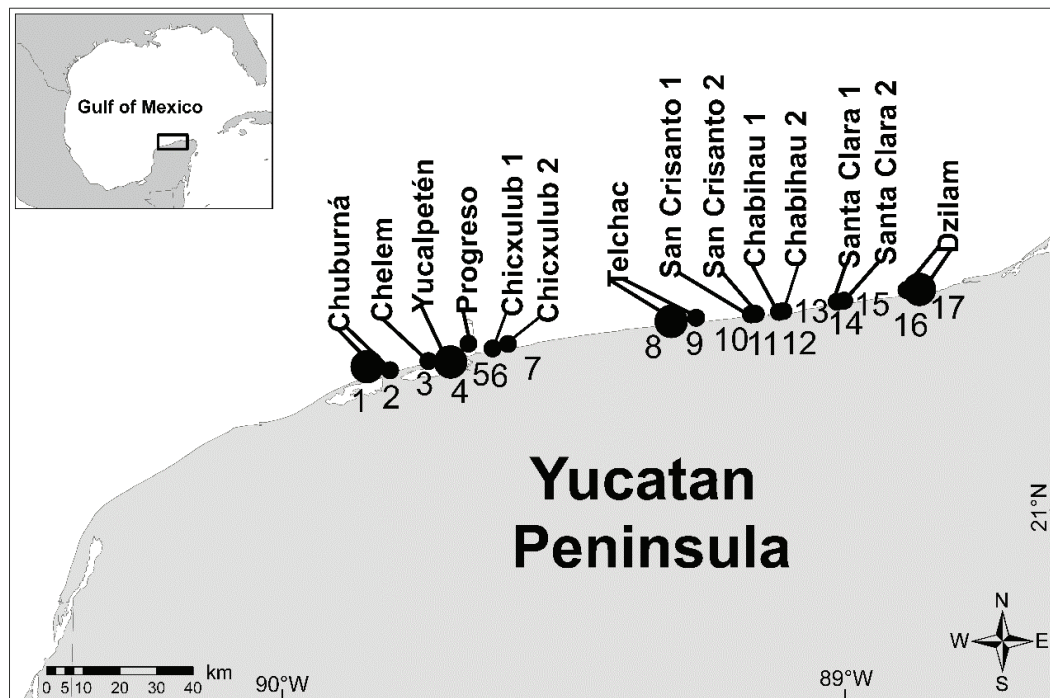


Figure 1. Sampling sites along the northern Yucatan Peninsula coast in 2011–2014. Small circles indicate stations near exposed coasts, and large circles indicate stations inside semi-enclosed marinas.

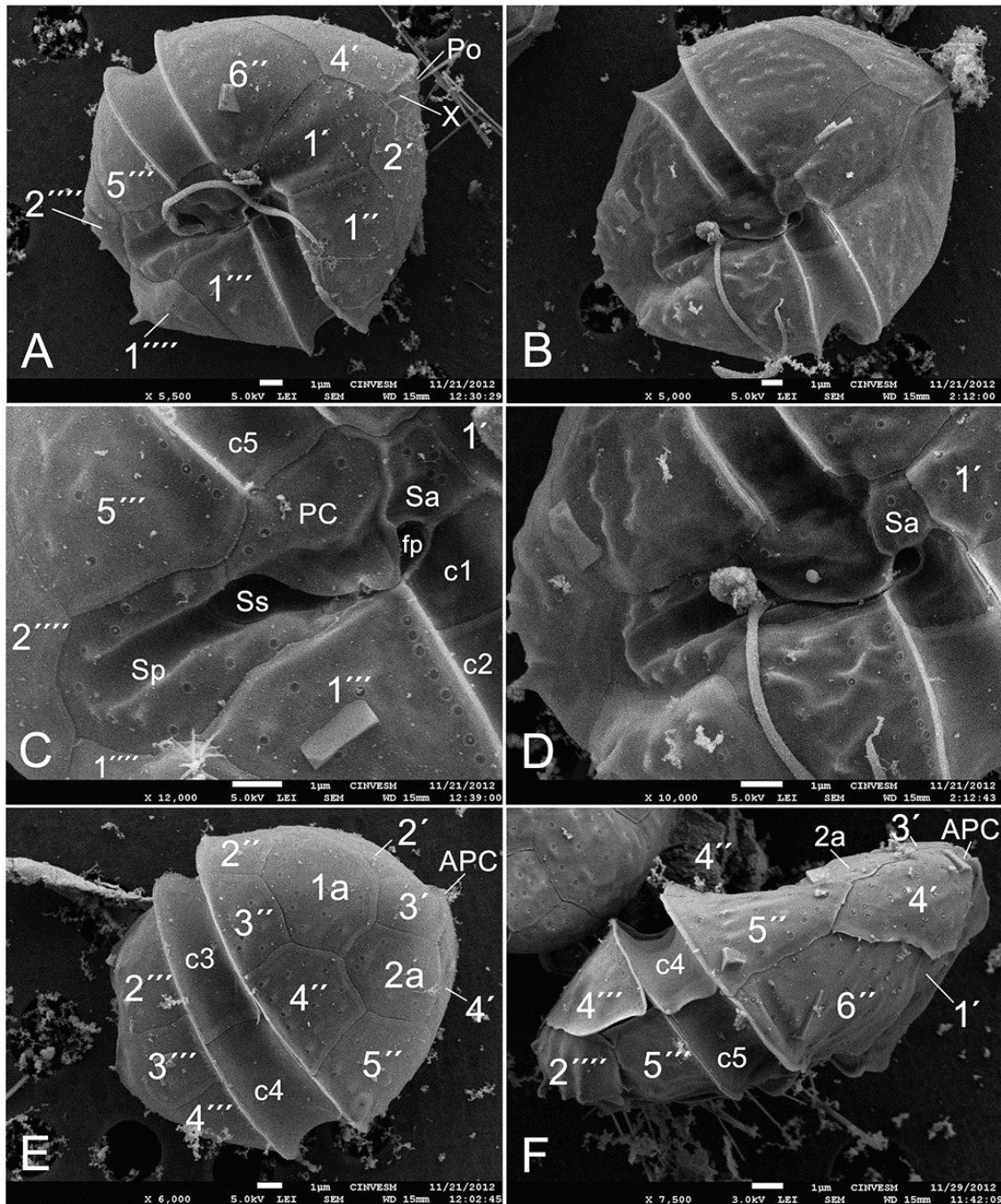


Figure 2. *Durinskia yucatanensis* under SEM: A and B – cells in ventral view; C and D – the sulcal area in ventral view; E – dorsal view; F – left-side view. Symbols for thecal plates: 1'-4' – the apical plates; 1''-6'' – the precingular plates; 1a and 2a – the anterior intercalary plates; 1'''-5''' – the postcingular plates; 1'''' and 2'''' – the posterior plates; APC – the apical pore complex; c1-c5 – the cingular plates; fp – the flagellar pore; PC – the pore cover plate; Po – the pore plate; Sa – the anterior sulcal plate; Sd – the right sulcal plate; Sp – the posterior sulcal plate; x – the canal plate. Scale bar: 1  $\mu$ m.

**Holotype:** Figure 6a in Okolodkov *et al.* (2020: 64) obtained from a formalin-fixed net sample from the station (st.) 1 taken on 18 August 2010, leg. Yuri B. Okolodkov. The sample is deposited in the collection of liquid samples of phytoplankton and benthic microalgae in the La-

boratory of Marine Botany and Planktology at the Institute for Marine Sciences and Fisheries, University of Veracruz (Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana (ICIMAP-UV), Boca del Río, Veracruz, Mexico).

**Table 1.** Comparison of *Durinskia yucatanensis* (present study) with *Kryptoperidinium triquetrum* (based on Saburova *et al.*, 2012 – *Durinskia* spp., and Tillmann *et al.*, 2023 – *K. triquetrum*).

Morphological features	<i>D. yucatanensis</i>	<i>K. triquetrum</i>
Cell length	12.5–23.7 µm	15–50 µm
Thecal pores	sparsely, irregularly located	densely located, often arranged in rows on some dorsal epithecal plates
Epitheca	slightly larger than hypotheca (up to 1.5 times)	equal to hypotheca
Plate formula	Po X 4' 2a 6" 5c 4s(?) 5''' 2'''	Po X 4' 2a 7" 5c 7s 5''' 2'''
Plate 1'	slightly asymmetrical, extended longitudinally, not subdivided	strongly asymmetrical, extended obliquely, from the apex toward the right side, subdivided into 1' a and 1' p
Precingulars	6"	7" (the 7" plate is L- or boot- shaped, very narrow)
Precingulars 1"-5"	1" and 5" are the highest	of similar height
Anterior intercalaries	1a > 2a	1a < 2a
Cingulum path	submedian (closer to the antapex), descending, displaced ¾-1 girdle width	median, circular, disconnected ventrally by plate 1' p
Plate PC*	present	absent

\*Note: plate PC is probably a modified plate Sd.

**Type locality:** Sisal marina (21°9'40.22" N, 90°2'42.71" W), the northern coast of the Yucatan Peninsula, State of Yucatan, Mexico.

**Habitat:** Coastal marine, planktonic.

**Etymology:** The epithet *yucatanensis* refers to the Yucatan Peninsula.

### Ecology

Our species was usually found at marine salinities between 32 and 40, at water temperatures between 28 °C and 33 °C, characteristic of late summer (August–September), in a wide range of macronutrient concentrations (Table 2). However, during the period 2011–2014, at the distance of 1–7 km from the coastline, in shallow waters with site depths of 1.2–6.1 m, the species was found with an abundance of  $2.7 \times 10^4$  –  $8.0 \times 10^4$  cells L<sup>-1</sup>. Based on the bloom observed in August 2010 (with up to  $3.75 \times 10^7$  cells L<sup>-1</sup>), it appears to prefer eutrophic conditions that are typical for marinas along the northern coast of Yucatan.

The PERMANOVA analysis revealed significant differences between years and, months and sampling sites (Table 2). All physicochemical variables, except phosphates, showed a seasonal pattern, particularly between months and years. Orthophosphates showed a multi-year pattern (PERMANOVA,  $P=0.03$ ; Table 2). The mean annual temperatures differed significantly between the two zones:  $29.1 \pm 1.84$  °C along

the exposed coast and  $27.92 \pm 1.9$  °C in the marinas (PERMANOVA;  $P=0.001$ ). In the exposed coastal zone, the highest temperatures (33.3 °C at st. 15 and 16) and salinity values (37.56–39.37) were measured in July–August, and the minimum temperature (23 °C) was registered in March for all four years; the minimal temperature (~22.7 °C) along the exposed coast was also observed in March. The highest DO concentrations (>10 mg L<sup>-1</sup>) and salinity (39.93) were observed in marinas in 2014, in particular, in August–October at st. 7, 8, 2, 3, and 5). The highest concentrations of orthophosphates (10.61 µM L<sup>-1</sup>, June 2011), urea (19.48 µM L<sup>-1</sup>, June 2011), and silicates (95 µM L<sup>-1</sup>, March 2014) along the exposed coast were measured in spring-early summer.

The highest DIN concentrations were measured along the exposed coast in January 2012, especially at st. 2 to 14 (23.49 a 72.49 µM L<sup>-1</sup>), with annual peaks up to >40 µM L<sup>-1</sup> in marinas (in June 2011, April 2012, May 2013 and March 2014). Chl-*a* was the only parameter that presented the most significant spatio-temporal variability between years, months and sampling sites ( $P=0.001$ ). The maximal value (131.67 mg m<sup>-3</sup>) in marinas was measured in February 2012 when the highest DIN concentration (57.85 µM L<sup>-1</sup>) occurred. Along the exposed coast, the highest chl-*a* value (34.06 mg m<sup>-3</sup>) occurred in 2012, while the mean annual value for the other three years was 21.83 mg m<sup>-3</sup> (September 2011, October 2013, and January 2014; Fig. 4).

**Table 2.** Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) for the cell abundances of *Durinskia yucatanensis* transformed using Log+1 and the Bray-Curtis distance. Models for the different fixed factors, years, months, sampling sites and zones.

	Years		Months		Sites		Zone		Interaction
	Pseu.F	P	Pseu.F	P	Pseu.F	P	Pseu.F	P	
Abundance of <i>D. yucatanensis</i> (cells L <sup>-1</sup> )	12.12	0.001***	3.96	0.001***	3.16	0.001***	21.74	0.001***	Years-zones Years-months***

Significance codes: <0.001\*\*\*, 0.001\*\*, 0.01\*, 0.05\*.

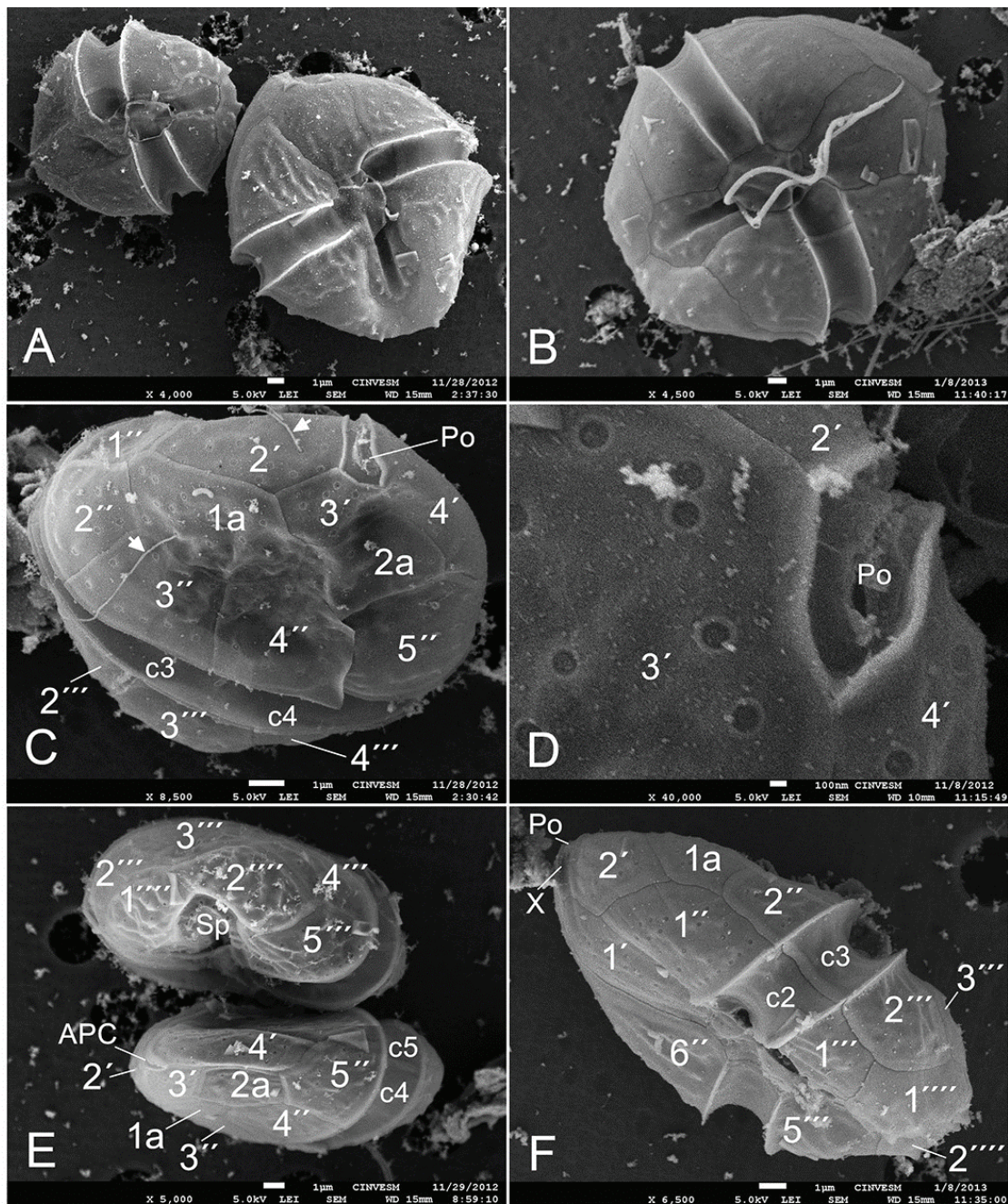


Figure 3. *Durinskia yucatanensis* under SEM: A and B – cells in ventral view; C – cell in apical-dorsal view; D – the apex with adjacent plates in apical-dorsal view; E – cells in antapical (above) and apical views (below); F – cell in left-side view. For symbols, see Fig. 2. Scale bar: 1 µm.

Cell abundance of *D. yucatanensis* changed during the study period. A temporal pattern between months was found (PERMANOVA,  $P=0.001$ , Table 3). In 2011, 2012, and 2014, along the exposed coast, the highest abundances were observed in September 2011 (up to  $4.6 \times 10^6$  cells  $L^{-1}$ , mean  $7.0 \times 10^5$  cells  $L^{-1}$ ), November 2012 (up to  $2.8 \times 10^6$ , mean  $7.0 \times 10^5$  cells  $L^{-1}$ ) and November 2014 (up to  $4.1 \times 10^5$ , mean  $2.1 \times 10^5$  cells  $L^{-1}$ ), in particular at st. 1 to 8 and 14 to 16 (Fig. 5). The

seasonal pattern of the cell abundance of *D. yucatanensis* was similar between 2011 and 2012 when the species was found between June and November 2011 and between May and November 2012 (Fig. 5). In comparison to those years, 2013 and 2014 were different. In 2013 the species was frequent between January and July, and in 2014 during a much shorter period, from August to October. In addition, the number of species observations was much fewer in 2014 than in previous years.

As for the spatial distribution of the cell abundances of *D. yucatanensis*, the highest values were observed at st. 5, 6, and 7 (the Progreso-Chicxulub area) along the exposed coast in 2011, and only at st. 17 (Dzilam) during all studied years in marinas (Fig. 5). In marinas, the maximum cell abundances were observed in August 2012 and February 2014 ( $5.1 \times 10^6$  and  $3.0 \times 10^7$  cells  $L^{-1}$ ). In 2011, the maximum abun-

dance occurred in July ( $2.2 \times 10^6$ , mean  $6.4 \times 10^5$  cells  $L^{-1}$ ) and in May 2013 ( $4.9 \times 10^6$ , mean  $8.2 \times 10^5$  cells  $L^{-1}$ ) (Fig. 6, Table 4). DIN showed a positive correlation with cell abundances for both the exposed coast and marinas, especially in July-August, characterized by high water temperature (31-32 °C) (Table 2, Fig. 6).

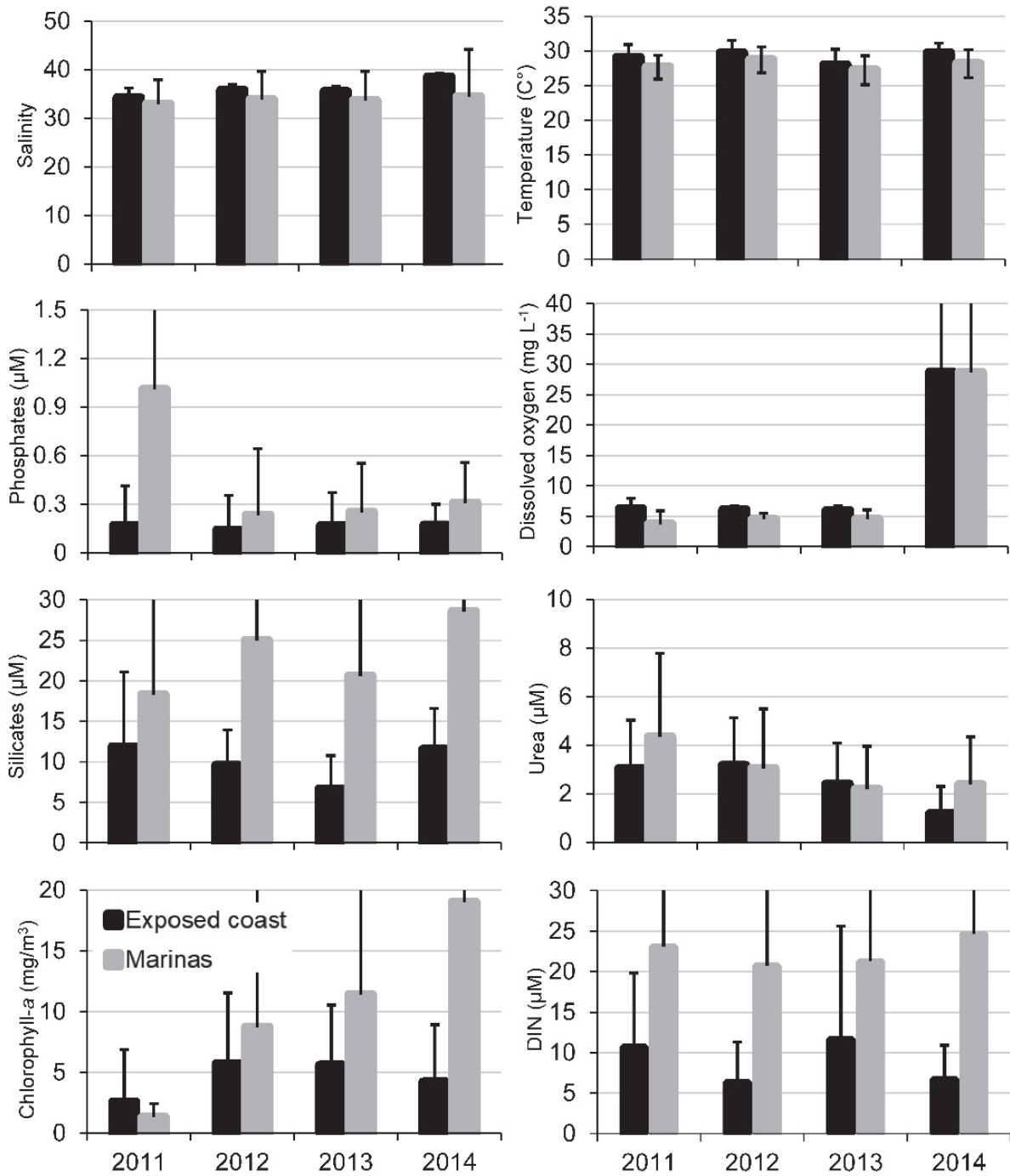


Figure 4. Annual mean values of physicochemical variables (mean ± SD) along the northern Yucatan coast in 2011-2014.



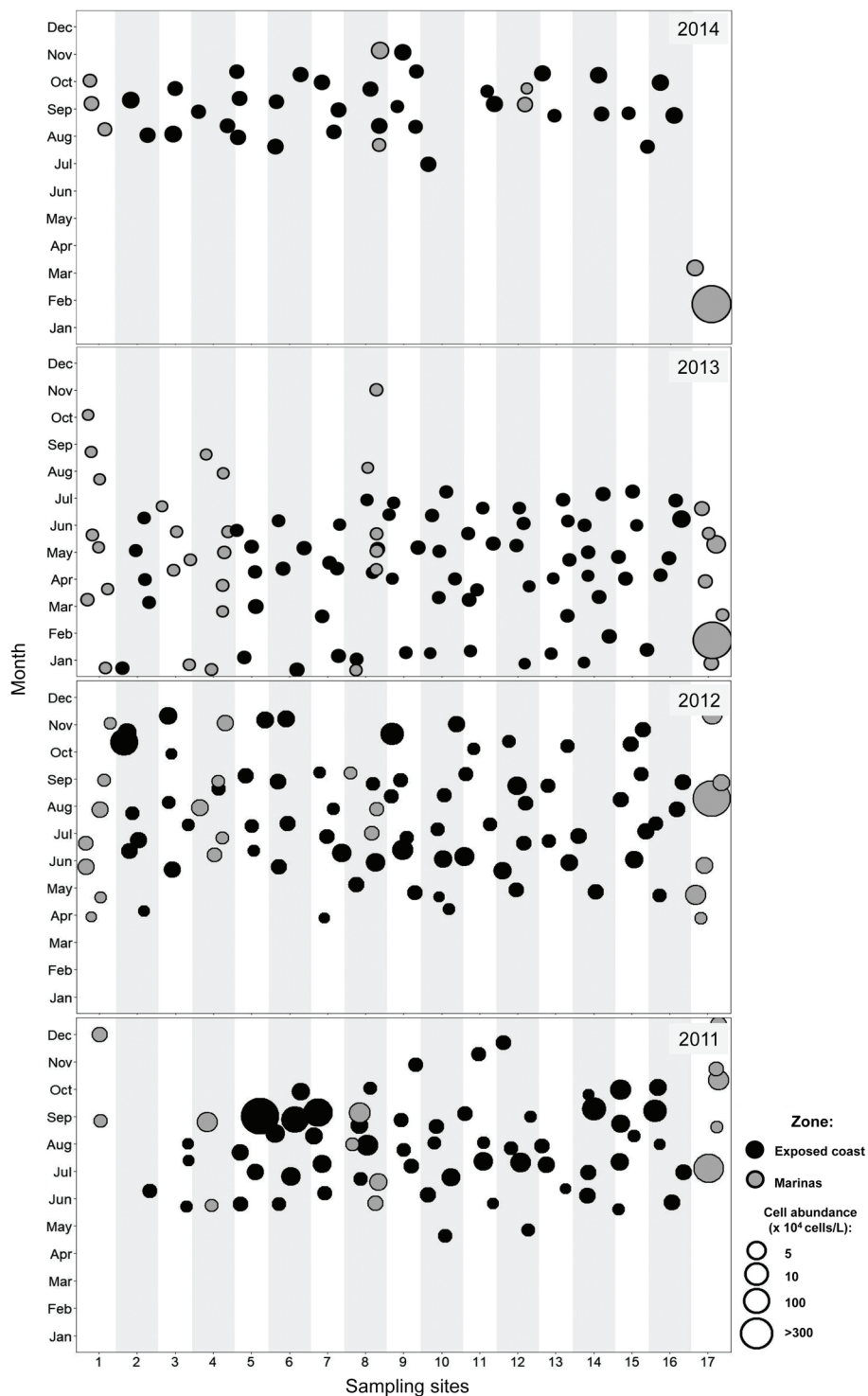


Figure 5. Spatio-temporal variation in the cell abundance of *Durinskia yucatanensis* along the northern Yucatan coast in 2011–2014. The size of the circles is proportional to the cell abundances expressed in  $\times 10^4$  cells  $L^{-1}$ . The ordinate axis indicates the monthly scale, the abscissa axis indicates sampling stations (1 – Celestún, 2 – Chuburná, 3 – Chelem, 4 – Punta Bass, 5 – Progreso, 6 – Chicxulub 1, 7 – Chicxulub 2, 8 – Uaymitún, 9 – Telchac, 10 – San Crisanto 1, 11 – San Crisanto 2, 12 – Chabihau 1, 13 – Chabihau 2, 14 – Santa Clara 1, 15 – Santa Clara 2, 16 – Dzilam, 17 – San Felipe). Different segments of the graph indicate the years of sampling (2011-2014).

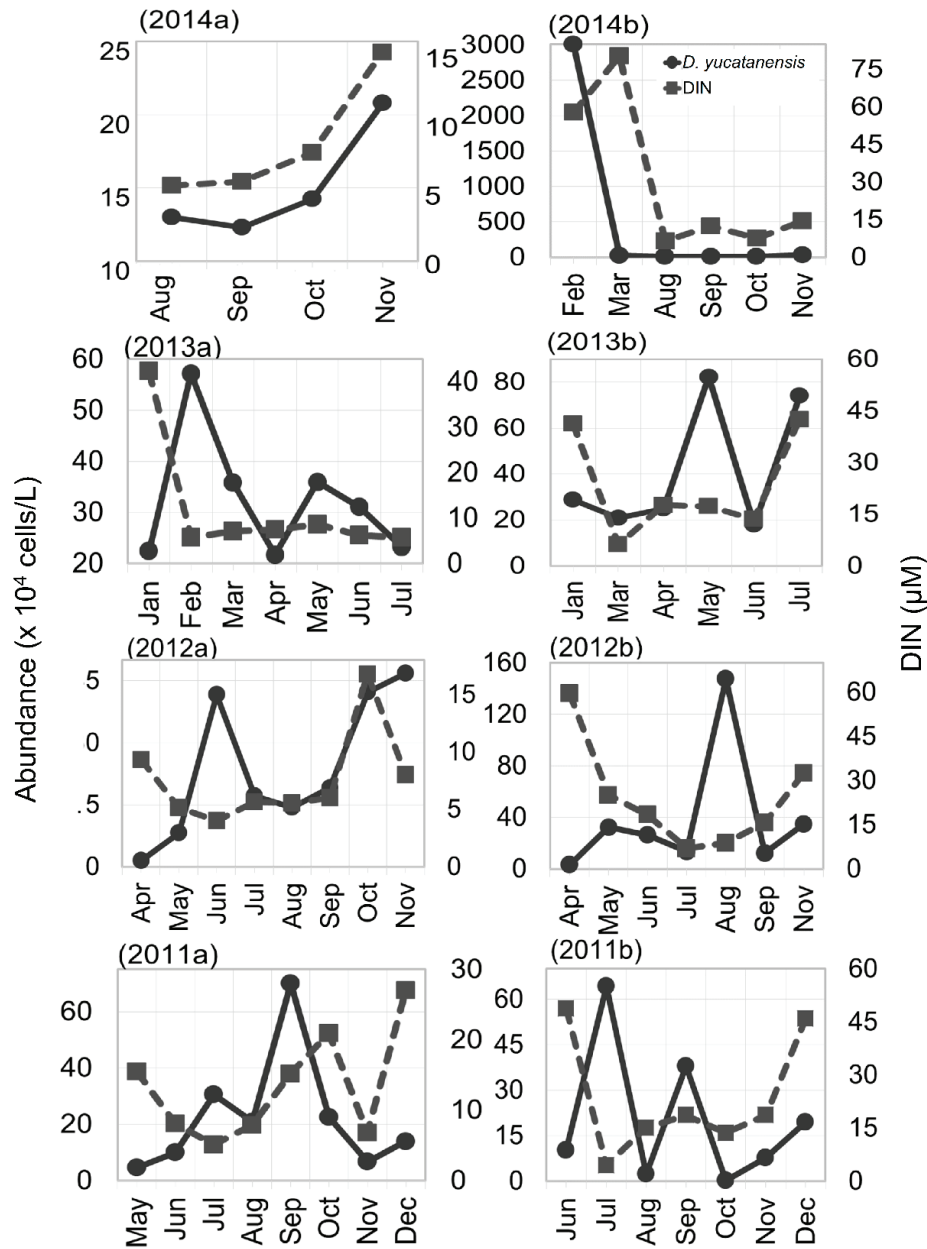


Figure 6. Annual mean cell abundances of *Durinskia yucatanensis* in relation to dissolved inorganic nitrogen (DIN) along the northern Yucatan coast in 2011–2014. The letters added to the years in the parentheses indicate exposed coasts (a) and marinas (b).

### DISCUSSION

The species was placed into the family Kryptoperidiniaceae (Okolodkov *et al.*, 2020) despite the absence of the second (eukaryotic) nucleus that originated from a tertiary endosymbiont derived from a diatom (Dodge, 1971; McEwan & Keeling, 2004; for additional references, see Satta *et al.*, 2020 and Tillmann *et al.*, 2023) and characteristic of the Kryptoperidiniaceae, and it was classified according to Fensome *et al.* (1993) and Kretschmann *et al.* (2018). It is noteworthy that the isolate of *Kryptoperidinium triquetrum* (Ehrenberg) Tillmann, Gottschling, Elbrächter, Kusber et Hoppenrath (= *Kryptoperidinium foliaceum* Lindemann)

that caused a bloom event in South Carolina, USA, was mononucleate (Kempton *et al.*, 2002); the authors suggested a more transient endosymbiotic association than previously considered. Similar observations of the species were made from the Baltic Sea (Gottschling *et al.*, 2019). This species has caused recurrent blooms in southern Chile: 18% of the 220 registered bloom events that occurred from 1956 to 2021 (Barria *et al.*, 2022). The Kryptoperidiniaceae blooms appear to be spreading along the Latin American coasts. Yamada *et al.* (2019) performed a comparative study of the nuclear dynamics in three *Durinskia* species. They found that *D. capensis* Pienaar, H. Sakai et T. Horiguchi

in culture keeps its captured diatoms temporarily, only for two months. The authors also suggest the unique nuclear dynamics of converting kleptoplasts to permanent plastids in *D. kwazulunatalensis*. In all cases, the host dinoflagellates control the diatom karyokinesis.

The highest silicate concentrations (96.46–97.22  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) found in Sisal marina and at 50 m from the coast in 2010 and 2011 are most likely derived from terrestrial environments. In this case, chl-*a* reflects the sum of the total phytoplankton biomass (mainly diatoms), extracellular chlorophyll, and undigested microalgae in fecal pellets of planktonic invertebrates (mainly crustaceans), rather than the biomass of the blooming species.

The GAM model analysis showed that the temperature ( $P=0.01$ ) and salinity ( $P=0.01$ ) could help to explain the changes in cell abundance (up to 60.7% of the total explained deviation), in particular, along the

exposed coast (in 2011, 2013 and 2014) and in marinas (in 2011 and 2012) compared to changes in DIN and urea ( $P<0.001$ ; Table 4). Similarly, models of the field data obtained from two Mediterranean coastal shallow lagoons in Sardinia, Italy, revealed a significant role of rainfall and DIN in the occurrence and blooms of *Kryptoperidinium* sp. (Satta et al., 2020). Cell abundances of *D. yucatanensis* were directly proportional to an increase in temperature, especially when above 30 °C, particularly during 2013 along the exposed coast and 2012 in marinas (Fig. 7: 2013a and 2012b). The GAM model applied to the exposed coast in 2012 and 2013 showed the capacity of adaptation of the species to a wide range of salinities (Fig. 7: 2012a and 2013a). In 2013, in marinas, the increase in cell abundance was significantly related to phosphates ( $P<0.001$ ; Table 4). Similarly, the major urea and DIN concentrations resulted in predicted increases in cell abundance, particularly in 2014 (Fig. 5, 6 and 7).

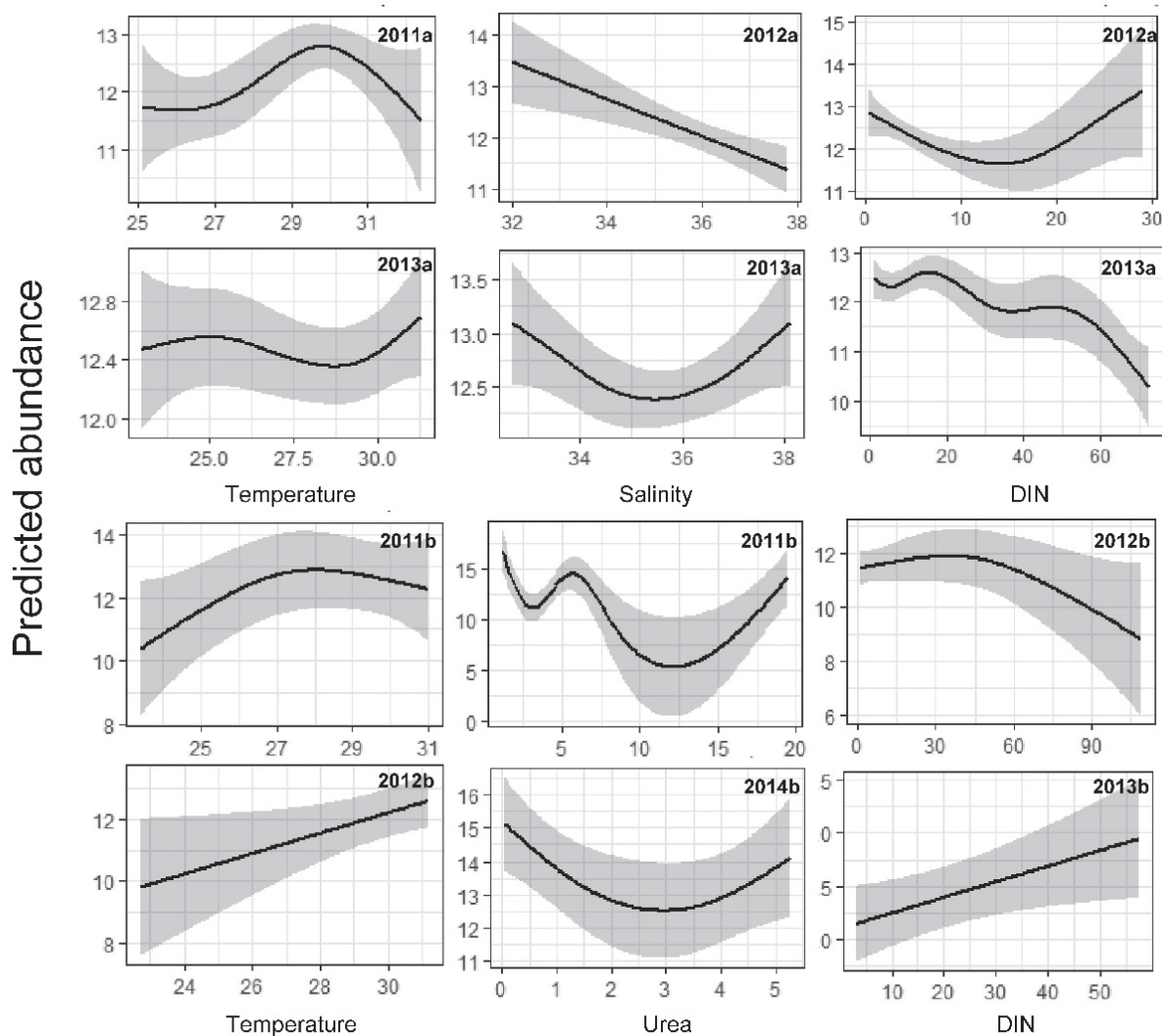


Figure 7. Generalized additive models (GAM) describing the cell abundance response of *Durinskia yucatanensis* to physicochemical variables: salinity, temperature (°C), urea and DIN ( $\mu\text{M}$ ), during different years (2011–2014) along the northern Yucatan coast (a – exposed coasts, b - marinas). Bold lines represent GAM smoothed mean ratios, and shaded areas are 95% confidence intervals.

**Table 3.** Summary of the best adjusted generalized additive models and total explained deviation.

Zones/Years	Minimal adjusted model	Explained deviation (%)
Exposed coast		
2011	Cell abundance ~ Temperature <sup>+</sup> + Salinity + Phosphates <sup>***</sup>	28.9
2012	Cell abundance ~ Salinity <sup>***</sup> + Phosphates + Silicates <sup>+</sup> + DIN <sup>+</sup>	23.0
2013	Cell abundance ~ Temperature + Salinity <sup>+</sup> + Urea <sup>+</sup> + Chlorophyll- <i>a</i> <sup>***</sup> + DIN <sup>***</sup>	60.7
2014	Cell abundance ~ Temperature + DO <sup>+</sup> + Silicates <sup>+</sup> + Urea + Chlorophyll- <i>a</i>	49.8
Marinas		
2011	Cell abundance ~ Temperature + Urea <sup>***</sup> + Chlorophyll- <i>a</i> <sup>***</sup>	73.7
2012	Cell abundance ~ Temperature <sup>+</sup> + DO + Phosphates <sup>**</sup> + DIN	64.1
2013	Cell abundance ~ Phosphates <sup>***</sup> + DIN <sup>+</sup>	74.1
2014	Cell abundance ~ Urea <sup>+</sup> + DIN <sup>***</sup>	90.8

Significance codes: <0.001<sup>\*\*\*</sup>, 0.001<sup>\*\*</sup>, 0.01<sup>\*</sup>, 0.05<sup>\*</sup>.

## CONCLUSIONS

*Durinskia yucatanensis* is a marine planktonic dinoflagellate. It differs from other known *Durinskia* species by a larger 1a plate compared to plate 2a. As for the cell size and thecal morphology, it is closer to *D. kwazulunatalensis*. It prefers semi-enclosed coastal environments characterized by more stagnant water and increased concentrations of macronutrients. Its cell abundance spatio-temporal distribution pattern along the northern Yucatan coast may change over the years; however, it prefers higher summer temperatures during the rainy season and is also common in autumn before the northerly wind season.

## ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to Francisco F. Pedroche (Universidad Autónoma Metropolitana – Lerma, Mexico City, Mexico) for giving us advice about nomenclature, Kenneth N. Mertens (IFREMER; Station de Biologie Marine, Concarneau, France) for providing relevant literature, Natalia A. Okolodkova (Mexico City, Mexico) for preparing the plates of micrographs and to Marcia M. Gowing (Seattle, WA, USA) for improving the English style. We are grateful to anonymous reviewers for their critical comments that improved the manuscript. Financial support to the FOMIX CONACYT-Yucatán project “Análisis de las causas, dispersión y consecuencias ambientales de la marea roja en Yucatán” (No. 108897; 2009–2012) given to JAHS, the FOMIX CONACYT-Yucatán (No. 108160) and CONACYT LAB-2009-01 (No. 123913) projects of the Laboratorio Nacional de Nano y Biomateriales (CINVESTAV-IPN, Mérida) given to Patricia Quintana-Owen is much appreciated. IGL was supported by SIP-20220515 and SIP-20230144 (Secretaría de Investigación y Posgrado del IPN), and he is a COFAA (Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas) fellow.

