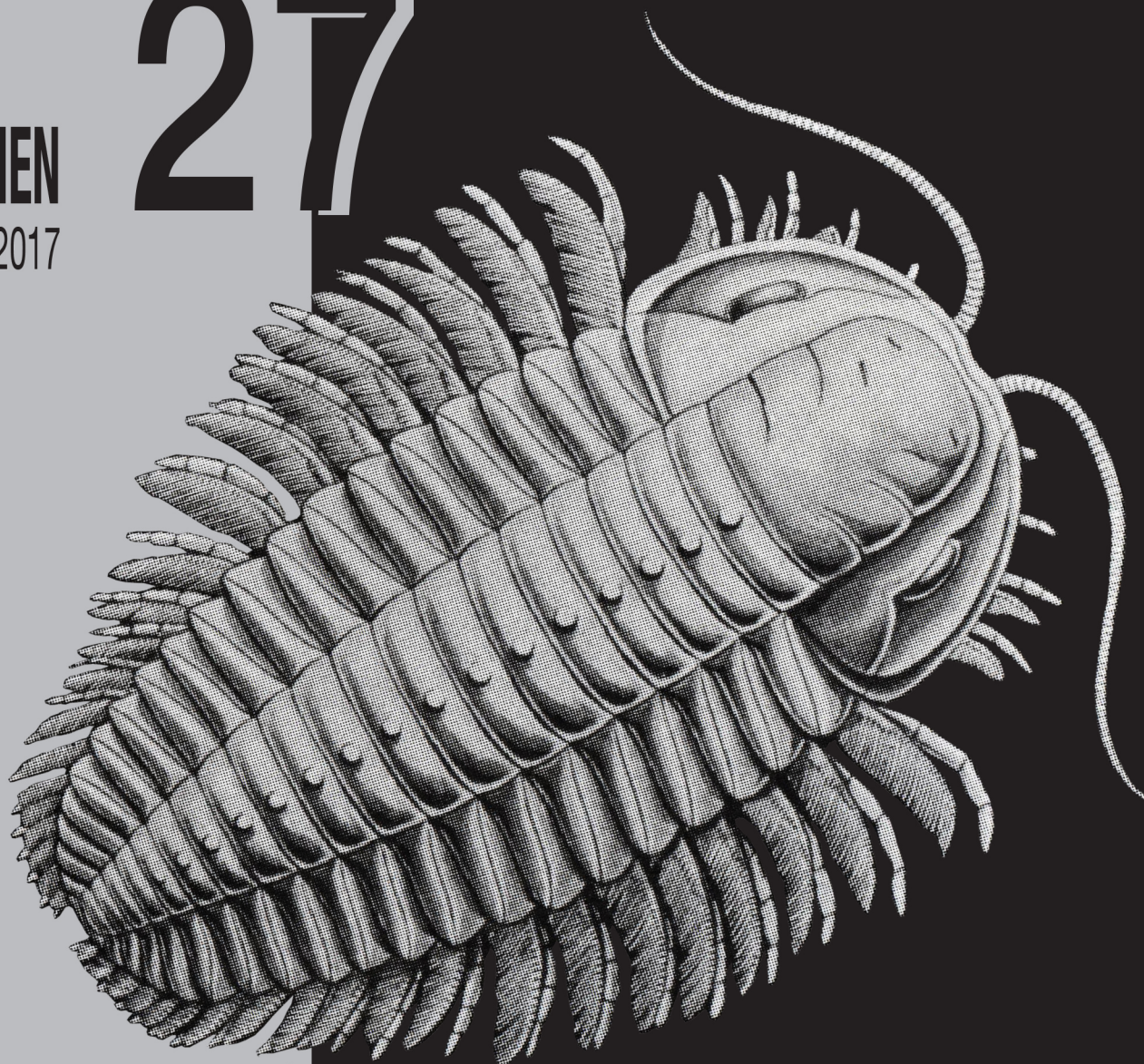


HIDROBIOLÓGICA

27

VOLUMEN

Número 2, 2017



Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa



HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 27

Número 2

2017

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 Índice 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. 27 Año 2017, Número 2, mayo-agosto de 2017, 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, Delegación Tlalpan, C.P. 14387, México, Ciudad de México y Av. San Rafael Atlixco, No. 186, Colonia Vicentina, Delegación Iztapalapa, C.P. 09340, México, Ciudad de México, teléfono: 5804-6475.