## REFERENCES

- AGUILAR-TRUJILLO, A. C., Y. B. OKOLODKOV, J. A. HERRERA-SILVEIRA, F. DEL C. MERINO-VIRGILIO & C. GALICIA-GARCÍA. 2017. Taxocoenosis of epibenthic dinoflagellates in the coastal waters of the northern Yucatan Peninsula before and after the harmful algal bloom event in 2011–2012. *Marine Pollution Bulletin* 119: 396-406. DOI:10.1016/j.marpolbul.2017.02.074
- AGUILAR-TRUJILLO, A. C., Y. B. OKOLODKOV, F. DEL C. MERINO-VIRGILIO, I. OSORIO-MORENO & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2014. Variación espacial de dinoflagelados bentónicos/epifíticos en aguas costeras del norte de Yucatán (agosto de 2011). In: Botello, A. V., J. Rendón von Osten, J. A. Benítez & G. Gold-Bouchot (Eds.). *Golfo de México. Contaminación, impacto ambiental, diagnóstico y tendencias*. 3a ed. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida, Mérida, Yucatán, México, pp. 147-160.
- ÁLVAREZ-GÓNGORA, C. & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2006. Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. *Marine Pollution Bulletin* 52: 48-60. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.08.006
- ANDERSON, M. J. 2014. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). In: Wiley *StatsRef: Statistics reference online*. John Wiley & Sons, Ltd., Massey University, Auckland, New Zealand. 15 p. DOI: 10.1002/9781118445112.stat07841
- BARRÍA, C., P. VÁSQUEZ-CALDERÓN, C. LIZAMA, P. HERRERA, A. CANTO, P. CONEJEROS, O. BELTRAMI, B. A. SUÁREZ-ISLA, D. CARRASCO, I. RUBILAR, L. GUZMÁN, L. RENÉ DURÁN & D. OLIVA. 2022. Spatial temporal expansion of harmful algal blooms in Chile: A review of 65 years records. *Journal of Marine Science and Engineering* 10, 1868. DOI: 10.3390/jmse10121868
- CONNORS, M., A. R. HILDEBRAND, M. PILKINGTON, C. ORTIZ-ALEMAN, R. E. CHAVEZ, J. URRUTIA-FUCUGAUCHI, E. GRANEL-CASTRO, A. CAMARA-ZI, J. VÁSQUEZ & J. F. HALPENNY. 1996. Yucatán karst features and the size of Chicxulub crater. *Geophysical Journal International* 127: F11-F14. DOI:10.1111/j.1365-246X.1996.tb04066.x
- DODGE, J. D. 1971. A dinoflagellate with both a mesocaryotic and a eukaryotic nucleus. I. Fine structure of the nuclei. *Protoplasma*, 73, 145-157.
- FENSOME, R. A., F. J. R. TAYLOR, G. NORRIS, W. A. S. SARJEANT, D. I. WHARTON & G. L. WILLIAMS. 1993. A classification of living and fossil dinoflagellates. *Micropaleontology Special Publication Number 7*. Sheridan Press, Hanover, PA, USA. viii + 351 p.
- GOTTSCHLING, M., U. TILLMANN, M. ELBRÄCHTER, W.-H. KUSBER & M. HOPPENRATH. 2019. *Glenodinium triquetrum* Ehrenb. is a species of *Heterocapsa* F. Stein but of *Kryptoperidinium* Er. Lindem. (*Kryptoperidinium*, Peridinales). *Phytotaxa*, 391 (2), 155-158. DOI: 10.11646/phytotaxa.391.2.11

- HERRERA-SILVEIRA, J. A. 1993. Ecología de los productores primarios en la laguna de Celestún, México. Patrones de variación espacial y temporal. Tesis de Doctorado. Universitat de Barcelona, Barcelona, España. 233 p.
- JEFFREY, S. W. & G. F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochimie und Physiologie der Pflanzen* 167: 191-194. DOI:10.1016/S0015-3796(17)30778-3
- KEMPTON, J. W., J. WOLNY, T. TENGS, P. RIZZO, R. MORRIS, J. TUNNELL, P. SCOTT, K. STEIDINGER, S. N. HYMEL & A. J. LEWITUS. 2002. *Kryptoperidinium foliaceum* blooms in South Carolina: a multi-analytical approach to identification. *Harmful Algae* 1, 383-392. DOI:10.1016/S1568-9883(02)00051-3
- KRETSCHMANN, J., A. ŽERDONER ČALASAN & M. GOTTSCHLING. 2018. Molecular phylogenetics of dinophytes harboring diatoms as endosymbionts (Kryptoperidiniaceae, Peridinales), with evolutionary interpretations and a focus on the identity of *Durinskia oculata* from Prague. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 118: 392-402. DOI:10.1016/j.ympev.2017.10.011
- LEE, L. K., Z. F. LIM, H. GU, L. L. CHAN, R. W. LITAKER, P. A. TESTER, C. P. LEAW & P. T. LIM. 2020. Effects of substratum and depth on benthic harmful dinoflagellate assemblages. *Scientific Reports* 10 (1): 1-14. DOI:10.1038/s41598-020-68136-6
- McEWAN, M. L. & P. J. KEELING. 2004. HSP90, tubulin and actin are retained in the tertiary endosymbiont genome of *Kryptoperidinium foliaceum*. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 51 (6), 651-659. DOI: 10.1111/j.1550-7408.2004.tb00604.x
- MORALES-OJEDA, S. M., J. A. HERRERA-SILVEIRA & J. MONTERO. 2010. Terrestrial and oceanic influence on spatial hydrochemistry and trophic status in subtropical marine near-shore waters. *Water Research* 44 (20): 5949-5964. DOI:10.1016/j.watres.2010.07.046
- MURGULET, D., A. R. DOUGLAS, J. A. HERRERA-SILVEIRA, I. A. MARIÑO-TAPIA & A. VALLE-LEVINSON. 2020. Submarine groundwater discharge along the northern coast of the Yucatán Peninsula. In: Land, L., Kromhout, C. & M. J. Byle (Eds.). *Proceedings of the 16th Multidisciplinary Conference on Sinkholes and the Engineering and Environmental Impacts of Karst National Cave and Karst Research Institute Symposium 8* [web format]. KIP Talks and Conferences 81. Digital Commons @ University of South Florida, Florida, USA: 206-219. Available online at: [https://digitalcommons.usf.edu/kip\\_talks/81](https://digitalcommons.usf.edu/kip_talks/81) (accessed: 14 August 2022).
- OKOLODKOV, Y. B., F. DEL C. MERINO-VIRGILIO, J. A. AKÉ-CASTILLO, A. C. AGUILAR-TRUJILLO, S. ESPINOSA-MATÍAS & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2014. Seasonal changes in epiphytic dinoflagellate assemblages near the northern coast of Yucatan Peninsula, Gulf of Mexico. *Acta Botanica Mexicana* 107: 121-151. DOI:10.21829/abm107.2014.204
- OKOLODKOV, Y. B., F. DEL C. MERINO-VIRGILIO, D. A. HUERTA-QUINTANILLA, I. GÁRATE-LIZÁRRAGA, K. A. STEIDINGER, A. C. AGUILAR-TRUJILLO, J. A. HERRERA-SILVEIRA, S. ESPINOSA-MATÍAS & A. MARTÍNEZ-MENA. 2020. A Kryptoperidiniaceae species (Dinophyceae: Peridinales) blooming in coastal Yucatan waters, Gulf of Mexico. *Protistology* 14 (2): 58-69. DOI: 10.21685/1680-0826-2020-14-2-2
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS & H. WAGNER. 2013. *Vegan: Community Ecology Package*, version 2.0-7. R Package.
- PARSONS, T. R., Y. MAITA & C. M. LALLI. 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press, Oxford, New York, Toronto, Sydney, Paris, Frankfurt. 173 p.
- POPE, K. O., A. C. OCAMPO, G. L. KINSLAND & R. SMITH. 1996. Surface expression of the Chicxulub crater. *Geology* 24 (6): 527-530. DOI:10.1130/0091-7613(1996)024<0527:SEOTCC>2.3.CO;2
- R CORE TEAM. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available online at: <https://www.R-project.org/> (accessed: 15 May 2022).
- R STUDIO TEAM. 2015. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA, USA. Available online at: <http://www.rstudio.com> (accessed: 15 May 2022).
- SABUROVA, M., N. CHOMÉRAT, & M. HOPPENRATH. 2012. Morphology and SSU rDNA phylogeny of *Durinskia agilis* (Kofoid & Swezy) comb. nov. (Peridinales, Dinophyceae), a thecate, marine, sand-dwelling dinoflagellate formerly classified within *Gymnodinium*. *Phycologia* 51 (3): 287-302. DOI: 10.2216/10-22.1
- SATTA, C. T., S. PULINA, A. RENÉ, B. M. PADDEDA, T. CADDEO, N. FOIS & A. LUGLIÉ. 2020. Ecological, morphological and molecular characterization of *Kryptoperidinium* sp. (Dinophyceae) from two Mediterranean coastal shallow lagoons. *Harmful Algae* 97: 101855. DOI: 10.1016/j.hal.2020.101855
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. 2nd ed. Fisheries Research of Canada, Bulletin 167, Ottawa, Canada. 310 p.
- SYMONDS, M. R. & A. MOUSSALLI. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65 (1): 13-21. DOI: 10.1007/s00265-010-1037-6
- TILLMANN, U., S. WIETKAMP, J. KRETSCHMANN, J. CHACÓN & M. GOTTSCHLING. 2023. Spatial fragmentation in the distribution of diatom endosymbionts from the taxonomically clarified dinophyte *Kryptoperidinium triquetrum* (= *Kryptoperidinium foliaceum*, Peridinales). *Scientific Reports* 13: 8593. DOI:10.1038/s41598-023-32949-y
- WOOD, S. N. 2006. *Generalized Additive Models: An introduction with R*. 1st ed. Chapman and Hall/CRC Texts in Statistical Science, Boca Raton, FL, USA. 391 p.
- YAMADA, N., J. J. BOLTON, R. TROBAJO, D. G. MANN, P. DĄBEK, A. WITKOWSKI, R. ONUMA, T. HORIGUCHI, & P. G. KROTH. 2019. Discovery of a kleptoplastic 'dinotom' dinoflagellate and the unique nuclear dynamics of converting kleptoplasts to permanent plastids. *Scientific Reports* 9: 10474. DOI:10.1038/s-41598-019-46852-y
- YAMADA, N., S. D. SYM, & T. HORIGUCHI. 2017. Identification of highly divergent diatom-derived chloroplasts in dinoflagellates, including a description of *Durinskia kwazulunatalensis* sp. nov. (Peridinales, Dinophyceae). *Molecular Biology and Evolution* 34 (6): 1335-1351. DOI: 10.1093/molbev/msx054
- ZUUR, A. F., E. N. IENO & G. M. SMITH. 2007. *Analysing ecological data*. Springer, New York, NY, USA. 672 p.

## Effect of symbiotic administration on growth and intestinal microbiota variation of pacú (*Piaractus mesopotamicus*) in recirculating aquaculture systems

### Efecto de la administración de simbióticos en el crecimiento y en la variación de la microbiota intestinal de pacú (*Piaractus mesopotamicus*) en sistemas acuícolas de recirculación

Patricia Martínez Cruz<sup>1,2\*</sup>, Ana L. Ibáñez<sup>3</sup>, Oscar Monroy H.<sup>4</sup>, José Félix Aguirre G.<sup>5</sup>, Eduardo Maya P.<sup>6</sup> and Hugo Ramírez-Saad.<sup>2\*\*</sup>

Recibido: 19 de junio de 2023.

Aceptado: 11 de octubre de 2023.

Publicado: abril de 2024.

#### ABSTRACT

<sup>1</sup> Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México.

<sup>2</sup> Departamento Sistemas Biológicos, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Ciudad de México, 04960, México.

<sup>3</sup> Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Avenida San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Ciudad de México, 09340, México.

<sup>4</sup> Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Avenida San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Ciudad de México, 09340, México.

<sup>5</sup> Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma, Av. De las Garzas 10, Col. El Panteón, Estado de México, 52005 Lerma, México.

<sup>6</sup> Departamento el Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Ciudad de México, 04960, México

#### \*Corresponding author:

Patricia Martínez Cruz: e-mail: pmartine@correo.xoc.uam.mx y hurasa@correo.xoc.uam.mx

#### To quote as:

Martínez Cruz, P., A. L. Ibáñez, O. Monroy H., J. F. Aguirre G., E. Maya P. & H. Ramírez-Saad. 2024. Effect of symbiotic administration on growth and intestinal microbiota variation of pacú (*Piaractus mesopotamicus*) in recirculating aquaculture systems. *Hidrobiológica* 34 (1): 13-25.

DOI:10.24275/HLQA2824

**Background.** The application of symbiotics in aquaculture holds potential as a growth promoter and substitute for antibiotics, while also improving water quality and nutrient digestibility. **Goals.** This study aimed to assess the impact of symbiotics on the growth and bacterial populations dynamics of the intestinal contents of pacú (*Piaractus mesopotamicus*) cultured in recirculating aquaculture systems (RAS). **Methods.** 87-day cultures of *P. mesopotamicus* were conducted in RAS under three conditions: 1) food-mixed with symbiotic, 2) activated symbiotic directly added to the water and 3) control treatment (without symbiotic). The evaluation included growth parameters, water quality, and bacterial populations in both the water and intestinal content. **Results.** Under these conditions pacú showed isometric growth, and no significant differences were found between treatments for food conversion ratio and Fulton condition factor. Regarding the performance of the recirculating system, there were no differences in pH, dissolved oxygen and ammonia removal by the biofilter. However, pacú exhibited high ammonia tolerance (0.62 mg/L) in the 87-day cultures when the symbiotic was mixed with the food. Additionally, final weights and specific growth rate were significantly higher (5.4 g and 0.0321 days<sup>-1</sup>, respectively) compared to the other conditions. Based on 16S rRNA gene sequence analysis, seven bacterial populations were identified in the intestinal content of pacú and in the culture water: *Microbacterium*, *Variovorax*, *Prostheco bacter*, *Bacillus*, *Asaccharospora*, *Turicibacter sanguinis*, and *Limnohabitans planktonicus*. **Conclusions:** symbiotics mixed with food, significantly promoted the growth of *P. mesopotamicus* and enhanced ammonia tolerance in RAS. These results set a benchmark in the study of the length-weight relationship of *P. mesopotamicus*, the biofilter's capability to remove ammonia, and the relationship between symbiotics and bacterial dynamics in the water and intestinal content during pacú crops in RAS.

**Keywords:** growth, intestinal content, *Piaractus mesopotamicus*, symbiotics, RAS.

#### RESUMEN

**Antecedentes.** La aplicación de simbióticos en acuicultura tiene potencial como promotor del crecimiento, como sustituto a los antibióticos, para mejorar la calidad del agua y la digestibilidad de nutrientes. **Objetivos.** Evaluar el efecto de los simbióticos sobre el crecimiento y la dinámica bacteriana del contenido intestinal de pacú (*Piaractus mesopotamicus*) y del agua de cultivo, en sistemas acuícolas de recirculación (RAS). **Métodos.** Se realizaron cultivos de 87 días con *P. mesopotamicus* en SAR bajo tres condiciones: 1) simbiótico mezclado con el alimento, 2) simbiótico activado agregado directamente al agua, y 3) tratamiento control (sin simbiótico). Se evaluaron la calidad del agua, las poblaciones bacterianas en el agua y en el contenido intestinal, y el crecimiento midiendo parámetros morfofisiológicos. **Resultados.** Pacú presentó crecimiento isométrico y no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos en la tasa de conversión alimenticia, en el factor de condición de Fulton, pH, oxígeno disuelto ni en la eliminación de amonio en el biofiltro. Sin embargo, cuando el simbiótico se mezcló con el alimento, pacú mostró una alta tolerancia al amonio (0.62 mg/L) en cultivos de 87 días. Además, los pesos finales y la tasa de crecimiento específico fueron sig-

nificativamente mayores (5.4 g y 0.0321 días<sup>-1</sup>, respectivamente) con probiótico en el alimento. Basado en análisis de secuencias del gen 16S rRNA, se identificaron siete poblaciones bacterianas en el contenido intestinal de pacú y en el agua de cultivo: *Microbacterium*, *Variovorax*, *Prostheobacter*, *Bacillus*, *Asaccharospora*, *Turicibacter sanguinis* y *Limnohabitans planktonicus*. **Conclusiones.** Los simbióticos promueven un mayor crecimiento y tolerancia al amonio en *P. mesopotamicus*. Los resultados obtenidos marcan un referente en el estudio de la relación longitud-peso de pacú, en la capacidad del biofiltro para eliminar el amonio y en la relación de los probióticos con la dinámica bacteriana en el agua y en el contenido intestinal durante cultivos en SAR.

**Palabras clave:** contenido intestinal, crecimiento, *Piaractus mesopotamicus*, simbióticos, SAR.

## INTRODUCTION

In recent years the global demand for food has had an exponential growth, and aquaculture has turned out an important ally for the production of animal protein. The development of new production processes and cultivation of new species has been postulated as alternatives to fill the increasing demand of fish and shellfish (Rise *et al.*, 2019; FAO, 2020).

The genus *Piaractus* (Serrasalmidae) comprises fishes native to South America with three species: *P. brachypomus* (pirapatinga), *P. mesopotamicus* (pacú) and *P. orinoquensis* (cachama blanca) (ITIS, 2021). *Piaractus mesopotamicus* (Holmber, 1887) are naturally found in lakes and rivers with vegetation, provided that water temperature is between 20-30°C, dissolved oxygen concentration is 7-8 mg/L, and pH ranging from 7-8 (Soncini & Glass, 1997; dos Santos *et al.*, 2020). Pacú is also of great importance in aquaculture and recreational fishing due to its robustness, ease of handling and adaptation to artificial feeding, as well as, its high growth rates, efficient food conversion and high fertility rates (Bacchetta *et al.*, 2019). *Piaractus* spp. have been cultivated under varied aquacultural conditions, *i.e.*: in polyculture especially with carps (Kumar *et al.*, 2018), in saline or brackish waters, pacú has tolerated up to 4ppt NaCl (Jomori *et al.*, 2012). Assays at different water temperatures have shown that below 24°C, there is a delay in muscle growth in pacú juveniles (de Paula *et al.*, 2014). In addition, pacú produced in aquaculture systems has great acceptance among consumers due to its pleasant taste (Pavon *et al.*, 2018). Barrero *et al.* (2012), did not find significant differences in sensory appreciations (smell, flavor, texture and color), nor in bromatological parameters (protein, moisture and lipid contents), between *P. brachypomus* grown in recirculating aquaculture systems (RAS) and those obtained in extensive fish farms.

The advantages of RAS over conventional fish farms are: diminishing of water requirements and growing space, higher crop density (Piedrahita, 2003); production independent of seasonal variations, and reduction of environmental impacts, together with a better management of biosecurity measures (Aslam *et al.*, 2019). However, the intensification of aquaculture practices increase among others, the concentration of ammonia (NH<sub>3</sub>) in water, being a metabolic residue of major concern as it represents 70 to 90% of the total nitrogen input into aquaculture systems. NH<sub>3</sub> concentrations larger than 0.0125 mg/L, can deteriorate gills' structures (Timmons *et al.*, 2009), also it may accumulate in tissues and blood plasma causing morphological, physiological and behavioural alterations on most aquaculture species, affecting the immune system, growth and production (Medeiros *et al.*, 2016).

Currently, the use of antibiotics in aquaculture has been banned due environmental and health issues, being a sustainable alternative the use of probiotics, prebiotics, and symbiotics (Lee *et al.*, 2019). Probiotics are microbial supplements with either therapeutic, prophylactic, growth-promoting, stress tolerance-enhancing, and reproductive-improvement effects (Hoseinifar *et al.*, 2016; Martínez-Cruz *et al.*, 2012).

Prebiotics are no digestible substrate that are metabolized by specific health-promoting microorganism, therefore, probiotic microorganism use these compounds as a source of carbon for their development. A combination of pro-and prebiotics is referred to as a symbiotic product. It provide a competitive advantage over endogenous populations (Merrifield *et al.*, 2010; Mugwanya *et al.*, 2022). This is done to increase the survival and implantation of probiotics in the host's gastrointestinal tract. So far, symbiotic studies have been conducted in salmonids, soft-shell turtles, shrimps and lobsters (Ringo *et al.*, 2010; Hoseinifar *et al.*, 2016; Lee *et al.*, 2019). Regarding the intestinal bacterial communities present in pacú; Castañeda-Monsalve *et al.* (2019) reported the presence of *Fusobacteria*, *Spirochaetes*, *Firmicutes* and *Proteobacteria* in *P. brachypomus*; while Rossi *et al.* (2020) found *Bacteroidetes*, *Firmicutes* and *Fusobacteria* in *P. mesopotamicus*. However, the effect of symbiotics on *Piaractus* intestinal bacterial communities has not yet been studied.

The objective of this study was to compare the effect of the administration mode of a commercial symbiotic on the growth of pacú (*P. mesopotamicus*), on the bacterial communities present in the intestinal microbiota and in the water of a RAS system.

## MATERIAL AND METHODS

**Experimental design and fish culturing conditions.** The 87-day experiment consisted of a block design, using symbiotic administration mode as the only factor. After acclimatization, 234 *P. mesopotamicus* specimens (5.74 ± 0.51cm total length, 4.630 ± 0.369cm standard length, 2.607 ± 0.218cm height and 3.53 ± 0.89g weight) were randomly distributed in 9 aquariums/tanks of 70 L each, that were grouped into three vertical RAS. Therefore 26 organisms were placed in each aquarium, accounting for 78 fishes/treatment (n=78), at a density of 1 fish/2.7 L of water (Fig. 1a).

Three treatments were established: i) symbiotic in powder mixed with the food (MP), administered at 1g symbiotic powder/kg food; ii) activated symbiotic (AP); 1ml of the activated product was added to each tank during feeding; iii) control treatment (CT), with no symbiotic added. Activation of the product for AP treatment is described in "Symbiotic" subsection. The concentration of administered symbiotic was the same in the MP and AP treatments because the product was used according to the producer's instructions. The fishes were fed three times a day considering 3% of the biomass per day. The ration was adjusted weekly according to weight increases. The food was trout minipellet Silver Cup-El Pedregal (45% crude protein and 16% fat), and water temperature was maintained at 25 ± 2 °C, with 300W heater (Dolphin®). When needed, calcium carbonate (CaCO<sub>3</sub>) was added to maintain the pH at alkaline values. The volume of water lost by evaporation was replenished daily. Every third day, the remaining food and accumulated faeces were collected, using a siphon and a net with a mesh size of 0.3 mm.

**Biological material.** Four hundred *P. mesopotamicus* juveniles ( $30 \pm 1$  days old,  $4.35 \pm 0.73$  cm mean total length,  $3.44 \pm 0.626$  cm mean standard length,  $1.66 \pm 0.381$  cm mean height and  $1.66 \pm 0.90$  g mean weight), were cultivated in recirculating aquaculture systems located at a greenhouse facility ( $19^{\circ}18'32.8''$  N  $99^{\circ}06'17.0''$  W). The fishes were acclimatized for 20 days in an 80 L aquarium, with water parameters set at:  $24 \pm 1^{\circ}\text{C}$  temperature, dissolved oxygen (DO)  $6.86 \pm 0.05$  mg/L, and pH  $8.5 \pm 0.5$ . The fishes were fed daily with commercial flake food (Wardley, minimum 38% crude protein and 4% fat), at a 3% proportion of their body biomass, fed was divided into two servings. During the first 10 days of acclimatization Sulcoll (Collins Veterinary Division, Guadalajara, Mex), a sulpha-derived antibiotic was administered daily at  $17 \mu\text{L/L}$  water.

**Symbiotic.** The commercial symbiotic Aqua-BOOSTER® (Smart Microbials, INC.) was used in the assay. It is a powder-formulated product containing viable non-disclosed microorganisms, among others *Saccharomyces cerevisiae*, and prebiotic oligosaccharides (mannans and  $\beta$ -glucanes). According to the manufacturer's instructions, this product is focused on improving the health, performance of aquaculture organisms in culture, and can be administered directly into the water as a powder, or after being activated by inoculating 0.5% (w/vol) of the powder, in 1% (w/vol) molasses in water, and incubating for 12 h at room temperature.

**RAS.** Water biofiltration was carried out in a three-phase cascade system, formed by 3 containers with 50 L each, operating in continuous flow at 2.5 L/min (Fig. 1b). The first phase contained 3cm-diameter plastic spheres aimed to generate nitrifying microbial biofilm, production of the biofilm was carried out during the fish acclimation; the second and third phases used a filtration system based on activated carbon and zeolite, respectively.

**Growth analysis.** Morphometric data were obtained weekly, by randomly selecting ten fishes from each (30 fishes per treatment). Total length (Lt), standard length (Lp) and height (H) were obtained with a vernier Scala 222b (Metromex), and the weight was determined in an Ohaus Scout STX balance. These morphometric data were used to calculate the following morphophysiological parameters:

*Specific growth rate constant (SGR)*, is obtained by integrating the growth equation  $dW/dt = \mu W$  and plotting  $\ln(W_t/W_0)$  as a function of culture time, where:  $W_0$  and  $W_t$  - Average weight of the fishes at time 0 and time t (Lugert *et al.*, 2016).

*Food conversion ratio, FCR* =  $\Sigma F/(W_t - W_0)$ ; where:  $\Sigma F$  - food administered during cultivation (Usaid-Harvest, 2011).

*Protein efficiency ratio, PER* =  $(W_t - W_0)/[N]_{\text{food}}$ ; where  $[N]_{\text{food}}$  - nitrogen concentration of the food (Rojas *et al.*, 2014).

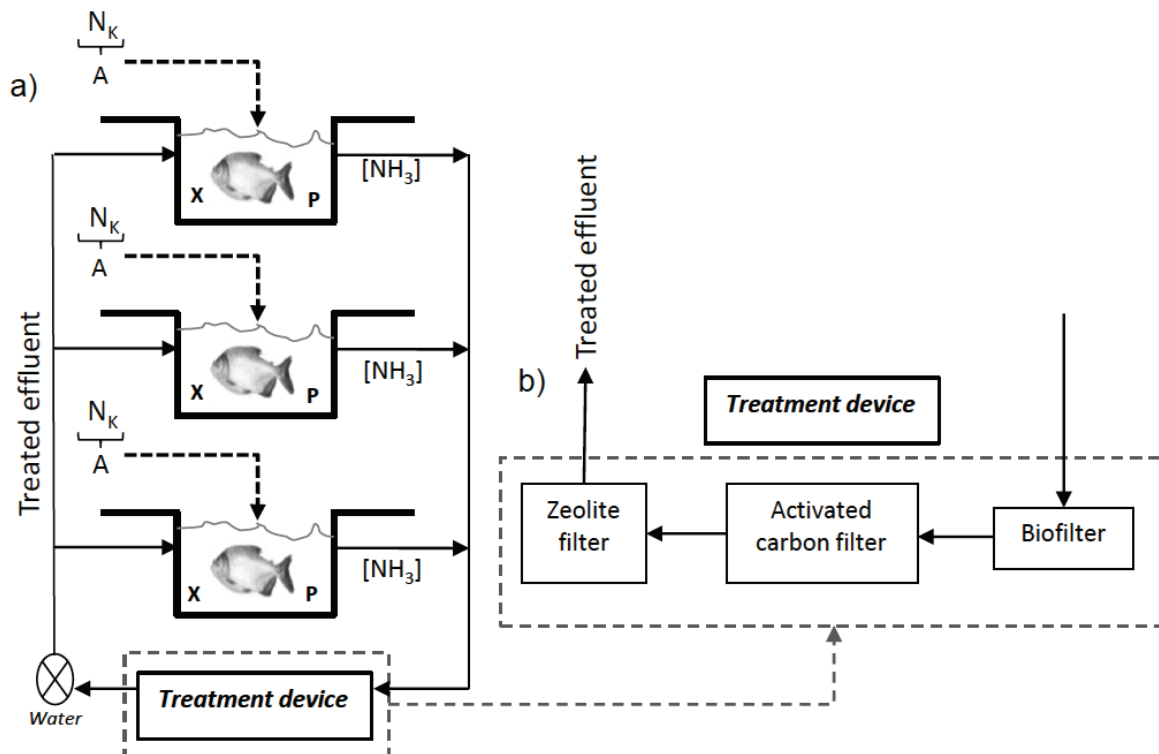


Figure 1. Scheme of the vertical Recirculating aquaculture system (RAS) used in the assays. Each system contained 78 *P. mesopotamicus* distributed in three 70 L-tanks (26 fishes/tank). The treatments included two ways of symbiotic administration, and a control non amended with symbiotic. Registered parameters included: A – amount of food (g);  $N_k$  - Kjeldahl nitrogen in the food (gN/gfood); X - recorded weight of fish (g); P – pacú protein content (%);  $[\text{NH}_3]$  - ammonia concentration (mg/L). Modified from Badiola *et al.* (2018); Timmons *et al.* (2009).



**Crop density, CD** =  $Wt/VT$ . Maximum mass of aquaculture product that can be maintained within the fish farm (Timmons *et al.*, 2009), where: VT - total water volume in the RAS.

**Fulton condition factor, K** =  $100 (W/L^3)$ ; where: W - fish weight and L - Total fish length (Leyton F. *et al.*, 2015).

**Length-weight relationship, WL** =  $\alpha L^\beta$ ; where:  $\alpha$  - intercept, L - standard length and  $\beta$  - ratio coefficient between length and weight (Rennie & Verdon, 2008). The experimental data was used to graphically represent each of the three treatments. Subsequently, the images were overlaid to facilitate comparison in a single figure.

**Hypothesis of isometric growth,  $t_b$** . A Student's t test ( $p < 0.05$ ),  $t_b = (b-3)/Sb$ ; where b - coefficient of proportion between weight and length, Sb is the slope standard error (Ibáñez, 2015).

**Water quality assessment.** Water temperature, pH and dissolved oxygen concentration were monitored on a daily basis (YSI digital oximeter). The NH<sub>3</sub> concentrations were quantified weekly with a modified Nessler method according to the Hanna C99 photometer and its reagents kit (Hanna Instruments Mexico). The ammonia removal capacity of the biofilter (YNH<sub>3</sub>) was calculated with a modified mass balance as proposed by Badiola *et al.* (2018), using the following equation:

$YNH_3 = W^{\circ}N - VT(\mu X/Y) - V(dN/dt)$ , where:  $W^{\circ}N$  = nitrogen consumption by fish;  $VT(\mu X/Y)$  = ammonia nitrogen accumulation in fish; and  $V(dN/dt)$  = ammonia nitrogen accumulation in the tanks.

**Statistical analysis.** All values in tables are expressed as means  $\pm$  SD. Normality of the data was assessed with the Shapiro-Wilk test, and the Levene test was used to assess equality of variances. Data meeting these premises were analysed by one-way ANOVA ( $P < 0.05$ ), and further *post hoc* Tukey test for multiple comparisons, by using SAS JMP Software version 10. While data that didn't meet the premises, in despite of mathematical transformations, were subject to Tukey's nonparametric analysis (Montgomery, 2004).

**DNA extraction and PCR amplification.** Metagenomic DNA was extracted from the suspended bacteria in water (W), and from the symbiotic product, either as powder or activated, and from the fish gut content (FGC) from each treatment using the Wizard kit from Promega Inc., with modifications according to Aguirre-Garrido *et al.* (2016). A fragment of the 16S rRNA gene comprising the V6-V8 regions was amplified using the universal primers rL1401 (5'-GCGTGTGTACAAGACCC-3') and f968 GC (5'-GCCCCGGGGCGCGCCCGGGCGGGGGGGGGGACGGGGGAACGCGAAGAACCCTTACC-3', the underlined sequence corresponds to the GC-clamp), following the protocols described by Felske *et al.* (1996). The polymerase chain reaction (PCR) was carried out according to Aguirre-Garrido *et al.* (2016), and the amplification products were examined in agarose gel electrophoresis (1% agarose in TAE buffer) under previously described protocols (Ramírez-Saad *et al.*, 2004).

**DGGE analyses.** Metagenomic DNA was obtained from i) the fish gut contents (FGC), ii) the suspended bacteria in water (W) and in the symbiotic. The analysis was based on PCR-DGGE profiles of the V6-V8 region of the 16S rRNA. Obtained amplicons were electrophoresed in a DCode System (BioRad Labs, Hercules, CA, USA). PCR conditions and DGGE general methodology were performed according to Felske *et al.* (1996). The denaturing gels were silver-stained and preserved (Sanguinetti *et al.*, 1994). Predominant DGGE bands from each profile were excised, purified, and reamplified (Ramírez-Saad *et al.*, 2004). Image

analysis of DGGE profiles was performed with Syngene software (SynGene Ltd., UK), using Pearson matrix for pairwise similarity and UPGMA as clustering method. Furthermore, band surface and mean pixel intensities of every band within each pattern were integrated, these values were converted to percentage of relative abundance and used as surrogate abundance measure for each sequenced band within its respective profile.

**Sequencing and bioinformatic analysis.** Reamplified products from DGGE were sequenced (Macrogen, Seoul, Korea). Obtained sequences (<400 nt) were identified with the 16S-based ID tool of the EZBioCloud (Yoon *et al.*, 2017). Furthermore, the taxonomic identification of sequences and their respective surrogated abundances were introduced in the PICRUST2 (Douglas *et al.*, 2020) pipeline (<https://github.com/picrust/picrust2>).

**Accession numbers.** The sequences obtained in this study were deposited in GenBank databases under the accession numbers: MN845131 to MN845138.

## RESULTS

**Growth and morphophysiological parameters.** The growth parameters of pacú were scored weekly (Table 1). ANOVA comparisons of weight, total length, standard length and height values (followed by *post hoc* Tukey test;  $p < 0.05$ ) showed significantly higher values in the four parameters when using MP as compared to CT and AP treatments. AP and CT didn't show significant differences among them in any of the measured growth parameters. Also a significantly higher SGR ( $p < 0.05$ ) was obtained when using MP, in relation to CT and AP. No mortality occurred during the experiment in any of the treatments.

On their side, PER values with both symbiotic treatments were significantly higher than the control. While after 87 days of culture, the obtained values for food conversion ratio (FCR), crop density (CD) and Fulton factor (K) did not present significant differences between treatments. However, in the latter factor values greater than 3.0 were obtained, indicating that the growth of the animals was not food limited (Leyton F. *et al.*, 2015). Likewise, the values obtained of  $t_b$ , determined isometric growth in all conditions (table 2). The weight/length ratios ( $\beta$ ) in pacú were close to 3.0 g/cm in all treatments so fishes deep their shape as they grow, however, a statistical significant difference ( $p < 0.05$ ) was obtained when using MP, as seen in Figure 2.

**Water quality.** The average values of temperature, pH and DO did not show significant differences in any of the two experimental treatments and the control (Table 3). Although the ammonia nitrogen removal capacity of the biofilters (YNH<sub>3</sub>) did not present significant differences, the ammonia concentration at the end of the culture was significantly higher with MP.

**Analysis of microbial communities.** Initial similarity clustering analysis pointed out that the DGGE patterns revealed that DGGE profiles clustered according to samples origin; fish gut content (FGC) and water from the tanks (W), regardless of the treatment. The FGC samples showed more homogeneous profiles forming a coherent cluster with 58% similarity (Fig. 3a). Eight DGGE bands considered representative of the different treatments were selected, for re-amplification, sequencing and identification (Fig. 3b, numbers 1-8). Six sequences were identified at the genus level, while the other two were identified at the species

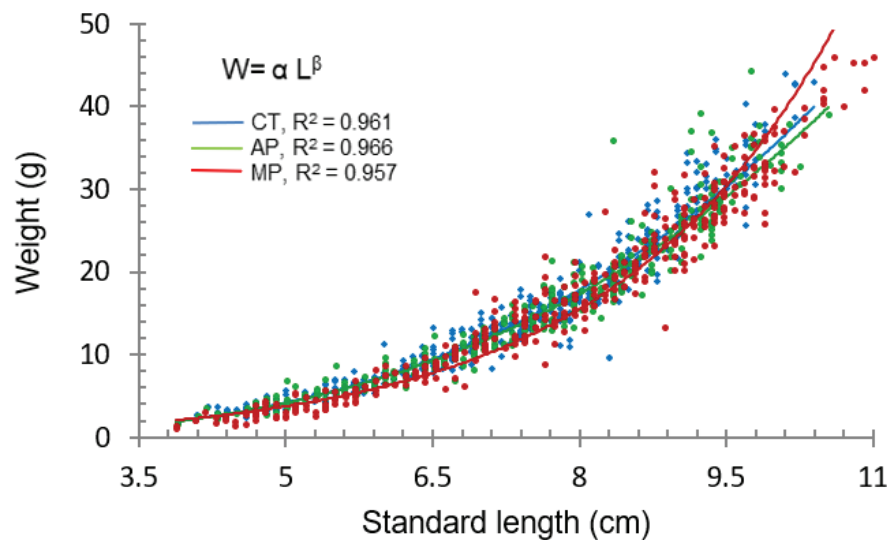


Figure 2. *P. mesopotamicus* length-weight relationship ( $W = \alpha L^\beta$ ) at different symbiotic administration modes.  $\alpha$  – intercept on X axis,  $\beta$  -ratio coefficient between length and weight,  $R^2$  – determination coefficient; Control (CT),  $\alpha = 0.029$ ,  $\beta = 3.08^a$ ; Activated symbiotic (AP),  $\alpha = 0.033$ ,  $\beta = 3.0247$ ; Mixed symbiotic (MP),  $\alpha = 0.026$ ,  $\beta = 3.1374^b$ . Levels not connected with the same letter are significantly different ( $p < 0.05$ ).

level (table 4). Although, bands 1 and 7 migrated to different position, they were identified as *Microbacterium aerolatum*, sequence comparison pointed several differences as they may be originating from different operons. The profiles of activated symbiotic and mixed symbiotic (Fig. 3b) showed some differences that could be related to activation in molasses than enriched certain populations, yielding different prominent bands. From the FGC profiles (Fig. 3b), the band identified as *Asaccharospora irregularis* (band 5) remained throughout the culture in the three experimental conditions (CT, AP and MP), and *Turicibacter sanguinis* (band 6), only in the FGC of CT fishes. While from the bands of the bacterial community in the water, *Prosthecobacter* sp (band 3) and *Limnohabitans planktonicus* (band 8) disappeared after 50 days. Regarding bands 1 and 7, both corresponded to *Microbacterium aerolatum* and they were found in the symbiotic powder, and in 3 experimental conditions at 50 days, but only prevailed in the CT tanks at the end of the culture. *Bacillus horti* (band 4), was detected in the MP water along the culture, but was not present in the FGC of any treatment.

For PICRUSt analysis, the presence and relative abundance of each sequenced band in the different DGGE profiles allowed to predict the functional potential of the respective bacterial communities on the basis of marker gene sequencing (Douglas *et al.*, 2020). In this regard, some DGGE profiles; *i.e.* MP-0-W, CT-0-W and CT-50-W (Fig. 3b) shared 4 out of the 8 sequenced (identified) bands, while other profiles only shared 3, 2 or 1, except for AP-87-FGC that did not presented any shared band. Under this approach, around 90% the predicted genes for the different profiles were grouped under 21 KEGG (Kyoto Encyclopaedia of Genes and Genomes) pathways. The pathways related to membrane transport and carbohydrates metabolism were the most represented in the majority of the community metabolic profiles (Supplementary Table 1). Based on these prediction values, several differences in gene numbers were detected among the different profiles, however, these differences were more related to the number of identified bands within the profiles, rather than to the administration of symbiotics.

## DISCUSSION

**Growth and morphophysiological parameters.** Determining the gradual increase in length or weight of cultivated organisms is a basic parameter in aquaculture. In this study, dynamics of weight increase in pacú presented an adaptation phase of 28 days in the three experimental conditions. Normally, fishes in their early stages of development grow a larger proportion in length, than in the other growth parameters (Nash *et al.*, 2006). Coincidentally, Mourad *et al.* (2018), also found an initial delay phase of 28 days in *P. mesopotamicus* juveniles. According to Jomori *et al.*, 2003, the adaptation phase delay could be shortened to a 6 to 9 day-period under intensive culturing of pacú larvae based on live food.

The statistically significant differences in size, weight, and growth rate of MP treatment as compared to CT and AP do not imply a random variability or small fluctuations, but a treatment-related variation in the fish growth parameters. Therefore, it is likely that with the use of larger tanks, such a biomass quantity will be produced with MP that will allow for greater gains for producer compared to the other experimental conditions. Guidoli *et al.*, 2018 reported similar values in the growth rate in culture of *P. mesopotamicus* larvae, by administering a mixture of probiotic bacteria. Considering the way that activated symbiotic was administered, by adding the fermented preparation directly into the water tanks (AP treatment). Under this condition, the symbiotic has been highly diluted in the water tanks (3ml AP/day in 50L water tanks), and the fishes did not take full advantage of it. While the administration of the symbiotic in powder mixed with food (MP treatment), allowed the fishes to consume it more efficiently. The water and in the FGC of the AP treatment were analyzed during culturing, in such low numbers that sensitivity of DGGE profiling was not enough to detect their presence. However, our results showed that amending with symbiotic as in MP treatment, significantly improved the development and growth of the fishes. Furthermore, our results exceeded those of Inoue *et al.* (2019),

that doubled the initial weight of *P. mesopotamicus* in RAS at 50 days, while in our trial the biomass increased three-fold in that time and became six-fold in 90 days. Although in this study the type of food used was the same in all treatments, the administration of symbiotic mixed with the food (MP) allowed a significantly higher SGR in relation to AP and CT treatments. Our SGR values with MP treatment contrast with those reported by Bicudo *et al.* (2010), between 0.0228 and 0.0264 days<sup>-1</sup> in *P. mesopotamicus*, depending on the protein concentration in the diet.

Regarding the food conversion ratio (FCR), the values (1.18 – 1.67g food/g fish) obtained in the three experimental conditions indicated that the efficiency of *P. mesopotamicus* to use the food was practically the same, which may be due to the quality, nutritional composition and digestibility of the used feed. According to Bicudo *et al.* (2010), a low FCR value may indicate that the activity of fish proteolytic enzymes increase the availability of amino acids necessary for fish metabolism. Similarly, Gomez-Penaranda *et al.* (2016), reported a FCR of 1.28 in *P. brachyomus*, in contrast, Klein *et al.* (2014), observed mean FCR values of 1.7 when the protein content of food was 18.5%. The FCR values can vary from 1.2 to 4.0 depending on the aquaculture species, development stage, culture conditions, as well as the quality and frequency of the rations (Hickling, 1966), while the FCR values for *P. mesopotamicus* may range from 1.06 to 2.89 (Bicudo *et al.*, 2010).

Both symbiotic treatments produced statistically significant increases in protein efficiency ratio (PER) as compared to the CT treatment. Considering that protein is the most expensive part of the food (Rojas *et al.*, 2014), the use of symbiotic would allow a more profitable conversion ratio ( $g_{\text{fish}}/g_{\text{prot}}$ ), that could contribute to the fish health and formation of body mass. The significantly higher levels of PER in MP and AP compared to the control could be attributed to the symbiotic effect that was exerted favoring the production of digestive enzymes and the ab-

sorption of dietary proteins, reflected in enhanced body growth. Similar studies with pacú reported a PER of 2.4  $g_{\text{fish}}/g_{\text{prot}}$  when mixing soybean and wheat flour (Machado-Neto *et al.*, 2016), and 2.5  $g_{\text{fish}}/g_{\text{prot}}$  when food was supplemented with 19.6 g of digestible lysine/kg of food (Abimorad *et al.*, 2010), however, this amino acid is more expensive than the probiotics.

After 87 days of culture our CD values ranged from 5.68 to 7.2kg fish/m<sup>3</sup>, these values are higher than the RAS-reared pacú (control treatment; 5.5kg fish/m<sup>3</sup>) obtained by Inoue *et al.* (2019). However, their fishes subjected to sustained swimming showed up to 51% growth increase, after 50 days rearing. While there are no significant differences in CD among treatments, our results showed logarithmic trends after the initial 28-day delay phase. In this regard, MP exhibits higher exponential growth (SGR) compared to AP and CT, suggesting that a longer cultivation time may be required to manifest even higher CD values. This is supported by Poleo *et al.* (2011), that reported a CD of 12 kg fish/m<sup>3</sup> after 192 days of culture with *P. brachyomus*. Our results showed logarithmic trends after the initial 28-day delay phase, making possible to obtain larger CD values with a longer culturing time.

The weight-length relationship and the K factor are relevant parameters for understanding the life cycle of a fish population, allowing individuals' growth estimations and determining their degree of robustness, respectively (Khanipour *et al.*, 2020; Leyton *et al.*, 2015). The K factor value can vary between 0.1 and 4.0, depending on fish maturity and the spawning periods (Barriga *et al.*, 2002; Ruiz & Marchant, 2006). In this study, K values greater than 3.0 were observed without significant differences between treatments, similar results were obtained by Bacchetta *et al.* (2019) also with *P. mesopotamicus*. Pointing to a tendency in pacú towards an isometric growth. However, other aspects of their performance may differ, as noted by Leyton *et al.*, 2015. So far, this is the first report regarding the length-weight relationship during the cultivation of *P. mesopotamicus*.

**Table 1.** Growth scores of *P. mesopotamicus* (Holmber, 1887) cultured 87 days in a Recirculating Aquaculture System (RAS). The treatments were: CT) Control, AP) Activated symbiotic, MP) Mixed symbiotic. The obtained growth parameters: W) weight, Lt) Total length, Lp) Standard length, H) Height, were used to calculate SGR) Specific Growth Rate constant. Values not connected with the same symbol or letter are significantly different ( $P < 0.05$ )

		Days of culture										SGR (day <sup>-1</sup> )
		0	28	35	42	50	56	63	70	77	87	
CT	W	3.5±0.7	5.5±1.4	6.2±1.8	8.7±2.4	14.0±2.2	13.4±3.4	15.7±3.6	15.7±4.3	19.3±4.9	24.9±7.4	
	Lt	5.8±0.4	6.6±0.6	7.2±0.7	8.0±0.7	8.8±0.4	9.1±0.8	9.7±0.7	9.6±0.9	10.4±0.9	11.0 <sup>b</sup> ±1.0	0.0253 <sup>a</sup>
	Lp	4.6±0.3	5.3±0.5	5.7±0.5	6.3±0.5	7.2±0.4	7.3±0.6	7.7±0.6	7.8±0.6	8.2±0.6	8.7 <sup>o</sup> ±0.8	±0.008
	H	2.6±0.2	3.0±0.3	3.2±0.3	3.6±0.4	4.2±0.3	4.1±0.4	4.4±0.4	4.4±0.4	4.7±0.5	5.1 <sup>*</sup> ±0.6	
AP	W	3.5±0.7	5.6±1.0	6.6±1.3	9.1±2.0	13.9±2.3	13.1±2.8	14.8±3.3	17.7±4.0	21.2±4.6	26.3 <sup>^</sup> ±6.6	
	Lt	5.7±0.4	6.7±0.5	7.1±0.6	8.0±0.5	9.1±0.5	9.1±0.8	9.6±0.8	10.2±0.9	10.7±0.9	11.1 <sup>b</sup> ±1.0	0.0258 <sup>a</sup>
	Lp	4.6±0.3	5.3±0.4	5.8±0.4	6.4±0.5	7.2±0.4	7.3±0.6	7.6±0.6	8.0±0.6	8.6±0.6	8.8 <sup>o</sup> ±0.8	±0.007
	H	2.6±0.2	3.1±0.3	3.3±0.2	3.7±0.3	4.2±0.3	4.2±0.4	4.2±0.4	4.5±0.4	4.7±0.4	5.1 <sup>*</sup> ±0.5	
MP	W	3.5±0.7	4.9±1.4	7.2±1.8	10.0±2.5	14.9±3.4	17.5±4.6	17.5±4.4	20.8±4.7	24.5±5.5	31.5 <sup>x</sup> ±6.7	
	Lt	5.8±0.4	6.78±0.5	7.5±0.6	8.3±0.5	9.4±0.6	9.6±0.8	10.1±0.7	10.7±0.7	10.7±0.7	11.8 <sup>~</sup> ±0.7	0.0321 <sup>b</sup>
	Lp	4.6±0.3	5.48±0.5	6.0±0.5	6.6±0.5	7.3±0.4	7.6±0.7	8.0±0.6	8.5±0.7	8.9±0.6	9.6 <sup>+</sup> ±0.7	±0.008
	H	2.6±0.2	3.24±0.4	3.4±0.3	3.8±0.3	4.4±0.3	4.6±0.5	4.5±0.4	4.8±0.4	5.0±0.4	5.4 <sup>v</sup> ±0.3	

Supplementary Table 1. Metabolic functional predictions derived from PICRUST of the experimental treatments control (CT), activated symbiotic (AP) and mixed symbiotic (MP) in the bacterial communities in the fish gut content and in the suspended bacteria in the water culture at days 0, 50 and 87. AP, AP+Aquabooster activated product and MPP+Aquabooster mixed product. Values correspond to number of predicted genes in each KEGG\_Pathways; metabolic routes

KEGG_Pathways; metabolic routes	Water Treatments						Fish gut content treatments						APP	MPP				
	CT <sub>0</sub>	CT <sub>50</sub>	CT <sub>87</sub>	AP <sub>0</sub>	AP <sub>50</sub>	AP <sub>87</sub>	MP <sub>0</sub>	MP <sub>50</sub>	MP <sub>87</sub>	CT <sub>0</sub>	CT <sub>50</sub>	CT <sub>87</sub>			AP <sub>50</sub>	AP <sub>87</sub>	MP <sub>50</sub>	MP <sub>87</sub>
Metabolism; Amino Acid Metabolism	87	97	63	63	67	0	97	62	87	65	65	65	43	43	43	42	94	53
Metabolism; Biosynthesis of Other Secondary Metabolites	7	7	5	6	7	0	7	6	7	7	7	7	6	6	5	5	6	5
Metabolism; Carbohydrate Metabolism	112	111	97	107	109	0	114	98	97	97	97	97	98	98	98	97	98	97
Cellular Processes; Cell Motility	51	43	13	34	45	0	61	34	38	43	36	36	30	30	14	30	28	30
Metabolism; Energy Metabolism	64	78	50	67	54	0	96	62	74	54	68	68	53	53	38	54	47	34
Metabolism; Enzyme Families	32	43	24	34	24	0	48	26	32	27	32	32	27	27	26	24	26	20
Genetic Information Processing; Folding, Sorting and Degradation	46	47	23	27	23	0	46	27	40	24	28	28	26	26	25	23	27	25
Unclassified; Genetic Information Processing	32	32	21	26	20	0	34	23	32	22	26	26	20	20	19	20	34	18
Metabolism; Glycan Biosynthesis and Metabolism	38	38	21	24	21	0	37	26	30	25	24	24	21	21	22	21	30	23
Metabolism; Lipid Metabolism	79	82	47	54	41	0	83	48	45	42	46	45	43	43	38	41	47	41
Environmental Information Processing; Membrane Transport	199	218	158	168	197	0	218	167	197	149	149	149	163	163	86	97	97	94
Unclassified; Metabolism	57	57	32	45	43	0	63	45	45	34	43	43	34	34	33	33	34	31
Metabolism; Metabolism of Enzymes and Vitamins	56	56	47	48	26	0	54	50	52	27	47	47	26	26	25	26	45	30

Supplementary Table 1. Metabolic functional predictions derived from PICRUST of the experimental treatments control (CT), activated synbiotic (AP) and mixed synbiotic (MP) in the bacterial communities in the fish gut content and in the suspended bacteria in the water culture at days 0, 50 and 87. APP-Aquabooster activated product and MPP-Aquabooster mixed product. Values correspond to number of predicted genes in each profile.

KEGG_Pathways; metabolic routes	Water Treatments						Fish gut content treatments						APP MPP					
	CT <sub>0</sub>	CT <sub>50</sub>	CT <sub>87</sub>	AP <sub>0</sub>	AP <sub>50</sub>	AP <sub>87</sub>	MP <sub>0</sub>	MP <sub>50</sub>	MP <sub>87</sub>	CT <sub>0</sub>	CT <sub>50</sub>	CT <sub>87</sub>		AP <sub>50</sub>	AP <sub>87</sub>	MP <sub>50</sub>	MP <sub>87</sub>	
Metabolism; Metabolism of Terpenoids and Polyketides	43	39	16	22	16	0	43	23	41	17	23	23	16	16	16	16	20	16
Metabolism; Nucleotide Metabolism	48	56	32	35	34	0	52	35	47	39	31	31	34	34	32	34	39	24
Unclassified; Poorly Characterized	63	67	36	43	49	0	68	48	64	26	43	43	39	39	36	49	23	30
Genetic Information Processing; Replication and Repair	93	95	84	97	93	0	98	92	94	87	95	95	73	73	70	93	82	85
Environmental Information Processing; Signal Transduction	30	32	20	20	17	0	32	20	32	23	19	19	18	18	15	17	24	17
Genetic Information Processing; Transcription	37	39	32	36	32	0	47	36	38	28	33	33	31	31	20	32	28	19
Genetic Information Processing; Translation	77	78	41	64	54	0	74	63	68	68	54	54	57	57	50	54	41	53
Metabolism; Xenobiotics Biodegradation and Metabolism	71	60	37	45	39	0	72	52	53	40	41	41	39	39	32	39	62	30

Table 2. Morphophysiological growth parameters of *P. mesopotamicus* (Holmber, 1887) after 87 days culture in a RAS. FCR - Protein efficiency ratio, CD – Crop density, K - Fulton condition factor, tb - Hypothesis of isometric growth. Values not connected with the same letter are significantly different ( $p < 0.05$ ).

	FCR ( $g_{\text{food}}/g_{\text{fish}}$ )	PER	CC	K	$t_b$
		( $g_{\text{fish}}/g_{\text{prot.}}$ )	( $kg_{\text{fish}}/m^3$ )		
Control	1.67 <sup>a</sup> ± 0.39	1.80 <sup>a</sup> ± 0.78	5.68 <sup>a</sup> ± 1.03	3.59 <sup>a</sup> ± 0.36	0.848
Activated symbiotic	1.60 <sup>a</sup> ± 0.55	2.31 <sup>b</sup> ± 0.86	6.00 <sup>a</sup> ± 1.29	3.67 <sup>a</sup> ± 0.29	0.851
Mixed symbiotic	1.18 <sup>a</sup> ± 0.36	2.57 <sup>b</sup> ± 0.76	7.20 <sup>a</sup> ± 0.43	3.56 <sup>a</sup> ± 0.31	0.744

**Water quality.** The pH, temperature and OD values obtained throughout the assay remained in the correct physiological range for *P. mesopotamicus* culturing (Soncini & Glass, 1997; dos Santos *et al.*, 2020). Ammonia concentration is one of the most critical water quality parameters for the growth of aquatic animals. Its apparent toxicity is extremely variable and does not depend solely on its mean or maximum concentration in water (Timmons *et al.*, 2009; Quaresma *et al.*, 2020; Aissaoui *et al.*, 2017). Although desirable levels of ammonia for the farming of tropical fish species should be less than 0.025 mg/L, *P. mesopotamicus* has proven highly tolerant to different ammonia concentrations; Barbieri & Bondioli (2015), reported  $LC_{50} = 0.023 \text{ mg NH}_3/\text{L}$ , in 96h; Nitz *et al.* (2019), found a higher value:  $LC_{50} = 0.5 \text{ mg NH}_3/\text{L}$  during 10 days. While Abreu de *et al.* (2012), reported  $LC_{50}$  values up to 3.0 mg  $\text{NH}_3/\text{L}$  during 24 h, however, although this exposure to ammonia caused an elevation in total hemoglobin, and blood glucose increased to 2.0 mg/L after the trial period. Our results report pacú highest tolerance to ammonia concentration (average 0.62 mg  $\text{NH}_3/\text{L}$ ) in the MP treatment, and also the longest with 87 days. Generally, those fishes like pacú, growing in temperate waters are more tolerant to ammonia, than those from cold or salty waters (Timmons *et al.*, 2009). It does not seem to be a correlation between the use of symbiotics and the ammonia removal capacity in the biofilter. Instead, the biofilm was primarily composed of nitrifying bacteria developing during the fish acclimation process, prior to the assay. The observed increase in the final values of ammonia may be associated with the high biomass accumulated throughout the culture (reflected in the loading capacity), producing a larger amount of this compound that could not be efficiently removed by the filtration system. The  $\gamma\text{NH}_3$  values of these systems could be increased if the adaptation of the nitrifying biofilm in the biofilter is extended, as recommended by

Wang *et al.*, 2018; or even more, by inoculating the biofilter with selected nitrifying bacteria to have a mature biofilm at the beginning of the assays. Although the  $\text{NH}_3$  values in MP treatment were at least twice those of the other treatments, there were no detectable negative effects on the growth parameters of the fishes in the MP treatment.

**Analysis of bacterial communities.** Studies on the FGC of *P. mesopotamicus* have reported the presence of Bacteroidetes, Firmicutes and Fusobacteria (Rossi *et al.*, 2020), as well as Fusobacteria, Spirochaetes, Firmicutes and Proteobacteria (Castañeda-Monsalve *et al.*, 2019). Our results partially coincide with those, since Firmicutes were detected in the FGC of the fishes throughout the culture, standing out *Asaccharospora irregularis* (Firmicutes/Clostridiales) detected in all the experimental conditions, and *Turicibacter sanguinis* (Firmicutes) mainly in the control treatment; while another Firmicutes (*Bacillus horti*), was detected in MP treatment. The habitat of *Bacillus* is very wide and its application in aquaculture is widely documented (Mendoza *et al.*, 2019; Soltani *et al.*, 2019; Thurlow *et al.*, 2019). *Microbacterium aerolatum* (Actinobacteria) isolated from marine environments has been detected in the activated symbiotic (Fig. 3a, bands 1 and 7), a probiotic potential has been suggested for this lactic acid bacteria (Orla-Jensen, 1943).

PICRUSt analysis requires both; identity and quantification of OTUs as provided by massive sequencing. We have implemented a surrogate quantification of the populations (bands) within our DGGE profiles, however, only few bands were identified, and our results are focused on those bands. Although, in this sense the approach is limited, it provided information on specific and prominent bacterial populations present in the water and the FGC under the experimental conditions.

Table 3. Water quality parameters (average values ± SD) of the RAS, after 87-day culturing of *P. mesopotamicus* (Holmber, 1887). T – Temperature; DO - Dissolved oxygen concentration;  $\text{NH}_3$  Ammonia water concentration;  $\gamma\text{NH}_3$  - Ammonia removal capacity of the biofilter. Values not connected with the same letter are significantly different ( $P < 0.05$ ).

	T (°C)	DO (mg/L)	pH <sup>†</sup>	$\text{NH}_3^*$ (mg/L)	$\text{NH}_3^{**}$ (mg/L)	$\gamma\text{NH}_3$ ( $g_N/\text{día}^{-1}$ )
Control	22.4 <sup>a</sup> ± 1.9	6.1 <sup>a</sup> ± 0.9	8.3 <sup>a</sup> ± 0.7	0.19 <sup>a</sup> ± 0.06	0.43 <sup>a</sup> ± 0.01	51.7 <sup>a</sup> ± 16.8
Activated symbiotic	22.4 <sup>a</sup> ± 1.9	6.2 <sup>a</sup> ± 1.1	8.3 <sup>a</sup> ± 0.7	0.20 <sup>a</sup> ± 0.12	0.44 <sup>a</sup> ± 0.07	42.6 <sup>a</sup> ± 13.5
Mixed symbiotic	23.0 <sup>a</sup> ± 2.0	7.7 <sup>a</sup> ± 1.4	8.4 <sup>a</sup> ± 0.7	0.19 <sup>a</sup> ± 0.03	0.62 <sup>b</sup> ± 0.03	38.01 <sup>a</sup> ± 7.4

\* Initial values (0 day-culturing, n=9)

\*\*Final values (87-day culturing, n=9)

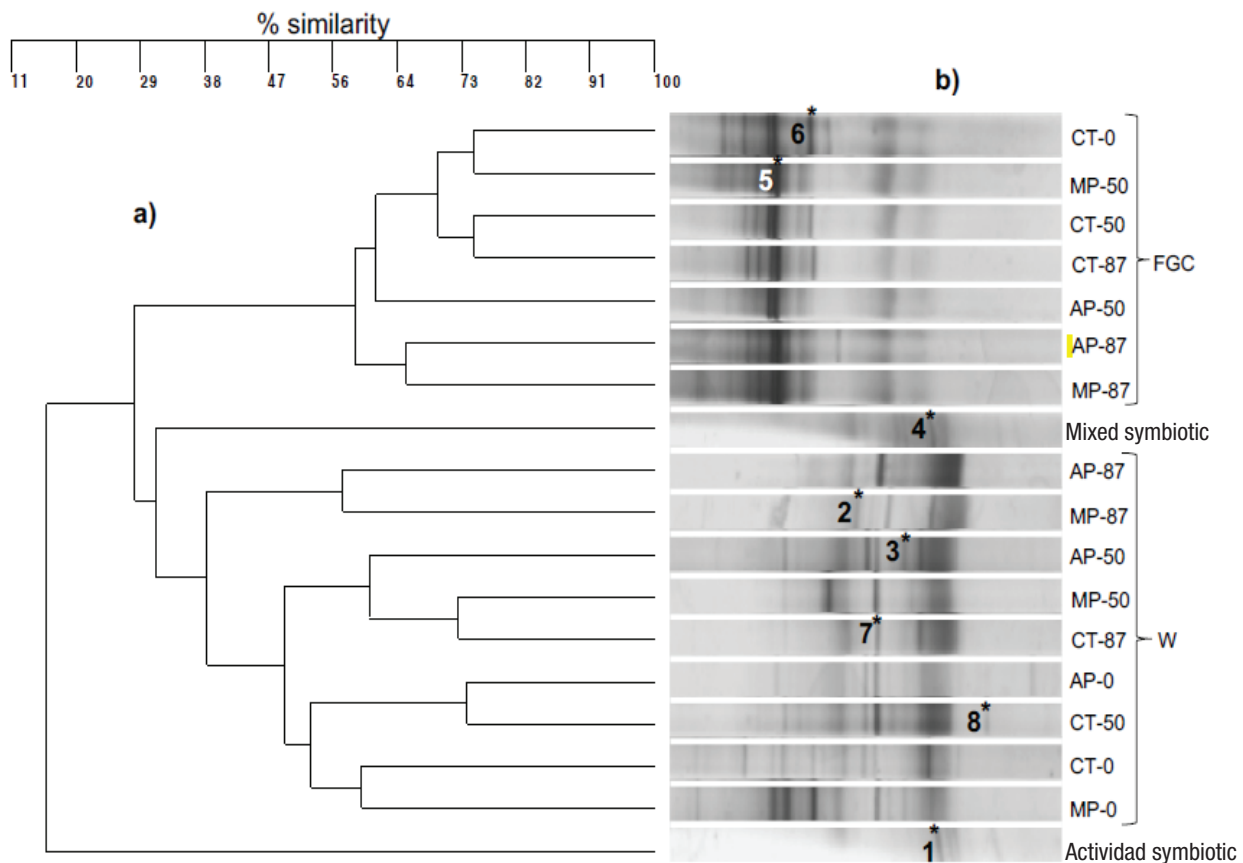


Figure 3. a) DGGG banding pattern of amplicons of the V6-V8 regions of the 16S rRNA from the experimental treatments CT, AP and MP, samples were obtained from the bacterial communities in the fish gut content (FGC) and in the suspended bacteria in the water (W) culture at days 0, 50 and 87. b) UPGMA dendrogram based on the DGGG profiles. \* denotes the bands selected for excision and sequencing, and the 1-8 numbers the identification of each band.

Table 4. Phylogenetic identification and percentage of sequence similarity in the V6-V8 region of the gen 16S rRNA obtained from the excised DGGG bands (see Figure 4a). Labeling is as follows: first two letters are treatments; AP- activated symbiotic, MP- mixed symbiotic, CT- control. Letters after de hyphen correspond to sample origin; W- water in the RAS tank, FGC- fish gut content, and the numbers to the sampling time; 0, 50 and 87 days of *P. mesopotamicus* (Holmber, 1887) culturing. APP-Aquabooster activated product and MPP-Aquabooster mixed product.

DGGG band number (treatment-sample origin)	Accession number	Phylum	Closest relative	Similarity (%)
1 (APP)	MN845131	Actinobacteria	<i>Microbacterium aerolatum</i> (BJUW01000027)	99.71
2 (MP-W <sub>87</sub> )	MN845132	Proteobacteria	<i>Variovorax</i> sp (BCUT01000013)	92.95
3 (AP-W <sub>50</sub> )	MN845133	Verrucomicrobiae	<i>Prostheco bacter</i> sp (AB305640)	95.02
4 (MPP)	MN845134	Firmicutes	<i>Bacillus horti</i> (D87035)	98.33
5 (MP-FGC <sub>50</sub> )	MN845135	Firmicutes	<i>Asaccharospora irregularis</i> <sup>†</sup> (X73447)	98.53
6 (CT-FGC <sub>0</sub> )	MN845136	Firmicutes	<i>Turicibacter sanguinis</i> <sup>†</sup> (AF349724)	100
7 (CT-W <sub>87</sub> )	MN845137	Actinobacteria	<i>Microbacterium aerolatum</i> (BJUW01000027)	98.58
8 (CT-W <sub>50</sub> )	MN845138	Proteobacteria	<i>Limnohabitans planktonicus</i> <sup>†</sup> (LFYT01000006)	99.72

## CONCLUSION

This is the first report on the size-weight relationship of pacú at different times during a 87 days rearing, showing isometric growth. The administration of symbiotic mixed with the feed during the cultivation of *P. mesopotamicus*, significantly promotes the growth of the fishes in recirculating aquaculture systems. Furthermore, the use of activated symbiotic may have improved the capacity of the biofilter to partly remove high ammonia concentrations. In the mixed and activated symbiotic treatments were detected *Bacillus horti* and *Microbacterium aerolatium*, respectively, both species have the potential to be used as probiotics in aquaculture.

## ACKNOWLEDGMENTS

Thanks are given to Ing. Plutarco Sánchez<sup>†</sup>, Colegio de Postgraduados, Montecillo Campus, for his excellent technical assistance. This research was carried out as part of the PhD thesis in Biological and Health Sciences of Patricia Martínez Cruz. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco provided financial support through agreement No. 2/16, 8.11.

## REFERENCES

- ABIMORAD, E. G., G. C. FAVERO, G. H. SQUASSONI & D. CARNEIRO. 2010. Dietary digestible lysine requirement and essential amino acid to lysine ratio for pacu *Piaractus mesopotamicus*. *Aquaculture Nutrition* 16: 370-377. DOI: 10.1111/j.1365-2095.2009.00674.x
- ABREU DE, J. S., F. R. ESTEVES & E. C. URBINATI. 2012. Stress in pacu exposed to ammonia in water. *Revista Brasileira De Zootecnia-Brazilian Journal of Animal Science* 41: 1555-1560.
- AGUIRRE-GARRIDO, J. F., H. C. RAMÍREZ-SAAD, N. TORO & F. MARTÍNEZ-ABARCA. 2016. Bacterial Diversity in the Soda Saline Crater Lake from Isabel Island, Mexico. *Microbial Ecology* 71: 68-77. DOI: 10.1007/s00248-015-0676-6
- AISSAOUI, S., H. OULED-HADDAR, M. SIFOUR, K. HARROUCHE & H. SGHAIER. 2017. Metabolic and Co-Metabolic Transformation of Diclofenac by *Enterobacter hormaechei* D15 Isolated from Activated Sludge. *Current Microbiology* 74: 381-388. DOI: 10.15171/ijb.1530
- ASLAM, S. N., S. NAVADA, G. R. BYE, V. C. MOTA, B.F. TERJESEN & Ø. MIKKELSEN. 2019. Effect of CO<sub>2</sub> on elemental concentrations in recirculating aquaculture system tanks. *Aquaculture* 511: 734254. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2019.734254
- BACCHETTA, C., A. S. ROSSI, R. E. CIAN, R. E., DRAGO, S. R. & CAZENAVE, J. 2019. Dietary beta-carotene improves growth performance and antioxidant status of juvenile *Piaractus mesopotamicus*. *Aquaculture Nutrition* 25: 761-769. DOI: 10.1111/anu.12893
- BADIOLA, M., O. C. BASURKO, R. PIEDRAHITA, P. HUNDLEY & D. MENDIOLA. 2018. Energy use in Recirculating Aquaculture Systems (RAS): A review. *Aquacultural Engineering* 81: 57-70. DOI: 10.1016/j.aquaeng.2018.03.003
- BARBIERI, E. & A. C. V. BONDIOLI. 2015. Acute toxicity of ammonia in Pacu fish (*Piaractus mesopotamicus*, Holmberg, 1887) at different temperatures levels. *Aquaculture Research* 46: 565-571. DOI: 10.1111/are.12203
- BARRERO, M., A. PAREDES, O. ROMERO & G. A. POLEO. 2012. Proximate composition and fish quality of red bellied pacu, *Piaractus brachypomus*, cultured in two different closed systems. *Zootecnia Tropical* 30 (3): 263-268.
- BARRIGA, J. P., M. A. BATTINI, P. J. MACCHI, D. MILANO & V. E. CUSSAC. 2002. Spatial and temporal distribution of landlocked *Galaxias maculatus* and *Galaxias platei* (Pisces:Galaxiidae) in a lake in the South American Andes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36: 345-359. DOI: 10.1080/00288330.2002.9517092
- BICUDO, A. J. A., R. Y. SADO & J. E. P. CYRINO. 2010. Growth performance and body composition of pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg 1887) in response to dietary protein and energy levels. *Aquaculture Nutrition* 16: 213-222. DOI: 10.1111/j.1365-2095.2009.00653.x
- CASTAÑEDA-MONSALVE, V. A., E. JUNCA, E. GARCÍA-BONILLA, O. I. MONTOYA-CAMPUZANO & C. X. MORENO-HERRERA. 2019. Characterization of the gastrointestinal bacterial microbiome of farmed juvenile and adult white Cachama (*Piaractus brachypomus*). *Aquaculture* 512: 734325. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2019.734325
- DE PAULA, T. G., F. L. A. DE ALMEIDA, F. R. CARANI, I. J. VECHETTI, C. R. PADOVANI, R. A. S. SALOMAO, E. A. MARECO, V. B. DOS SANTOS & M. DAL-PAI-SILVA. 2014. Rearing temperature induces changes in muscle growth and gene expression in juvenile pacu (*Piaractus mesopotamicus*). *Comparative Biochemistry and Physiology B-Biochemistry & Molecular Biology* 169: 31-37. DOI: 10.1016/j.cbpb.2013.12.004
- DOUGLAS, G. M., V. J. MAFFEI, J. R. ZANEVELD, S. N. YURGEI *et al.* 2020. PICRUSt2 for prediction of metagenome functions. *Nature Biotechnology* 38: 685-688. DOI: 10.1038/s41587-020-0548-6
- DOS SANTOS, J. A., C. M. SOARES & A. BIALETYKI. 2020. Effects of pH on the incubation and early development of fish species with different reproductive strategies. *Aquatic Toxicology* 219: 105382. DOI: 10.1016/j.aquatox.2019.105382
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION). 2020. *The State of World Fisheries and Aquaculture. Sustainability in action*. United Nations. Rome. 21-138 p. Also available at: <https://www.fao.org/3/ca9229en/CA9229EN.pdf>
- FELSKE, A., B. ENGELEN, U. NUBEL & H. BACKHAUS. 1996. Direct ribosome isolation from soil to extract bacterial rRNA for community analysis. *Applied and Environmental Microbiology* 62: 4162-4167.
- GOMEZ-PENARANDA, J., L. VASQUEZ-GAMBOA & D. VALENCIA. 2016. The effect of different feeding and starvation frequencies on growth utilization and nutrients, for *Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818). *Latin American Journal of Aquatic Research* 44: 569-575. DOI: 10.3856/vol44-issue3-fulltext-15
- GUIDOLI, M. G., J. A. MENDOZA, S. L. FALCÓN, S. I. BOEHRINGER, S. SÁNCHEZ & M. E. F. N. MACÍAS. 2018. Autochthonous probiotic mixture improves biometrical parameters of larvae of *Piaractus mesopotamicus* (Caracidae, Characiforme, Teleostei). *Ciencia Rural* 48 (7): e20170764. DOI: 10.1590/0103-8478cr20170764
- HICKLING, C. F. 1966. Socio-Economic Aspects Of Fish Farming. *Proceedings of the Nutrition Society* 25: 140-146. DOI: 10.1079/pns19660030



- HOSEINIFAR, S.H., E. RINGO, A.S. MASOULEH & M.Á. ESTEBAN. 2016. Probiotic, prebiotic and synbiotic supplements in sturgeon aquaculture: a review. 8 (1): 89-102. DOI: 10.1111/RAQ.12082
- IBÁÑEZ, A. L. 2015. Geographic differences and annual stability in length-weight relationships of fish mullets (Pisces: Mugilidae). *Hidrobiológica* 25: 146-150.
- INOUE, L., A. HACKBARTH, G. ARBERLAEZ-ROJAS & G. MORAES. 2019. Growth performance and metabolism of the Neotropical fish *Piaractus mesopotamicus* under sustained swimming. *Aquaculture* 511 (4): 734219. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2019.734219
- ITIS (INTEGRATED TAXONOMIC INFORMATION SYSTEM). 2021. *Piaractus*. Available on line at: [https://www.itis.gov/advanced\\_search.html](https://www.itis.gov/advanced_search.html) (downloaded May 23, 2021).
- JOMORI, R. K., D. J. CARNEIRO, E. B. MALHEIROS & M. C. PORTELLA. 2003. Growth and survival of pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) juveniles reared in ponds or at different initial larviculture periods indoors. *Aquaculture* 221: 277-287. DOI: 10.1016/S0044-8486(03)00069-3
- JOMORI, R. K., R. K. LUZ & M. C. PORTELLA. 2012. Effect of Salinity on Larval Rearing of Pacu, *Piaractus mesopotamicus*, a Freshwater Species. *Journal of the World Aquaculture Society* 43: 423-432. DOI: 10.1111/j.1749-7345.2012.00570.x
- KHANIPOUR, A. A., A. NOORI, M. AMINI & E. KAMRANI. 2020. Length-weight relationship and Fulton's condition factor of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in Anzali lagoon of Iran. *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 19: 496-500. DOI: 10.22092/ijfs.2019.118323
- KLEIN, S., E. K. LORENZ, G.W. BUENO, A. SIGNOR, A. FEIDEN & W. R. BOSCOLO. 2014. Levels of crude protein in diets for Pacu (*Piaractus mesopotamicus*) from 150 to 400 g reared in cages. *Archivos de zootecnia* 63: 599-611.
- KUMAR, A., P. K. PRADHAN, P. C. DAS, S. M. SRIVASTAVA, K. K. LAL & J. K. JENA. 2018. Growth performance and compatibility of pacu, *Piaractus brachypomus* with Indian major carps in polyculture system. *Aquaculture* 490: 236-239. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2018.02.052
- LEE, J.M., W.J. JANG, M.T. HASAN, B.-J. LEE, K.W. KIM, S.G. LIM, H.S. HAN & I.-S. KONG. 2019. Characterization of a *Bacillus* sp. isolated from fermented food and its symbiotic effect with barley  $\beta$ -glucan as a biocontrol agent in the aquaculture industry. *Applied Microbiology and Biotechnology* 103: 1429-1439. DOI: 10.1007/s00253-018-9480-9
- LEYTON, F. S. A., E. MUÑOZ, S. M. GORDILLO, G. G. C. SÁNCHEZ, L. A. MUÑOZ & D. A. SOTO. 2015. Estimación del factor de condición de Fulton (K) y la relación longitud-peso en tres especies ícticas presentes en un sector sometido a factores de estrés ambiental en la cuenca alta del río Cauca. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias* 27: 21-28.
- LUGERT, V., THALLER, G., TETENS, J., SCHULZ, C. & KRIETER, J. 2016. A review on fish growth calculation: multiple functions in fish production and their specific application. *Reviews in Aquaculture* 8 30-42. DOI: 10.1111/raq.12071
- MACHADO-NETO, R., D. B. MORETTI, W. M. NORDI, T. M. P. DA CRUZ, & J. E. P. CYRINO. 2016. Growth performance of juvenile pacu (*Piaractus mesopotamicus*) and dourado (*Salminus brasiliensis*) fed with lyophilized bovine colostrum. *Aquaculture Research* 47: 3551-3557. DOI: 10.1111/are.12805
- MARTÍNEZ CRUZ, P., A. L. IBÁÑEZ, O. A. MONROY HERMOSILLO & H. RAMÍREZ-SAAD. 2012. Use of Probiotics in Aquaculture. *International Scholarly Research Network ISRN Microbiology* 2012: 13. DOI: 10.5402/2012/916845
- MEDIROS, R. S., B. A. LOPEZ, L. A. SAMPAIO, L. A. ROMANO & R. V. RODRIGUES. 2016. Ammonia and nitrite toxicity to false clownfish *Amphiprion ocellaris*. *Aquaculture International* 24: 985-993. DOI: 10.1007/s10499-015-9965-9
- MENDOZA, L. F. D., J. G. Q. MUJICA, J. M. R. CUNAYQUE, G. W. A. LUCANA, J. J. I. ANGULO, V. I. S. DE LA CRUZ, V. A. C. ESCOBAR & E. M. MATONNIE R. 2019. Assessment of Heterotrophic Nitrification Capacity in *Bacillus* spp. and its Potential Application in the Removal of Nitrogen from Aquaculture Water. *Journal of Pure and Applied Microbiology* 13: 1893-1908. DOI: 10.22207/jpam.13.4.02
- MERRIFIELD, D., A. DIMITROGLOU, A. FOEY, S.J. DAVIES, R.T.M. BAKER, J. BOGWALD, M. CASTEX & E. RINGO. 2010. The current status and future focus of probiotic and prebiotic applications for salmonids. *Aquaculture* 302 (1-2): 1-18. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2010.02.007
- MONTGOMERY, D. C. 2004. *Diseño y Análisis de Experimentos*, USA, 2ª ed. Editorial Limusa S.A. de C.V. México. 60-125 p.
- MOURAD, N. M. N., A. C. COSTA, R. T. F. FREITAS, M. A. SERAFINI, R. V. R.M. NETO & V. O. FELIZARDO. 2018. Weight and morphometric growth of Pacu (*Piaractus mesopotamicus*), Tambaqui (*Colossoma macropomum*) and their hybrids from spring to winter. *Pesquisa Veterinaria Brasileira* 38: 544-550. DOI: 10.1590/1678-5150-pvb-4808
- MUGWANYA, M., M.A.O. DAWOOD, F. KIMERA & H. SEWLLAM. 2022. Updating the Role of Probiotics, Prebiotics, and Symbiotics for Tilapia Aquacultures as Leading Candidates for Food Sustainability: A Review. *Probiotics and Antimicrobial Proteins* 14: 130-157. DOI: 10.1007/s12602-021-09852-x
- NASH, R. D. M., A. H. VALENCIA & A. J. GEFFEN. 2006. The Origin of Fulton's Factor-Setting the Record Straight. *Fisheries* 31 (5): 236-238.
- NITZ, L. F., L. C. MALTEZ, L. PELLEGRIN, L. D. GARCIA, L. A. L. BARBAS & C. PRENTICE-HERNANDEZ. 2019. Flesh Quality And Stress Responses Of *Piaractus mesopotamicus* After Exposure To Sublethal Levels Of Ammonia And Subsequent Recovery. *Boletim Do Instituto De Pesca* 45 (1): e.325. DOI: 10.20950/1678-2305.2019.45.1.325
- ORLA-JENSEN, S. 1943. *The Lactic Acid Bacteria*. Kobenhavn, 2<sup>nd</sup> ed. As-sorted folio.
- PAVON, Y., R. E. CIAN, M. A. C. SOLDINI, D. R. HERNANDEZ, S. SANCHEZ & S. R. DRAGO. 2018. Sensory and instrumental textural changes in filets from Pacu (*Piaractus mesopotamicus*) fed different diets. *Journal of Texture Studies*, 49, 646-652.
- PIEDRAHITA, R. H. 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture* 226: 35-44. DOI: 10.1016/S0044-8486(03)00465-4

- POLEO, G., J. V. ARANBARRIO, L. MENDOZA & O. ROMERO. 2011. High-density rearing of red-bellied pacu in two closed systems. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 46: 429-437.
- QUARESMA, F. D., F. L. B. DOS SANTOS, P. F. RIBEIRO, L. A. LEITE, & SAMPAIO, A. H. 2020. Acute toxicity of non-ionized ammonia on tambacu (*Colosoma macropomum* x *Piaractus mesopotamicus*). *Revista Ciencia Agronomica* 51: 6. DOI: 10.5935/1806-6690.20200046
- RAMÍREZ-SAAD H. W.L. AKKERMANS & A.D.L. AKKERMANS. 2004. DNA Extraction from Actinorhizal Nodules. In: Kowalchuk, F., I. A. de Bruijn, L. Head, A. D. Akkermans, J. D. van Elsas (Eds). *Molecular Microbial Ecology. Manual II*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- RENNIE, M. D. & R. VERDON. 2008. Development and evaluation of condition indices for the lake whitefish. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 1270-1293. DOI: 10.1577/m06-258.1
- RINGO E., R.E. OLSEN, T.Q. GIFSTAD, R.A. DALMO, H. AMLUND, G.-I. HEMRE & A.M. BAKKE. 2010. Prebiotics in aquaculture: a review. *Aquaculture Nutrition* 16 (2): 117-136. DOI: 10.1111/j.1365-2095.2009.00731.x
- RISE, M. L., C. J. MARTYNIUK & M. Y. CHEN. 2019. Comparative physiology and aquaculture: Toward Omics-enabled improvement of aquatic animal health and sustainable production. *Comparative Biochemistry and Physiology D-Genomics & Proteomics* 31: 9. DOI: 10.1016/j.cbd.2019.100603
- ROJAS, P., J. E. ROSALES, C. ESPINOZA & C. CHING. 2014. Protein Efficiency of feed in the Farming of *Litopenaeus vannamei*. *Boletín Nicovita*. Ecuador. 1-4 p.
- ROSSI, L. T., A. R. SHARPEN, J. A. ZIMMERMANN, C. R. OLIVERO, M. V. ZBRUN, L. S. FRIZZO, M. L. SIGNORINI, C. BACCHETTA, R. E. CIAN, J. CAZENAVE, L. P. SOTO & S. R. DRAGO. 2020. Intestinal microbiota modulation in juvenile Pacú (*Piaractus mesopotamicus*) by supplementation with *Pyropia columbina* and beta-carotene. *Aquaculture International* 28: 1001-1016. DOI: 10.1007/s10499-020-00508-1
- RUIZ, V. H. & M. MARCHANT. 2006. Ictiofauna de aguas continentales Chilenas. *Neotropical Ichthyology* 4 (4): 463.
- SANGUINETTI, C. J., E. D. NETO & A. J. G. SIMPSON. 1994. Rapid Silver Staining And Recovery Of PCR Products Separated On Polyacrylamide Gels. *Biotechniques* 17: 914-916.
- SOLTANI, M., K. GHOSH, S. H. HOSEINIFAR, V. KUMAR, A. J. LYMBERY, S. ROYE & E. RINGO. 2019. Genus *Bacillus*, promising probiotics in aquaculture: Aquatic animal origin, bio-active components, bioremediation and efficacy in fish and shellfish. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 27: 331-379. DOI: 10.1080/23308249.2019.1597010
- SONCINI, R & M. L. GLASS. 1997. The effects of temperature and hyperoxia on arterial PO<sub>2</sub> and acid-base status in *Piaractus mesopotamicus*. *Journal of Fish Biology* 51(2): 225-233.
- THURLOW, C. M., M. A. WILLIAMS, A. CARRIAS, C. RAN, M. NEWMAN, J. TWEEDIE, E. ALLISON, L. N. JESCOVITCH, A. E. WILSON, J. S. TERHUNE & M. R. LILES. 2019. *Bacillus velezensis* AP193 exerts probiotic effects in channel catfish (*Ictalurus punctatus*) and reduces aquaculture pond eutrophication. *Aquaculture* 503: 347-356. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2018.11.051
- TIMMONS, M. B., J. M. EBELING & R.H. PIEDRAHITA. 2009. *Acuicultura en Sistemas de Recirculación*. 1° ed. Cayuga Aqua Ventures. USA. 50-57 p.
- USAID-HARVEST (UNITED STATES AGENCY INTERNATIONAL DEVELOPMENT). 2011. Feed Conversion Ratio (FCR). Technical bulletin 7. Available online at: [https://pdf.usaid.gov/pdf\\_docs/PA00K8MQ.pdf](https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PA00K8MQ.pdf) (downloaded February 6, 2021).
- WANG, F., L. ZHOU. & J. Q. ZHAO. 2018. The performance of biocarrier containing zinc nanoparticles in biofilm reactor for treating textile wastewater. *Process Biochemistry* 74: 125-131. DOI: 10.1016/j.procbio.2018.08.022
- YOON, S. H., S. M. HA, S. KWON, J. LIM, Y. KIM, H. SEO. & J. CHUN. 2017. Introducing EzBioCloud: A taxonomically united database of 16S rRNA and whole genome assemblies. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 67: 1613-1617. DOI: 10.1099/IJSEM.0.00175



## Presencia de juveniles y adultos del calamar de “cristal” *Leachia dislocata* (Cephalopoda: Cranchiidae) en el Golfo de Tehuantepec, Pacífico tropical noreste

## Presence of juveniles and adults of the “glass” squid *Leachia dislocata* (Cephalopoda: Cranchiidae) in the Gulf of Tehuantepec, northeastern tropical Pacific

María del Carmen Alejo-Plata<sup>1\*</sup>, Ramón Isaac Rojas-González<sup>2</sup>, Víctor Hugo Martínez-Magaña<sup>3</sup> y Itzel Martínez-Bravo<sup>4</sup>

Recibido: 15 de agosto de 2023.

Aceptado: 08 de noviembre de 2023.

Publicado: abril de 2024.

### RESUMEN

**Antecedentes:** Dentro de la familia Cranchiidae, las especies del género *Leachia* conocidos como calamares de “cristal” tienen una distribución cosmopolita; con tres especies que habitan en el Pacífico tropical: *L. pacifica*, *L. danae* y *L. dislocata*. Sin embargo, debido a los escasos registros, se conoce muy poco sobre aspectos biológicos básicos de este grupo. **Objetivo:** En este trabajo se reporta por primera vez la presencia de juveniles y adultos de *L. dislocata*, además se aportan datos de su estructura de tallas, proporción de sexos y relación peso-longitud. **Métodos:** Los especímenes de *L. dislocata* fueron recolectados en el Golfo de Tehuantepec durante abril de 2022, en un crucero pesquero y oceanográfico del Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables a bordo del buque de investigación Dr. Jorge Carranza Fraser del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura del Gobierno de México. Se realizaron 50 lances de pesca distribuidos, previa visualización con ecosonda científica. **Resultados:** Se presentaron 128 organismos de *L. dislocata*, 82 hembras, 34 machos, y 12 juveniles. La proporción de sexos tuvo una clara predominancia de hembras (3H:1M,  $p < 0.05$ ). La relación entre la Longitud del manto y el peso, tanto para hembras y machos presentó un crecimiento alométrico negativo ( $p < 0.05$ ). **Conclusiones:** Estos nuevos registros representan el límite más al sur de la distribución geográfica de esta especie. La presencia de juveniles y adultos aquí reportados, junto con los registros previos de paralarvas, proporcionan evidencia de que el Golfo de Tehuantepec es un área de reproducción de esta especie.