Página electrónica de la revista: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx> y dirección electrónica: rehb@xanum.uam.mx. Editora Responsable: María Esther Angélica Meave del Castillo. Certificado de Reserva de Derechos al Uso Exclusivo de Título No. 04-2010-072711181500-203.

ISSN para revista electrónica: 2448-7333, otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización del número: María Esther Angélica Meave del Castillo, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco, No. 186, Colonia Vicentina, Delegación Iztapalapa, C.P. 09340, México, Ciudad de México.

Fecha de última modificación: 15 de agosto de 2017. Tamaño de archivo: 17.8 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. Ma. Esther Angélica Meave del Castillo

Área de Ficología Comparada, Dpto. de Hidrobiología,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

EDITORES ASOCIADOS Y ÁRBITROS DEL NÚMERO ESPECIAL

ÁREA SISTEMÁTICA, MORFOLOGÍA Y FILOGENIA

Dra. Jhoana Díaz Larrea

Área de Ficología Comparada, Dpto. de Hidrobiología,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

Dr. Mario Adolfo Espejo Serna

Área de Botánica Estructural y Sistemática Vegetal,
Dpto. de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

Dr. Juan Emilio Sánchez Moyano

Laboratorio de Biología Marina, Dpto. Zoología,
Facultad de Biología Universidad de Sevilla.
Sevilla, España.

ÁREA MANEJO DE RECURSOS ACUÁTICOS

Dra. Irene de los Ángeles Barriga Sosa

Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos, Dpto. de Hidrobiología,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

Dra. Ana Laura Ibáñez Aguirre

Área de Producción Acuática, Dpto. de Hidrobiología,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

Dra. Alda Rocío Ortiz Muñiz

Área de Biología Celular, Dpto. de Ciencias de la Salud,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

ÁREA AMBIENTAL

Dr. Antonio Márquez García

Área de Geología y Limnología, Dpto. de Hidrobiología,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

Dra. Flor de María Cuervo López

Área de Microbiología, Dpto. de Biotecnología,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

Dr. Derik Castillo Guajardo

Área Biología de la Conservación, Dpto. de Ciencias Ambientales,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAML).
Lerma de Villada, Edo. de México, México.

Dra. Guadalupe Barrera Escorcía

Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos, Dpto. de Hidrobiología,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

Dr. Javier Carmona Jiménez

Área de Ecología y Recursos Naturales, Dpto. de Biología Comparada,
Facultad de Ciencias,
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).
CDMX, México

Dra. María Teresa Núñez Cardona

Área Estructura y Funcionamiento de los Recursos Naturales Renovables,
Dpto. de el Hombre y su Ambiente,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco (UAMX).
CDMX, México.

Dra. Patricia Ramírez Romero

Área de Manejo Integral de Recursos Acuáticos, Dpto. de Hidrobiología,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

Dr. Víctor Hugo Rivera Monroy

Department of Oceanography and Coastal Sciences,
Louisiana State University.
Louisiana, USA.

ÁREA ECOLOGÍA

Dra. Margarita Elizabeth Gallegos Martínez

Área de Ecosistemas Costeros, Dpto. de Hidrobiología,
División de Ciencias Biológicas y de la Salud,
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI).
CDMX, México.

Dr. Everardo Barba Macías

Área de manejo sustentable de cuencas y zonas costeras,
Dpto. de Ciencias de la Sustentabilidad,
El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad Villahermosa
Tabasco, México.

Ana Laura Lara Domínguez

Área de Ecosistemas Costeros, Dpto. Red de Ecología Funcional,
Instituto de Ecología A.C. de México (INECOL)
Xalapa, Veracruz, México.

Dr. Arturo Tripp Quezada

Área de Ecología y Cultivo de Moluscos, Dpto. de Pesquerías
y Biología Marina,
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR)
Instituto Politécnico Nacional (IPN)
La Paz, B.C.S. México.

Dr. Oscar Alberto Flores Villela

Departamento de Biología Evolutiva,
Facultad de Ciencias,
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

CONSEJO EDITORIAL

Dr. Saúl Álvarez Borrego
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada (CICESE)
Ensenada, México.

Dr. Luis S. Álvarez-Lajonchère
Grupo Picimar,
La Habana, Cuba.

Dra. Guadalupe Judith De la Lanza Espino
Instituto de Biología, UNAM
CDMX, México.

Dr. Alfonso Vázquez Botello
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
CDMX, México.