**Palabras clave:** Biodiversidad, Calamares, Cefalópodos, Nuevos registros, Pacífico mexicano.

### ABSTRACT

**Background:** Within the Cranchiidae family, species of the genus *Leachia* known as “glass” squid, have a cosmopolitan distribution. There are three species that inhabit the tropical Pacific: *L. pacifica*, *L. danae* and *L. dislocata*. However, due to few records, very little is known about basic biological aspects of this group. **Objective:** In this work, the presence of juveniles and adults of *L. dislocata* is reported for the first time, and data on its size structure, sex ratio and weight-length relationship are also provided. **Methods:** *L. dislocata* specimens were collected during April 2022, in a fishing and oceanographic cruise aboard the research vessel Dr. Jorge Carranza Fraser of the Mexican Institute for Research in Sustainable Fisheries and Aquaculture of the National Institute of Fisheries and Aquaculture of the Government of Mexico. 50 distributed fishing hauls were made, after visualization with a scientific echo sounder. **Results:** 128 organisms of *L. dislocata* were presented, with a total of 82 females, 34 males, and 12 juveniles. The sex ratio had a clear predominance of females (3H:1M,  $p < 0.05$ ). The relationship between mantle length and weight for females and males presented a negative allometric growth ( $p < 0.05$ ). **Conclusions:** These new records represent the southernmost limit of the geographic distribution of this species. On the other hand, the presence of juveniles and adults reported here, along with previous records of paralarvae, provide evidence that the Gulf of Tehuantepec is a breeding area for this species.

**Keywords:** Biodiversity, Cephalopod, new records, Pacific coast of Mexico, Squid.

<sup>1</sup> Instituto de Recursos, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel 70902, Oaxaca, México.

<sup>2</sup> Dirección de Investigación Pesquera en el Atlántico, Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables. Av. México, no. 190 Col. Del Carmen, Ciudad de México, México C.P. 04100.

<sup>3</sup> Centro Regional de Investigación Acuicola y Pesquera Manzanillo, Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables. Playa Ventanas s/n, Col. Carretera Manzanillo a Campos Colima, Colima, C. P. 28200.

<sup>4</sup> Maestría en Ciencias: Ecología Marina, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel 70902, Oaxaca, México.

#### \*Corresponding author:

María del Carmen Alejo Plata: e-mail: plata@angel.umar.mx

#### To quote as:

Alejo-Plata, M. del C., R. I. Rojas-González, V. H. Martínez-Magaña & I. Martínez-Bravo. 2024. Presencia de juveniles y adultos del calamar de “cristal” *Leachia dislocata* (Cephalopoda: Cranchiidae) en el Golfo de Tehuantepec, Pacífico tropical noreste. *Hidrobiológica* 34 (1): 27-33.

DOI:10.24275/EGPC5489

## INTRODUCCIÓN

Los cefalópodos que se distribuyen más allá de los 200 m de profundidad son difíciles de recolectar, incluso con grandes artes de muestreo como las redes de arrastre para aguas profundas (Judkins & Vecchione, 2020). Actualmente, se han utilizado equipos de observación avanzados como los ROV (vehículos operados a distancia), para recopilar observaciones precisas sobre la distribución vertical, el comportamiento y las interacciones ecológicas de ciertas especies de cefalópodos (Robison *et al.*, 2017; Judkins & Vecchione, 2020; Escanéz *et al.*, 2020).

Los calamares de la familia Cranchiidae pueden ser relativamente abundantes en hábitats mesopelágicos (Seibel *et al.*, 1997). La mayoría de estos calamares se distinguen de otros cefalópodos por su apariencia translúcida, por lo que son conocidos como calamares de “cristal” (Voss *et al.*, 1992); su manto es delgado, blando y flexible, pero resistente, a diferencia de otras especies de calamares donde el manto es musculoso (Evans & Bolstad, 2023). La fusión del manto, la cabeza y el sifón, así como la partición del manto y la cavidad celómica en dos cámaras llenas de cloruro de amonio, proporciona a estos calamares una flotabilidad neutra (Roper & Jereb, 2010). Además, presentan una forma única de respiración, en la que el agua es empujada de una cámara celómica a otra a través de un espiráculo (Evans, 2018). Sus paralarvas y juveniles se han registrado en los primeros 200 m de la columna de agua, a medida que presentan cambios ontogénicos se mueven a aguas más profundas y comienzan a presentar movimientos verticales (Voss *et al.*, 1992; Roper & Jereb, 2010). Durante su etapa adulta se hallan principalmente en la zona mesopelágica, efectuando migraciones verticales diurnas extensas (Boyle & Rodhouse, 2005). Así, los cránquidos ocupan diferentes ambientes y con variaciones importantes en las dimensiones de su nicho ecológico a lo largo de su ciclo de vida, siendo presa de peces, aves y mamíferos marinos (Evans, 2018).

Dentro de la familia Cranchiidae, las especies del género *Leachia* representan grandes desafíos en el estudio taxonómico de los calamares de cristal (Evans, 2018); además, se conoce muy poco sobre aspectos biológicos básicos de este grupo. *Leachia* es un género con distribución cosmopolita, con tres especies habitan en el Pacífico tropical: *L. pacifica* Isseel 1908, *L. danae* Joubin 1931 y *L. dislocata* Young, 1972 (Evans & Bolstad, 2023). Estas especies no presentan importancia económica (Roper & Jereb, 2010).

*Leachia dislocata* se encuentra en aguas oceánicas, se distribuye desde California (USA) a México, incluyendo las Islas Hawái (Evans & Bolstad, 2023). Los escasos registros de *L. dislocata* ocurren en el Pacífico Norte (32°N-118°W); su presencia en zonas más cálidas del Océano Pacífico frente a la costa Oeste de la Península de Baja California y Costa Suroeste de México (Urbano & Hendrickx, 2019) puede sugerir una elevada abundancia de esta especie en el Pacífico Tropical (Evans & Bolstad, 2023). Para el Golfo de Tehuantepec únicamente se cuenta con registro de paralarvas (Alejo-Plata *et al.*, 2013; Aceves-Medina *et al.*, 2017). En este trabajo se reporta por primera vez la presencia de juveniles y adultos de *L. dislocata* 590 km al sur de los registros previos, además se aportan datos de su estructura de tallas, proporción de sexos y relación peso-longitud.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Los especímenes de *L. dislocata* fueron recolectados durante abril de 2022, en un crucero pesquero y oceanográfico (JCFINP/2204) a bordo del buque de investigación Dr. Jorge Carranza Fraser del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura del Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables del Gobierno de México (Fig. 1). Se realizaron 50 lances de pesca mediante previa visualización de detec-

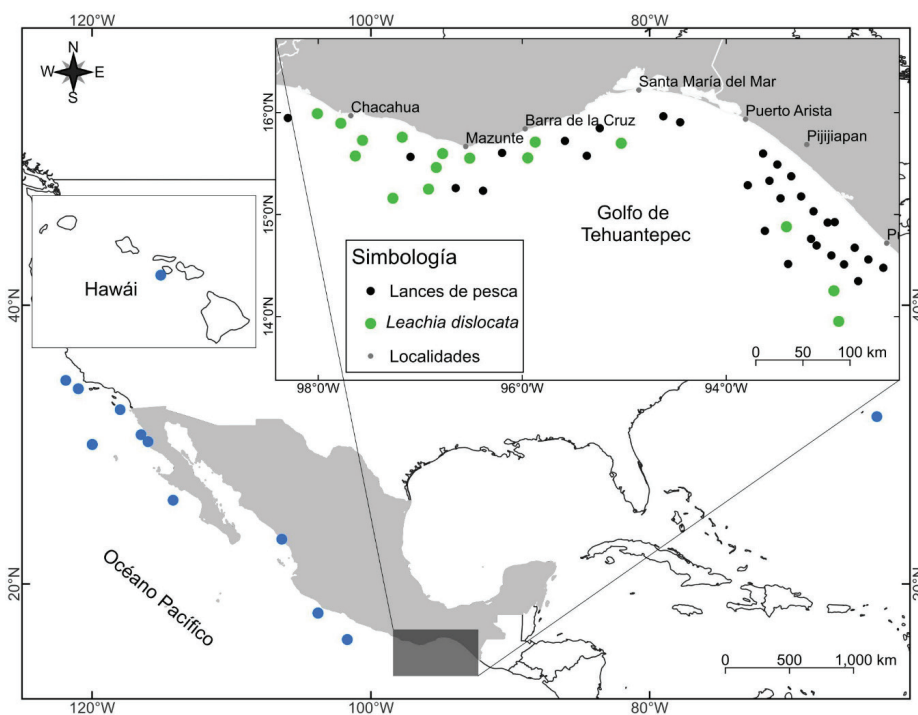


Figura 1. Mapa de distribución de *Leachia dislocata*. Nuevos registros para el Golfo de Tehuantepec (puntos verdes) y registros previos (puntos azules) basados en datos obtenidos de GBIF (2023).

ciones en ecogramas registrados durante las 24 horas del día con un ecosonda científica Simrad EK60 equipada con cinco transductores de haz dividido (18, 38, 70, 120 y 200 kHz). Los lances se efectuaron con una red de media agua que consta de cuatro tapas iguales (longitud de relinga superior e inferior: 48.17 m) con diseño mesh wing trawl 25/25, la cual tiene tamaños de mallas decreciendo hacia el ante-bolso iniciando en 1,600 hasta 50 mm, construida en paño nylon multifilamento y polietileno de peso molecular ultra alto. El copo o bolso está provisto en su interior de paño tipo Raschel de nylon sin nudo con un tamaño de 17 mm. La velocidad promedio de los arrastres fue de 6.5 km h<sup>-1</sup> (3.5 nudos) y duración de 45 minutos a una profundidad media de 20 m.

Los individuos de *L. dislocata* fueron identificados siguiendo la descripción de Young (1972) y Evans & Bolstand (2023). Posteriormente, fueron trasladados al laboratorio de histología de la Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel. A cada organismo se le registró la longitud dorsal del manto (LM, medido al mm más cercano) y el peso total (P, medido al 0.1 mg más cercano). Los calamares fueron diseccionados en fresco, se determinó el sexo y se clasificaron como juveniles y adultos, de acuerdo a las características ontogénicas mencionadas por Evans (2018).

La proporción de sexos se determinó con la relación hembras/machos (H: M) de la muestra analizada. Para determinar si la proporción de sexos se desviaba de la relación 1:1, se aplicó una prueba de Chi cuadrada con la corrección de Yates (Zar, 1999). Se estimó la relación talla-peso siguiendo la fórmula:  $P = aLM^b$ ; donde  $a$  es la intersección del modelo de regresión y  $b$  es el coeficiente de alometría, LM es la longitud del manto y

P es el peso estimado. El valor estimado de  $b$  se probó con la prueba t de Student para determinar el tipo de crecimiento (Zar, 1999).

## RESULTADOS

Se presentaron 128 registros de *L. dislocata*, con un total de 82 hembras, 34 machos, y 12 juveniles. Estos nuevos registros representan el límite de 590 km más al sur de la distribución geográfica de esta especie.

**Nuevo registro.** Ciento veintiocho especímenes [18 a 161 mm LM]; Golfo de Tehuantepec (13°30' -16°30' N 92°30' -96° 00' W); profundidad aproximada 20 m; abril 2022.

**Descripción del espécimen.** Siguiendo a Evans & Bolstad (2023), el manto es largo, delgado, transparente y con cromatóforos; con una pared extremadamente delgada pero musculosa. La pluma es claramente visible en la línea media dorsal a lo largo del manto. El manto está fusionado con la cabeza en los lados laterales del sifón y en la región nugal. En el manto, dos tiras de tubérculos cartilagosos; los tubérculos surgen de una sola banda cartilaginosa continua con siete tubérculos complejos. Las aletas tienen un contorno transversalmente ovalado; pequeños lóbulos anteriores libres están presentes, el margen posterior de las aletas es casi plano. Seis a 12 dientes angulares en las ventosas del brazo III. La cabeza es ancha y corta; ojos grandes, cada uno ocupando casi todos los lados laterales de la cabeza y sésiles en adultos; ojo con 15 fotóforos circulares (Fig. 2).

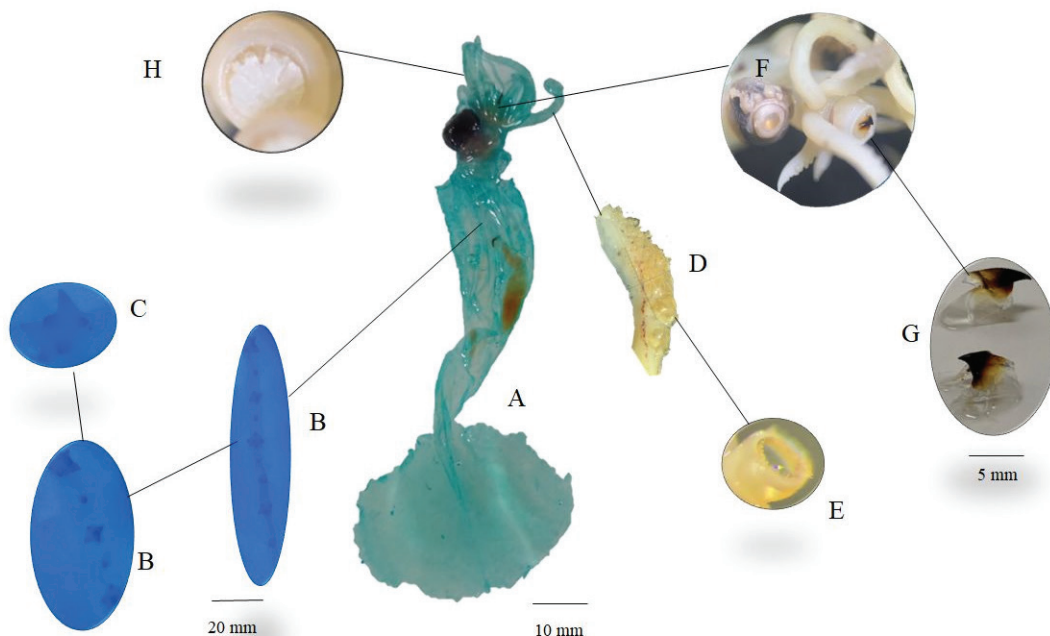


Figura 2. *Leachia dislocata* recolectados en el Golfo de Tehuantepec: A) hembra, 120 mm LM, organismo diafanizado, tinción azul de alcian, digestión KOH y transparentado con glicerina (modificada de Potthoff, 1984). B. tiras cartilagosas ventrales; C. Tubérculo; D. Masa tentacular izquierda; E. Ventosa más grande de la masa tentacular; F. Ojo ventral; G. Pico; H. Ventosa Brazo III.



Figura 3. *Leachia dislocata* recolectados en el Golfo de Tehuantepec. A. Coloración ejemplares fijados (formol 10%), 18 a 32 mm LM; C) Coloración de ejemplares de *Leachia* recién capturados, 18 a 60 mm LM.

**Color:** Al estar recién capturados presentan manto transparente, incluyendo las aletas; todo el cuerpo cubierto de cromatóforos. Los ejemplares preservados en alcohol (70%) poseen coloración blanco-amarillentas; en formol la coloración se torna blanca traslúcida (Fig. 3).

Los ejemplares de *L. dislocata* utilizados para este estudio se encuentran en la Colección de Cefalópodos del Pacífico Mexicano en la Universidad del Mar (UMAR), Puerto Ángel, Oaxaca, México (número de referencia CEPHA 506-605) y recolectados bajo permiso de pesca de fomento emitido por la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca PPF/DGOPA- 004/22.

**Estructura de tallas, Proporción de sexos y Relación peso-longitud del manto.** Las 82 hembras recolectadas presentaron un intervalo de longitud de 42 a 161 mm de LM (Fig. 4A) y los 34 machos de 54 a 147 mm de LM (Fig. 4B). Además, se registraron 12 organismos indiferenciados (9.4 %), con tallas de 18 a 38 mm LM. Por su parte, la proporción de sexos tuvo una clara predominancia de hembras (3H:1M,  $p < 0.05$ ).

La relación entre la LM y el peso para hembras fue  $P = 5E-06 \text{ LM}^{2.7184}$  ( $R^2 = 0.8094$ , Fig. 5A) y en los machos  $P = 4E-06 \text{ LM}^{2.8153}$  ( $R^2 = 0.7846$ ; Fig. 5B); con un crecimiento alométrico negativo y con pendiente diferente de 3.0 ( $p < 0.05$ ).

## DISCUSIÓN

Los cefalópodos presentan una diversidad de adaptaciones morfológicas y funcionales para habituarse a la falta de luz y escasez de alimentos (Boyle & Rodhouse, 2005). *Leachia dislocata* posee un cuerpo gelatinoso con un elevado contenido de agua, un manto transparente que beneficia al calamar camuflándolo y 15 fotóforos grandes y circulares en cada ojo (Young, 1972).

Debido a su distribución mayor a los 200 m de profundidad y hábitat oceánico, los especímenes adultos de *L. dislocata* son recolectados en raras ocasiones (Evans & Bolstad, 2023), razón por la que el conocimiento sobre aspectos de su biología es muy limitado. Los resultados de este trabajo, muestran como la red de media agua utilizada en las prospecciones de pesca de *D. gigas* en el Golfo de Tehuantepec, permitió registrar juveniles y adultos tanto de machos como de hembras de *L. dislocata*. La accesibilidad de la red de media agua, puede estar relacionada con las migraciones verticales diarias registradas como sucede con otras especies de calamares, lo que determina su distribución en las capas superiores de la columna de agua durante la noche, y generalmente hasta el amanecer (Boyle & Rodhouse, 2005).

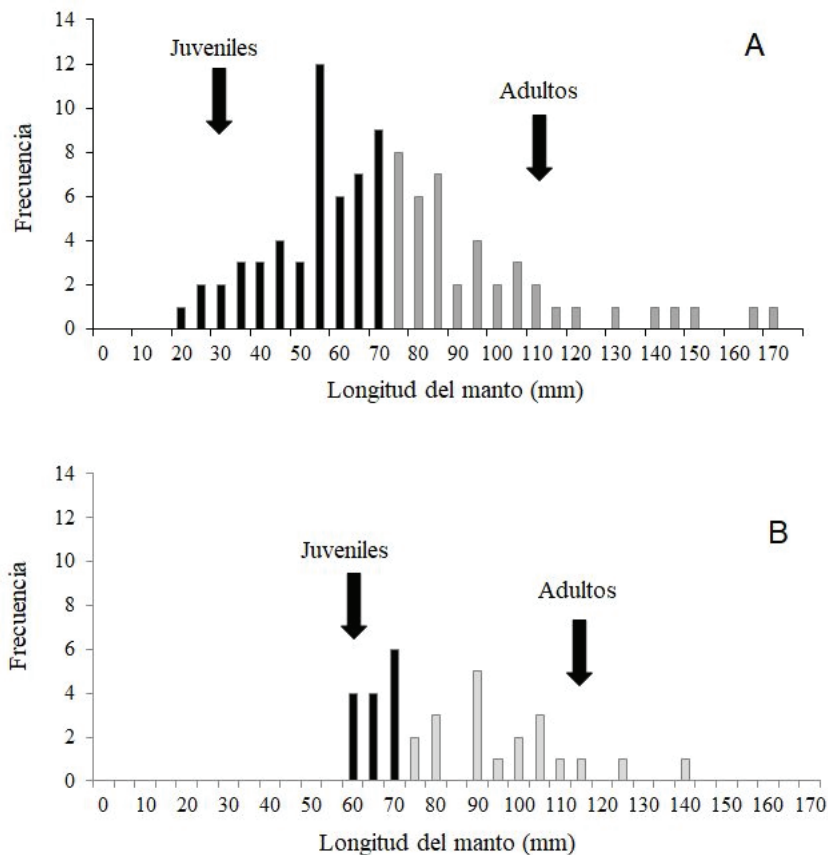


Figura 4. Distribución de frecuencias de la longitud dorsal del manto para juveniles y adultos de *Leachia dislocata* capturados en el Golfo de Tehuantepec, abril 2022. A) Hembras; B) Machos. Barras en negro, juveniles; barras en gris, adultos.

Por otro lado, el conocimiento del rol trófico que juegan los crustáceos en los ecosistemas marinos es muy limitado (Boyle & Rodhouse, 2005). Muchas especies experimentan un descenso ontogénico y ocupan diferentes nichos ecológicos a lo largo de su crecimiento y desarrollo (Roper & Jereb, 2010). *Leachia dislocata* se ha registrado en el contenido gástrico del pez espada *Xiphias gladius* (Preti *et al.*, 2022), así como en el delfín rayado *Stenella coeruleoalba* (Perrin *et al.*, 2008) y en el zifio de Cuvier *Ziphius cavirostris* (Macleod *et al.*, 2011). Además, observaciones directas en Isla Guadalupe (Baja California, México) sobre la alimentación en aguas superficiales de una hembra de *Z. cavirostris*, muestran una elevada concentración de calamares *L. dislocata* (Cárdenas-Hinojosa *et al.*, 2015).

Los escasos registros de *L. dislocata* en la parte norte de su distribución, la alta ocurrencia en aguas más cálidas y su presencia frente a las costas de Hawái, indica que esta especie puede ser principalmente un habitante de las aguas centrales del Pacífico Norte oriental (Evans & Bolstad, 2023), idea que se apoya con los registros de *L. dislocata* en el Golfo de Tehuantepec reportados en el presente estudio. Los calamares adultos de *Leachia*, al igual que otros miembros de la familia Cranchiidae, viven en la zona mesopelágica y realizan migraciones verticales diurnas (Roper & Jereb, 2010). Si bien, puede considerarse una relativa pasividad de estos calamares respecto a las corrientes (Fernández-Ál-

varez *et al.*, 2023), no hay reportes sobre su migración horizontal de las regiones más al norte donde se cuenta con registros.

Siguiendo a Sweeney *et al.* (1992), las paralarvas  $\leq 2$  mm de longitud de manto corresponden a un evento de desove reciente. Así, los registros previos en el Golfo de Tehuantepec de paralarvas de *Leachia spp.*  $\leq 2$  mm LM durante mayo-junio (Aceves-Medina *et al.*, 2017), y paralarvas de *L. dislocata* de 36.8 mm LM en septiembre (Alejo-Plata *et al.*, 2013), junto con la presencia de juveniles y adultos aquí reportados, proporciona evidencia que el Golfo de Tehuantepec es un área de reproducción de esta especie no reportada en estudios previos.

En estudios previos para *L. dislocata* y otras especies del género con distribución en el Océano Pacífico, incluyen una descripción detallada de su morfología desde la etapa de paralarva hasta adulto (Evans & Bolstad, 2023), sin embargo, no incluyen información molecular. Si bien, las especies del género *Leachia* no tienen importancia económica, si presentan funciones ecológicas clave para la transferencia de energía desde la zona mesopelágica (Roper & Jereb, 2010), para futuros trabajos sobre *Leachia dislocata* queda pendiente realizar un estudio integral sobre la biología de juveniles y adultos, incluyendo herramientas moleculares, que incluyan secuencias de ADN mitocondrial y los loci nucleares neutros.



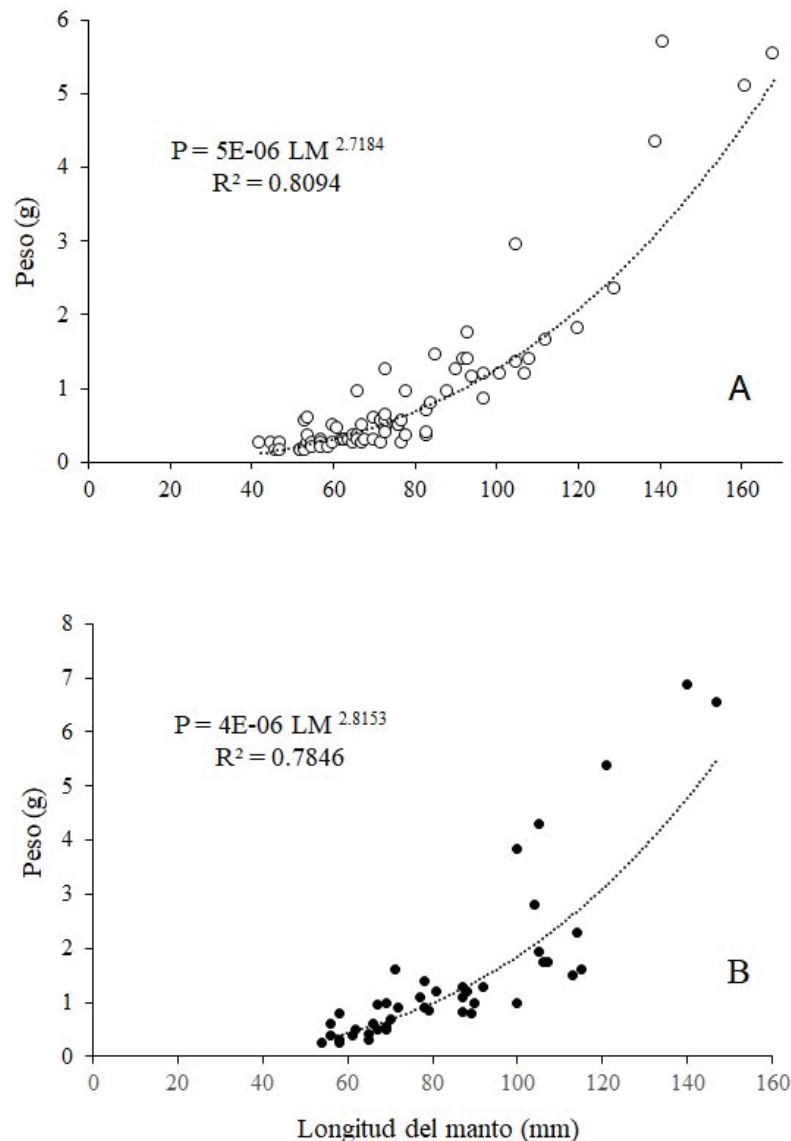


Figura 5. Relación talla-peso. A) Hembras y B) Machos de *Leachia dislocata* capturados en el Golfo de Tehuantepec, abril 2022.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca por las facilidades prestadas para la gestión del Permiso de Pesca de Fomento No. PPF/DGOPA-0004/22 bajo el amparo del cual se desarrollaron las investigaciones contenidas en este documento. A las autoridades del IMIPAS por las facilidades prestadas para el desarrollo de las investigaciones en materia de recursos pesqueros en los mares mexicanos. A la tripulación científica y operativa del buque Dr. Jorge Carranza Fraser, fundamentales para la realización de los cruceros de investigación. Los comentarios de los revisores y del editor de área mejoraron este trabajo.

## REFERENCIAS

- ACEVES-MEDINA, G., R. DE SILVA-DÁVILA, I. CRUZ-ESTUDILLO, R. DURAZO & R. AVENDAÑO-IBARRA. 2017. Influence of the oceanographic dynamic in size distribution of cephalopod paralarvae in the southern Mexican Pacific Ocean (rainy seasons 2007 and 2008). *Latin American Journal of Aquatic Research* 45 (1): 356-369.
- ALEJO-PLATA, M. C., R. GARCÍA-GUILLÉN & J. HERRERA-GALINDO. 2013. Paralarvas y juveniles de cefalópodos en el Pacífico sur de México. *Hidrobiológica* 23 (2): 250-264.
- BOYLE, P. & P. RODHOUSE. 2005. *Life cycle in Cephalopods: Ecology and Fisheries*. Blackwell Science Ltd, Oxford. 458 p.

- CÁRDENAS-HINOJOSA, G., M. HOYOS & L. ROJAS-BRACHO. 2015. Occurrence of Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*) at Guadalupe Island, Mexico, from 2006 to 2009. *Latin American Journal of Aquatic Research* 10 (1): 38-47.
- ESCANÉZ, A., Á. GUERRA, R. RIERA & F. J. ROCHA. 2020. Revised species records reveal the Canary Islands as a cephalopod biodiversity hotspot. *Regional Studies in Marine Science* 41: 101541. DOI: 10.1016/j.rsma.2020.101541
- EVANS, A. B. & K. S. R. BOLSTAD. 2023. Diversity of the squid genus *Leachia* (Oegopsida: Cranchiidae) in the Pacific. *Ocean Marine Biology* 170: 72. DOI:10.1007/s00227-023-04215-2
- EVANS, A. B. 2018. A Systematic Review of the Squid Family Cranchiidae (Cephalopoda: Oegopsida) in the Pacific Ocean. Ph.D. Thesis. Auckland University of Technology, 238 p.
- FERNÁNDEZ-ÁLVAREZ, F., G. SÁNCHEZ, D. DEVILLE, M. TAITE, R. VILLANUEVA & A. L. ALLCOCK. 2023. Atlantic Oceanic Squids in the "Grey Speciation Zone". *Integrative and Comparative Biology* 116. DOI:10.1093/icb/icad116
- JUDKINS, H. & M. VECCHIONE. 2020. Vertical distribution patterns of cephalopods in the northern Gulf of Mexico. *Frontiers in Marine Science* 7: 47. DOI:10.3389/fmars.2020.00047
- MACLEOD, K., T. BRERETON, P. G. EVANS, R. SWIFT & A. J. VAZQUEZ. 2011. Distribution and abundance of Cuvier's beaked whales in the Canyons of Southern Biscay. In: 63rd Annual Meeting of the International Whaling Commission. Norway.
- ROPER, C. F. E. & P. JEREB. 2010. Family Cranchiidae. In: P. Jereb & C.F.E. Roper (Eds.). *Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species known to date. Volume 2. Myopsid and Oegopsid Squids*. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes. No. 4, Vol. 2. Rome, FAO. pp. 148-178.
- PERRIN, W., K. ROBERTSON & W. WALKER. 2008. Diet of the Striped Dolphin, *Stenella coeruleoalba*, in the Eastern Tropical Pacific Ocean. Publications, Agencies and Staff of the U.S. Department of Commerce. 23. <https://digitalcommons.unl.edu/usdeptcommercepub/23>.
- POTTHOFF, T. 1984. Clearing and staining techniques. In: Moser, G. V., W. R. Richards, D., M. Cohen, P. Fahay, A. W. Kendall & S. L. Richardson (Eds.). *Ontogeny and systematics of fishes*. American Society of Ichthyologist and Herpetologist Special Publication 1. pp. 35-37.
- Preti, A., M. Stephen, T. Gerard, M. DiNardo, C. Saavedra, K. MacKenzie, L. Noble, C. Jones & G. Pierce. 2022. Feeding ecology of broadbill swordfish (*Xiphias gladius*) in the California Current. *Plos one* 18 (2): e0258011. DOI:10.1371/journal.pone.0258011
- ROBISON, B. H., K. R. REISENBICHLER & R. E. SHERLOCK. 2017. The coevolution of midwater research and ROV technology at MBARI. *Oceanography* 30: 26-37.
- SEIBEL, B. A, E. V. THUESEN, J. J. CHILDRESS & L. A. GORODEZKY. 1997. Decline in pelagic cephalopod metabolism with habitat depth reflects differences in locomotory efficiency. *Biology Bulletin* 192: 278-298.
- SWEENEY, M. J., C. F. E. ROPER, K. M. MANGOLD, M. R. CLARKE & S. BOLETZKY. 1992. "Larval" and juvenile cephalopods: A manual for their identification. *Smithsonian Contribution to Zoology* 513: 1-282.
- URBANO, B. & M. HENDRICKX. 2019. Offshore cephalopods (Mollusca: Cephalopoda) collected off the west coast of Mexico during the TALUD cruises. *Molluscan Research* 39(1): 13-28. DOI:10.1080/13235818.2018.1495799.
- VOSS, N. A., S. J. STEPHEN & Z. DONG. 1992. Family Cranchiidae Prosch, 1847. In: Sweeney, M. J., C. F. E. Roper, K. M. Mangold, M. R. Clarke & S.V. Boletzky (Eds.). *"Larval" and juvenile cephalopods: A manual for their identification*. Smithsonian Contributions to Zoology, Washington. pp. 187-210.
- YOUNG, R. E. 1972. The systematics and aerial distribution of pelagic cephalopods in the seas of Southern California. *Smithson Contribution Zoology* 97: 1-159. DOI: 10.5479/si.00810282.97
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. New Jersey, 663 pp.



## Cladóceros en el reservorio eutrofizado de Valle de Bravo. Estudio anual sobre su diversidad, distribución, abundancia y nuevos registros

### Cladocera in the eutrophic reservoir of Valle de Bravo. Annual study on its diversity, distribution, abundance, and new records

Jesús Rodríguez-Estrada y Fernando Martínez-Jerónimo\*

Recibido: 23 de junio de 2023.

Aceptado: 09 de noviembre de 2023.

Publicado: abril de 2024.

#### RESUMEN

**Antecedentes.** El reservorio de Valle de Bravo forma parte del sistema Cutzamala que suministra agua potable a la Ciudad de México; por esta razón es fundamental el garantizar su conservación y la calidad de sus aguas. Debido al creciente incremento de contaminantes agroquímicos y la descarga de aguas residuales en el embalse, se ha acelerado la eutrofización de sus aguas, fenómeno que se asocia al desarrollo de florecimientos cianobacteriales nocivos (FCN,s), que pueden afectar a las comunidades acuáticas. **Objetivos.** El propósito de este estudio fue evaluar la diversidad, riqueza específica y abundancia de cladóceros en el reservorio de Valle de Bravo y determinar el impacto de este ambiente eutrófico sobre estas poblaciones. **Métodos.** Se realizaron colectas de zooplancton mediante arrastre vertical, en 6 estaciones de muestreo, mensualmente durante un ciclo anual. **Resultados.** En total se registraron 12 especies de cladóceros de las cuales ocho son nuevos registros para Valle de Bravo. La mayor densidad de cladóceros se presentó en los meses de marzo y junio, con una disminución notable de agosto a noviembre. Los sitios de muestreo S1, S2 y S4 tuvieron densidades de cladóceros mayores a 60 ind. L<sup>-1</sup>. La especie que tuvo la densidad más alta fue *Bosmina longirostris* y cinco especies se registraron durante todo el año. El índice de diversidad de Shannon mostró valores bajos (1.0 a 1.48), lo que se asocia con un sistema acuático eutrofizado. **Conclusiones.** A pesar de que el reservorio de Valle de Bravo tuvo en todo momento florecimientos dominados por cianobacterias, la riqueza de especies fue alta comparada con otros lugares en el país, lo que refleja posiblemente que los esfuerzos de colecta previos no fueron lo suficientemente intensos para reflejar la diversidad y riqueza que registramos. Finalmente, no se pueden descartar los efectos nocivos que los florecimientos cianobacteriales tienen sobre la biota acuática.

**Palabras clave:** *Daphnia*, eutrofización, florecimientos cianobacteriales nocivos, lagos subtropicales, zooplancton

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

**\*Corresponding author:**

Fernando Martínez-Jerónimo: e-mail: fjeroni@ipn.mx; fermarjer@outlook.com

**To quote as:**

Rodríguez-Estrada, J. & F. Martínez-Jerónimo. 2024. Cladóceros en el reservorio eutrofizado de Valle de Bravo. Estudio anual sobre su diversidad, distribución, abundancia y nuevos registros. *Hidrobiológica* 34 (1): 35-49.

DOI:10.24275/FQKP5517

#### ABSTRACT

**Background.** The Valle de Bravo reservoir is part of the Cutzamala system that supplies drinking water to Mexico City. For this reason, it is essential to guarantee its conservation and the quality of its waters. Due to the increased discharge of agrochemical pollutants and domestic wastewater discharges into the reservoir, the eutrophication of its waters has been accelerated. Eutrophication is associated with developing harmful cyanobacterial blooms (HCBs), which can affect aquatic communities. **Goals.** This study aimed to evaluate the diversity, species richness, and abundance of cladocerans in the Valle de Bravo reservoir and to determine the impact of this eutrophic environment. **Methods.** Zooplankton samples were obtained at six sampling stations through vertical throws, monthly during an annual cycle. **Results.** In total, 12 species of cladocerans were recorded, of which eight are new records for Valle de Bravo. The highest density of cladocerans occurred in March and June, with a notable decrease from August to November. Sampling sites S1, S2, and S4 had cladoceran densities higher than 60 ind. L<sup>-1</sup>. The species with the highest density was *Bosmina longirostris*, and five species were recorded throughout the year. The Shannon diversity index showed low values (1.0 a 1.48) associated with a eutrophic aquatic system. **Conclusions.** Even though the Valle de Bravo dam had blooms dominated by cyanobacteria at all times, the species richness was high compared to other freshwater ecosystems in Mexico, possibly reflecting that previous collection efforts were not intense enough to reflect the diversity and richness we recorded. Finally, the harmful effects of cyanobacterial blooms on aquatic biota cannot be ruled out.

**Keywords:** *Daphnia*, eutrophication, harmful cyanobacterial blooms, subtropical lakes, zooplankton

## INTRODUCCIÓN

La Megalópolis de la Ciudad de México tiene el reto de otorgar a sus habitantes los recursos que satisfagan sus necesidades básicas, incluyendo el suministro confiable y suficiente de agua potable (Pineda *et al.*, 2010; Alillo-Sánchez *et al.*, 2014; Escolero *et al.*, 2016). Garantizar la cantidad y calidad de agua potable es de vital importancia para la población (Jiménez *et al.*, 2010; Pineda *et al.*, 2010). El embalse de Valle de Bravo (VB) contribuye al suministro de agua a algunas demarcaciones en el Estado de México. Pese a su gran importancia, en fechas recientes se ha incrementado el aporte de nutrientes dentro del embalse (principalmente fósforo y nitrógeno), lo que ha ocasionado un proceso de eutrofización en tan solo unas pocas décadas (Olvera, 1992). La eutrofización causa el crecimiento acelerado de organismos autótrofos (algas y cianobacterias) que puede provocar florecimientos, ocasionando altas tasas de respiración que conducen a la disminución de la concentración de oxígeno y al deterioro de la calidad del agua (Khan & Mohammad, 2014).

El embalse de Valle de Bravo (VB) recibe aguas de los ríos Amanalco, Molino, Santa Mónica, González y el Carrizal, así como del río Tizates que arrastra aguas negras de asentamientos irregulares en los alrededores del embalse. De estos ríos, el Amanalco y Tizates son los que contribuyen con la mayor cantidad de descargas contaminantes dentro del reservorio (Olvera, 1998; Banderas & González-Villela, 2019). De la parte alta de la cuenca son arrastrados desechos orgánicos y nutrientes provenientes de granjas acuícolas dedicadas a la producción de trucha, mientras que el río Amanalco arrastra cantidades importantes de fosfatos y nitratos como residuos de fertilizantes usados en campos agrícolas (IMTA, 2012).

Ramírez-Zierold *et al.*, (2010) evaluaron el cambio en la concentración de nitrógeno y fósforo que es descargado en VB, determinando que las cantidades que ingresaron durante el periodo de 2000 a 2005 fueron variables; no obstante, los aportes del río Amanalco aumentaron de 26.5 y 161.8 T año<sup>-1</sup> a 66.5 y 342.2 T año<sup>-1</sup>, respectivamente para fósforo y nitrógeno, por lo que este río contribuye con 55% de P y 58% de N descargado al embalse (Olvera, 1992; Ramírez-Zierold *et al.*, 2010). Aunque en 1980 la condición trófica del embalse VB era oligotrófico, a partir de 1987 su estatus cambio a mesotrófico y en 1990 a eutrófico (Olvera, 1998). Algunas cianobacterias tienen la capacidad de producir y liberar cianotoxinas que son perjudiciales para otros organismos acuáticos y para la salud humana, por lo que los florecimientos con dominancia de dichas especies representan un riesgo ambiental significativo. En VB se reportó en 1998 un florecimiento con dominancia de *Anabaena spiroides* y la detección de anatoxina-a. En 2000-2001 se presentó el crecimiento de *Snowella* y *Microcystis* spp. (Banderas & González-Villela, 2019). Años después se registró el crecimiento de *Microcystis wesenbergii*, *Woronichinia* y *Lyngbia* (Gaytan-Herrera *et al.*, 2011; Alillo-Sánchez *et al.*, 2014; Valeriano-Riveros *et al.*, 2014; Nandini *et al.*, 2019), y más recientemente se reportó la presencia de florecimientos cianobacteriales persistentes a lo largo de un ciclo anual, con dominancia en biomasa de las especies *M. smithii*, *M. aeruginosa*, *M. viridis*, *M. flos-aquae*, *Aphanocapsa planctonica* y *Dolichospermum crassum*, y concentraciones de cianotoxinas de hasta 71 µg L<sup>-1</sup> de julio a septiembre (Martínez-Jerónimo *et al.*, 2022). Valeriano-Riveros *et al.*, (2014) determinaron que el mayor crecimiento de fitoplancton se presenta durante el periodo de estratificación (abril a octubre) que es coincidente con lo reportado por Martínez-Jerónimo *et al.*, (2022).

En 2006 Borrayo (2007) evaluó la remoción de metabolitos producidos por cianobacterias en la Planta de Potabilización “Los Berros” que es a donde se conduce el agua de las diferentes presas del sistema Cutzamala, incluyendo VB. En ese estudio detectaron la presencia de geosmina y 2-metilisoborneol que le confieren olor y sabor desagradable al agua, además de la presencia de cilindrospermopsina (hepatotoxina), y anatoxina-a (neurotoxina). Estos metabolitos son producidos por cianobacterias registradas en VB, por lo que los organismos que habitan en este reservorio pueden verse afectados.

Los cladóceros son organismos filtradores que se alimentan principalmente de microalgas, detritus, y bacterias. Esto los hace organismos ideales para controlar el crecimiento del fitoplancton. Por esta razón cuando los cladóceros son desplazados de los sistemas acuáticos, los productores primarios no tienen quien los consuma, incrementando su abundancia.

Dependiendo de su hábitat (litoral, pelágico o bentónico), los cladóceros presentan diferencias en la manera de obtener su alimento. Al respecto, Smirnov (2017) proporciona una descripción detallada de la manera en que los cladóceros se alimentan. Los cladóceros litorales como *Pleuroxus* pueden tomar su alimento raspando diferentes sustratos, ayudándose de sus toracópodos. Otros como *Chydorus* pueden alimentarse exitosamente solo con detritus, mientras que *Daphnia* y *Ceriodaphnia*, que son pelágicos, toman su alimento filtrando partículas directamente en la columna de agua (Smirnov, 2017).

El estatus taxonómico para la denominación de cladóceros que seguimos en este estudio fue a nivel del Superorden Cladocera, que incluye cuatro Ordenes: Ctenopoda, Anomopoda, Haplopoda y Onychopoda (Błędzki & Ribak, 2016). Cabe mencionar que el estudio de los cladóceros en México aún es escaso, ya que solo se ha muestreado exhaustivamente alrededor del 1 % de las cuencas hidrográficas del país (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008), por lo que se estima que la riqueza de especies de cladóceros podría ser más del doble de las que hay actualmente registrada (Forró *et al.*, 2008).