Dr. Gerald J. Bakus
Allan Hancock Foundation
University of Southern California
California, USA.

Dr. Luis Fernando Bückle Ramírez
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada (CICESE)
Ensenada, México.

Dr. Carlos Cáceres Martínez
Universidad Autónoma de Baja California Sur
La Paz, México.

Dr. Roberto Civera Cerecedo
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
La Paz, México.

Dra. Laura Dávalos Lind
Baylor University, Texas
Texas, USA.

Dr. Enrique Reyes
East Carolina University
North Carolina, USA.

Dr. Fernando Díaz Herrera
Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada (CICESE)
Ensenada, México.

Dra. Martha E. Ferrario
Facultad de Ciencias Naturales y Museo La Plata
La Plata, Argentina.

Dr. Francisco J. García de León
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
La Paz, México.

Dr. Efraín Abraham Gutiérrez Galindo
Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México.

Dr. Brian E. Hartwick
Simon Fraser University
Vancouver, Canadá.

Dr. Antonio Lot Helgueras
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dr. Jordi Leonart Aliberas
Institut de Ciències del Mar
Barcelona, España.

Dr. Fabio Massa
Experto FAO
Roma, Italia.

Dr. Alejandro Toledo Ocampo
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dr. José Vinicio Macías Zamora
Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México.

Dra. Marisa Mazari Hiriart
Instituto de Ecología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dr. Juan José Morrone Lupi
Facultad de Ciencias
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dr. Federico Páez Osuna
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Mazatlán, México.

Dra. Gabriela Parra Olea
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
CDMX, México.

Dra. Dolores Planas
Département des Sciences Biologiques
Université du Québec à Montréal
Québec, Canadá.

Dr. Víctor H. Rivera Monroy
Department of Oceanography and Coastal Sciences
Louisiana State University
Louisiana, USA.

Dr. Gilbert T. Rowe
Texas A&M University
Texas, USA.

Dr. Michael J. Smith
Simon Fraser University
Vancouver, Canadá.

Dra. Mutue Toyota Fujii
Instituto de Botânica São Paulo
São Paulo, Brasil.

Dr. Martin F. Wojciechowski
Arizona State University
Arizona, USA.

Dr. Giuseppe C. Zuccarello
Victoria University of Wellington
Wellington, Nueva Zelanda.

HIDROBIOLÓGICA

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

ÍNDICE AL VOLUMEN 27, NÚMERO 2 • 2017

- Albarrán Méizer N. C., L. J. Rangel Ruiz, L. M. Gama Campillo, J. A. Arévalo de la Cruz, E. Moguel-Ordoñez y C. J. Pacheco Figueroa**
Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México..... 145-151
- Ortega-Acosta O., E. López-López, A. V. Rodríguez-Tovar, L. A. Guerrero-Zúñiga y A. M. Rodríguez-Dorantes**
Análisis funcional comparativo de fitobacterias productoras de ácido indolacético aisladas de plantas *Lemna gibba* de la zona chinampera de Xochimilco, México 153-161
- Reyes-Ramírez H., R. Florido, N. Álvarez-Pliego, A. J. Sánchez y M. Á. Salcedo**
Hábitos alimenticios de *Cathorops aguadulce* (Siluriformes: Ariidae) en un ecosistema estuarino al sur del golfo de México 163-173
- Aragón-Noriega E. A.**
Edad y crecimiento de la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) en la costa oriental del golfo de California 175-184
- Armas-Vargas F., O. Escolero, D. García de Jalón, L. Zambrano, M. González del Tánago y S. Kralisch**
Proponiendo el caudal ambiental basado en simulación del hábitat físico para cinco especies de peces en la Cuenca baja del Río Duero, México..... 185-200
- Coria-Monter E. y E. Durán-Campos**
La relación entre las arribadas de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) y el ambiente físico en La Escobilla, Oaxaca, México durante 2005.....201-209
- Jacobson B. J., A. Cervantes-Martínez y M. A. Gutiérrez-Aguirre**
Selectividad de los renacuajos de *Incilius valliceps* (Anura: Bufonidae) sobre el zooplancton de agua dulce211-217
- Góngora-Gómez A. M., M. García-Ulloa, N. P. Muñoz Sevilla, A. L. Domínguez-Orozco, B. P. Villanueva-Fonseca, J. A. Hernández-Sepúlveda y R. Ortega Izaguirre**
Contenido de metales pesados en ostiones (*Crassostrea gigas*) cultivados en la costa sureste del Golfo de California, México219-227