Aunque se han realizado diferentes estudios sobre cladóceros en cuerpos de agua del Estado de México, aún es reducido el número de especies reportado. En 1986 Chávez (cit. En Elías-Gutiérrez, 1995) hizo un estudio del plancton en el embalse de Valle de Bravo y encontró cinco especies de cladóceros. Posteriormente Elías-Gutiérrez (1995) realizó colectas de 1980 a 1990 en 13 embalses del Estado de México, identificando un total de 28 especies de cladóceros; el número de especies por embalse varió de 5 a 15, reportando el mayor número para el embalse “La Herradura” cuando la colecta se hizo en la zona limnética y litoral (Elías-Gutiérrez, 1995). Elías-Gutiérrez (1995) reportó información de cladóceros colectados en otros reservorios de agua del país (Lago de Pátzcuaro, presa Abelardo Rodríguez, Lago de Catemaco, etc.), indicando que el número de especies por cuerpo de agua fue de 2 a 12; no obstante, menciona que la riqueza específica por cuerpo de agua nunca había sido mayor a 10 especies hasta esa fecha. Por otra parte, en otros estudios del zooplancton en Valle de Bravo, Ramírez-García *et al.*, (2002) reportan seis especies de cladóceros., Figueroa-Sánchez *et al.*, (2014) identificaron cinco especies y Nandini *et al.*, (2008) siete especies de cladóceros.

En particular para VB, el cambio en su estatus trófico pudo haber producido efectos negativos en la diversidad zooplanctónica, reduciendo su diversidad y abundancia.

El monitoreo de reservorios acuáticos permite conocer además de la calidad del agua, la biota asociada y su dinámica a lo largo del tiempo propiciada por cambios en la estructura y función de las comunidades y que podrían vincularse con el deterioro del ecosistema, lo que permitiría tomar medidas preventivas o correctivas tendientes a la conservación de los ambientes acuáticos. Por lo antes expuesto, el objetivo de este estudio fue determinar mensualmente la diversidad, riqueza específica y abundancia de cladóceros durante un ciclo anual en el reservorio eutrofizado de Valle de Bravo, y relacionar estas medidas con algunos registros ambientales tanto de calidad del agua como con la presencia de metabolitos secundarios, como las cianotoxinas, para de esta manera contribuir al conocimiento de este importante grupo del zooplancton en este cuerpo de agua.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio y muestreo

El embalse de Valle de Bravo se encuentra en el Estado de México, localizado en las coordenadas 19°21'30" N, 100°11'00" O a una altitud de 1830 m s. n. m. y forma parte del Sistema Cutzamala, que contribuye al suministro de agua a 13 alcaldías de la Ciudad de México y 14 municipios del Estado de México (Banderas & González-Villela, 2019). Este reservorio tiene una capacidad total de almacenamiento

de 394.39 hm<sup>3</sup> y puede surtir hasta 6 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> de agua potable (CONAGUA, 2015; Escolero *et al.*, 2016). Es un reservorio de tipo monomítico cálido con un periodo de estratificación de febrero a octubre y uno de mezcla de noviembre a enero (Merino-Ibarra *et al.*, 2008).

### Muestreo

Durante el año 2019 se realizó la colecta de muestras de zooplancton mensualmente en seis sitios de muestreo en el embalse de Valle de Bravo, Estado de México (Fig. 1), mediante arrastre vertical con una red para zooplancton de 245 µm de luz de malla; la red fue sumergida hasta una profundidad de 11 metros y desde ahí arrastrada hasta la superficie a una velocidad aproximadamente constante a fin de poder filtrar un volumen de agua equivalente en todos los puntos de muestreo. A una profundidad de 11 m es posible encontrar cladóceros en este embalse (Nandini *et al.*, 2008; Jiménez-Contreras *et al.*, 2009) y también de esta forma son colectados los cladóceros que se encuentran en la columna de agua a menor profundidad y hasta la superficie. El volumen de agua filtrado correspondiente al arrastre vertical de 11 metros fue de 124.4 litros.

Las muestras de plancton fueron concentradas en 100 mL de agua y fijadas con formaldehído al 4% neutralizado con borato de sodio a pH= 7.2 adicionado con azúcar a fin de preservar adecuadamente a los cladóceros (Haney & Hall, 1973).

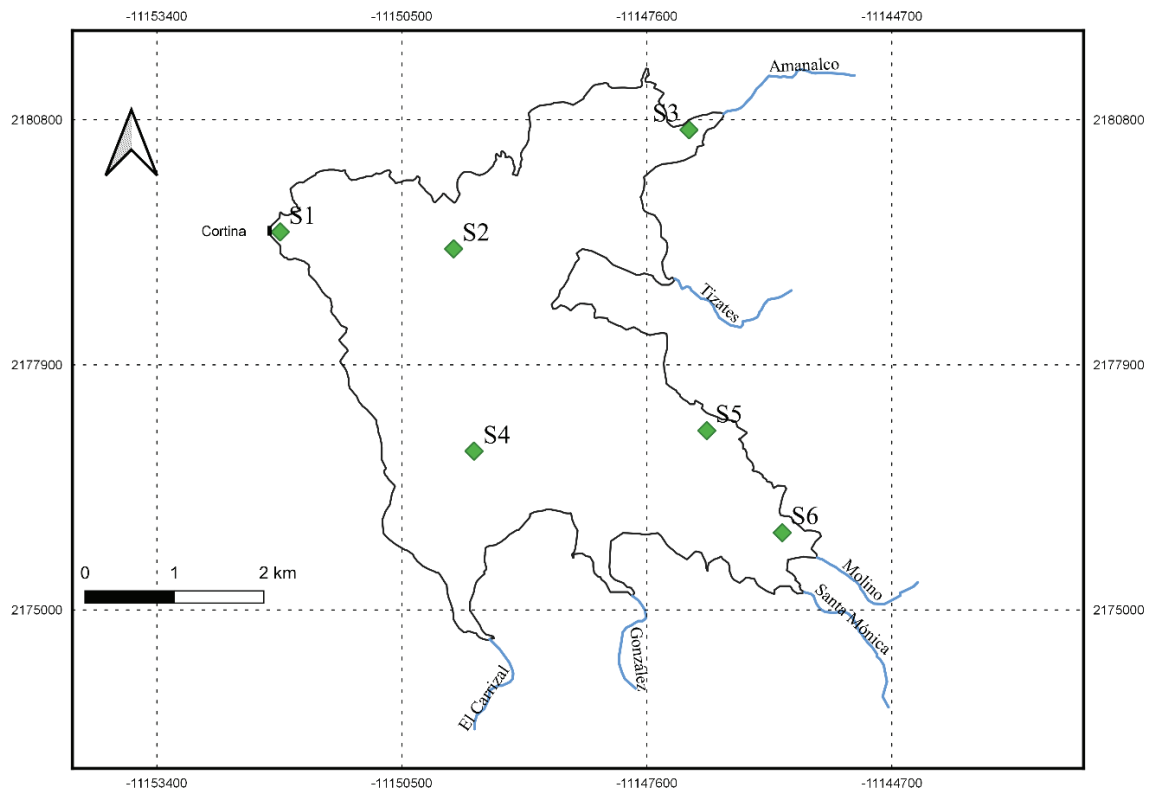


Figura 1. Mapa del reservorio de Valle de Bravo indicando la ubicación de los sitios de muestreo y los principales ríos tributarios.

En cada sitio de muestreo se midió la temperatura del agua, pH, conductividad y turbidez a 20 cm de profundidad mediante una sonda multiparamétrica HANA. De igual manera, en cada sitio de muestreo fue registrada la concentración de clorofila *a* total y clorofila *a* cianobacterial con el equipo AlgaeTorch®.

### Identificación de cladóceros

En laboratorio, las muestras fijadas fueron homogeneizadas perfectamente de manera manual para resuspender a todos los organismos. Después de esto, se separaron 2 mL de cada muestra para aislar, identificar y contar a los diferentes cladóceros, con ayuda de un estereoscopio Olympus. Se hicieron disecciones para identificar hasta nivel específico en los casos en que fue posible; las estructuras morfológicas diseccionadas fueron observadas en un microscopio Zeiss. La alícuota de 2 mL permitió hacer recuentos de más de 100 individuos para la especie más abundante. Para la identificación taxonómica se utilizó la literatura especializada disponible (Korovchinsky, 1992; Smirnov, 1996; Orlova-Bienkowskaja, 2001; Benzie, 2005; Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008).

### Análisis de datos

La densidad de cladóceros y concentración de clorofila *a* cianobacterial por mes fueron analizadas con un ANOVA de una vía y para determinar diferencias significativas se aplicó la prueba *post hoc* de Fisher LSD, con una probabilidad  $p < 0.05$ .

Los índices de diversidad ecológica de Shannon-Wiener, riqueza de Margalef, dominancia de Simpson (1-D), y equidad de Pielou J fueron determinados usando el software Past ver. 4.02. Estos índices se analizaron mediante ANOVA de una vía y en caso de diferencias significativas se aplicó la prueba *post hoc* de Tukey. Las curvas de acumulación de especies se hicieron con los estimadores de Cho 1 y ACE con el programa Estimates ver. 9.1.0. Los estimadores no paramétricos de Chao 1 y ACE (Abundance-based Coverage Estimator) permiten estimar la riqueza de especies (S) en una comunidad, a partir de una muestra. El estimador de Chao1 se basa en especies poco frecuentes o raras en

los muestreos, que están representadas por un solo individuo (singletons) o por dos (doubletons). Por otra parte el estimador ACE se basa en el concepto de cobertura de muestreo, que es la proporción del número total de individuos en un ensamble, que pertenecen a las especies representadas en la muestra (Chao & Chiu, 2016). La categorización de las especies en dominantes, constantes, ocasionales y raras se hizo con el diagrama de Olmstead-Tukey considerando el  $\log(n+1)$  de la densidad (ind. L<sup>-1</sup>) y frecuencia (%) (Steel & Torrie, 1985). Para determinar diferencias entre los sitios de muestreo se aplicó un ANOVA de una vía y para determinar diferencias significativas entre los sitios de muestreo se aplicó la prueba *post hoc* de Scheffe. La contribución de cada especie se calculó con una prueba de SIMPER usando el programa Past ver. 4.02.

## RESULTADOS

En total se identificaron 12 especies de cladóceros pertenecientes a 4 familias, ocho de las cuales son nuevos registros para el reservorio de Valle de Bravo: *Daphnia mendotae*, *Daphnia parvula*, *Ceriodaphnia cf. cornuta*, *Diaphanosoma birgei*, *Pleuroxus denticulatus*, *Sida crystallina americana* y *Alona guttata*, así como una especie de *Daphnia* que no coincide con ninguna descripción reportada y que denominamos como *Daphnia* sp., (Dsp), como se muestra en la Tabla 1, en la que se incluyen el nombre completo de cada especie y la clave asignada. Es posible que Dsp sea un morfotipo de *D. galeata*, *D. cucullata*, o un híbrido con alguna de las otras especies del mismo género registradas en el reservorio, aunque también pudiera tratarse de una nueva especie.

### Densidad de cladóceros en el reservorio de Valle de Bravo

En general se observó a lo largo del año variación en la cantidad de cladóceros, con dos picos de mayor densidad en marzo y junio (47.7 y 67.7 ind. L<sup>-1</sup>, respectivamente), aunque solo en el mes de junio la densidad de cladóceros fue significativamente mayor (Fig. 2). A partir de agosto se registró una marcada disminución en la concentración de individuos, con un mínimo de 2.8 ind. L<sup>-1</sup> en noviembre (Fig. 2).

Tabla 1. Cladóceros identificados del reservorio de Valle de Bravo. Con asterisco se indican las especies que son nuevos registros para el embalse.

Orden	Familia	Especie	Clave	
Anomopoda	Bosminidae	<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1785)	Bl	
		<i>Daphniidae</i>		
		<i>Ceriodaphnia cf. cornuta</i> Sars, 1885*	Cc	
		<i>Ceriodaphnia lacustris</i> Birge, 1893	Cl	
		<i>Daphnia</i> sp.*	Dsp	
		<i>Daphnia mendotae</i> Birge, 1918*	Dm	
		<i>Daphnia parvula</i> Fordyce, 1901*	Dp	
		<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller, 1776)	Sv	
	Chydoridae		<i>Chydorus sphaericus</i> O. F. Müller, 1879	Cs
			<i>Pleuroxus denticulatus</i> Birge, 1879*	Pd
			<i>Alona guttata</i> Sars, 1862*	Ag
	Sididae		<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981*	Db
		<i>Sida crystallina americana</i> Korovchinsky, 1979*	Sc	

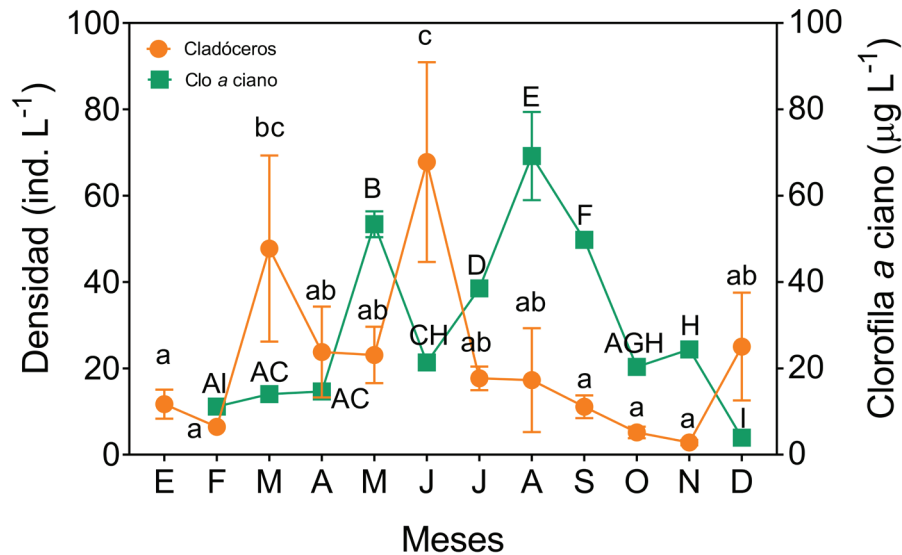


Figura 2. Valores promedio para las seis estaciones de muestreo  $\pm$  error estándar de la densidad de cladóceros y clorofila *a* cianobacterial registrados mensualmente en el reservorio de Valle de Bravo, Estado de México. Letras diferentes encima de las barras indican diferencias significativas (Prueba de Fisher LSD,  $p < 0.05$ ); minúsculas para las comparaciones *post hoc* pareadas de la densidad de cladóceros, y mayúsculas para las comparaciones múltiples de la clorofila *a* cianobacterial entre los diferentes meses de muestreo.

En la Figura 3 se muestran los valores de la densidad de cladóceros mensual por sitio de muestreo, destacando el sitio S1 por el mayor valor registrado, siguiendo los sitios S2 y S4. En S3 se registró la menor concentración de individuos. En todas las estaciones de muestreo se observó la misma tendencia, con dos picos de mayor cantidad de cladóceros en los meses de marzo y junio (Figura 3). Los resultados del ANOVA mostraron diferencias altamente significativas ( $p < 0.001$ ) y con la prueba de Scheffe se determinó que el sitio 1 fue el que presentó significativamente la mayor densidad de cladóceros y tuvo diferencias significativas con los sitios S3, S5 y S6.

En la Figura 4 se mencionan a seis de las especies de cladóceros que fueron más abundantes. En la Figura 4 se observa que *Bosmina longirostris* fue el cladóceros con la mayor densidad en el embalse de Valle de Bravo, alcanzando en S1 un valor de 104 ind. L<sup>-1</sup>, aunque en los sitios S2, S4, S5 y S6 la densidad de esta especie fue menor a 8 ind. L<sup>-1</sup>. Para *Ceriodaphnia lacustris* la mayor densidad se registró en S1 (25.7 ind. L<sup>-1</sup>) en el mes de diciembre, mientras que de S2 a S5 se registraron valores menores a 8 ind. L<sup>-1</sup>. Para *Chydorus sphaericus* la máxima densidad se registró en el sitio S1 con 32.5 ind. L<sup>-1</sup> en el mes de marzo, en tanto que en S2 y S4 los valores fueron 16.88 y 16.08 ind. L<sup>-1</sup>, respectivamente. *Daphnia* sp. tuvo los máximos valores en S1, S2 y S4 con densidades mayores a 20 ind. L<sup>-1</sup>, alcanzando su máxima densidad en junio en el sitio S1 (38.59 ind. L<sup>-1</sup>). *Daphnia mendotae* tuvo su mayor concentración en S1 con un valor de 44.61 ind. L<sup>-1</sup> en el mes de agosto y en S4 de 28.94 ind. L<sup>-1</sup> en junio. *Diaphanosoma birgei* se registró en general en densidades bajas, no mayores a 14 ind. L<sup>-1</sup>. El análisis SIMPER reveló que las especies BI, Cs, Dm, CI, Dsp y Db (ver tabla 1 para la clave asignada a cada especie) contribuyeron con más del 90% al grupo de cladóceros registrados en el embalse, siendo *B. longirostris* la especie con mayor porcentaje de contribución, con 19.71% (Tabla 2).

#### Frecuencia y abundancia de cladóceros. Diagrama de Olmstead-Tukey

En la Tabla 3 se muestran los resultados de Olmstead-Tukey reportados por mes, y considerando en total todo el ciclo anual en la Figura 5. Las especies reconocidas como "Dominantes" variaron a lo largo del año; de esta manera, hubo especies que tuvieron dominancia en unos meses y en otros fueron categorizadas como "Raras". Hubo cinco especies (BI, CI, Dsp, Dm y Db) que se registraron en todos los meses de muestreo.

En el análisis anual las especies consideradas como dominantes según el diagrama de Olmstead-Tukey fueron: BI, CI, Cs, Db, Dm y Dsp, mientras que las especies Sc, Sv y Ag se encontraron en baja frecuencia y de acuerdo con el diagrama de Olmstead-Tukey tuvieron la denominación de raras (Figura 5). Por su parte Cc, que es una especie limnética, es denominada como constante (C).

En la tabla 4 se muestran los valores registrados de parámetros fisicoquímicos y de la concentración de clorofila *a* total y clorofila *a* cianobacterial. En esta tabla se puede apreciar que en el sitio 1 en agosto se presentó la mayor concentración de clorofila *a* total y cianobacterial con valores de 175 y 168.1  $\mu\text{g L}^{-1}$  respectivamente, que son medidas indicativas de la cantidad de biomasa fitoplanctónica. De la misma manera la turbidez fue mayor en agosto. El valor de pH para S1 fue más alto en mayo con un valor de 9.5, mientras que la conductividad en julio con un valor de 300  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

#### Índices de diversidad

La diversidad de Shannon-Wiener osciló de 1.0 a 1.48 bits ind<sup>-1</sup> teniendo el valor más bajo en el mes de agosto. El índice de riqueza específica de Margalef aumentó en los meses de enero a mayo y alcanzó su valor significativamente más alto (1.84) en el mes de octubre; este fue el



único índice de diversidad que mostró diferencias significativas (ANOVA,  $P < 0.05$ , prueba de Tukey) (Fig. 6). El índice de Simpson 1-D mostró una tendencia semejante al índice de diversidad de Shannon-Wiener, teniendo su menor valor (0.54) en el mes de agosto. La equidad de Pielou J varió de 0.75 a 0.93 teniendo su valor más alto en el mes de noviembre (Fig. 6).

**Curvas de acumulación de especies**

Las curvas de acumulación de especies usando los estimadores de ACE y Chao1 mostraron porcentajes de 90.4 y 100% por lo que se puede aseverar que la eficiencia de muestreo fue adecuada (Fig. 7).

**DISCUSIÓN**

La diferencia en la cantidad de cladóceros en los sitios S1, S2 y S4, que tuvieron la mayor densidad, y el sitio S3, que tuvo la menor concentración, estuvo probablemente determinada por la localización y la influencia del entorno en los puntos de colecta. El sitio S3 se ubica en la zona más somera del embalse de VB (Merino-Ibarra *et al.*, 2008), y en este sitio el arrastre vertical se tuvo que hacer a una profundidad máxima de 2 a 3 m, no obstante el volumen filtrado de agua fue similar al del arrastre vertical; este sitio además coincide con el ingreso de agua del río Amanalco, que es el que vierte más contaminantes agroquímicos dentro del embalse. Por otra parte, las bajas densidades de cladóceros en el sitio 6 se

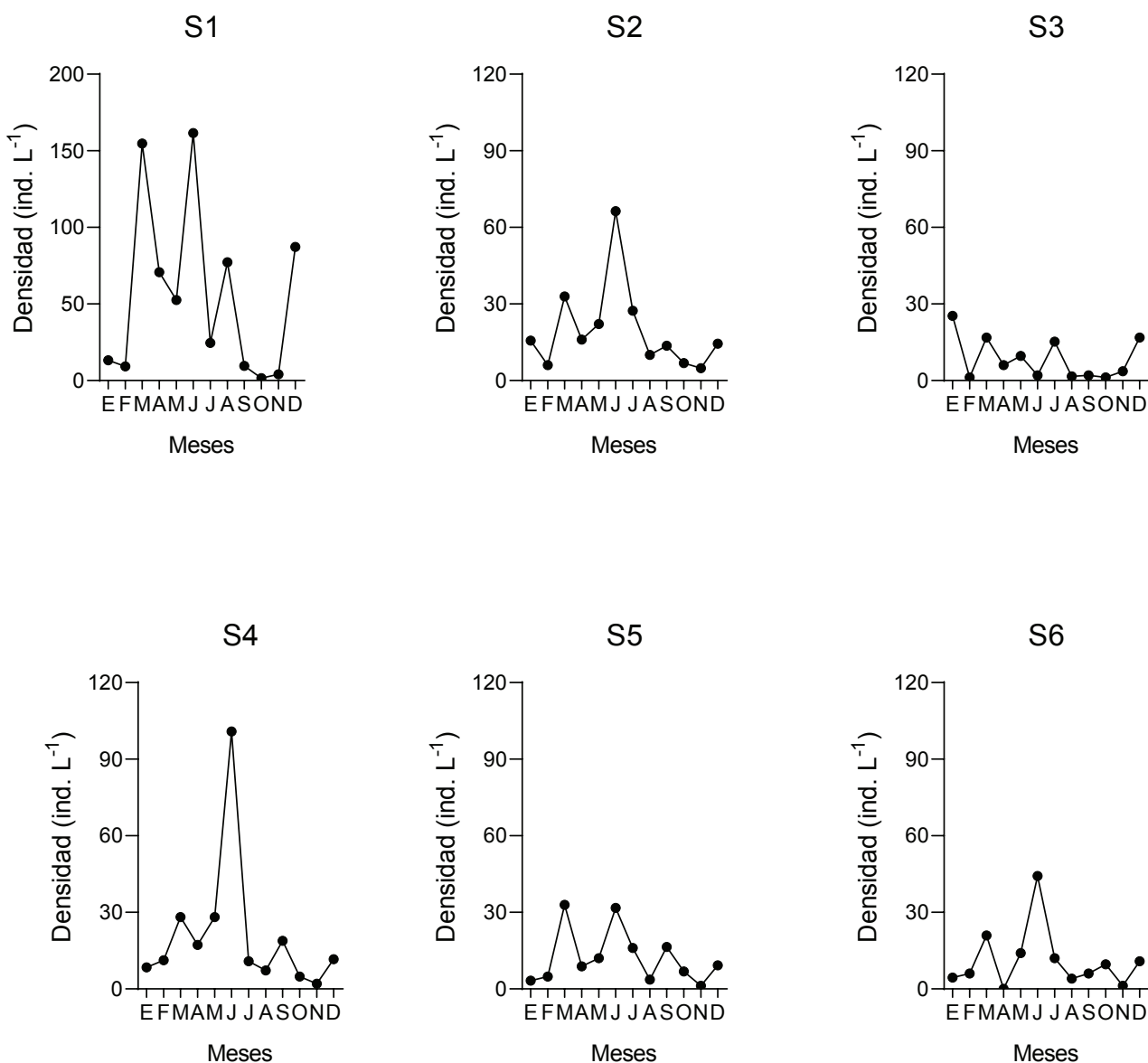


Figura 3. Densidad de cladóceros por sitio de muestreo del embalse de Valle de Bravo durante un ciclo anual.

pueden explicar por el efecto de las corrientes de los ríos Molino y Santa Mónica, que probablemente desplazan a los organismos hacia el centro del embalse y hacia la cortina de la presa (S1). También el viento influye indirectamente en la distribución de los cladóceros, ya que de acuerdo con Alillo-Sánchez *et al.*, (2014) la mayor acumulación de fitoplancton se registra en la cortina del embalse debido a que durante la noche el viento sopla en esa dirección y esto puede ocasionar que los cladóceros del embalse también sean desplazados hacia la cortina (S1) donde se acumula potencialmente la mayor concentración de alimento, aunque también la mayor cantidad de biomasa cianobacteriana.

Las densidades de cladóceros reportadas en este estudio fueron más altas a las registradas en Ramírez-García *et al.*, (2002) y también se registra una mayor riqueza que en Figueroa-Sánchez *et al.*, (2014). Sin embargo, en el estudio de Figueroa-Sánchez *et al.*, (2014) se reportan las densidades más altas de cladóceros para el embalse de Valle de Bravo con picos mayores a 800 ind. L<sup>-1</sup> de *Bosmina longirostris* y *Chydorus cf. sphaericus*, por su parte Nandini *et al.*, 2008 reportaron densidades de 60 a 150 ind L<sup>-1</sup> para *Bosmina longirostris*, y picos de 50 a 150 ind L<sup>-1</sup> para *Chydorus sphaericus*, que son también densidades más altas a las encontradas en este estudio.

De las 12 especies de cladóceros que fueron registradas en el reservorio de Valle de Bravo en este estudio, ocho son nuevos registros. Sin embargo, algunas de estas especies ya llevan establecidas en el embalse de VB de tiempo atrás, pues por lo menos *Daphnia mendotae* se registró en un muestreo realizado en 2010 por el grupo de trabajo del Laboratorio de Hidrobiología Experimental, IPN (datos no publicados), sin que hubiera sido reportada con posterioridad en otros estudios. Es importante mencionar que el cladóceros del género *Daphnia* sp. aquí reportado podría ser una especie con nuevo registro para Valle de Bravo y tal vez para el país, aunque se precisa el análisis por métodos moleculares para confirmar la identidad específica y si efectivamente es una especie que no ha sido registrada con anterioridad, o bien si se trata de un híbrido entre especies del mismo género presentes en este sitio. Los individuos de esta especie de *Daphnia* sp. presentan características morfológicas cercanas a *Daphnia cucullata*, aunque también presenta similitud con *Daphnia dubia* y *Daphnia galeata*.

Por su parte *Sida crystallina* fue registrado por primera vez en México en el año 1995 en el estado de Nuevo León, México (Rodríguez-Almáraz & Leija-Tristán 1995), y posteriormente no había sido registrada nuevamente hasta nuestro estudio. De las especies registradas en Rodríguez-Almáraz y Leija-Tristán (1995) cuatro especies (Bl, Dp, Db, y Sc) coinciden con las que identificamos en VB.

En el estudio realizado por Saunders *et al.*, (1999) en el lago Oglethorpe, Georgia, USA, que es de tipo monomítico, moderadamente eutrófico y con temperaturas en el epilimnion que oscilan de 22 a 32 °C, y que tiene similitudes con las características de VB, se reportan los cladóceros *B. longirostris*, *C. lacustris*, *Daphnia parvula*, *D. ambigua* y *Diaphanosoma brachyurum*, que son especies que coinciden con las encontradas en el embalse de VB. El ensamble de especies de VB parece ser común en diferentes sistemas acuáticos en el país y en otras partes del mundo. Esto se puede deber a que las especies mencionadas son tolerantes a diferentes condiciones de estrés, por ejemplo, en el reservorio de Valle de Bravo a la presencia de cianobacterias y muy probablemente de cianotoxinas. También se puede suponer que no compiten por el mismo recurso alimenticio, que tienen diferentes tasas de reproducción y que el efecto de los depredadores es diferencial.

Tabla 2. Resultados del análisis SIMPER indicando la contribución de cada taxón por sitio de muestreo. Las primeras seis especies contribuyen con más del 90%.

Taxón	Promedio de disimilitud	Contribución (%)	Acumulado
Bl	14.67	19.71	19.71
Cs	13.97	18.76	38.47
Dm	10.31	13.84	52.32
Cl	10.06	13.51	65.83
Dsp	9.97	13.4	79.23
Db	9.48	12.75	91.97
Dp	3.99	5.36	97.34
Cc	1.31	1.76	99.11
Sc	0.37	0.50	99.61
Sv	0.14	0.19	99.8
Pd	0.09	0.12	99.93
Ag	0.05	0.06	100

Semenchenko *et al.*, (2007) evaluaron la competencia de cinco especies de cladóceros (*D. magna*, *D. longispina*, *S. vetulus*, *S. crystallina* y *D. brachyurum*) en condiciones oligotróficas y eutrólicas, y en presencia o ausencia de un depredador (peces o larvas de *Chaoborus*); ellos encontraron que en eutrofia y con depredadores, la especie desplazada fue *S. crystallina*, mientras que en una condición oligotrófica y sin depredadores *D. brachyurum* es desplazada por *S. crystallina*. Esto indica que las dinámicas poblacionales y la persistencia de algunas especies de cladóceros dependerá no sólo de la productividad primaria sino también del efecto de la depredación diferencial. Al respecto cabe mencionar que en las muestras de zooplancton colectadas también hubo otros grupos de organismos como copépodos, ostrácodos, rotíferos y larvas de *Chaoborus* sp., que son depredadoras de cladóceros. Los copépodos fueron los organismos con la mayor abundancia en todos los muestreos, predominando sobre los cladóceros. En estudios previos en el embalse de VB señalan que los cladóceros nunca han sido dominantes debido principalmente a la depredación intensiva por parte de peces zooplanctófagos (Nandini *et al.*, 2008).

Sin embargo, la diversidad, abundancia y distribución de los cladóceros en el embalse de Valle de Bravo también puede estar influenciada por las condiciones fisicoquímicas del agua y los florecimientos cianobacteriales, de tal manera que cuando la concentración de clorofila *a* total y clorofila *a* cianobacterial fueron las más altas en los meses de mayo y agosto, la densidad de cladóceros fue menor (Figura 2); en estos meses los valores de pH aumentaron a más de 9 (Tabla 4). La turbidez también fue más alta en el mes de agosto justo cuando se alcanzó la mayor cantidad de clorofila *a* total y cianobacterial.

Por otra parte, los valores de conductividad menores a 150 µS cm<sup>-1</sup> favorecieron el crecimiento de los cladóceros, ya que cuando los valores de conductividad se incrementaron en los meses de julio a septiembre, la densidad de cladóceros disminuyó (Tabla 4). El incremento en la conductividad, que está relacionado con un incremento en la dureza, salinidad y con la cantidad de sólidos disueltos totales, pudo influir en la densidad de los cladóceros en el embalse de Valle de Bravo al modificarse las condiciones adecuadas de concentración de solutos en el ambiente.

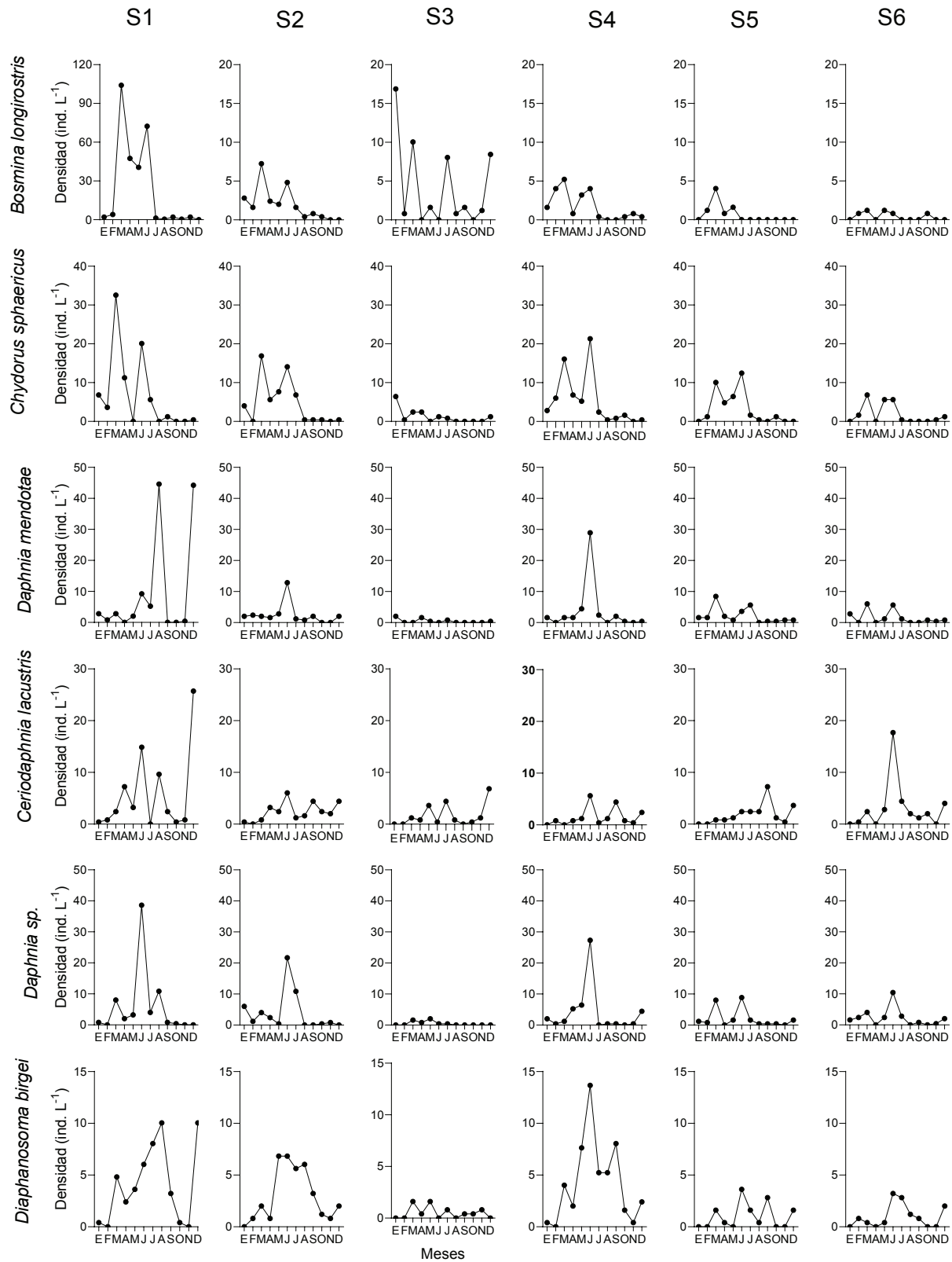


Figura 4. Densidad de las especies de cladóceros más abundantes durante un ciclo anual en el embalse de Valle de Bravo.

A pesar de que con anterioridad se han realizado muestreos de zooplancton en el reservorio de Valle de Bravo (Ramírez-García *et al.*, 2002; Nandini *et al.*, 2008; Figueroa-Sánchez *et al.*, 2014), ninguno de ellos fue con la intensidad y frecuencia del realizado por nosotros y por tanto esto ayudaría a explicar el por qué no se tenían documentadas todas las especies de cladóceros aquí reportadas. En los estudios anteriores solo se reportan como máximo 7 especies de cladóceros; Figueroa-Sánchez *et al.* (2014) reportan cinco, Ramírez-García *et al.* (2002) encontraron seis, y Nandini *et al.* (2008) siete, de las cuales *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia lacustris*, *Simocephalus vetulus* y *Chydorus sphaericus* son coincidentes con las identificadas en este estudio. Adicionalmente, esta diferencia en la riqueza específica se puede explicar por la manera en que realizamos el muestreo (arrastre vertical y no superficial), así como por la intensidad de este (en total 72 muestras).

La presencia de las especies *Pleuroxus denticulatus* y *Alona guttata* en los sitios de colecta S1 y S3 correspondió a que en estos sitios se registró crecimiento de lirio acuático, por lo que no es extraño encontrar a estas especies que son de litoral, aunque su abundancia y frecuencia fue baja. Por su parte el cladóceros *Simocephalus vetulus*, también una especie de la zona de litoral que generalmente se desarrolla asociada a la rizosfera de macrófitas, se colectó en los sitios S2 y S5 en el mes de enero; al parecer esta especie puede moverse desde la zona litoral a la pelágica corroborando lo señalado por Brito *et al.* (2020) quienes mencionan que la riqueza de las especies puede ser mayor si son analizadas las especies pelágicas en conjunto con las especies de litoral, ya que algunas podrían movilizarse en ambas zonas.

El cladóceros *Sida crystallina americana* fue la especie de mayor tamaño que se registró en el embalse (las hembras alcanzan un tamaño de hasta 4 mm, Korovshinski, 1992), aunque es raro colectarla en la zona pelágica (S2), pues esta especie es común que se desarrolle asociada a macrófitas (Choi *et al.*, 2016). La presencia de *S. crystallina americana* fuera de su hábitat, se puede atribuir también al efecto del viento en el embalse, pues se ha reportado que puede alcanzar una velocidad promedio de 7.4 m s<sup>-1</sup>, con rachas de hasta 16.5 m s<sup>-1</sup> (Merino-Ibarra *et al.*, 2008). El movimiento del aire ocasiona que las plantas acuáticas que crecen en el embalse (predominantemente lirio acuático) sean movilizadas y con ellas las especies de cladóceros que se encuentran asociadas a sus raíces.

Aunque la riqueza de cladóceros en este estudio fue de 12 especies, es mayor a la reportada en otros trabajos realizados en el reservorio de Valle de Bravo (Nandini *et al.*, 2008; Figueroa-Sánchez *et al.*, 2014), y cabe la posibilidad de que en estudios aún más exhaustivos, que intensifiquen el muestreo en la zona de litoral, el número de especies aumente.

Por otra parte, en un estudio realizado por Fernández *et al.*, (2020) en diferentes lagos del sur de México mencionan que la riqueza de zooplancton es mayor en los lagos eutrofizados que en oligotróficos, pues ellos registraron un total de 13 especies de cladóceros en 18 lagos, con un máximo de 6 especies para el Lago eutrófico Bosque Azul; en los otros lagos el número de especies varió de 1 a 5, riqueza que sigue siendo menor a la reportada en el presente estudio para un solo cuerpo de agua.

Tabla 3. Resultados del diagrama de Olmstead-Tukey para la dominancia de las diferentes especies de cladóceros colectadas en el embalse de Valle de bravo mensualmente y para el total durante el año 2019. Para esta categorización la nomenclatura empleada es: D, dominante. C, constante. O, ocasional y R, rara.

Especie	Meses												Total
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
Bl	D	R	D	O	D	D	R	R	R	R	D	D	D
Cc	-	-	-	D	R	-	-	R	R	D	D	R	C
Cl	R	R	R	R	R	R	R	D	D	D	D	D	D
Cs	D	D	D	D	D	D	D	R	R	D	-	R	D
Dsp	D	D	D	D	D	D	D	D	R	R	R	R	D
Dm	D	D	D	C	R	R	R	D	D	R	R	D	D
Dp	-	-	-	-	R	R	R	R	D	-	D	R	R
Db	R	R	R	R	R	R	D	D	D	R	D	D	D
Pd	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	R	-	O
Sc	-	-	-	R	-	-	-	-	-	-	-	R	R
Sv	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	R
Ag	-	-	-	-	R	-	-	-	-	-	-	-	R

El índice de diversidad de Shannon registrado fue bajo (1.48 bits  $\text{ind}^{-1}$ ) y es correspondiente a un sistema acuático eutrofizado (Ganie *et al.*, 2015; Fernández *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2021a). Nandini *et al.*, (2008) reportan para el zooplancton en Valle de Bravo valores del índice de Shannon de 1 a 4.09, mientras que Jiménez-Contreras (2009) reporta un valor de índice de Shannon de 1.8. Por otro lado para el embalse Iturbide localizado en el Estado de México se obtuvieron valores de Shannon de alrededor de 3, indicando que valores mayores a 5 son raros (Sarma *et al.*, 2011). Ganie *et al.*, (2015) evaluaron la estructura y diversidad de cladóceros en dos lagos con diferente estatus trófico, y encontraron 22 y 15 especies, con valores de diversidad de Shannon de 2.44 y 2.21, relacionando el valor más bajo a una condición más alta de nutrientes y más contaminada.

Pese a que el reservorio de Valle de Bravo se encuentra eutrofizado y con florecimientos cianobacteriales permanentes, la riqueza de cladóceros puede ser considerada alta, ya que en otros estudios realizados en el país en cuerpos lénticos con diferentes estados tróficos, la riqueza reportada es menor (Elías-Gutiérrez, 1995). Esto podría indicar el insuficiente conocimiento que se tiene aún de los cladóceros en México y por tanto la importancia de realizar muestreos más intensificados en diferentes cuerpos de agua, que además incluyan la zona litoral y el bentos con la finalidad de determinar con mayor precisión el número de especies distribuidas en esta región.

En un sistema eutrófico la concentración de nutrientes es alta lo que favorece el crecimiento masivo del fitoplancton, pero también de bacterias y la formación de detritus, y esta condición podría beneficiar el crecimiento de especies de cladóceros de tamaño pequeño que pueden subsistir en estas condiciones; tal es el caso de *B. longirostris*, *C. sphaericus* y *C. cf. cornuta* (Umi *et al.*, 2020). No obstante, en el embalse hay especies de mayor tamaño (*Sida crystallina americana*, *D. mendotae* y *D. parvula*) que coexisten con estas especies pequeñas y que también alcanzan densidades similares a *Chydorus sphaericus*.

Por otro lado, la presencia de cianobacterias filamentosas parece favorecer a algunas especies de cladóceros que propiamente son de la zona de litoral. Tal es el caso de *Chydorus sphaericus* y *Bosmina longirostris* las cuales pueden moverse entre los filamentos sin quedar retenidas y alimentarse entre estos filamentos de las cianobacterias *Dolichospermum*, *Limnographis* y *Planktothrix* (obs. pers. en muestras no fijadas).