Alarcón-Ortega L. C., A. Leví Cupul-Magaña, A. P. Rodríguez-Troncoso y F. G. Cupul-Magaña	
Diversidad y distribución de los caprélidos (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) en la región del Pacífico oriental tropical: revisión documental	229-239
Cantoral Uriza E. A., A. D. Asencio Martínez y M. Aboal Sanjurjo	
Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención	241-251
Cervantes Duarte R., L. M. Rodríguez Mata y S. López López	
Efecto de la marea en la concentración de nutrientes, clorofila <i>a</i> y parámetros físicos y químicos en una laguna costera subtropical (Bahía Magdalena, México)	253-264
Olivares-Rubio H. F. , L. Salazar-Coria y A. Vega-López	
Estrés oxidativo, metabolismo lipídico y neurotransmisión en el caracol dulceacuícola (<i>Pomacea patula</i>) expuesto a la fracción hidrosoluble de petróleo crudo	265-280

HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 27, NUMBER 2 • 2017

- Albarrán Méizer N. C., L. J. Rangel Ruiz, L. M. Gama Campillo, J. A. Arévalo de la Cruz, E. Moguel-Ordoñez and C. J. Pacheco Figueroa**
Acute salinity tolerance of native and introduced freshwater gastropods of Tabasco, Mexico.....145-151
- Ortega-Acosta O., E. López-López, A. V. Rodríguez-Tovar, L. A. Guerrero-Zúñiga and A. M. Rodríguez-Dorantes**
Isolated phyto bacteria producing indole acetic acid from *Lemna gibba* plants and their ecological role in a water channel of chinampera zone of Lake Xochimilco, Mexico153-161
- Reyes-Ramírez H., R. Florido, N. Álvarez-Pliego, A. J. Sánchez and M. Á. Salcedo**
Feeding Habits of *Cathorops aguadulce* (Siluriformes: Ariidae) in an Estuarine System in the Southern Gulf of Mexico163-173
- Aragón-Noriega E. A.**
Age and growth of the squalid callista *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) in the Eastern coast of the Gulf of California175-184
- Armas-Vargas F., O. Escolero, D. García de Jalón, L. Zambrano, M. González del Tánago and S. Kralisch**
Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico185-200
- Coria-Monter E. and E. Durán-Campos**
The relationship between the massive nesting of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) and the local physical environment at La Escobilla, Oaxaca, Mexico, during 2005.....201-209
- Jacobson B. J., A. Cervantes-Martínez and M. A. Gutiérrez-Aguirre**
Selectivity of *Incilius valliceps* (Anura: Bufonidae) tadpoles on freshwater zooplankton.....211-217
- Góngora-Gómez A. M., M. García-Ulloa, N. P. Muñoz Sevilla, A. L. Domínguez-Orozco, B. P. Villanueva-Fonseca, J. A. Hernández-Sepúlveda and R. Ortega Izaguirre**
Heavy-metal contents in oysters (*Crassostrea gigas*) cultivated on the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico219-227

Alarcón-Ortega L. C., A. Leví Cupul-Magaña, A. P. Rodríguez-Troncoso and F. G. Cupul-Magaña

Diversity and distribution of caprellids (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) in the Eastern Tropical Pacific region: Review of the literature229-239

Cantoral Uriza E. A., A. D. Asencio Martínez and M. Aboal Sanjurjo

Cyanotoxins: environmental and health effects. Prevention measures241-251

Cervantes Duarte R., L. M. Rodríguez Mata and S. López López

Tidal effect on the nutrients, chlorophyll-*a* concentration, and physical-chemical parameters in a subtropical coastal lagoon (Bahía Magdalena, Mexico)253-264

Olivares-Rubio H. F., L. Salazar-Coria and A. Vega-López

Oxidative stress, lipid metabolism, and neurotransmission in freshwater snail (*Pomacea patula*) exposed to a water-accommodated fraction of crude oil265-280

Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México

Acute salinity tolerance of native and introduced freshwater gastropods of Tabasco, Mexico

Natalia Celia Albarrán Méizer, Luis José Rangel Ruiz, Lilia María Gama Campillo, Juan Armando Arévalo de la Cruz, Eduardo Moguel-Ordoñez y Coral Jazvel Pacheco Figueroa

Laboratorio de Malacología, División Académica de Ciencias Biológicas. UJAT. km 0.5. Carretera Villahermosa - Cárdenas, Villahermosa Tabasco, 94250. México
e-mail: ljrangel@msn.com

Recibido: 08 de diciembre de 2016. **Aceptado:** 27 de marzo de 2017.

Albarrán Méizer N. C., L. J. Rangel Ruiz, L. M. Gama Campillo, J. A. Arévalo de la Cruz, E. Moguel-Ordoñez y C. J. Pacheco Figueroa. 2017. Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México. *Hidrobiológica* 27 (2): 145-151.

RESUMEN

Antecedentes. El aumento de la salinidad en los ecosistemas continentales es uno de los factores que influye en la distribución, abundancia y desarrollo de los organismos. Entender cómo varía la tolerancia al estrés ambiental entre poblaciones sirve para predecir los efectos del cambio climático en especies localmente adaptadas a su ambiente abiótico. **Objetivos.** Evaluar el efecto de la salinidad en cuatro especies de gasterópodos nativos y dos introducidos por medio de su CL_{50} y CL_{90} , y TL_{50} y TL_{90} en el estado de Tabasco. **Métodos.** A fin de calcular CL_{50} , CL_{90} y los rangos de tolerancia aguda a la salinidad de dichas especies, se probaron concentraciones de 0 a 15 g/L. Se utilizaron tres réplicas y un testigo para cada una con 20 gasterópodos por réplica. La mortalidad se contabilizó cada hora hasta las 12 horas. Se utilizó el número de moluscos activos como un índice de tolerancia a la salinidad. **Resultados.** Las especies que registraron el menor rango de tolerancia fueron *Aroapyrgus clenchi* ≤ 0.30 g/L, *Pyrgophorus coronatus* ≤ 1.00 g/L y las de mayor rango fueron *Pomacea flagellata*, *Tarebia granifera* y *Melanooides tuberculata* ≤ 5 g/L. *Mexinauta impluviata* ≤ 6 g/L. Se encontró una correlación inversa y significativa entre la concentración y el tiempo letal. **Conclusiones.** La tolerancia aguda a la salinidad entre las especies introducidas *Tarebia granifera* y *Melanooides tuberculata* no mostró diferencias importantes con *Mexinauta impluviata* y *Pomacea flagellata*, pero sí con *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*, que presentaron una tolerancia menor.

Palabras clave: Gasterópodos, salinidad, Tabasco, tolerancia.

ABSTRACT

Background. The increase of salinity in continental ecosystems is a factor influencing organisms' distribution, abundance, and development. Understanding how tolerance to environmental stress varies among populations helps to predict the effects of climate change on species locally adapted to their abiotic environment. **Goals.** Assess the effect of salinity on 4 native and 2 introduced gastropod species in Tabasco, by means of their LC_{50} and LC_{90} , and LT_{50} and LT_{90} . **Methods.** Salinity concentrations from 0-15 g/L were tested to determine LC_{50} and LC_{90} and tolerance ranges to acute salinity in 4 native and 2 introduced gastropods. Each concentration had 3 replicates with a control and 20 gastropods in each one. Mortality was quantified every hour up to 12 hours. The number of active mollusks was used as a salinity tolerance index. **Results.** *Aroapyrgus clenchi* ≤ 0.30 g/L and *Pyrgophorus coronatus* ≤ 1.00 g/L were the least tolerant species, while *Pomacea flagellata*, *Tarebia granifera*, and *Melanooides tuberculata* ≤ 5 g/L and *Mexinauta impluviata* ≤ 6 g/L were the most tolerant. Correlation between concentration and lethal time was inverse and significant. **Conclusions.** For the introduced species *Tarebia granifera* and *Melanooides tuberculata*, acute tolerance to salinity was not significantly different than *Mexinauta impluviata* and *Pomacea flagellata*; whereas all 4 were significantly different than *Pyrgophorus coronatus* and *Aroapyrgus clenchi* that are less tolerant to salinity.

Key words: Freshwater gastropods, salinity, Tabasco, tolerance.

INTRODUCCIÓN

Los moluscos dulceacuícolas (bivalvos y gasterópodos) se encuentran diversificados en cuerpos de agua muy variados, algunas de las especies se distribuyen ampliamente e invaden nuevos hábitats de forma relativamente rápida, mientras que otras se encuentran en sitios restringidos (Naranjo-García & Olivera-Carrasco, 2014). Los factores que controlan la distribución de los grupos tróficos en ambientes acuáticos determinan la estructura de las poblaciones que componen la comunidad de moluscos, a la vez que la distribución y abundancia de los grupos funcionales se correlacionan con los factores físicos del ambiente (Olabarría *et al.*, 2001).