A pesar de que el embalse de Valle de Bravo presenta florecimientos cianobacteriales permanentes y que la liberación de metabolitos secundarios con actividad biológica podría dañar a los cladóceros (Ferrão-Filho, *et al.*, 2000; Martínez-Jerónimo *et al.*, 2022), al ser un cuerpo de agua extenso y profundo es posible que los cladóceros pueden ubicarse en microhábitats con menor afectación y así no quedar expuestos a los efectos negativos producidos por la dominante biomasa cianobacterial. No obstante, la baja densidad espacial y estacional de cladóceros registrada está relacionada con la gran cantidad de biomasa de cianobacterias en el embalse. Martínez-Jerónimo *et al.*, (2022) reportan que, de acuerdo con su biovolumen, las cianobacterias tuvieron la mayor abundancia en la comunidad fitoplanctónica en este embalse. Las cianobacterias *Microcystis smithii*, *M. aeruginosa* y *M. wesenbergii* fueron las que tuvieron altos biovolúmenes durante la mayor parte del año, de acuerdo con ese estudio. La presencia de estas cianobacterias influyó en la densidad de cladóceros en el embalse, ya que cuando hubo más cianobacterias la abundancia de cladóceros fue menor. Adicionalmente, la deteriorada calidad del agua y la liberación de cianotoxinas también pueden afectar la distribución y diversidad de cladóceros. En Martínez-Jerónimo *et al.*, (2022) en su estudio realizado durante el 2019 en Valle de Bravo, se menciona que la calidad del agua fluctuó de pobre a muy pobre durante la mayor parte del año, de acuerdo con el Índice de Comunidad Fitoplanctónica (PhyCOI, en inglés), y las concentraciones de microcistinas fueron más altas en los meses de verano, con valores de 20 a 35  $\mu\text{g L}^{-1}$ , registrando el valor más alto en el mes de agosto con 71  $\mu\text{g L}^{-1}$ . La liberación de microcistinas en el medio acuático pudo afectar negativamente la reproducción, sobrevivencia y crecimiento de cladóceros (Ferrão-Filho, *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2021b).

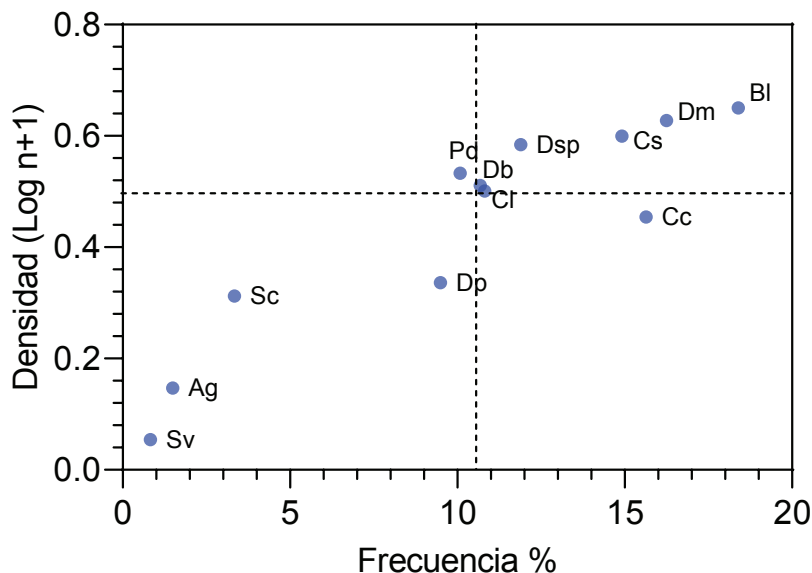


Figura 5. Diagrama de Olmstead-Tukey representando el total anual para las especies de cladóceros colectadas en el embalse de Valle de Bravo. Categorización: D, dominante. C, constante. O, ocasional y R. rara.

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos, concentración de clorofila a total y clorofila a cianobacterial por sitio de muestreo y por mes, registradas en el embalse de Valle de Bravo.

	Temperatura (°C)												
	Mes												
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Pro
S1	18.8	19.1	22	21.3	22.4	23.8	24.7	24.7	22.9	22.8	21.9	21.2	21.1
S2	19.5	19.5	22.4	21.2	22.2	23.7	23.5	24.3	24	22.7	22	21.2	22.2
S3	19.6	19.4	22.9	21.2	23	23.7	23.6	24.6	24.9	22.8	21.2	21.6	22.4
S4	19.5	18.8	21.5	20.9	21.7	23.6	23.3	22.9	23.7	22.7	21.7	21	21.8
S5	19.4	19.4	21.7	21.4	22.1	23.6	23.3	23.1	23.7	22.8	22.1	21.1	22
S6	19.3	19.1	21.3	21.1	21.9	23.5	23.3	23.8	23.7	22.7	21.5	21	21.8
	pH												
S1	7.7	8.5	9.2	9.2	9.5	9.1	9.2	9.4	9.2	9	6.8	7.7	8.7
S2	8.1	8.6	9.1	8.2	9.4	9	9.2	9.3	9.3	9	6.8	7.6	8.7
S3	8	8.4	9.1	9	9.5	8.8	8.6	9.4	8.3	9.1	6.7	7.7	8.6
S4	7.7	8.4	9	9.2	9.4	9	9	9.2	9.3	8.9	6.7	7.5	8.6
S5	7.5	8.5	8.9	9.1	9.5	9	9.1	9.1	9.1	8.9	6.6	7.4	8.6
S6	7.4	7.5	6.8	8.8	9.3	8.6	7.8	8.9	8.3	8.8	6.7	6.6	8
	Conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )												
S1	123	131	140	133	138	144	300	291	270	141	136	133	173.3
S2	124	131	142	134	138	144	299	293	276	124	136	134	172.9
S3	130	135	140	134	136	148	314	289	284	144	138	137	177.4
S4	125	128	136	131	136	143	290	281	271	139	136	132	170.7
S5	125	130	138	135	137	143	290	280	269	138	136	132	171.1
S6	124	128	131	130	136	141	259	274	267	136	132	131	165.8
	Turbidez (FNU)												
S1	3.2	3.5	6.1	26.5	29.2	23.4	47	142	33.9	16.7	10.6	5.2	28.9
S2	5.9	15.4	10.1	3.7	15.5	13.2	30.7	46.3	40.7	16.4	14.3	11.5	18.6
S3	3.1	4.2	12.7	54.8	25	15.5	50.8	73.9	41.1	20.2	14.5	10.1	27.2
S4	7.2	5	6.5	10.6	20.3	13.9	16.4	43.5	41.3	13.3	8.8	10.1	16.4
S5	1.9	11.2	3.8	7	28.3	13.1	30	29.9	30.6	12.4	12.1	10.7	15.9
S6	0.7	2.9	6.4	4.4	17.3	21.1	19.2	34.4	25.3	14.7	12.5	10.8	13.5
	Clorofila a total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )												
S1	-	36.4	20	30.9	68.5	43.7	59.8	175	69.4	37.3	37.2	6.4	53.1
S2	-	30.2	22.5	23.4	62.7	30.1	68.6	67.5	76.5	27.5	33.4	11.9	41.3
S3	-	20.4	16.1	22.6	64	23	50.2	14.1	54.5	26.1	36.2	14.7	31.1
S4	-	22.8	13.1	19.6	47.1	20.3	25.8	39.9	44.9	20.9	28	8.2	26.4
S5	-	29.7	17.8	22.4	55.9	23.8	46.8	54.7	58.1	24	31.9	13.2	34.4
S6	-	27.3	22.2	24.2	64.2	26.8	43	70	72.7	39	30.5	13.5	39.4
	Clorofila a cianobacterial ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )												
S1	-	11.7	16.5	18.6	77.9	32.8	45.6	168.1	49.6	19.9	24.4	2	42.5
S2	-	10.5	14.4	13.6	62.6	18	46.1	59	55.8	19.8	30.6	3.3	30.3
S3	-	6.3	23	11.8	44.6	17.9	35.9	47	40.2	18.2	20	4.8	24.5
S4	-	10.8	8.9	14.6	41.1	18.3	23.8	37	41	17.9	24.8	4	22
S5	-	15.3	9.9	14.3	45.1	20.7	42.3	47.5	50.5	19.7	24.6	5.1	26.8
S6	-	12.4	11.4	15	49.2	20.6	37.5	56.6	61.6	26.8	22.1	4.7	28.9

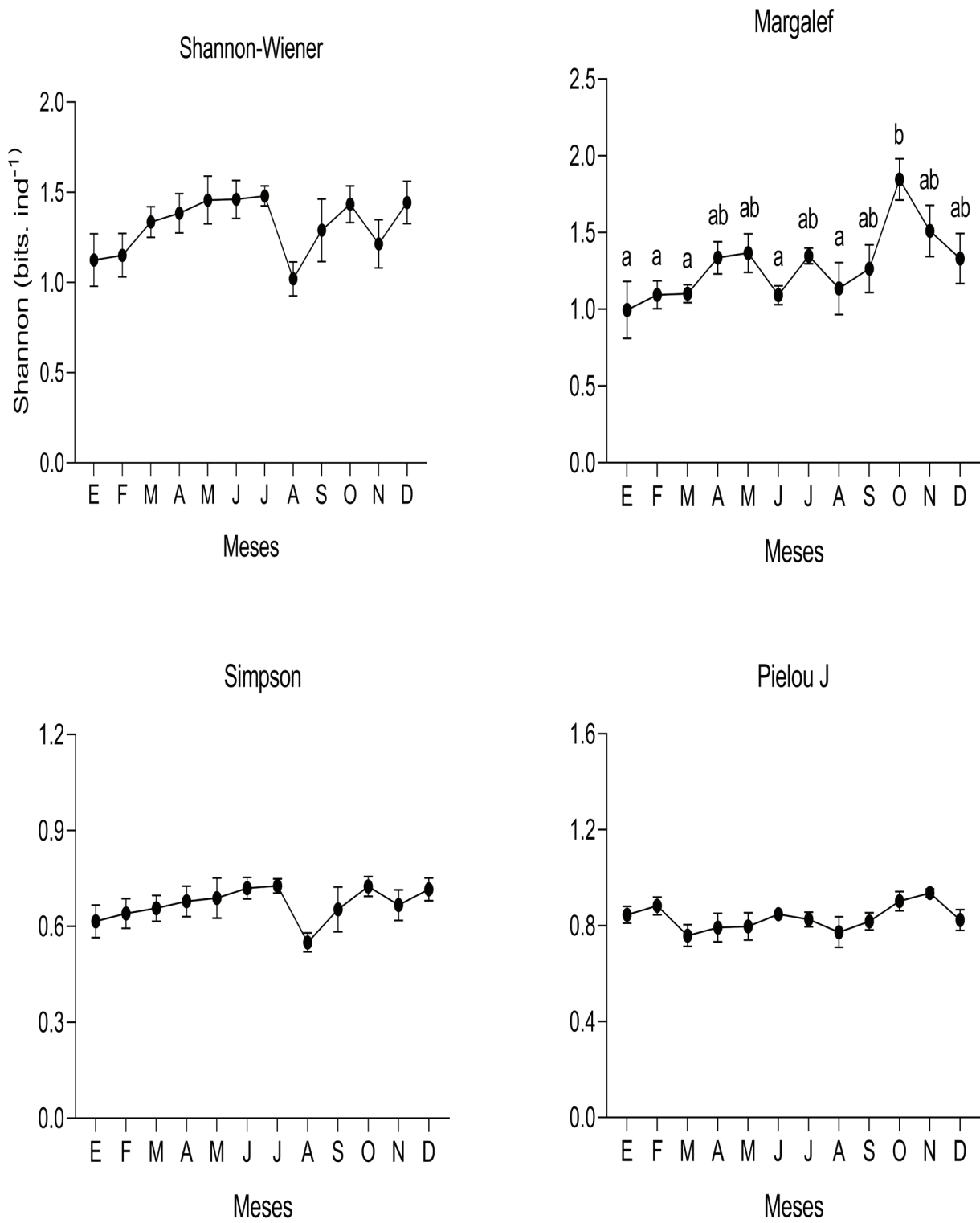


Figura 6. Resultados de los índices de diversidad Shannon H', Simpson 1-D, Margalef y equidad de Pielou J' en el reservorio de Valle de Bravo. Valores promedio ± error estándar, letras diferentes encima de las barras indican diferencias significativas prueba de Tukey.

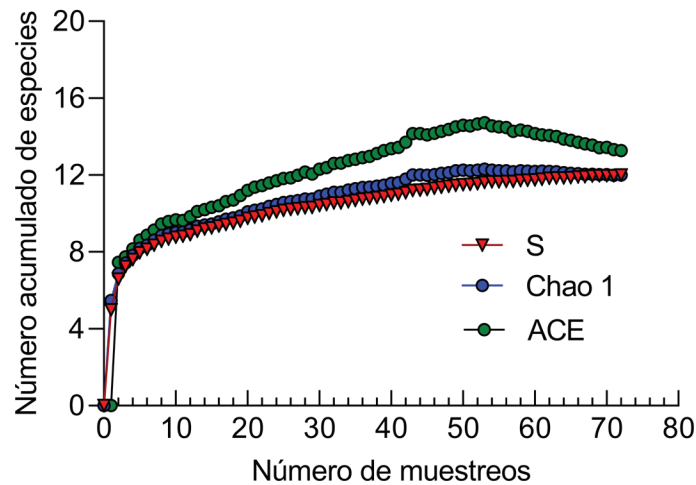


Figura 7. Curvas de acumulación de especies de cladóceros de Valle de Bravo de acuerdo con el esfuerzo (intensidad) de muestreo, usando los estimadores de riqueza específica de Chao1 y ACE. “S” es el número de especies observado en la muestra.

El embalse de Valle de Bravo es un reservorio importante en el abastecimiento de agua potable para la Ciudad de México, además de proporcionar otros servicios ecosistémicos. La diversidad y abundancia de cladóceros mostró variación a lo largo del ciclo anual. El índice de diversidad de Shannon mostró valores bajos que en este caso correspondieron a un ambiente eutrofizado pero la riqueza específica fue mayor a la reportada en otros estudios en México (ver Elías-Gutiérrez, 1995), evidenciado que el conocimiento de los cladóceros en nuestro país es aún escaso.

## AGRADECIMIENTOS

Jesús Rodríguez Estrada agradece al CONACYT por la beca otorgada para realización de estancia posdoctoral. El financiamiento para este estudio fue proporcionado por el fondo binacional CONACYT-FRQ (Clave: 279444). Gracias a la Secretaría de Marina de México y en especial a la Capitanía de Puerto en Valle de Bravo por todas las facilidades brindadas y el apoyo logístico y del personal que dispuso para realizar las actividades de campo. También agradecemos los comentarios y sugerencias de tres revisores anónimos, que fueron de gran ayuda para mejorar este manuscrito.

## REFERENCIAS

- ALILLO-SÁNCHEZ, J. L., M. L. GAYTÁN-HERRERA, V. M. MARTÍNEZ-ALMEIDA & P. RAMÍREZ-GARCÍA. 2014. Microcystin-LR equivalents and their correlation with *Anabaena* spp. in the main reservoir of a hydraulic system of Central Mexico. *Inland Waters* 4:327-336. DOI: 10.5268/IW-4.3.573
- BANDERAS, A. G. & R. GONZÁLEZ-VILLELA. 2019. Evaluation of the sustainability of the Valle de Bravo reservoir, Mexico, as a water-supply source. *In: Mambretti, S. & J. L. Mi. Garcia (Eds.). WIT Transactions on Ecology and the Environment*, vol 239. WIT press Southampton, UK, pp. 79-93. DOI: 10.2495/WS190081
- BENZIE, J. A. 2005. The genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda: Daphniidae). *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental water of the world*, vol 21. Kenobi Productions, Ghent, Belgium, pp. 369.
- BŁĘDZKI, L. A. & J. I. RYBAK. 2016. *Freshwater crustacean zooplankton of Europe. Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida). Key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analyses*. Springer International Publishing Switzerland. DOI: 10.1007/978-3-319-29871-9
- BORRAYO, M. B. M. 2007. Estudio sobre la remoción de cianobacterias y sus metabolitos en la planta potabilizadora “Los Berros” Sistema Cutzamala. Tesis de maestría. Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.
- BRITO, M. T. S., J. HEINO U. M, POZZOBOM & V. L. LANDEIRO. 2020. Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. *Aquatic Sciences* 82:43. DOI:10.1007/s00027-020-0715-3
- CHAO, A. & C. H. CHIU. 2016. Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: Statics Reference Online*. 1-26.
- CHOI, J-Y., K-S. JEONG, S-K. KIM, S-H. SON & G-J. JOO. 2016. Distribution and attachment characteristics of *Sida crystallina* (OF Müller, 1776) in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Journal of Ecology and Environment* 40:7. DOI: 10.1186/s41610-016-0006-z
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA) 2015. Cutzamala-diagnóstico integral. The World Bank, pp. 66.
- ELÍAS-GUTIÉRREZ, M. 1995. Notas sobre los cladóceros de embalses a gran altitud en el Estado de México, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. 40:197-214.



- ELÍAS-GUTIÉRREZ, M., E. SUÁREZ-MORALES, M. GUTIÉRREZ-AGUIRRE, M. SILVA-BRIANO, J. GRANADOS-RAMÍREZ & T. GARFÍAS-ESPEJO. 2008. *Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México. Guía ilustrada*. Universidad Autónoma de México, México, pp. 332.
- ESCOLERO, O., S. KRALISCH, S. E. MARTÍNEZ & M. PEREVOCHTCHIKOVA. 2016. Diagnóstico y análisis de los factores que influyen en la vulnerabilidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 68:409-427.
- FERNÁNDEZ, R., L. A. OSEGUERA & J. ALCOCER. 2020. Zooplankton biodiversity in tropical karst lakes of southeast Mexico, Chiapas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 91:e913184. DOI:10.22201/1b.20078706e.2020.91.3184
- FERRÃO-FILHO, A., A. M. F. O. AZEVEDO & W. DEMOTT. 2000. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology* 45: 1-19. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2000.00613.x
- FIGUEROA-SÁNCHEZ, M. A., S. NANDINI & S. SARMA. 2014. Zooplankton community structure in the presence of low levels of cyanotoxins: a case study in a high altitude tropical reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *Journal of Limnology* 73:157-166. DOI: 10.4081/jlimnol.2014.784
- FORRÓ, L., N. M. KOROVCHINSKY, A. A. KOTOV & A. PETRUSEK. 2008. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:177-184. DOI: 10.1007/s10750-007-9013-5
- GANIE, M. A., M. PARVEEN, M. H. BALKHI & M. I. KHAN. 2015. Structure and diversity of cladoceran communities in two lakes with varying nutrient compositions in the Jhelum River Basin, Kashmir. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 3: 456-462.
- GAYTAN-HERRERA, M. L., V. MARTÍNEZ-ALMEIDA, M. G. OLIVA-MARTÍNEZ, A. DURAN-DÍAZ & P. RAMÍREZ-GARCÍA. 2011. Temporal variation of phytoplankton from the tropical reservoir Valle de Bravo, Mexico. *Journal of Environmental Biology* 32:117-126.
- HANEY, J. F. & D. J. HALL. 1973. Sugar-coated *Daphnia*: A preservation technique for Cladocera. *Limnology and Oceanography* 18(2): 331-333. DOI: 10.4319/lo.1973.18.2.0331
- IMTA (INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA). 2012. Plan estratégico para la recuperación ambiental de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo: Actualización pp. 210.
- JIMÉNEZ, C. B., Á. J. C. DURÁN & C. J. M. MÉNDEZ. 2010. Calidad. In: Jiménez, C. B., M. L. Torregrosa Y Armentia & A. L. Aboites AL (Eds.). *El agua en México: cauces y encauces*. Academia Mexicana de Ciencias, México, pp. 265-290.
- JIMÉNEZ-CONTRERAS, J. J., S. S. S. SARMA, M. MERINO-IBARRA & S. NANDINI. 2009. Seasonal changes in the rotifer (Rotifera) diversity from a tropical high altitude reservoir (Valle de Bravo, México). *Journal of Environmental Biology* 30(2): 191-195.
- KHAN, M. N. & F. MOHAMMAD. 2014. Eutrophication: challenges and solutions. In: Abid, A. A. & S. G. Sarvajeet (Eds.). *Eutrophication: causes, consequences and control*, vol 2. Springer Netherland, Aligarh Muslim University, Aligarh 202002, India, pp 1-15. DOI:10.1007/978-94-007-7814-6
- KOROVCHINSKY, N. 1992. Sididae & Holopediidae. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world* 3:1-82.
- MARTÍNEZ-JERÓNIMO, F., P. C. ANTUNA-GONZÁLEZ, M. HERNÁNDEZ-ZAMORA, L. MARTÍNEZ-JERÓNIMO, G. MUNOZ, D. F. SIMON & S. SAUVÉ. 2022. Year-long monitoring of phytoplankton community, toxigenic cyanobacteria, and total microcystins in a eutrophic tropical dam supply the Mexico megacity. *Frontiers in Environmental Science* 10:984365. DOI: 10.3389/fenvs.2022.984365
- MERINO-IBARRA, M., E. MONROY-RÍOS, G. VILA CLARA, F. S. CASTILLO, M. E. GALLEGOS & J. RAMÍREZ-ZIEROLD. 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *Aquatic Ecology* 42:335-345. DOI: 10.1007/s10452-007-9111-5
- NANDINI, S., M. MERINO-IBARRA & S. S. S. SARMA. 2008. Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake and Reservoir Management* 24:321-330. DOI: 10.1080/07438140809354842
- NANDINI, S., C. SÁNCHEZ-ZAMORA & S. SARMA. 2019. Toxicity of cyanobacterial blooms from the reservoir Valle de Bravo (Mexico): A case study on the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Science of The Total Environment* 688:1348-1358. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.297
- OLVERA, V. V. 1992. Estudio de la eutroficación de la presa Valle de Bravo, México. *Ingeniería Hidráulica en México* 7: 148-161.
- OLVERA, V. V., L. BRAVO-INCLÁN & J. SÁNCHEZ-CHÁVEZ. 1998. Aquatic ecology and management assessment in Valle de Bravo reservoir and its watershed. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 1: (3-4) 277-290. DOI: 10.1080/14634989808656924
- ORLOVA-BIENKOWSKAJA, M. Y. 2001. Cladocera: Anomopoda, Daphniidae: genus *Simocephalus*. vol 17. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 130.
- PINEDA, P. N., S. A. ADAMS & B. M. RODRÍGUEZ. 2010. Para dar de beber a las ciudades mexicanas: el reto de la gestión eficiente del agua ante el crecimiento urbano. In: Jiménez C. B. E., M. L. Torregrosa Y Armentia & A. L. Aboites. (Eds.). *El agua en México: cauces y encauces*. Academia Mexicana de Ciencias, México, pp. 117-140.
- RAMÍREZ-GARCÍA, P., S. NANDINI, S. S. S. SARMA, E. R. VALDERRAMA, I. CUESTA & M. D. HURTADO. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia* 467:99-108. DOI: 10.1023/A:1014953119507
- RAMÍREZ-ZIEROLD, J. A., M. MERINO-IBARRA, E. MONROY-RÍOS, M. OLSON, F. S. CASTILLO, M. E. GALLEGOS & G. VILA CLARA. 2010. Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area. *Lake and Reservoir Management* 26:23-34. DOI: 10.1080/07438140903539790
- RODRÍGUEZ-ALMÁRAZ, G. A. & A. LEJJA-TRISTÁN. 1995. Cladocerans (Branchiopoda: Anomopoda; Ctenopoda) of the Nuevo Leon State, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 40:322-324.
- SARMA, S. S. S., L. R. OSNAYA-ESPINOSA, C. R. AGUILAR-ACOSTA & S. NANDINI. 2011. Seasonal variations in zooplankton abundance in the Iturbide reservoir (Isidro Fabela, State of Mexico, Mexico). *Journal of Environmental Biology* 32(4): 473-480.

- SAUNDERS, P. A., K. G. PORTER & B. E. TAYLOR. 1999. Population dynamics of *Daphnia* spp. and implications for trophic interactions in small, monomictic lake. *Journal of Plankton Research* 21:1823-1845. DOI: 10.1093/plankt/21.10.1823
- SEMENCHENKO, V. P., V. I. RAZLUTSKIL, I. Y. FENIOVA & D. N. AIBULATOV. 2007. Biotic relations affecting species structure in zooplankton communities. *Hydrobiologia* 579:219-231. DOI: 10.1007/s10750-006-0411-x
- SMIRNOV, N. N. (1996). Cladocera: the Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the world. vol 11. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. SPB Academic Publishing pp. 197.
- SMIRNOV, N. N. 2017. *Physiology of the Cladocera*. 2 edn. Academic Press, pp. 418.
- STEEL, R. G. & J. H. TORRIE. 1985. *Bioestadística: principios y procedimientos*. 2 edn. McGraw-Hill, Bogotá, Colombia, pp. 622.
- UMI, W. A. D., F. M. YUSOFF, A. Z. ARIS, Z. SHARIP & A. Y. SINEV. 2020. Planktonic microcrustacean community structure varies with trophic status and environmental variables in tropical shallow lakes in malaysia. *Diversity* 12:322. DOI: 10.3390/d12090322
- VALERIANO-RIVEROS, M. E., G. VILACLARA, F. S. CASTILLO-SANDOVAL & M. MERINO-IBARRA. 2014. Phytoplankton composition changes during water level fluctuations in a high-altitude, tropical reservoir. *Inland Waters* 4:337-348. DOI: 10.5268/IW-4.3.598
- WANG, H., J. G. MOLINOS, J. HEINO, H. ZHANG, P. ZHANG & J. XU. 2021a. Eutrophic causes invertebrate biodiversity loss and decreases cross-taxon congruence across anthropogenically-disturbed lakes. *Environmental International* 153: 106494. DOI: 10.1016/j.envint.2021.10694
- WANG, X., C. CHENG, Y. GU., X. SHU, L. XIE & Y. ZHAO. 2021b. Acute and chronic toxicity of microcystins-LR and phenanthrene alone or in combination to the cladoceran (*Daphnia magna*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 220: 112405. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112405



## Evaluación de la eficiencia de un sistema de humedales construidos en la remoción de mercurio de efluentes mineros auríferos

### Assessment of mercury removal efficiency of a constructed wetland system from gold mining

Edwin Sierra-Gaviria<sup>1\*</sup>, Alejandra Campos-Gilón<sup>1</sup>, Andrés Daza-Ordoñez<sup>1</sup>, Paula Coral<sup>2</sup>, Lenny Gómez<sup>2</sup>, César Fernández Morantes<sup>1</sup> y Arnol Arias Hoyos<sup>1</sup>

Recibido: 12 de abril de 2023.

Aceptado: 15 de noviembre de 2023.

Publicado: abril de 2024.

#### RESUMEN

**Antecedentes.** La contaminación por mercurio (Hg) producto del beneficio minero aurífero es un problema de índole ambiental, dada su capacidad de afectar los ecosistemas y la salud humana. Por lo cual, es fundamental proponer alternativas enfocadas en disminuir la contaminación producida principalmente al recurso hídrico, debido a la persistencia y permanencia de este metal pesado en el ambiente. **Objetivo.** Evaluar la remoción de Hg y la carga orgánica del agua residual proveniente de un entable minero mediante un sistema de humedales de flujo subsuperficial horizontal. **Métodos.** Se realizó la caracterización fisicoquímica del agua residual minera, además, se diseñó y operó un sistema de tres humedales a los cuales se les varió el Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) y la presencia o ausencia de *Heliconia psittacorum*, se evaluaron parámetros como pH, OD, turbidez, DBO<sub>5</sub>, DQO y Mercurio. Se aplicó una prueba estadística ANOVA con significancia del 95%. **Resultados.** El efluente minero arrojó concentraciones para DQO y Hg de 197 mg O<sub>2</sub>/L y 0,0021 mg/L, respectivamente, valores superiores a los permisibles por la normativa colombiana y de la EPA. Los humedales evaluados mostraron eficiencias de remoción para turbiedad, DBO<sub>5</sub>, DQO y Hg superiores al 98,44%, 93,10%, 71,52% y 91,03%, respectivamente. Las pruebas estadísticas sugieren que no existe diferencia significativa con respecto a la variación del TRH, pues los porcentajes de eficiencia de remoción del Hg para 2 y 4 días son relativamente similares. **Conclusiones.** Los humedales de flujo subsuperficial horizontal y *Heliconia psittacorum*, son altamente eficientes en la remoción de Hg de aguas residuales de minería aurífera, consolidándose como una tecnología prometedora para la biorremediación ambiental.

**Palabras clave:** biorremediación, *Heliconia psittacorum*, humedales construidos, mercurio, minería aurífera.

#### ABSTRACT

**Background.** Mercury (Hg) contamination resulting from gold mining is an environmental problem caused by its ability to affect ecosystems and human health. Therefore, it is essential to propose alternatives focused on reducing the pollution produced mainly to water resources, due to the persistence and permanence of this heavy metal in the environment. **Goals.** This study evaluated the removal of Hg and the organic load of wastewater from a mining plant through a horizontal subsurface wetland flow system. **Methods.** The physicochemical characterization of the mining sewage was carried out, in addition, a system of three wetlands was designed and operated in which the Hydraulic Retention Time (HRT) and the plantation of *Heliconia psittacorum* were varied, then, parameters such as pH, OD, turbidity, BOD<sub>5</sub>, COD and Mercury were studied. An ANOVA statistical test with significance of 95% was applied. **Results.** The mining effluent showed COD and Hg concentrations of 197 mg O<sub>2</sub>/L and 0.0021 mg/L, respectively, values which are higher than those permitted by Colombian and EPA regulations. The wetlands evaluated showed removal efficiencies for turbidity, BOD<sub>5</sub>, COD and Hg higher than 98.44%, 93.10%, 71.52% and 91.03%, respectively. The statistical tests suggest that there is no significant difference in the TRH (p=0.361), therefore it is possible to operate the wetland system with 2 days of treatment. In addition, significant differences were found between the planted wetlands and those composed only by the support bed (p=0.039). **Conclusions.** Horizontal subsurface flow wetlands and *Heliconia psittacorum* are highly efficient in the removal of Hg from gold mining wastewater, consolidating as a promising technology for environmental bioremediation.

**Keywords:** bioremediation, *Heliconia psittacorum*, constructed wetlands, mercury, gold mining.

<sup>1</sup> Grupo de Investigación en Tecnologías y Ambiente, Corporación Universitaria Autónoma del Cauca. Calle 5 No 3-85, Popayán, Cauca, 190003. Colombia.

<sup>2</sup> Corporación Universitaria Autónoma del Cauca. Calle 5 No 3-85, Popayán, Cauca, 190003. Colombia.

**\*Corresponding author:**

Edwin Sierra-Gaviria: e-mail: edwin.sierra.g@uniiautonomo.edu.co

**To quote as:**

Sierra-Gaviria, E., A. Campos-Gilón, A. Daza-Ordoñez, P. Coral, L. Gómez, C. Fernández Morantes & A. Arias Hoyos. 2024. Evaluación de la eficiencia de un sistema de humedales construidos en la remoción de mercurio de efluentes mineros auríferos. *Hidrobiológica* 34 (1): 51-59.

DOI:10.24275/GFNH6732

## INTRODUCCIÓN

La minería aurífera artesanal y de pequeña escala (MAPE) es una actividad económica que ha tomado relevancia en los últimos años, no solo porque se ejercen por comunidades de escasos recursos, sino porque se han asentado en zonas apartadas de centros urbanos, lugares donde no hay desarrollo tecnológico (Ospina-Correa *et al.*, 2021). De los procesos de extracción usados en la MAPE, la amalgamación es el más utilizado, a pesar de su bajo porcentaje de recuperación de oro (30%), debido a la fácil manipulación del mercurio (Hg) y a su bajo costo (Rocha-Román *et al.*, 2018).

La falta de tratamiento de las aguas residuales generadas en el proceso resulta en una contaminación predominante del Hg en diversos cuerpos de agua. Este metal es uno de los elementos más tóxicos, cuya ingesta puede generar deterioro neurológico y renal causado por la inactivación celular debida a la inhibición de los grupos sulfhidrilos (SH) de proteínas y enzimas (Kosai *et al.*, 2023). Cuando se libera Hg al medio ambiente, este es transformado por bacterias a metil-Hg, un compuesto altamente tóxico. Este compuesto orgánico (metil-Hg) es absorbido por los organismos acuáticos y puede biomagnificarse a lo largo de la cadena alimenticia por medio de la bioacumulación (Cruz-Acevedo *et al.*, 2019).

En la práctica, no se tiene en consideración el impacto negativo que genera al ecosistema la MAPE, por esto se ve la necesidad de incrementar y desarrollar diferentes métodos y tecnologías enfocados en la remoción del Hg presente en las aguas residuales. Para la remoción de Hg se han utilizado diferentes métodos que presentan elevada efectividad, fácil operación y bajo costo (Ramos-Espinosa *et al.*, 2017; Chang *et al.*, 2022). Entre éstas, sobresale la fitorremediación, mediante la implementación en humedales artificiales, como una alternativa sostenible para la remoción de metales utilizando diferentes especies vegetales (Zhang *et al.*, 2013; Marrugo-Negrete *et al.*, 2017). La función que cumplen los humedales es importante debido a que permiten no solo el tratamiento de metales, sino también la eliminación de materia orgánica por la adsorción del sustrato y la absorción de las plantas mediante procesos químicos, físicos y biológicos (Wu *et al.*, 2018; Huang *et al.*, 2022). En este estudio se diseñó un humedal de flujo subsuperficial horizontal para evaluar la remoción de Hg y la carga orgánica de un agua residual proveniente de un entable MAPE utilizando *Heliconia psittacorum*, especie vegetal nativa y proveniente de América tropical, conocida por poseer gran resistencia a los cambios climáticos agresivos, enfermedades y el ataque de plagas (Madera-Parra *et al.*, 2015).

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Determinación de mercurio y parámetros fisicoquímicos.** La determinación del mercurio (Hg) total se realizó según el método APHA SM 3112B (American Public Health Association *et al.*, 2017), utilizando un espectrometro de absorción atómica de vapor en frío (SHIMADZU AA-7000). Este proceso involucra la adición de un agente reductor ( $\text{SnCl}_2$  98% 0,1 mg/L) a una matriz previamente digerida ( $\text{HNO}_3$  65%,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  98%, 0,05 mg/L  $\text{KMnO}_4$   $\geq 99,0\%$  a 90 °C durante 2 h) y decolorada (solución al 24% m/v de  $(\text{NH}_3\text{OH})\text{Cl}$  99%). El anterior procedimiento se realizó tanto a las muestras y a los patrones de la curva de calibración.

La curva de calibración empleada para la cuantificación de Hg se llevó a cabo a partir de la medición de soluciones patrón de diferente

concentración, abarcando un rango entre 0,5 – 3,0 mg/L ( $r^2 = 0,9986$ , límite de detección = 0,1284  $\mu\text{g/L}$  y límite de cuantificación = 0,428  $\mu\text{g/L}$ ). Estas soluciones fueron preparadas mediante dilución de diferentes volúmenes de una solución estándar de 1000 mg/L Hg (obtenida a partir de un material estándar de referencia NIST Hg ( $\text{NO}_3$ )<sub>2</sub> 2 M en  $\text{HNO}_3$ ). Todos los reactivos utilizados para la determinación de Hg fueron de grado analítico.

Los parámetros fisicoquímicos *in situ* fueron pH, temperatura y oxígeno disuelto (OD), los cuales se midieron usando un equipo multiparamétrico YSI Pro-Plus, y la turbiedad con un turbidímetro portátil HACH 2100Q. Posteriormente la medición de la Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ) se midió según el método APHA SM 5210B mediante un electrodo de membrana (APHA 4500-O.G) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se basó en APHA SM 5220D, medido por el método colorimétrico de flujo cerrado. (American Public Health Association *et al.*, 2017; Chang *et al.*, 2022).

**Caracterización del agua residual.** Se realizó la caracterización del agua residual proveniente de un entable de MAPE del municipio de Suárez, Cauca, Colombia. Para identificar las condiciones del afluente a tratar, se analizaron los parámetros fisicoquímicos Hg, pH, Temperatura, OD,  $\text{DBO}_5$  y DQO, previo al diseño de los humedales artificiales de flujo subsuperficial plantados con *Heliconia psittacorum*. Se muestrearon dos puntos denominados S1 y S2, ubicados en la conducción a los tanques de sedimentación y en el vertimiento al cuerpo de agua natural, respectivamente.

**Acondicionamiento de macrófitas.** La especie utilizada fue la *Heliconia psittacorum* que, debido a su amplio espectro de tolerancia a cambios ambientales drásticos, es capaz de sobrevivir a temperaturas que oscilan entre 18°C y 34°C. Esto posibilita la adaptación al medio en ecosistemas del trópico, condiciones propias del lugar de estudio (Decezar *et al.*, 2018; Orejuela *et al.*, 2018; Samuel *et al.*, 2022). Las plantas fueron obtenidas en un vivero de la zona de estudio, su acondicionamiento se realizó sobre el lecho del humedal durante 20 días, partiendo con una mezcla entre agua cruda y agua residual proveniente del entable minero en proporciones 1:1 por 5 días. Finalmente, las plantas se mantuvieron por 15 días con agua residual del entable minero para estabilizar el sistema y evitar estrés hídrico (Bedoya *et al.*, 2014; Marrugo-Negrete *et al.*, 2017).

**Diseño experimental del humedal construido.** Se construyó un humedal de flujo subsuperficial horizontal con el propósito de evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales de origen minero aurífero y el cumplimiento con la normativa vigente colombiana sobre vertimientos, siguiendo los lineamientos de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) (EPA, 1993). Para el estudio se utilizaron aguas residuales provenientes del beneficio de oro con concentración promedio ~0,2 mg/L de Hg.

El sistema estaba conformado por tres humedales construidos en fibra de vidrio con dimensiones de 0,9 x 0,3 x 0,4 m, una proporción 3:1 (largo: ancho) (Fig. 1). Se utilizó tubería PVC (12 mm de diámetro) para la distribución y recolección del agua con perforaciones espaciadas cada 0,1 m y un tanque de alimentación a los humedales con capacidad de 80 L (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017; Prasetya *et al.*, 2020; S. Singh & Chakraborty, 2020).

La altura del lecho de soporte está compuesta por una capa de grava gruesa 25 cm (diámetro >10 mm) y arena 5 cm (diámetro <10mm)

(Marrugo-Negrete et al., 2017; Faisal et al., 2023;). Se plantaron 6 especímenes de *Heliconia psittacorum* en los humedales 1 y 2, mientras que el humedal 3 solo contenía el lecho de soporte. El humedal 3 fue utilizado como blanco para comparar la capacidad de las plantas en la remoción de Hg (Decezar et al., 2018). Adicionalmente, se realizó una variación en los Tiempos de Retención Hidráulica (TRH) para evaluar su influencia en el proceso de remoción de Hg (Marrugo-Negrete et al., 2017). Los TRH fueron de 2 días para el humedal 1, y de 4 días para los humedales 2 y 3 (Mozaffari et al., 2021; Minakshi et al., 2022).

**Monitoreo de calidad del agua.** La operación del sistema del humedal construido de flujo subsuperficial horizontal a escala piloto se implementó en un entable de MAPE de Suárez, Cauca. Se determinaron cuatro (4) puntos de muestreo, uno a la entrada del efluente al sistema (P1), y los restantes H1, H2 y H3 en la descarga del agua tratada de cada una de las peceras del sistema de humedales (Fig. 1).

La toma de muestras se realizó con una periodicidad mínima de 4 días de acuerdo al TRH teórico determinado mediante la ecuación planteada por la EPA (EPA, 1993). Cada muestra fue almacenada en botellas plásticas estériles de 1000 mL y posteriormente, enviadas al laboratorio, atendiendo los lineamientos establecidos por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) en el instructivo para la toma de muestras de aguas residuales (IDEAM, 2007).

**Remoción de mercurio.** Se realizó operación y seguimiento al sistema de humedales de flujo subsuperficial horizontal durante un periodo de 52 días (20 días de acondicionamiento y 32 de muestreo). El muestreo de la calidad del agua se desarrolló cada 4 días, considerando el TRH máximo. La eficiencia de remoción de Hg (%R) de los humedales fue calculada con la EC. (1) (Ma et al., 2017; Ventura et al., 2021).

$$\%R = \frac{C_e - C_o}{C_e} \times 100 \quad \text{Ec. 1}$$

Donde  $C_e$  y  $C_o$  son concentraciones (mg/L) de mercurio a la entrada (P1) y salida del sistema (H1, H2 y H3) respectivamente.

**Análisis estadístico.** Los resultados obtenidos fueron presentados como valores promedios de los triplicados. Los datos fueron procesados estadísticamente con el Software R a través de análisis de varianza ANOVA de un factor. Previamente, se realizaron las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y de homogeneidad de varianzas de Levene, a un nivel de significancia del 95% ( $p < 0.05$ ) (Chen et al., 2021; Mozaffari et al., 2021).

## RESULTADOS

**Caracterización del agua residual.** Los resultados obtenidos de los parámetros fisicoquímicos del efluente minero se pueden observar en la tabla 1. Los datos de desviación estándar para S1 y S2 indican que los valores reportados para cada parámetro no varían significativamente con respecto a la media. Es posible que esto se deba a que las actividades de beneficio minero en el entable son constantes, lo cual evita fluctuaciones en las concentraciones de contaminantes en el efluente.

Para el Hg se encontró que los valores de concentración son mayores en S1 en comparación a S2 (Tabla 1) esto indica que, durante el proceso de sedimentación, el Hg presente podría amalgamarse con metales presente en los sedimentos, lo que generaría la disminución de su concentración en S2. Por otro lado, la turbiedad en el punto S2 se mantuvo por encima de los 1000 NTU, que probablemente se debe a la suspensión de partículas o al exceso de sedimentos presentes en el agua. Además, se observó un aumento en los niveles de la  $DBO_5$  y DQO, lo cual podría estar relacionado con la configuración del canal por el que fluyen las aguas hacia el vertedero, el cual se encontraba expuesto a material biológico externo. Por otro lado, se registró una disminución del OD en el agua residual, posiblemente debido a la degradación de la carga contaminante presente en ella (Horan, 2003).

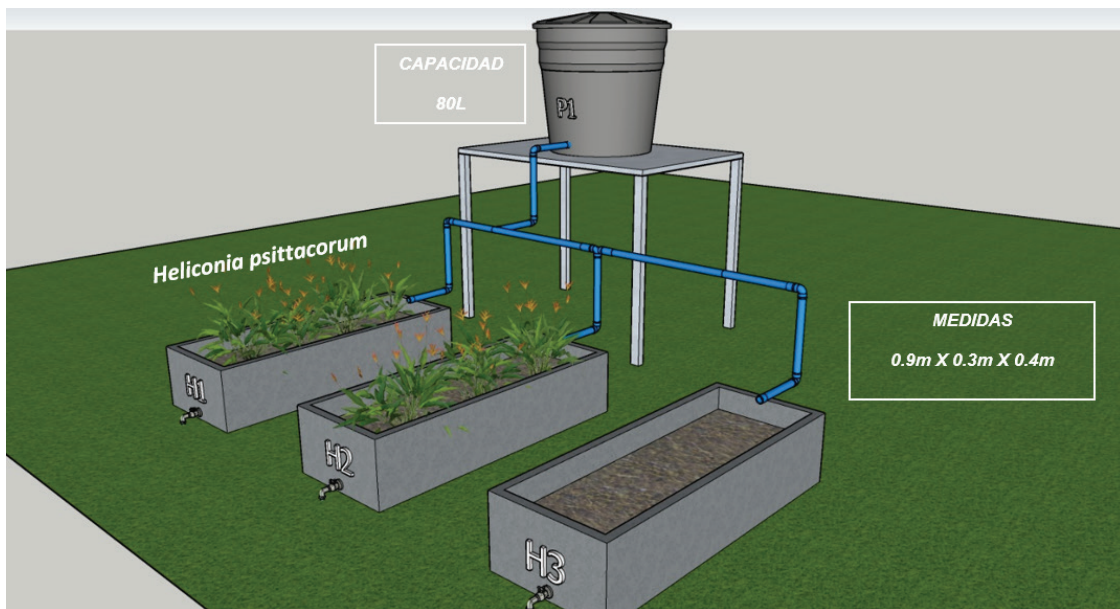


Figura 1. Sistema de humedales de flujo subsuperficial horizontal.