En los ecosistemas acuáticos la temperatura y salinidad se consideran de suma importancia por estar entre las principales propiedades ambientales que limitan la distribución de invertebrados (Kinne, 1971). El aumento de la salinidad en los ecosistemas continentales es uno de los factores que influye en la distribución, la abundancia y el desarrollo de los organismos; distintas especies del mismo género tienen diferentes rangos de tolerancia a la salinidad (Eckert *et al.*, 1989).

El rango de tolerancia aguda es aquel en el que los organismos son capaces de compensar los cambios modificando sus tasas fisiológicas para permanecer relativamente “independientes” del medio (Bayne, 1976). Fuera de estos límites, existe un rango de resistencia donde los organismos son incapaces de adaptarse a variaciones extremas, ya que se destruye la integridad de éstos y en poco tiempo sobreviene la muerte (Fry, 1947). El método para determinar el rango de tolerancia consiste en someter, por medio de bioensayos, ejemplares aclimatados a un cierto nivel a cambios agudos de diferentes magnitudes del factor durante un tiempo de exposición previamente establecido.

Entender cómo varía la tolerancia al estrés ambiental entre poblaciones sirve para predecir los efectos del cambio climático en especies localmente adaptadas a su ambiente abiótico (Kuo & Sanford, 2009).

El objetivo principal de este trabajo fue evaluar el efecto de la salinidad en cuatro especies de gasterópodos nativos (*Mexinauta impluviata* (Morelet, 1849), *Pomacea flagellata* (Say, 1827), *Pyrgophorus coronatus* (Pfeiffer, 1849) y *Aroapyrgus clenchi* (Goodrich & Van der Schalie, 1937)) y dos introducidos (*Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) y *Melanooides tuberculata* (O. F. Müller, 1774)) de Tabasco (Contreras-Arquieta, 1995; Rangel-Ruiz & Gamboa-Aguilar, 2001; Cruz-Ascencio *et al.*, 2003; Albarrán-Melze, *et al.*, 2009) en condiciones de laboratorio, con el fin de determinar su CL_{50} y CL_{90} , y TL_{50} y TL_{90} para conocer la capacidad de adaptación en un ambiente salino, producido por el incremento del nivel del mar y la intrusión de agua salina a cuerpos de agua dulce por efecto del cambio climático.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de *Aroapyrgus clenchi*, *Pyrgophorus coronatus* y *Mexinauta impluviata* fueron tomadas del lavado y tamizado de las raíces de lirio acuático (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms); para *Tarebia granifera* y *Melanooides tuberculata* se utilizó una draga tipo Van Ven (Mellado-Hernández *et al.*, 2015) y la colecta de *Pomacea flagellata* se hizo manual. Las seis especies de gasterópodos se recolectaron en las lagunas Guanál, San Isidro, Viento, Larga y Tintal en el municipio de Centla, en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), Tabasco (Tabla 1). La salinidad media anual en estos cuerpos de agua fue: Gua-

nal: 0.9 g/L, San Isidro: 0.4 g/L, Viento: 0.2 g/L, Larga: 0.2 g/L y Tintal: 0.4 g/L (Macossay-Cortez *et al.*, 2011).

Con el objetivo de disponer de suficientes caracoles para los bioensayos, se desarrollaron cultivos en tinas de 1 m³ al aire libre, con agua de clorinada y 50 caracoles en promedio de cada especie. Durante este periodo no se cambió el agua, sólo se recuperaron los niveles en las tinas y se mantuvieron las temperaturas del medio. La aireación fue continua, se conservaron refugios, como troncos y lirio acuático, y además se utilizaron sustratos artificiales de vermiculita. La alimentación se suministró cada tres días con raíces de lirio acuático y lechuguilla.

Todos los gasterópodos fueron medidos con base en el largo de la concha (LC), se presenta el mínimo y máximo entre paréntesis y en seguida el promedio con su desviación estándar: (MIN-MAX) PROM ± DE. Todas las medidas se dan en milímetros (mm).