**Monitoreo de la calidad del agua.** Los parámetros fisicoquímicos fueron analizados con temporalidad de 4 días. En la Figura 2A, se evidencia el comportamiento del pH en la entrada y salida del sistema durante los 32 días de muestreo. Los resultados del análisis del blanco permiten identificar un valor máximo de pH de 9,8 en el ingreso del sistema de tratamiento, posiblemente debido al proceso de alcalinización utilizado en el beneficio del oro. Además, se observa un comportamiento similar entre H1 y H2, ya que son humedales que comparten características similares en cuanto a las macrófitas utilizadas. Por otro lado, aunque H3 presenta picos de variación de pH en los días 20 y 24, al igual que los otros dos humedales, tienen la capacidad de neutralizar las sustancias que generan alcalinidad en el agua (Faisal *et al.*, 2023; Mozzaffari *et al.*, 2021). Esto podría estar relacionado con la adsorción de compuestos carbonáceos en el lecho de soporte y la actividad biológica de las macrófitas (Faisal *et al.*, 2023).

En la Figura 2B se muestra el comportamiento del OD para H1, H2, H3, así como para el uso del blanco, que tiene un valor promedio de 5,99 mg O<sub>2</sub>/L. Se puede observar que H1 y H2 presentan valores similares y menores en comparación con H3, esto puede obedecer a que el sistema se encuentra saturado de carga contaminante en el afluente, lo que incrementa la demanda de oxígeno necesaria para la biodegradación de los compuestos por la actividad de la *Heliconia psittacorum*. Por otro lado, H3 presenta concentraciones más altas de OD, posiblemente debido a que no tiene plantación en su estructura, lo que disminuye los requerimientos de oxígeno en la degradación de contaminantes. En el día 16 de operación se redujo la concentración de OD, es posible que se hayan producido reacciones de degradación de contaminantes que disminuyen el oxígeno disponible en el afluente y crearon condiciones anóxicas para los humedales durante este día de operación, pues el día 16 no se llevaron a cabo actividades en el entable minero, por lo tanto, el agua residual que ingreso al sistema estaba almacenada en los tanques de sedimentación (Gu *et al.*, 2019). Posteriormente los siguientes días se retoman actividades en el entable y se observó un aumento en la concentración similar a días anteriores.

En la Figura 2C, se muestra la eficiencia de remoción de la turbiedad en el sistema de humedales. Se observa que H1 y H2 presentaron un comportamiento similar, con porcentajes de remoción de 98,44% y 98,98%, respectivamente, alcanzados después del día 16. Al igual

que el OD, se observó que en el día 16 se registró el valor más bajo de remoción, debido a la suspensión de actividades del entable minero. Sin embargo, en los días siguientes, se observaron porcentajes de remoción superiores al 99% para ambos humedales (H1 y H2). La similitud en el comportamiento entre ambos humedales podría estar relacionado con la presencia de la especie vegetal que desempeña un papel fundamental en la remoción de turbiedad. Además, se evidenció que el TRH no es indispensable en el tratamiento de la turbiedad, ya que no se encontraron diferencia significativa entre H1 y H2. Por lo tanto, es posible reducir los tiempos de retención en el tratamiento de las aguas residuales utilizando el sistema de humedales. Por otro lado, H3 mostró varias fluctuaciones en su comportamiento, presentando el menor porcentaje de remoción de turbiedad durante el estudio (< 92,65%), puesto que, se encuentra compuesto únicamente por el lecho de soporte a diferencia de los primeros dos humedales que cuentan con la presencia de especie vegetal *Heliconia psittacorum*.

La Figura 2D, muestra la remoción de DBO<sub>5</sub> en los humedales construidos, donde H1 y H2 alcanzaron una eficiencia máxima del 93,75% y 93,10%, respectivamente. Estos resultados podrían atribuirse a la actividad biológica que desempeñan las macrófitas en la degradación de compuestos orgánicos (Altonar-Gómez *et al.*, 2021). Por otro lado, H3 no mostró una variabilidad significativa en el porcentaje de remoción de DBO<sub>5</sub> durante el estudio, obteniendo el porcentaje más bajo con un 78,95%.

La Figura 2E, muestra el comportamiento del sistema de humedales en la remoción de la DQO. Al igual que en los parámetros anteriores, se observó un comportamiento similar en H1 y H2, alcanzando remociones máximas del 71,52% y 75,0%, respectivamente. Además, la concentración más baja de DQO en el estudio se presentó en el día 16, debido a las condiciones de producción de la MAPE. Esto permite inferir que, aunque ambos humedales se encuentran plantados con *Heliconia psittacorum*, la variación del TRH influye en la eficiencia de remoción. Por otra parte, H3 mostró un crecimiento paulatino en el porcentaje de remoción durante los primeros 20 días, con una eficiencia máxima del 83,33%. Sin embargo, en los 12 días siguientes la tendencia es decreciente, lo cual podría deberse a que los contaminantes se adhieran a la superficie del lecho de soporte, causando un detrimento en la eficiencia de remoción a partir del pico de saturación (Sharma & Malaviya, 2022).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos del agua residual minera.

Parámetro	Punto		Valores límites	
	S1	S2	Resolución 0631/2015 <sup>2</sup>	EPA <sup>3</sup>
Hg (mg/L)	0,0037 ±0,0001	0,0021 ±0,0001	0,002	0,0002
pH	8,04±0,2	7,68±0,2	6,0-9,0	N/A <sup>1</sup>
°T (°C)	22,2±0,5	22,2±0,5	N/A	N/A
Turbiedad NTU	>1000	>1000	N/A	N/A
OD (mg/L)	12,5 ±0,8	7,0 ±0,3	N/A	N/A
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	9,7 ±0,9	31,9 ±0,9	50,0	N/A
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	161 ±2	197 ±2	150,0	N/A

<sup>1</sup> N/A – No aplica para la norma (Resolución 0631, 2015)

<sup>2</sup> Norma colombiana de vertimientos (Resolución 0631, 2015)

<sup>3</sup> 40 CFR Part 440 Subpart D

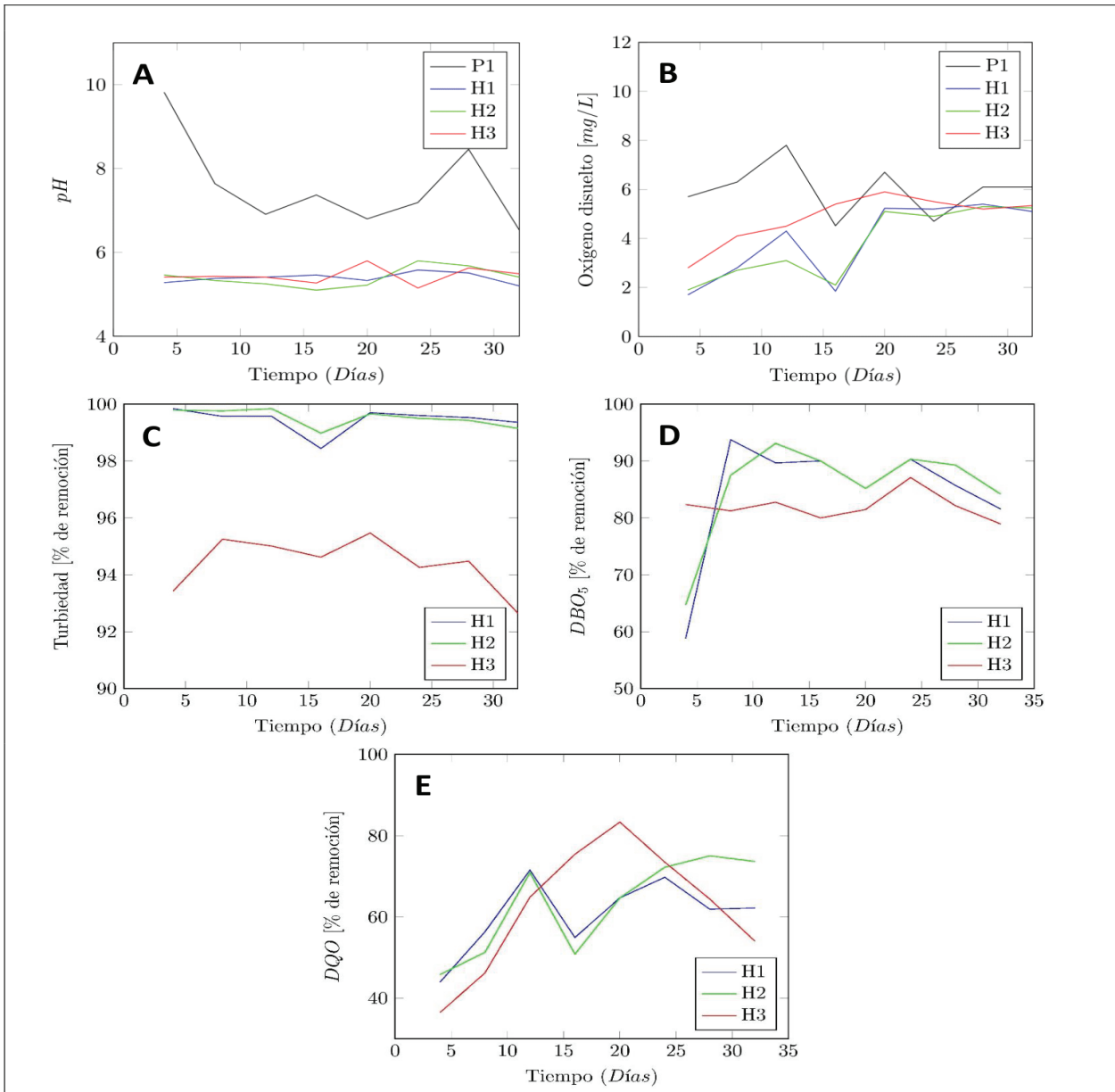


Figura 2. Resultados del sistema de humedales construidos con relación al A) comportamiento del pH, B) comportamiento del OD, C) remoción de turbiedad, D) remoción de la DBO<sub>5</sub> y E) remoción de la DQO. P1 indica el punto de muestreo a la entrada del efluente al sistema, mientras que H1 (*Heliconia psittacorum*-TRH 2 días), H2 (*Heliconia psittacorum*-TRH 4 días), y H3 (lecho de soporte-TRH 4 días) son los puntos de muestreo en la descarga del agua tratada de cada una de las peceras del sistema de humedales.

**Remoción de Hg.** Se realizaron estudios de eficiencia de remoción de Hg en el sistema de humedales, variando el TRH, 2 y 4 días, para H1 y H2, respectivamente (Fig. 3). Se realizaron estudios de eficiencia de remoción de Hg soluble en agua en el sistema de humedales, variando el TRH, 2 y 4 días, para H1 y H2, respectivamente (Fig. 3). Se observó un aumento en la eficiencia de remoción de Hg durante los primeros 12 días de tratamiento (posterior al tiempo de adaptación del sistema), con un porcentaje del 99%. Sin embargo, al final del periodo de estudio,

aunque la eficiencia es relativamente alta (> 96%), se encuentran diferencias de aproximadamente ~ 2% entre los humedales. Esto sugiere que es posible reducir el TRH teórico en el tratamiento de las aguas residuales de minería aurífera en estos sistemas.

El papel de la *Heliconia psittacorum* se estudió en plantaciones en los humedales H1 y H2, mientras que H3 solo se compuso del lecho de soporte. Aunque todos los humedales mostraron picos máximos de



remoción superiores al 99%, hubo una discrepancia ya que aquellos que contenían las macrófitas mantuvieron una eficiencia por encima del 96%, mientras que el humedal sin macrófitas mostró disminución hasta el 91,03% (Fig. 3). Esto sugiere que la función biológica de *Heliconia psittacorum* desempeña un papel fundamental en la remoción de Hg de las aguas residuales de la MAPE.

## DISCUSIÓN

**Caracterización del agua residual.** Los resultados de la caracterización de las aguas residuales del entable de MAPE, revelaron concentraciones máximas para DQO y Hg de 197 mg O<sub>2</sub>/L y 0,0037 mg/L, respectivamente, superando los límites permisibles establecidos por la normativa colombiana y la EPA para vertimientos de aguas residuales (40 CFR Part 440 Subpart D; Resolución 0631, 2015). Esto evidencia claramente el impacto negativo de actividad minera en el recurso hídrico. Los resultados obtenidos concuerdan con los reportados por (Madera-Parra et al., 2015; Brousett-Minaya et al., 2021), en los cuales se encontraron concentraciones elevadas de Hg y DQO, lo que evidencia la magnitud de la contaminación a nivel de trazas de contaminantes que son liberados en el medio ambiente. Especialmente el Hg que es un metal pesado de preocupación mundial debido a su capacidad de persistir, bioacumularse y biomagnificarse, lo que puede tener efectos negativos en la salud ecosistémica y del medio ambiente en general (La Colla et al., 2019).

**Monitoreo de la calidad del agua.** Durante el periodo de operación del sistema, los valores de pH estuvieron entre 5 y 5.9, dichos valores concuerdan con los datos reportados por (Allen et al., 2023). Estos

resultados evidencian una disminución significativa del pH, debido a las diversas reacciones químicas que ocurren en el proceso de degradación de contaminantes en el sistema de humedales, incluyendo procesos de oxidación y generación de acidez (Balcunias et al., 2020; Guzman et al., 2022; Sharma & Malaviya, 2022).

El comportamiento de la concentración de OD en los humedales plantados con *Heliconia psittacorum* concuerdan con los hallazgos de la investigación realizada por (Altonar-Gómez et al., 2021; Guzman et al., 2022), según los autores, los procesos de degradación de MO tienen una mayor demanda de OD ya que el sistema radicular de las macrófitas tiende a reducir el oxígeno disponible durante su actividad biológica, consumiendo el oxígeno disponible en el afluente (Faisal et al., 2023). Por otro lado, aunque el afluente del humedal sin plantación presentó mayor concentración de OD en comparación con los humedales plantados, también presentó una reducción en comparación con el agua residual de entrada al sistema, debido a los procesos metabólicos que demandan consumo de oxígeno en los espacios porosos del lecho de soporte, sin embargo, esta reducción es menor respecto a los humedales plantados con *Heliconia psittacorum* (Sharma & Malaviya, 2022).

Se obtuvieron porcentajes de remoción de la turbiedad superiores al 90%. Sin embargo, para el humedal sin plantación, la eficiencia fue menor con respecto a los otros dos humedales, debido a la saturación del lecho de soporte, evitándose así la retención de partículas de menor tamaño. En contraste de los sistemas que usan especies vegetales en el tratamiento de las aguas residuales, sus complejos radiculares facilitan la adsorción de partículas coloidales y de menor tamaño, lo que potencia la eliminación de compuestos que contribuyen con el aumento de la turbidez del agua (Torres et al., 2018).

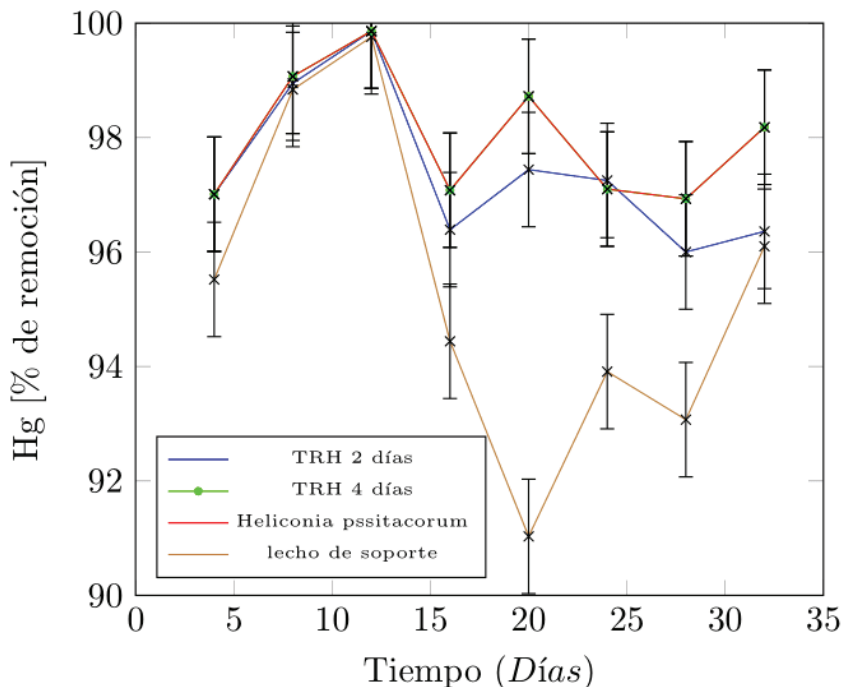


Figura 3. Remoción de Hg en el sistema de humedales en función de la variación del TRH, y de macrófitas y lechos de soporte.

La alta eficiencia de remoción de  $\text{DBO}_5$  en los humedales plantados, en comparación con el que solo posee el lecho de soporte, puede deberse a la entrada continua del agua residual y al cultivo de *Heliconia psittacorum* en los humedales, lo cual mejora la actividad biológica de los microorganismos presentes. Además, las comunidades bacterianas que se encuentran adheridas al medio de soporte y a las raíces de las plantas son capaces de degradar la materia orgánica contenida en el afluente de ingreso al sistema (Ramírez et al., 2020). Estos resultados que concuerdan con estudios previos que reportan una alta degradación de compuestos orgánicos, como lo mencionado por (Kasak et al., 2018), que resaltan el papel del lecho de soporte en relación en la retención de metales pesados presentes en las aguas residuales.

En el caso de la DQO, se observó una disminución en el humedal sin lecho de soporte, lo cual fue atribuido a la rápida saturación de los espacios porosos, como fue previamente reportado (Sharma & Malaviya, 2022). Sin embargo, en los humedales plantados con *Heliconia psittacorum*, al finalizar el periodo de estudio se observó una estabilización gradual, resultados similares a los estudios de (Huang et al., 2022) y (Chang et al., 2022) quienes encontraron eficiencias de remoción de DQO superiores al 80%. Puesto que una vez que el sistema es normalizado, las plantas absorben nutrientes disueltos en el cuerpo de agua con mayor facilidad y logran retener el material particulado y compuestos, promoviendo la eliminación de contaminantes del agua residual.

**Remoción de Hg.** La eficiencia de remoción para los TRH estudiados fue superior al 90%, con una diferencia promedio de 0,6% entre ellos. Los resultados de las pruebas estadísticas de supuestos sugieren una distribución normal de los datos ( $p=0,060$ ) y homogeneidad en las varianzas ( $p=0,895$ ). Además según el ANOVA no se encontraron diferencias significativas en los dos TRH estudiados ( $p=0,361$ ; intervalos de confianza -0,745 - 1,910). Esto indica que es posible operar un sistema de humedales con un TRH de 2 días, aprovechando las condiciones ecosistémicas y ambientales del trópico, lo cual reduce los costos de operación y funcionamiento, sin comprometer la eficiencia en el tratamiento del agua residual (Prasetya et al., 2020).

Por otro lado, se observó que la presencia/ausencia de *Heliconia psittacorum* en los humedales presentó un efecto significativo en la remoción de contaminantes. En el caso de los humedales que contaban con la especie vegetal mostraron una remoción máxima del 99%, mientras que aquel que no la tenía disminuyó al 91%. Los análisis estadísticos de las pruebas de supuestos indicaron que los datos seguían una distribución normal y que tenían homogeneidad en las varianzas, con valores  $p$  de 0,605 y 0,059, respectivamente. Además, el ANOVA evidenció que existen diferencias significativas en el tratamiento de las aguas residuales entre  $H1$ ,  $H2$  (Humedales con plantación) y  $H3$  (Humedal con lecho de soporte) ( $p=0,039$ ; intervalos de confianza 0,300 - 5,023), lo cual indicó la importancia del papel de las macrófitas en el tratamiento de aguas residuales de minería. Según lo indica (Prasetya et al., 2020), el sistema radicular de algunas especies vegetales reduce la concentración de Hg en la rizosfera y podrían tener la capacidad de estabilizar el Hg. Por otro lado, (Chang et al., 2022) reporta que la remoción de los humedales constituidos únicamente con lechos de soporte es limitada y podría disminuir, debido a su baja capacidad de adsorción y reacción a los contaminantes como el Hg, lo que ocasiona saturación del sistema. Por lo tanto, el estudio combinado del sistema, tanto fitorremediador, como el lecho de soporte, es importante para obtener sistemas estabilizados y con alta remoción de contaminantes.

Las plantas que están expuestas al Hg pueden experimentar una serie de efectos negativos en su salud y desarrollo, entre estos se encuentra la alteración de la estructura de las proteínas, la inhibición de la fotosíntesis. El Hg interfiere con este proceso dañando las estructuras celulares encargadas de la captación de la luz solar, lo que provoca la reducción de la síntesis de azúcares generando un crecimiento lento en la planta. Asimismo, produce la permeabilidad de la membrana celular, cambios en la morfología, hojas amarillentas y deformes, y en su fisiología, la disminución de la transpiración y de la capacidad de almacenamiento de nutrientes (Singh et al., 2023).

La disposición final del material vegetal o de la biomasa contaminada con metales pesados, debe realizarse de manera controlada, ya que podrían convertirse en una fuente secundaria de contaminación. Varias investigaciones se han enfocado en el tratamiento de este tipo de biorresiduos, entre los cuales se tienen los térmicos, de extracción, microbiano, de compresión y síntesis de nanomateriales (Liu & Tran, 2021). En el caso del Hg, que es un elemento de bajo punto de ebullición, los tratamientos adecuados para la eliminación de biorresiduos se han enfocado en la extracción y síntesis de nanomateriales, debido al bajo riesgo de contaminación secundaria (Liu & Tran, 2021).

Los resultados de este estudio indican que los humedales de flujo subsuperficial horizontal cultivados con la especie *heliconia psittacorum* son altamente efectivos en la eliminación de mercurio (Hg) en aguas residuales generadas en pequeños entables de minería aurífera, logrando una remoción superior al 96%. Además, este sistema de humedales también logra mejorar los diferentes parámetros fisicoquímicos analizados, cumpliendo con los estándares de vertimiento establecidos por la normativa colombiana (Resolución 0631, 2015).

En conclusión, los resultados obtenidos sugieren que los humedales construidos utilizando esta tecnología tienen un gran potencial como una herramienta efectiva en la biorremediación ambiental, particularmente en la remoción de mercurio y la mejora de la calidad del agua en entornos afectados por la minería aurífera. Esto representa un avance significativo en la mitigación de los impactos ambientales de esta actividad y en la protección de los ecosistemas acuáticos.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores reconocen el apoyo del Proyecto de Jóvenes Investigadores e Innovadores en el Departamento del Cauca y a los entables mineros de Don Tierno y Doña Joya ubicados en Suárez, Cauca-Colombia.

## REFERENCIAS

- 40 CFR PART 440 SUBPART D. 2023. Part 440—Ore mining and dressing point source category. Subpart D—Mercury Ore Subcategory. US EPA (Environmental Protection Agency). Code of Federal Regulations. Available online at: <https://www.ecfr.gov/current/title-40/part-440/subpart-D>. (consultado el 10 de marzo de 2023)
- ALLEN, D. J., M. FARRELL, J. HUANG, S. PLUSH, & L. M. MOSLEY. 2023. Artificial aeration of an overloaded constructed wetland improves hypoxia but does not ameliorate high nitrogen loads. *Journal of Environmental Management* 326: 116625. DOI: 10.1016/J.JENVMAN.2022.116625

- ALTONAR-GÓMEZ, X. A., K. XIMENATZINTZUN-PEDRAZA, V. OSUNA-VALLEJO, & R. LINDIG-CISNEROS. 2021. Respuesta de plantas jóvenes de cuatro especies de coníferas a la exposición al mercurio. *Madera y Bosques* 27 (3): 1–12. DOI: 10.21829/myb.2021.2732160
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, & WATER ENVIRONMENT FEDERATION. 2017. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (R. Baird, A. Eaton, & E. Rice (eds.); 23rd ed., Issue 9). American Public Health Association.
- BALCIUNAS, E. M., U. KAPPELMEYER, H. HARMS, & H. J. HEIPIEPER. 2020. Increasing ibuprofen degradation in constructed wetlands by bioaugmentation with gravel containing biofilms of an ibuprofen-degrading *Sphingobium yanoikuyae*. *Engineering in Life Sciences* 20 (5–6): 160–167. DOI: 10.1002/elsc.201900097
- BEDOYA, J. C., A. N. ARDILA, & J. REYES. 2014. Evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial en el tratamiento de las aguas residuales generadas en la institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia, Colombia. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 30 (3): 275–283.
- BROUSETT-MINAYA, M. A., G. G. RONDAN-SABRINA, M. CHIRINOS-MARROQUIN, & I. BIAMONT-ROJAS. 2021. Impacto de la Minería en Aguas Superficiales de la Región Puno-Perú Impact of Mining on Surface Waters of the Region Puno-Perú. *Revista de Difusión Cultural y Científica de La Universidad La Salle En Bolivia* 21 (21): 187–207.
- CHANG, J., D. PENG, S. DENG, J. CHEN, & C. DUAN. 2022. Efficient treatment of mercury(II)-containing wastewater in aerated constructed wetland microcosms packed with biochar. *Chemosphere* 290 (September 2021): 133302. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.133302
- CHEN, J., S. DENG, W. JIA, X. LI, & J. CHANG. 2021. Removal of multiple heavy metals from mining-impacted water by biochar-filled constructed wetlands: Adsorption and biotic removal routes. *Bioresour. Technology* 331 (March): 125061. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125061
- CRUZ-ACEVEDO, E., M. BETANCOURT-LOZANO, D. I. ARIZMENDI-RODRÍGUEZ, H. AGUIRRE-VILLASEÑOR, D. AGUILERA-MÁRQUEZ, & J. GARCÍA-HERNÁNDEZ. 2019. Mercury bioaccumulation patterns in deep-sea fishes as indicators of pollution scenarios in the northern Pacific of Mexico. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 144: 52–62. DOI: 10.1016/j.dsr.2019.01.002
- DECEZARO, S. T., D. B. WOLFF, R. K. ARAÚJO, H. B. FACCENDA, T. PERONDI, & P. H. SEZERINO. 2018. Vertical flow constructed wetland planted with *Heliconia psittacorum* used as decentralized post-treatment of anaerobic effluent in Southern Brazil. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 53 (13): 1131–1138. DOI: 10.1080/10934529.2018.1530106
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1993. *Guía para el diseño y construcción de un humedal construido con flujos subsuperficiales* (pp. 1–27). División de Manejo de Aguas Rama de Instalaciones Municipales Sección Técnica.
- FAISAL, A. A. H., D. S. TAHA, W. H. HASSAN, S. K. LAKHERA, S. ANSAR, & S. PRADHAN. 2023. Subsurface flow constructed wetlands for treating of simulated cadmium ions-wastewater with presence of *Canna indica* and *Typha domingensis*. *Chemosphere* 338 (May): 139469. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.139469
- GU, S., G. GRUAU, R. DUPAS, P. PETITJEAN, Q. LI, & G. PINAY. 2019. Respective roles of Fe-oxyhydroxide dissolution, pH changes and sediment inputs in dissolved phosphorus release from wetland soils under anoxic conditions. *Geoderma* 338 (December 2018): 365–374. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.12.034
- GUZMAN, M., M. B. ROMERO ARRIBASPLATA, M. I. FLORES OBISPO, & S. C. BRAVO THAIS. 2022. Removal of heavy metals using a wetland batch system with carrizo (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.): A laboratory assessment. *Acta Ecologica Sinica* 42 (1): 102–109. DOI: 10.1016/j.chnaes.2021.08.001
- HORAN, N. 2003. Suspended growth processes. In: Mara, D. & Horan, N. (Eds.). *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Academic Press, pp. 351–360. DOI: 10.1016/B978-012470100-7/50022-4
- HUANG, F., Y. HUANG, J. JIA, Z. LI, J. XU, S. NI, & Y. XIAO. 2022. Research and engineering application of bypass combined artificial wetlands system to improve river water quality. *Journal of Water Process Engineering* 48 (May): 102905. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.102905
- IDEAM (INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES). 2007. *Instructivo para la toma de muestras de aguas residuales*. Disponible en línea: <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/021172/Protocoloparaelmonitoreoyseguimientodelagua.pdf> (consultado el 20 de noviembre de 2022)
- KASAK, K., J. TRUU, I. OSTONEN, J. SARJAS, K. OOPKAUP, P. PAISTE, M. KÕIV-VAINIK, Ü. MANDER, & M. TRUU. 2018. Biochar enhances plant growth and nutrient removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Science of The Total Environment* 639: 67–74. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.146
- KOSAI, S., K. NAKAJIMA, & E. YAMASUE. 2023. Mercury mitigation and unintended consequences in artisanal and small-scale gold mining. *Resources, Conservation and Recycling* 188 (October 2022): 106708. DOI: 10.1016/j.resconrec.2022.106708
- LA COLLA, N. S., S. E. BOTTÉ, & J. E. MARCOVECCHIO. 2019. Mercury cycling and bioaccumulation in a changing coastal system: From water to aquatic organisms. *Marine Pollution Bulletin* 140 (June 2018): 40–50. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.051
- LIU, Z., & K. Q. TRAN. 2021. A review on disposal and utilization of phytoremediation plants containing heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 226: 112821. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112821
- MA, N., W. WANG, J. GAO, & J. CHEN. 2017. Removal of cadmium in subsurface vertical flow constructed wetlands planted with *Iris sibirica* in the low-temperature season. *Ecological Engineering* 109 (September): 48–56. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.09.008
- MADERA-PARRA, C. A., E. J. PEÑA-SALAMANCA, M. R. PEÑA, D. P. L. ROUSSEAU, & P. N. L. LENS. 2015. Phytoremediation of Landfill Leachate with *Colocasia esculenta*, *Gynerum sagittatum* and *Heliconia psittacorum* in Constructed Wetlands. *International Journal of Phytoremediation* 17 (1): 16–24. DOI: 10.1080/15226514.2013.828014
- MARRUGO-NEGRETE, J., G. ENAMORADO-MONTES, J. DURANGO-HERNÁNDEZ, J. PINEDO-HERNÁNDEZ, & S. DIEZ. 2017. Removal of mercury from gold mine effluents using *Limncharis flava* in constructed wetlands. *Chemosphere* 167: 188–192. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.09.130

- MINAKSHI, D., P. K. SHARMA, A. RANI, P. MALAVIYA, V. SRIVASTAVA, & M. KUMAR. 2022. Performance evaluation of vertical constructed wetland units with hydraulic retention time as a variable operating factor. *Groundwater for Sustainable Development* 19 (August): 100834. DOI: 10.1016/j.gsd.2022.100834
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE. 2015. Resolución 0631 de 2015. Disponible en: <https://fenavi.org/wp-content/uploads/2018/05/Resolucion-631-2015.pdf> (consultado el 20 de noviembre de 2022)
- MOZZAFFARI, M. H., E. SHAFIEPOUR, S. A. MIRBAGHERI, G. RAKHSHANDEHROO, S. WALLACE, & A. I. STEFANAKIS. 2021. Hydraulic characterization and removal of metals and nutrients in an aerated horizontal subsurface flow “racetrack” wetland treating primary-treated oil industry effluent. *Water Research* 200: 117220. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117220
- MOZZAFFARI, M., E. SHAFIEPOUR, S. AHMAD, G. RAKHSHANDEHROO, S. WALLACE, & A. STEFANAKIS. 2021. Hydraulic characterization and removal of metals and nutrients in an aerated horizontal subsurface flow “racetrack” wetland treating primary-treated oil industry effluent. *Bioresource Technology* 200 (March): 125061. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125061
- OREJUELA, J., J. C. GONZÁLEZ, V. LINDAO, L. SANTILLÁN, & S. GODOY. 2018. Evaluation of the efficacy of *Heliconia psittacorum* (heliconiaceae) cultivated hydroponically for phytoremediation of water with chromium (VI) presence. *AIP Conference Proceedings* 2003 (Vi): DOI: 10.1063/1.5050361
- OSPINA-CORREA, J. D., J. G. OSORIO-CACHAYA, Á. M. HENAO-ARROYAVE, D. A. PALACIO-ACEVEDO, & J. GIRALDO-BUILES. 2021. Retos y oportunidades para la industria minera como potencial impulsor del desarrollo en Colombia. *Tecnológicas* 24 (50): e1683–e1683. DOI: 10.22430/22565337.1683
- PRASETYA, A., P. PRIHUTAMI, A. D. WARISAURA, M. FAHRURROZI, & H. T. B. MURTI PETRUS. 2020. Characteristic of Hg removal using zeolite adsorption and *Echinodorus palaefolius* phytoremediation in subsurface flow constructed wetland (SSF-CW) model. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8 (3): 103781. DOI: 10.1016/j.jece.2020.103781
- RAMÍREZ, J. S., D. C. R. LOAIZA, & W. J. ASPRILLA. 2020. Humedales artificiales subsuperficiales: comparación de metodologías de diseño para el cálculo del área superficial basado en la remoción de la materia orgánica. *Ingenierías USBMed* 11 (1): 65–73. DOI: 10.21500/20275846.4558
- RAMOS-ESPINOSA, M. G., L. M. RODRIGUEZ-SANCHEZ, & P. MARTINEZ-CRUZ. 2017. Uso de macrofitas acuáticas en el tratamiento de aguas para el cultivo de maíz y sorgo. *Hidrobiológica* 17 (1): 7–15. DOI: <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/972>
- ROCHA-ROMÁN, L., J. OLIVERO-VERBEL, & K. CABALLERO-GALLARDO. 2018. Impacto de la minería del oro asociado con la contaminación por mercurio en suelo superficial de San Martín de Loba, sur de Bolívar (Colombia). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 34 (1): 93–102. DOI: 10.20937/RICA.2018.34.01.08
- SAMUEL, W., B. RICHARD, & J. A. NYANTAKYI. 2022. Phytoremediation of heavy metals contaminated water and soils from artisanal mining enclave using *Heliconia psittacorum*. *Modeling Earth Systems and Environment* 8 (1): 591–600. DOI: 10.1007/s40808-020-01076-2
- SHARMA, R., & P. MALAVIYA. 2022. Constructed wetlands for textile wastewater remediation: A review on concept, pollutant removal mechanisms, and integrated technologies for efficiency enhancement. *Chemosphere* 290: 133358. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.133358
- SINGH, A. D., K. KHANNA, J. KOUR, S. DHIMAN, T. BHARDWAJ, K. DEVI, N. SHARMA, P. KUMAR, N. KAPOOR, P. SHARMA, P. ARORA, A. SHARMA, & R. BHARDWAJ. 2023. Critical review on biogeochemical dynamics of mercury (Hg) and its abatement strategies. *Chemosphere* 319 (December 2022): 137917. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.137917
- SINGH, S., & S. CHAKRABORTY. 2020. Performance of organic substrate amended constructed wetland treating acid mine drainage (AMD) of North-Eastern India. *Journal of Hazardous Materials* 397 (February): 122719. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122719
- TORRES, J. D., J. S. MAGNO, R. R. PINEDA AGUIRRE, & M. A. CRUZ. 2018. Evaluación de la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales para riego mediante humedales Artificiales de flujo libre superficial (FLS) con las especies *Cyperus Papyrus* y *Phragmites Australis*, en Carapongo-Lurigancho. *Revista de Investigación Ciencia, Tecnología y Desarrollo* 3 (2): DOI: 10.17162/rictd.v3i2.657
- VENTURA, D., M. FERRANTE, C. COPAT, A. GRASSO, M. MILANI, A. SACCO, F. LICCIARDELLO, & G. L. CIRELLI. 2021. Metal removal processes in a pilot hybrid constructed wetland for the treatment of semi-synthetic stormwater. *Science of the Total Environment* 754: 142221. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142221
- WU, S., L. GAO, J. GU, W. ZHOU, C. FAN, S. HE, J. HUANG, X. ZHANG, Y. CHENG, Z. WU, & Z. WANG. 2018. Enhancement of nitrogen removal via addition of cattail litter in surface flow constructed wetland. *Journal of Cleaner Production* 204: 205–211. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.09.036
- ZHANG, Y., J. LIU, Y. ZHOU, T. GONG, J. WANG, & Y. GE. 2013. Enhanced phytoremediation of mixed heavy metal (mercury)-organic pollutants (trichloroethylene) with transgenic alfalfa co-expressing glutathione S-transferase and human P450 2E1. *Journal of Hazardous Materials* 260: 1100–1107. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.06.065



## Distribución espacial del zooplancton en el gradiente de salinidad entre el puerto Dos Bocas y la laguna Meacoacán, Tabasco

## Spatial distribution of zooplankton in the salinity gradient between the Dos Bocas port and the Meacoacan lagoon, Tabasco

Elton Adair García-Córdova, María Teresa Herrera-Dorantes, Marco Antonio May-Kú y Pedro-Luis Ardisson\*<sup>ORCID</sup>

Recibido: 29 de junio de 2023.

Aceptado: 27 de noviembre de 2023.

Publicado: abril de 2024.

### RESUMEN

**Antecedentes:** La importancia del puerto Dos Bocas, Tabasco, para la actividad petrolera del sur del Golfo de México, contrasta con la escasa información sobre la comunidad zooplanctónica de su entorno. **Objetivos:** Generar información de línea base sobre la distribución espacial de la riqueza, abundancia y relación holoplancton/meroplancton (H/M) de los grupos del zooplancton (GZ) en el gradiente de salinidad. **Métodos:** En octubre de 2016 se realizó un muestreo en 17 estaciones en la zona costera adyacente al puerto Dos Bocas y la laguna Meacoacán. La colecta biológica se realizó con una red cónica de 300  $\mu\text{m}$ , registrando la salinidad y la temperatura del agua. **Resultados:** La riqueza, la abundancia y la relación H/M decrecieron con la salinidad. La zona costera se caracterizó como un ambiente euhalino, en la que se registraron 26 GZ, con abundancia media de 3,880 ind 100  $\text{m}^{-3}$  y relación H/M = 11.3, siendo los copépodos el grupo dominante, lo que es indicativo de la productividad secundaria asociada al ambiente costero. En la laguna Meacoacán predominó un ambiente meso-polihalino, en el que se registraron 17 GZ, con abundancia media de 409 ind 100  $\text{m}^{-3}$  y relación H/M = 1.8, siendo los huevos de peces el grupo dominante, lo que es indicativo de la importancia de la laguna Meacoacán para especies con importancia comercial o ecológica, antes de su fase adulta. **Conclusiones:** Los cambios en la riqueza y abundancia de los taxa del zooplancton a través del gradiente de salinidad aporta información de línea base sobre el uso diferencial de la laguna Meacoacán y la costa adyacente por GZ con ciclos de vida distintos, representando la primera contribución al conocimiento del zooplancton en el área de estudio.

**Palabras clave:** Abundancia, Golfo de México, Gradiente de salinidad, Holoplancton, Meroplancton

### ABSTRACT

**Background:** The importance of the port of Dos Bocas, Tabasco, for the oil industry in the southern Gulf of Mexico, contrasts with the scarce information on the zooplankton community in its surroundings. **Objectives:** Generate baseline information on the spatial distribution of richness, abundance and holoplancton/meroplankton (H/M) ratio of zooplankton groups (ZG) along the salinity gradient. **Methods:** In October 2016, one sampling was conducted at 17 sites in the coastal area adjacent to the Dos Bocas port and the Meacoacan Lagoon. The biological samples were obtained using a plankton net with a 300  $\mu\text{m}$  filtering mesh, recording water salinity and temperature. **Results:** The richness, abundance, and H/M ratio decreased with salinity. The coastal zone was characterized as a euhaline environment, where 26 ZG were recorded, with a mean abundance of 3,880 ind 100  $\text{m}^{-3}$  and H/M ratio = 11.3, with copepods being the dominant group, which is indicative of the secondary productivity associated with the coastal environment. In the Meacoacan Lagoon, a meso-polyhaline environment predominated, where 17 ZG were recorded, with a mean abundance of 409 ind 100  $\text{m}^{-3}$  and H/M ratio = 1.8, with fish eggs being the dominant group, which is indicative of the importance of the Meacoacan Lagoon for species with commercial or ecological importance, before their adult stage. **Conclusions:** The changes in the richness and abundance of zooplankton taxa along the salinity gradient provide baseline information on the differential use of the Meacoacan Lagoon and the adjacent coast by ZG with distinct life cycles, representing the first contribution to the knowledge of zooplankton in the study area.

**Keywords:** Abundance, Gulf of Mexico, Holoplancton, Meroplankton, Salinity gradient

Departamento de Recursos del Mar, Cinvestav. Carretera antigua a Progreso km 6. Apdo. Postal 73 - Cordemex, Mérida, Yucatán, 97310. México

#### \*Corresponding author:

Pedro-Luis Ardisson: e-mail: pedro.ardisson@cinvestav.mx

#### To quote as:

García-Córdova, E. A., M. T. Herrera-Dorantes, M. A. May-Kú & Pedro-Luis Ardisson. 2024. Distribución espacial del zooplancton en el gradiente de salinidad entre el puerto Dos Bocas y la laguna Meacoacán, Tabasco. *Hidrobiológica* 34 (1): 61-69.

## INTRODUCCIÓN

Un componente fundamental en la red trófica de los ecosistemas costeros es el zooplancton, el cual constituye el eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios (Escribano & Castro, 2004). El análisis de los cambios en los atributos de la comunidad zooplanctónica a través del gradiente de salinidad ha permitido definir ambientes en los que habitan taxa del zooplancton con distintos rasgos funcionales y estrategias de ciclos de vida e.g., holoplancton y meroplancton (Roura *et al.*, 2013; Sanvicente-Añorve *et al.*, 2022). El holoplancton incluye organismos que desarrollan todo su ciclo de vida como parte del plancton, entre los cuales se destacan los copépodos que llegan a conformar entre el 70 y el 90% de la composición total del zooplancton, indicando con su dominancia ambientes con alta productividad secundaria (Escribano & Castro, 2004). Otros grupos forman parte del zooplancton solo durante ciertas etapas de su ciclo de vida (meroplancton), como lo es durante la fase larvaria de crustáceos y peces, indicando con su dominancia áreas de crianza para especies de importancia comercial o ecológica antes de alcanzar la fase adulta (Gasca & Castellanos, 1993; Ocaña-Luna & Sánchez-Ramírez, 2016).