Para determinar la concentración letal media de CL_{50} y CL_{90} (en las que se producen el 50 y 90% de mortalidad de la población expuesta), a un nivel de confiabilidad del 95%, y establecer los rangos de tolerancia aguda a la salinidad, primero se realizó una prueba exploratoria (cuya finalidad fue conocer un rango preliminar aproximado) de amplio intervalo donde se aplicaron concentraciones de salinidad de 0 a 15 g/L. Con fundamento en los resultados de la prueba preliminar, el diseño experimental consistió para *Pyrgophorus coronatus* de cinco concentraciones (0.5, 1, 2, 3 y 4 g/L); para *Aroapyrgus clenchi* de seis (0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 1 y 2 g/L); para *Pomacea flagellata* y *Mexinauta impluviata* de cinco (5, 6, 7, 8, 9 g/L); para *Tarebia granifera* y *Melanooides tuberculata* de ocho (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8 g/L) y un testigo por cada concentración, todas ellas con tres réplicas. Los bioensayos se realizaron en recipientes de plástico circulares y transparentes de un litro de capacidad. Los parámetros fisicoquímicos promedio considerados en todos los bioensayos fueron: temperatura 25.0 °C, pH 6.9 y oxígeno disuelto 4.2 mg/L. En cada réplica se colocaron 20 gasterópodos, la mortalidad se contabilizó cada hora hasta las 12 horas. La mortalidad de los gasterópodos se consideró cuando perdieron movilidad, se contrajeron dentro de la concha y no respondieron a estímulos mecánicos. Se utilizó el número de moluscos activos como un índice de tolerancia a la salinidad.

Las soluciones salinas se prepararon con sal marina profesional marca Oceanic, debido a que presenta proporciones iónicas similares al agua de mar. Los recipientes de plástico, probetas y vasos de precipitado utilizados en la preparación de las soluciones y pruebas fueron lavados siguiendo la técnica propuesta por Sobrino y Pica (2008).

Con el propósito de establecer las diferencias significativas entre las concentraciones y las repeticiones se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y la prueba de rangos múltiples, utilizando el

Tabla 1. Situación geográfica de las estaciones de colecta de gasterópodos dulceacuícolas en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), Tabasco, México.

Localidades	Latitud (N)	Longitud (O)
Laguna El Guanál	18°17'28.58602"	92°26'48.78774"
Laguna San Isidro	18°24'07.12889"	92°28'32.39308"
Laguna El Viento	18°13'31.41039"	92°38'53.82843"
Laguna Larga	18°11'35.63022"	92°36'33.83756"
Laguna El Tintal	18°05'18.44559"	92°36'31.88485"

programa estadístico de Statgraphics Centurión XV. La determinación de la CL_{50} y CL_{90} se realizó por medio de una regresión Probit-Log, con el programa SPSS Statistics V. 20 (Segnini & Chung, 1989; Azuaje & Chung, 1993; Chung, 1994). El tiempo letal TL_{50} y TL_{90} de cada concentración se consideró como el tiempo que tarda en morir el 50 y 90% de los caracoles expuestos.

RESULTADOS

En los bioensayos se utilizaron en total 2,340 organismos: *Pyrgophorus coronatus* 320 org con un LC de (2.0 - 5.3) 3.3 ± 0.9 mm; *Aroapyrgus clenchi* 380 org con un LC de (1.5 - 3.1) 2.3 ± 0.4 mm; *Pomacea flagellata* 320 con un LC de (23.6 - 49.9) 38.1 ± 6.9 mm; *Melanooides tuberculata* 500 org con un LC de (17.4 - 21.8) 19.6 ± 1.2 mm; *Tarebia granifera* 500 org con un LC de (16.2 - 24.0) 20.2 ± 1.9 mm; y *Mexinauta impluviata* 320 con un LC de (10.2 - 22.0) 13.9 ± 2.2 mm.

***Pyrgophorus coronatus*.** De las cinco concentraciones salinas utilizadas para *P. coronatus* (0.5, 1.0, 2.0, 3.0, 4.0 g/L), las de 0.5 y 1.0 g/L no presentaron mortalidad; tres superaron el 50% de mortalidad (2.0, 3.0 y 4.0 g/L), en un TL_{50} de cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se manifestó en las concentraciones de 3 y 4 g/L en un TL_{90} a las tres y dos horas; y el 100% de mortalidad se alcanzó sólo en las concentraciones de 3 y 4 g/L a las tres y cinco horas respectivamente. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), ni entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.19$). La CL_{50} de esta especie obtenida por el análisis Probit-Log fue de 2.52 g/L y la CL_{90} de 4.63 g/L (Fig. 1a).