Espinoza-Tenorio *et al.* (2015) indican que la mayoría de los estudios realizados en Tabasco se concentran en la laguna Mecoacán, abordando principalmente aspectos poblacionales de especies sujetas a explotación comercial. Al respecto, en la laguna Mecoacán, la diversidad de especies reportadas incluye crustáceos (19 especies), moluscos (29 especies) y peces (27-49 especies) de importancia tanto comercial como ecológica (Domínguez *et al.*, 2003; De Jesús-Carrillo *et al.*, 2020; Hernández-Ojendi *et al.*, 2020; Torres *et al.*, 2020). Estos autores han observado que la heterogeneidad espacial y temporal de la laguna Mecoacán está principalmente relacionada con la salinidad, siendo la variable más importante en determinar la distribución de las especies en el gradiente lagunar.

Un aspecto distintivo de la laguna Mecoacán es su cercanía con la terminal marítima del puerto Dos Bocas de PEMEX que opera desde 1979. La intensa actividad y movimiento de hidrocarburos en esta área, que se incrementará con la entrada en operación de la refinería Olmeca en 2024, ha representado una presión crónica para este ecosistema, en el que se ha registrado la presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y metales pesados en la columna de agua (Díaz-González *et al.*, 1994; Del Ángel *et al.*, 2009).

A pesar de los numerosos trabajos realizados en la laguna Mecoacán (Espinoza-Tenorio *et al.*, 2015), la información disponible sobre la comunidad zooplanctónica que habita tanto en su interior como en la zona costera adyacente, es prácticamente nula. Al respecto, en el sur del Golfo de México, los estudios sobre el zooplancton marino se han realizado principalmente en Quintana Roo y Yucatán (Suárez-Morales *et al.*, 2013). En Tabasco, los estudios sobre zooplancton se limitan a los realizados por Carrillo-Laguna *et al.* (1995) que reportaron para la zona nerítica y oceánica características de la comunidad zooplanctónica, indicando la presencia de 33 grupos del zooplancton (GZ) en verano y 46 GZ en primavera. Zavala-García *et al.* (2016) indicaron que la desembocadura del sistema Grijalva-Usumacinta (a profundidades <33.5 m) es altamente productiva, con una estrecha relación entre la biomasa del zooplancton y el volumen de descarga de las aguas continentales. Cruz-Rosado *et al.* (2020) reportaron en la zona costera (<10 m de profundidad) influenciada por el río González, 16 GZ siendo los copépodos el grupo dominante. En particular, para la laguna Mecoacán, el único

antecedente es el de Sarma *et al.* (2000) sobre diversidad de rotíferos y cladóceros, resaltando nuevos registros para cinco especies de rotíferos (*Platyias leloupi*, *Ploesoma hudsoni*, *Synchaeta bicornis*, *Synchaeta hyperborea* y *Trichocerca marina*) y un cladóceros (*Moina minuta*). Lo anterior resalta la necesidad de estudios sobre la comunidad zooplanctónica en la región. En este sentido, el objetivo del presente estudio es generar información de línea base sobre la distribución espacial de la riqueza, abundancia y relación holoplancton/meroplancton de los grupos del zooplancton en el gradiente de salinidad entre la zona costera adyacente al puerto Dos Bocas y la laguna Mecoacán.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La laguna Mecoacán se localiza en el municipio de Paraíso, Tabasco, entre las coordenadas 18°16' y 18°26'N y 93°04' y 93°14'O, tiene un área aproximada de 62 km<sup>2</sup>, longitud de 12 km, anchura máxima de 6 km y profundidad de 0.9 a 1.2 m. Se comunica con el Golfo de México a través de una boca natural de aproximadamente 300 m de anchura denominada Barra Dos Bocas. El aporte de agua dulce a la laguna se produce a través de los ríos Seco, Cuxcuchapa y Escarbado (Galaviz-Solis *et al.*, 1987). La laguna Mecoacán presenta un gradiente decreciente de salinidad, con condiciones polihalinas en las cercanías de la desembocadura con el mar, meso-polihalinas en la parte media y oligo-mesohalinas en la parte más interna influenciada por la descarga de los ríos (Domínguez *et al.*, 2003).

En la costa adyacente al puerto Dos Bocas y la laguna Mecoacán se distribuyeron 17 estaciones de muestreo (Fig. 1). En cada estación se realizó una colecta diaria de zooplancton (08:00-17:00 h) mediante arrastres superficiales (<1 m de profundidad) con duración de 5 min mediante una red cónica de 30 cm de diámetro y luz de malla de 300 µm. En la boca de la red se colocó un flujómetro General Oceanics® para calcular el volumen de agua filtrada durante cada arrastre. Se requirió de dos días de trabajo (11 y 12 de octubre de 2016) para completar la colecta de muestras en todas las estaciones. El material colectado fue colocado en frascos de plástico de 500 ml y preservado con alcohol al 90%. Se registró la salinidad (ups) y la temperatura (°C) superficial del agua con un multímetro de campo YSI Modelo 85.

En el laboratorio, las muestras se aforaron a un volumen de 100 ml, del cual se extrajeron alícuotas de 20 ml con una pipeta para el conteo e identificación de organismos mediante una rueda para conteo de zooplancton (Bioweb). La identificación de los GZ se realizó utilizando las guías de identificación de Boltovskoy (1999) y Conway (2012) y se clasificaron en holoplancton (H) y meroplancton (M). Los valores de abundancia numérica se estandarizaron a ind 100 m<sup>-3</sup>. Se utilizó la relación H/M para caracterizar la proporción de la abundancia del holoplancton/meroplancton a través del gradiente de salinidad (Roura *et al.*, 2013). Se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (M-W) para determinar la existencia de diferencias estadísticas en la mediana de la salinidad y la temperatura y la riqueza, abundancia y relación H/M de GZ, entre la zona costera y la laguna Mecoacán.

## RESULTADOS

Los resultados indicaron que la salinidad presentó un gradiente decreciente de la zona costera hacia el interior de la laguna Mecoacán, lo que permitió agrupar las estaciones en dos ambientes según la clasificación para aguas salobres estuarinas (sistema Venice: Whitfield *et*

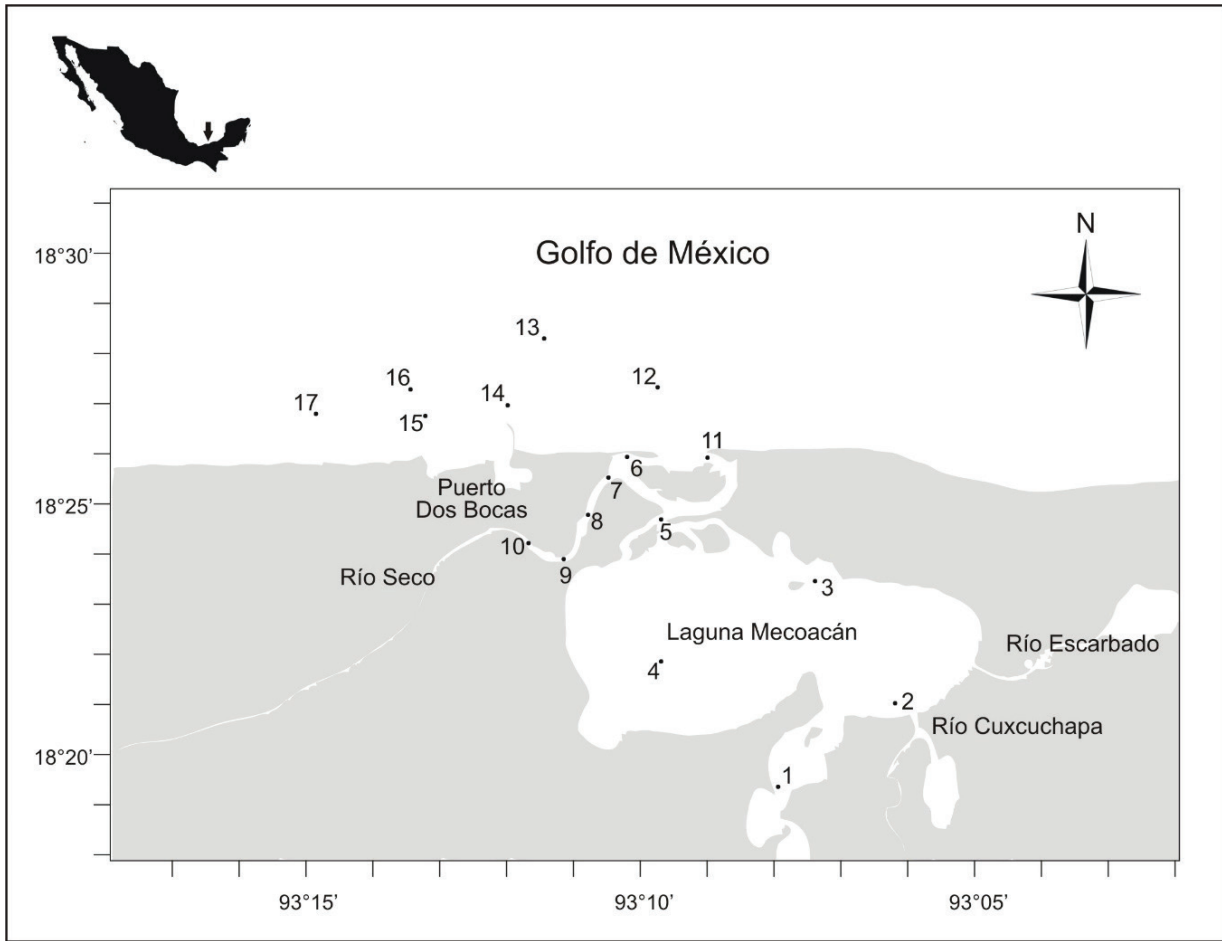


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo en la zona costera adyacente al puerto Dos Bocas y la laguna Mecoacán, Tabasco.

*al.*, 2012) y lo reportado por Domínguez *et al.* (2003) para la laguna Mecoacán: ambiente euhalino (zona costera: estaciones 11 a 17) y ambiente meso-polihalino (laguna Mecoacán: estaciones 1 a 10). En el ambiente euhalino se registró una salinidad media  $\pm$  E.E. de  $31.6 \pm 0.1$  ups (mínimo = 31.2 ups, máximo = 32 ups) y temperatura media de  $29.9 \pm 0.2^\circ\text{C}$  (mínimo =  $29.2^\circ\text{C}$ , máximo =  $30.4^\circ\text{C}$ ). En el ambiente meso-polihalino se registró una salinidad media de  $16.2 \pm 1.2$  ups (mínimo = 9.1 ups, máximo = 19.5 ups) y temperatura media de  $29.7 \pm 0.2^\circ\text{C}$  (mínimo =  $28.5^\circ\text{C}$ , máximo =  $30.4^\circ\text{C}$ ). La salinidad presentó diferencias significativas entre ambientes ( $M-W = 70$ ,  $P < 0.0001$ ) con el valor más alto en el ambiente euhalino, mientras que la temperatura fue estadísticamente similar entre ambientes ( $M-W = 43$ ,  $P = 0.463$ ).

La abundancia total fue de  $31,248.9$  ind  $100\text{ m}^{-3}$  (media =  $1,838 \pm 664$  ind  $100\text{ m}^{-3}$ ), representado por 28 GZ (12 del holoplancton y 16 del meroplancton) distribuidos en 9 phyla, 1 subphylum, 9 clases, 1 subclase, 4 órdenes, 1 suborden, 1 infraorden y 2 familias (Tabla 1). En el ambiente euhalino la riqueza fue de 26 GZ (media =  $11.7 \pm 1.2$  GZ), de los cuales 12 fueron del holoplancton y 14 del meroplancton, estando ausentes las larvas megalopa y la Clase Insecta. La abundancia de individuos en el ambiente euhalino ( $= 27,160.9$  ind  $100\text{ m}^{-3}$ , media =  $3,880.1 \pm 1,276.6$  ind  $100\text{ m}^{-3}$ ) representó el 86.9% de la captura total,

de la cual el 90.9% correspondió al holoplancton y 9.1% al meroplancton. De acuerdo con el orden de abundancia, los copépodos fueron el grupo dominante del holoplancton en el ambiente euhalino, representado el 80.5%, seguido por los cladóceros con el 8.4% (Tabla 1).

En el ambiente meso-polihalino la riqueza fue de 17 GZ (media =  $6.1 \pm 0.7$  GZ), de los cuales 13 fueron del meroplancton y cuatro del holoplancton, estando ausentes ocho grupos del holoplancton (Appendicularia, Chaetognatha, larvas de Sergestidae, Foraminifera, Ostracoda, Pteropoda, Siphonophorae y Thaliacea) y tres del meroplancton (Bryozoa, larvas nauplio y Echinodermata). La abundancia en el ambiente meso-polihalino ( $= 4,088.1$  ind  $100\text{ m}^{-3}$ , media =  $408.8 \pm 144.2$  ind  $100\text{ m}^{-3}$ ) representó el 13.1% de la captura total, de la cual el 61.1% correspondió al meroplancton y 38.9% al holoplancton. De acuerdo con el orden de abundancia, los huevos de peces constituyeron el grupo dominante en el ambiente meso-polihalino, representando el 49%, seguido por las larvas zoea con el 6.8% (Tabla 1).

La riqueza de GZ y la abundancia decrecieron con la salinidad (Fig. 2). En el ambiente euhalino la riqueza mínima (7 GZ) se observó en la estación E12 y la máxima (18 GZ) en la E11, con la abundancia mínima ( $375.6$  ind  $100\text{ m}^{-3}$ ) en la E16 y la máxima ( $10,087.2$  ind  $100\text{ m}^{-3}$ ) en la E13. En el ambiente meso-polihalino, la riqueza mínima (3 GZ) se



observó en la E4 y la máxima (9 GZ) en la E5, con la abundancia mínima (8.1 ind 100 m<sup>-3</sup>) en la E1 y la máxima (1367.7 ind 100 m<sup>-3</sup>) en la E8. Se detectaron diferencias significativas en la riqueza (M-W = 66, P = 0.003) y la abundancia (M-W = 64, P = 0.005) entre ambientes, con los valores más altos en el ambiente euhalino.

La variación espacial en la abundancia relativa fue principalmente por efecto de los grupos dominantes del holoplancton y meroplancton, con la relación H/M tendiendo a disminuir hacia el interior de la laguna (Fig. 3). En el ambiente euhalino se colectaron 12 GZ holoplanctónicos (90.9% de la abundancia) y 14 GZ meroplanctónicos (9.1% de la abundancia), con los copépodos como grupo dominante y presentando una distribución homogénea en la abundancia relativa, contribuyendo del 65.5% en la E17 al 88.8% en la E13. La relación H/M registró una media de  $11.3 \pm 3.2$ , con un valor mínimo de 2.9 en la E17 y máximo de 26.1 en la E14 (Fig. 3).

En el ambiente meso-polihalino se colectaron 4 GZ holoplanctónicos (38.9% de la abundancia) y 13 GZ meroplanctónicos (61.1% de la abundancia). La distribución de la abundancia relativa de los GZ fue heterogénea. Los copépodos fueron dominantes en las estaciones localizadas al norte de la laguna en las cercanías del canal de comunicación con el mar (E6 a E8), donde contribuyeron con el 75 al 83% de la colecta. Los huevos de peces fueron dominantes en las estaciones localizadas hacia el río Seco (E9 y E10) y en el centro y sur de la laguna (E2 a E5), donde contribuyeron del 41.2% (E2) al 98.3% (E4) de la colecta. En las estaciones 1 y 2, que registraron las salinidades y abundancias mínimas de toda el área de estudio (aunque los huevos de peces también representaron una proporción relativamente alta de la colecta, del 25 al 41%), se observó una distribución más equitativa de la abundancia relativa. En el ambiente meso-polihalino la relación H/M registró una media de  $1.8 \pm 0.9$ , con un valor mínimo de 0.01 en la E3 y máximo de 8.5 en la E8. La relación H/M presentó diferencias significativas entre ambientes (M-W = 63, P = 0.007), con el valor más alto en el ambiente euhalino.

## DISCUSIÓN

El presente estudio, a pesar de tener la limitante temporal de haberse basado en datos de un solo muestreo, representa la primera caracterización de los taxa del zooplancton de la zona costera adyacente al puerto Dos Bocas y la laguna Meacoacán. La riqueza, la abundancia y la relación H/M observadas tendieron a decrecer de la zona costera (ambiente euhalino) hacia el interior de la laguna Meacoacán (ambiente meso-polihalino). Sobre el plano espacial, no se observaron diferencias significativas en la temperatura, sugiriendo que su escasa variación entre estaciones no ejerce una gran influencia en la distribución de los GZ. Por el contrario, la influencia del gradiente de salinidad en determinar la distribución espacial de los GZ fue mayor, como también ha sido observado para otros grupos faunísticos que habitan la laguna como crustáceos (Dominguez *et al.*, 2003; Torres *et al.*, 2020), moluscos (De Jesús-Carrillo *et al.*, 2020) y peces (Hernández-Ojendi *et al.*, 2020).

Al comparar nuestros resultados con los de otros estudios realizados en el Golfo de México y Mar Caribe, observamos que la riqueza del presente trabajo (28 GZ) es similar a la registrada en estaciones ubicadas frente a las desembocaduras de los ríos Grijalva-Usumacinta y San Pedro-San Pablo, del sistema lagunar Carmen-Machona (23-29 GZ: Carrillo-Laguna *et al.*, 1995) y de la bahía de Chetumal (23 GZ: Gasca & Castellanos, 1993), mayor que en la zona costera influenciada por el río González (16 GZ: Cruz-Rosado *et al.*, 2020), y menor a la reportada en ecosistemas costeros de Quintana Roo, adyacentes a los arrecifes de coral que se caracterizan por una riqueza planctónica alta (37-41 GZ: Álvarez-Cadena *et al.*, 2007; Álvarez-Cadena *et al.*, 2009).

Aunque la riqueza de GZ fue mayor que la registrada en la zona costera influenciada por el río González (Cruz-Rosado *et al.*, 2020), nuestra abundancia media en la zona costera (3,880 ind 100 m<sup>-3</sup>) fue 15 a 33 veces menor que la media anual reportada en ese estudio. De manera similar, nuestra abundancia media fue de 5 a 52 veces menor con respecto a los ambientes costeros con diversidad alta de Quintana Roo

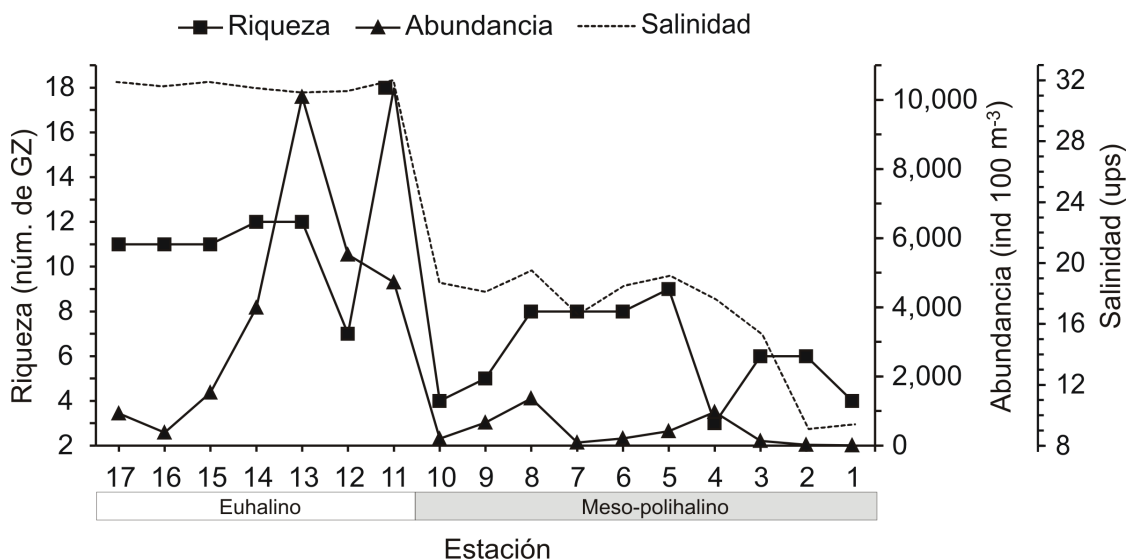


Figura 2. Distribución espacial de la riqueza y abundancia de los grupos del zooplancton (GZ) a través del gradiente de salinidad.

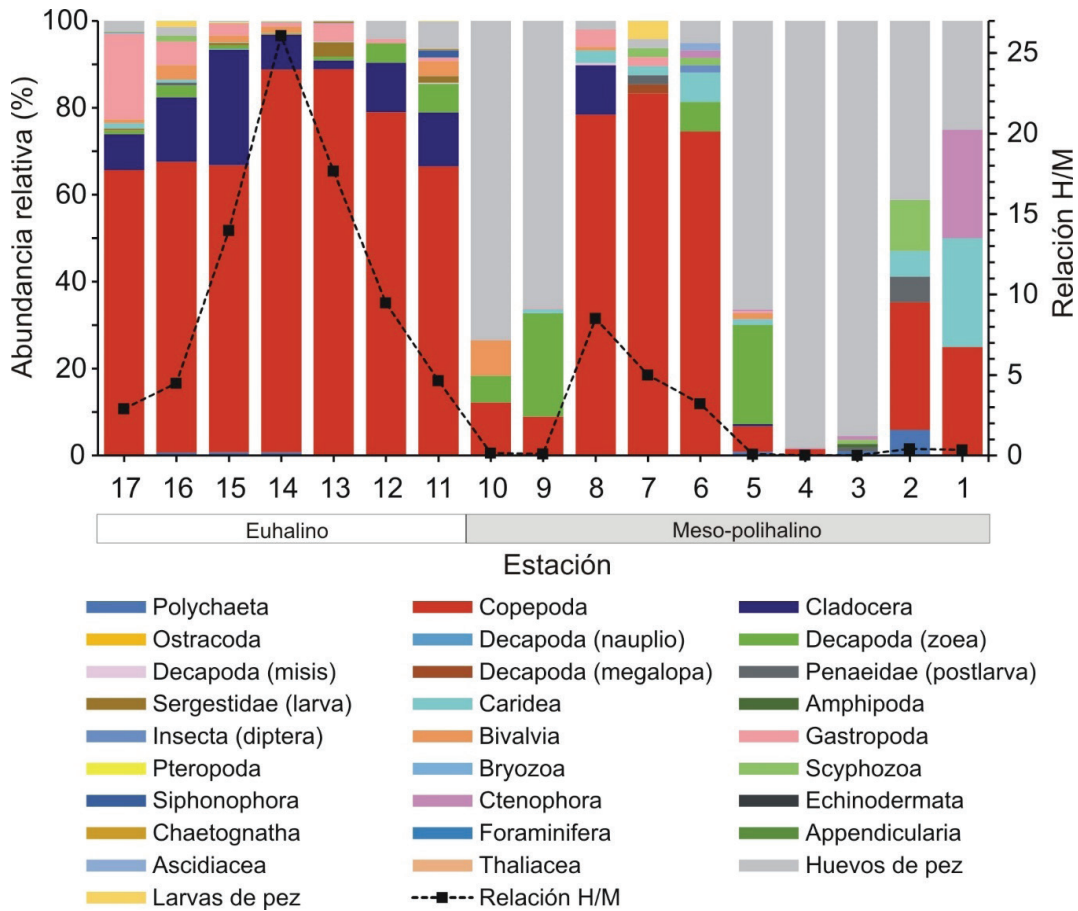


Figura 3. Distribución espacial de la abundancia relativa y relación holoplancton/meroplancton (H/M) a través del gradiente de salinidad.

(Álvarez-Cadena *et al.*, 2007; Álvarez-Cadena *et al.*, 2009). La abundancia máxima registrada en la E13 de la zona costera (10,087.2 ind 100 m<sup>-3</sup>) también es considerablemente menor a la reportada en estaciones ubicadas frente a las desembocaduras de los ríos Grijalva-Usumacinta y San Pedro-San Pablo y del sistema lagunar Carmen-Machona (35,600-265,000 ind 100 m<sup>-3</sup>: Carrillo-Laguna *et al.*, 1995).

Las abundancias bajas de zooplancton observadas en el presente estudio son difíciles de atribuir a la variación temporal ya que nuestro muestreo se realizó a mediados de octubre cuando la descarga de los ríos tiende a aumentar por lo que se esperaría un incremento en la abundancia y biomasa del zooplancton en la zona costera (Zavala-García *et al.*, 2016; Cruz-Rosado *et al.*, 2020). Es probable que las bajas abundancias observadas pudieran estar relacionadas con el horario diurno (08:00-17:00 h) de la colecta superficial, ya que la presencia del zooplancton en la superficie del agua es generalmente mínima durante el día y máxima durante la noche (Cohen & Forward, 2009). También es necesario considerar el efecto negativo de la contaminación crónica que ha soportado esta región durante más de 40 años, derivado de la actividad petrolera del puerto Dos Bocas, que probablemente ha causado una disminución del zooplancton y que, debido a la ausencia de estudios a largo plazo, no ha podido ser demostrada. Por ejemplo, las concentraciones de HAPs registradas en 1993 en la columna de agua de la

laguna Mecoacán (4.3-4.7 µg/L: Díaz-González *et al.*, 1994), son hasta 19 veces mayores que el nivel conocido por causar efectos letales y subletales en el plancton (0.5 µg/L: Deepwater Horizon Natural Resource Damage Assessment Trustees, 2016). Es necesario realizar estudios a mayor escala temporal para una mejor comprensión de las fluctuaciones naturales que presenta el zooplancton como consecuencia, por ejemplo, de la variabilidad de mesoescala de la circulación marina, la distribución horizontal en agregaciones inducidas por ondas internas y las variaciones de influencias continentales (Prairie *et al.*, 2012), lo que contribuiría a diferenciar entre efectos ambientales y antrópicos.

En la zona costera la relación H/M fue seis veces mayor que en la laguna Mecoacán debido a que la abundancia del holoplancton aumentó mientras que la abundancia del meroplancton se redujo. Esta distribución espacial es similar a la reportada en otros ambientes costeros en los que el holoplancton, principalmente copépodos, tiende a dominar, siendo de gran importancia en las cadenas tróficas pelágicas (Cruz-Rosado *et al.*, 2020; Mecalco-Hernández & Castillo-Rivera, 2020). La abundancia del meroplancton (e.g., huevos y larvas de peces y decápodos) al interior de los sistemas costeros se ha relacionado con su función como áreas de crianza para especies que ingresan o se reproducen al interior del sistema (Gasca & Castellanos, 1993; Ocaña-Luna & Sánchez-Ramírez, 2016).

Tabla 1. Abundancia numérica (ind 100 m<sup>-3</sup>) de los grupos del zooplankton (GZ) colectados por estación y ambiente. %, abundancia relativa.

GZ	Euhalino										Meso-polihalino									
	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	%		
<b>HOLOPLANKTON</b>																				
Phylum Arthropoda																				
Clase: Copepoda	609.9	251.2	1,011.3	3,514.2	8,962.5	4,362.9	3,139.6	80.5	24.5	59.7	1,068.5	74.8	154.1	24.5	14.6	6.5	2.0	35.0		
Suborden: Cladocera	77.0	55.8	406.2	320.7	202.9	629.0	585.8	8.4			155.4		1.9					3.8		
Clase: Ostracoda				3.3			0.01													
Familia: Sergestidae	3.9	8.3			338.7	3.7	67.0	1.6												
Orden: Amphipoda							2.4	0.01							1.3			0.03		
Phylum Mollusca																				
Orden: Pteropoda			2.8					0.01												
Phylum Cnidaria																				
Orden: Siphonophorae					8.6		76.5	0.3												
Phylum Chaetognatha					31.4		9.6	0.2												
Phylum Foraminifera					2.9			0.01												
Phylum Chordata																				
Clase: Appendicularia	2.0			3.3				0.02												
Clase: Ascidiacea							4.8	0.02					3.5					0.09		
Clase: Thaliacea							2.4	0.01												
<b>MEROPLANKTON</b>																				
Phylum Annelida																				
Clase: Polychaeta	2.0	2.5	11.1	29.4	5.7		4.8	0.2		3.9			3.8	1.3	1.3		0.2			
Phylum Arthropoda																				
Orden: Decapoda																				
Nauplio																				
Zoea	7.9	10.2	13.8	6.5	82.9	245.0	313.2	2.5	12.2	157.5			14.0	96.1			6.8			
Misis							9.6	0.04		7.8								0.2		

GZ	Euhalino										Meso-polihalino									
	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	%		
Megalopa										1.9							0.05			
Familia: Penaeidae (postlarva)	2.5			2.9		2.4	0.03			1.9			1.3	1.3			0.1			
Infraorden: Caridea	11.8	2.5	2.8	3.3	11.4		0.1	6.6	38.9	1.9	14.0	5.7		1.3	2.0	1.7				
Clase: Insecta (diptera)											3.5						0.1			
Phylum Mollusca																				
Clase: Bivalvia	7.9	12.7	22.1	62.2		160.2	1.0	16.3		11.7		5.7					0.8			
Clase: Gastropoda	183.5	20.3	44.2	32.7	430.2	51.2	43.0	1.7	54.4	1.9	1.9						1.5			
Phylum Bryozoa	2.0						0.01													
Phylum Cnidaria																				
Clase: Scyphozoa	5.1		3.3		3.7		0.04			1.9	3.5		1.3	2.6			0.2			
Phylum Ctenophora						2.4	0.01				3.5	1.9	2.1	1.3	2.0		0.3			
Phylum Echinodermata						4.8	0.02													
Phylum Chordata																				
Subphylum: Vertebrata																				
Huevos de peces	23.7	7.6	5.5	6.5	7.1	226.7	291.7	2.1	146.8	437.7	27.2	1.9	10.5	278.8	956.0	131.9	49.0			
Larvas de peces	5.1		3.3			4.8	0.05			3.7							0.1			

En la laguna Mecoacán, aunque no se registraron condiciones oligohalinas durante el muestreo, las abundancias más bajas de huevos de peces y larvas de decápodos se registraron en las estaciones más internas (E1-E2) con salinidad promedio de 9 ups, lo que sugiere una presencia limitada de especies dulceacuícolas (Ocaña-Luna & Sánchez-Ramírez, 2016). Por el contrario, la abundancia se incrementó a salinidades >15 ups, sugiriendo condiciones favorables para estadios larvarios de especies estuarino-dependientes, que representan las de mayor importancia económica. Al respecto, en la laguna Mecoacán se ha reportado la presencia de camarones peneidos *Farfantepenaeus aztecus*, *Farfantepenaeus duorarum* y *Litopenaeus setiferus*; jaibas *Callinectes* spp.; lisas *Mugil* spp.; robalos *Centropomus* spp. y pargos *Lutjanus* spp. (Domínguez *et al.*, 2003; Hernández-Ojendi *et al.*, 2020; Torres *et al.*, 2020) que pudieran utilizar la laguna como área de crianza durante su etapa meroplanctónica, favoreciendo la producción pesquera local.

La heterogeneidad espacial de los taxa del zooplancton en la laguna Mecoacán y zona costera adyacente permite entender la función del área de estudio como hábitat para diversas especies que desarrollen parte o completamente en ella su ciclo de vida. Esta información de línea base es útil como marco de referencia en futuros estudios, ya que, con el inicio de operaciones de la refinera Olmeca, es probable un incremento en el deterioro ambiental que disminuya el valor de los servicios ambientales que proporciona este importante ecosistema costero-lagunar del sur del Golfo de México.

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece al personal del Laboratorio de Bentos, Cruz Daniel Mandujano García y Ana Ruth Nava Huerta, por su apoyo en el muestreo en campo y en el análisis de las muestras en el laboratorio.

## REFERENCIAS

- ÁLVAREZ-CADENA, J. N., U. ORDÓÑEZ-LÓPEZ, D. VALDÉS-LOZANO, A. R. ALMARAL-MENDIVIL & A. UICAB-SABIDO. 2007. Estudio anual del zooplancton: composición, abundancia, biomasa e hidrología del norte de Quintana Roo, mar Caribe de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 421-430. DOI:10.22201/ib.20078706e.2007.002.405
- ÁLVAREZ-CADENA, J. N., U. ORDÓÑEZ-LÓPEZ, A. R. ALMARAL-MENDIVIL & A. UICAB-SABIDO. 2009. Composition and abundance of zooplankton groups from a coral reef lagoon in Puerto Morelos, Quintana Roo, Mexico, during an annual cycle. *Revista de Biología Tropical* 57(3): 647-658. DOI:10.15517/rbt.v57i3.5481
- BOLTOVSKOY, D. 1999. *South Atlantic Zooplankton*. Backhuys Publishers, Leiden. 1705 p.
- CARRILLO-LAGUNA, J., S. R. MILLE-PAGAZA & R. GUADARRAMA-GRANADOS. 1995. La Comunidad zooplanctónica de la sonda de Campeche en dos temporadas: verano de 1980 y primavera de 1986. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 40: 153-171.
- COHEN, J. H. & R. B. FORWARD. 2009. Zooplankton diel vertical migration – a review of proximate control. In: Gibson, R. N., R. J. A. Atkinson & J. D. M. Gordon (eds.). *Oceanography and Marine Biology an Annual Review Volume 47*. CRS Press, Taylor & Francis Group, pp. 77-110. DOI:10.1201/9781420094220.ch2
- CONWAY, D. V. P. 2012. Marine zooplankton of southern Britain. Part 1: Radiolaria, Heliozoa, Foraminifera, Ciliophora, Cnidaria, Ctenophora, Platyhelminthes, Nemertea, Rotifera and Mollusca. A. W. G. John (ed.). Occasional Publications. Marine Biological Association of the United Kingdom, No. 25. Plymouth, United Kingdom. 138 p. DOI:10.13140/2.1.4704.4800
- CRUZ-ROSADO, L., W. M. CONTRERAS-SÁNCHEZ, U. HERNÁNDEZ-VIDAL, J. GÓMEZ-GUTIÉRREZ, M. J. CONTRERAS-GARCÍA & A. MCDONAL-VERA. 2020. Seasonal variability of near-surface zooplankton community structure in the southern Gulf of Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 48(4): 649-661. DOI:10.3856/vol48-issue4-fulltext-2503
- DE JESÚS-CARRILLO, R. M., F. A. OCAÑA, I. HERNÁNDEZ-ÁVILA, M. MENDOZA-CARRANZA, A. J. SÁNCHEZ & E. BARBA-MACÍAS. 2020. Mollusk distribution in four habitats along a salinity gradient in a coastal lagoon from the Gulf of Mexico. *Journal of Natural History* 54(19-20): 1257-1270. DOI:10.1080/00222933.2020.1785030
- DEEPWATER HORIZON NATURAL RESOURCE DAMAGE ASSESSMENT TRUSTEES. 2016. Deepwater Horizon Oil Spill: Final Programmatic Damage Assessment and Restoration Plan and Final Programmatic Environmental Impact Statement. IV. Injury to Natural Resources. Available online at: <http://www.gulfspillrestoration.noaa.gov/restoration-planning/gulf-plan> (downloaded October 4, 2023).
- DEL ÁNGEL, E., A. H. RUBIO, D. M. FRÍAS & D. LAGUNA. 2009. Health risks due to the presence of lead (Pb) and copper (Cu) in a coastal area of Tabasco, Mexico. In: Brebia, C. A. (ed.). *Environmental Health Risk V*. Witt Press, pp. 125-132. DOI:10.2495/EHR090121
- DÍAZ-GONZÁLEZ, G., A. VÁZQUEZ-BOTELLO & G. PONCE-VÉLEZ. 1994. Contaminación por hidrocarburos aromáticos (HAP'S) disueltos en la laguna Mecoacán, Tabasco, México. *Hidrobiológica* 4(1-2): 21-27.
- DOMÍNGUEZ, J. C. A. J. SÁNCHEZ, R. FLORIDO & E. BARBA. 2003. Distribución de macrocrustáceos en la laguna Mecoacán, al sur del Golfo de México. *Hidrobiológica* 13(2): 127-136.
- ESCRIBANO, R., & L. CASTRO. 2004. Plancton y productividad. In: Werlinger, C. (ed.). *Biología Marina y Oceanografía: Conceptos y Procesos*. Universidad de Concepción. Trama impresiones S.A. Chile, pp. 289-312.
- ESPIÑOZA-TENORIO, A., J. A. ZEPEDA-DOMÍNGUEZ, J. C. NÚÑEZ-GÓMEZ, M. MENDOZA-CARRANZA & E. BARBA-MACÍAS. 2015. ¿De la intuición al conocimiento científico? Publicaciones sobre las lagunas costeras de Tabasco, México. *Interciencia* 40(7): 448-456.
- GALAVIZ-SOLÍS, A., M. GUTIÉRREZ-ESTRADA & A. CASTRO DEL RÍO. 1987. Morfología, sedimentos e hidrodinámica de las lagunas Dos Bocas y Mecoacán, Tabasco, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 14(2): 109-123.
- GASCA, R. & I. CASTELLANOS. 1993. Zooplancton de la Bahía de Chetumal, Mar Caribe, México. *Revista de Biología Tropical* 41(3): 619-625.
- HERNÁNDEZ-OJENDI, R., L. A. AYALA-PÉREZ, A. ESQUIVEL-HERRERA & B. I. VEGA-RODRÍGUEZ. 2020. Estructura de la comunidad de peces de la Laguna Mecoacán, Tabasco, México. *JAINA Costas y Mares ante el Cambio Climático* 2(1): 1-18. DOI:10.26359/52462.0120
- MICALCO-HERNÁNDEZ, A. & M. CASTILLO-RIVERA. 2020. Riqueza zooplanctónica en la boca de la Laguna La Mancha, durante muestreos mensuales

- y nictímeros. *Hidrobiológica* 30(2): 143-153. DOI:10.24275/uam/izt/dcbshidro/2020v30n2/Castillo
- OCAÑA-LUNA, A. & M. SÁNCHEZ-RAMÍREZ. 2016. Estructura de la comunidad ictioplanctónica en la laguna de Tamiahua, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87: 123-132. DOI:10.1016/j.rmb.2016.01.018
- PRAIRIE, J.C., K. R. SUTHERLAND, K. J. NICKOLS & A. M. KALTENBERG. 2012. Biophysical interactions in the plankton: A cross-scale review. *Limnology and Oceanography Fluids & Environments* 2: 121-145. DOI:10.1215/21573689-1964713
- ROURA, Á., X. A. ÁLVAREZ-SALGADO, F. GONZÁLEZ ÁNGEL, M. GREGORI, G. ROSÓN & Á. GUERRA. 2013. Short-term meso-scale variability of mesozooplankton communities in a coastal upwelling system (NW Spain). *Progress in Oceanography* 109: 18-32. DOI:10.1016/j.pocean.2012.09.003
- SANVICENTE-ANORVE, L., M. SÁNCHEZ-CAMPOS, M. ALATORRE-MENDIETA, E. LE-MUS-SANTANA & E. GUERRA-CASTRO. 2022. Zooplankton functional traits in a tropical estuarine system: Are lower and upper estuaries functionally different? *Frontiers in Marine Science* 9: 1004193. DOI:10.3389/fmars.2022.1004193
- SARMA, S. S. S., S. NANDINI, P. RAMÍREZ-GARCÍA & J. E. CORTÉS-MUÑOZ. 2000. New records of brackish water Rotifera and Cladocera from Mexico. *Hidrobiológica* 10(2): 121-124.
- SUÁREZ-MORALES, E., U. ORDÓÑEZ-LÓPEZ & L. VÁSQUEZ-YEOMANS. 2013. Las investigaciones de zooplancton marino en el sureste de México (1985-2010): logros y perspectivas institucionales. *Sociedad y Ambiente* 1(1): 96-112. DOI:10.31840/sya.v0i1.5
- TORRES, J.R., A. J. SÁNCHEZ & E. BARBA. 2020. Spatial and temporal habitat use by penaeid shrimp (Decapoda: Penaeidae) in a coastal lagoon of the southwestern Gulf of Mexico. *Regional Studies in Marine Science* 34: 101052. DOI:10.1016/j.risma.2020.101052
- WHITFIELD, A. K., M. ELLIOTT, A. BASSET, S. J. M. BLABER & R. J. WEST. 2012. Paradigms in estuarine ecology – A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97: 78e90. DOI:10.1016/j.ecss.2011.11.026
- ZAVALA-GARCÍA, F., C. FLORES-COTO & M. L. ESPINOSA-FUENTES. 2016. Relationship between zooplankton biomass and continental water discharges in the southern Gulf of Mexico (1984-2001). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 51(1): 21-31. DOI:10.4067/S0718-19572016000100003

# HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 34

Número 1

2024

---

**B. Okolodkov, Y. V. A. Cervantes-Urieta, A. C. Aguilar-Trujillo, F. del C. Merino-Virgilio,  
G. Cruz-Trejo, D. A. Huerta-Quintanilla, K. A. Steidinger<sup>†</sup>, I. Gárate-Lizárraga,  
L. M. Durán-Riveroll and J. A. Herrera-Silveira**

*Durinskia yucatanensis* sp. nov. (Peridinales: Kryptoperidiniaceae), a new planktonic  
dinoflagellate species, and its habitat in coastal Yucatan waters, Gulf of Mexico 1-12

---

**Martínez Cruz, P., A. L. Ibáñez, O. Monroy H., J. F. Aguirre G., E. Maya P. and H. Ramírez-Saad**  
Effect of symbiotic administration on growth and intestinal microbiota variation of pacú  
(*Piaractus mesopotamicus*) in recirculating aquaculture systems 13-25

---

**Alejo-Plata, M. del C., R. I. Rojas-González, V. H. Martínez-Magaña y I. Martínez-Bravo**  
Presencia de juveniles y adultos del calamar de "cristal" *Leachia dislocata*  
(Cephalopoda: Cranchiidae) en el Golfo de Tehuantepec, Pacífico tropical noreste 27-33

---

**Rodríguez-Estrada, J. y F. Martínez-Jerónimo.**  
Cladóceros en el reservorio eutrofizado de Valle de Bravo. Estudio anual sobre su diversidad,  
distribución, abundancia y nuevos registros 35-49

---

**Sierra-Gaviria, E., A. Campos-Gilón, A. Daza-Ordoñez, P. Coral, L. Gómez,  
C. Fernández Morantes y A. Arias Hoyos**  
Evaluación de la eficiencia de un sistema de humedales construidos en la remoción  
de mercurio de efluentes mineros auríferos 51-59

---

**García-Córdova, E. A., M. T. Herrera-Dorantes, M. A. May-Kú y Pedro-Luis Ardisson**  
Distribución espacial del zooplancton en el gradiente de salinidad entre el puerto  
Dos Bocas y la laguna Mecoacán, Tabasco 61-69