***Aroapyrgus clenchi*.** De las seis concentraciones salinas (0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 1.0 y 2.0 g/L) utilizadas para *A. clenchi*, sólo las de 0.20 y 0.30 g/L no presentaron mortalidad; cuatro superaron el 50% (0.4, 0.5, 1.0 y 2.0 g/L) con un TL_{50} de seis, cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó en las concentraciones de 1.0 y 2.0 g/L en un TL_{90} de cuatro y tres horas; el 100% de mortalidad se alcanzó en estas mismas concentraciones a las cinco y tres horas respectivamente. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), ni entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.82$). Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 0.35 g/L y la CL_{90} de 0.57 g/L (Fig. 1b).

***Pomacea flagellata*.** Se probaron cinco concentraciones salinas (5.0, 6.0, 7.0, 8.0 y 9.0 g/L) para *P. flagellata*, la de 5.0 g/L no presentó mortalidad; cuatro superaron el 50% de mortalidad (6.0, 7.0, 8.0 y 9.0 g/L) en un TL_{50} de siete, cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó sólo en la concentración de 9.0 g/L en un TL_{90} de cuatro horas; el 100% de mortalidad se alcanzó únicamente en esta última concentración a las cuatro horas. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), ni entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 1.00$). Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 6.00 g/L y la CL_{90} de 7.79 g/L (Fig. 1c).

***Tarebia granifera*.** Se desarrollaron ocho concentraciones salinas (1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0, 7.0 y 8.0 g/L) para *T. granifera*, las que no presentaron mortalidad fueron 1.0, 2.0, 3.0, 4.0 g/L; tres superaron el 50% de mortalidad (6.0, 7.0 y 8.0 g/L) en un TL_{50} de cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se mostró en las concentraciones de 7.0 y 8.0 g/L en un TL_{90} de cuatro y tres horas; y el 100% de mortalidad lo alcanzaron en estas mismas concentraciones a las cuatro

y tres horas. No hubo diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), pero sí entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.01$), exponiéndose las diferencias entre la concentración de 5 g/L con las de 7 y 8 g/L y entre la de 6 y 7 g/L con la de 8 g/L. Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 5.35 g/L y la CL_{90} de 6.94 g/L (Fig. 1d).

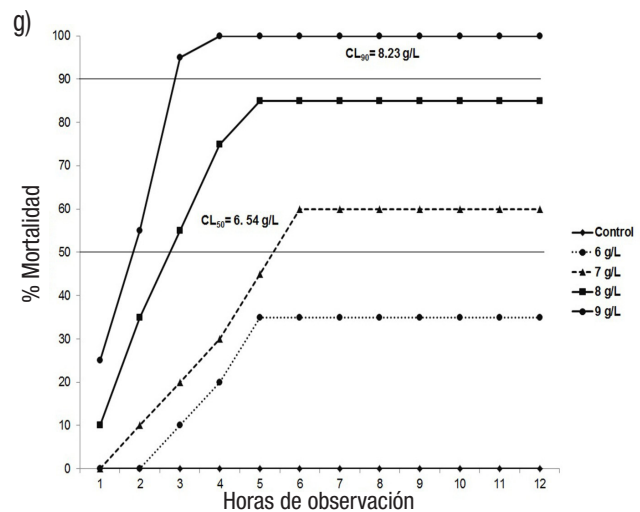
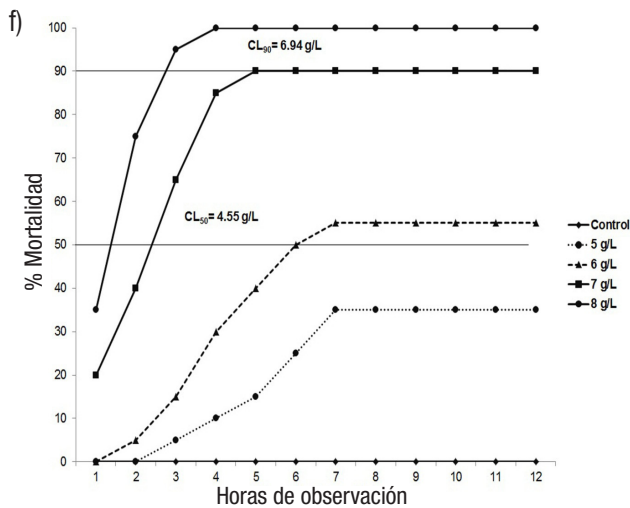
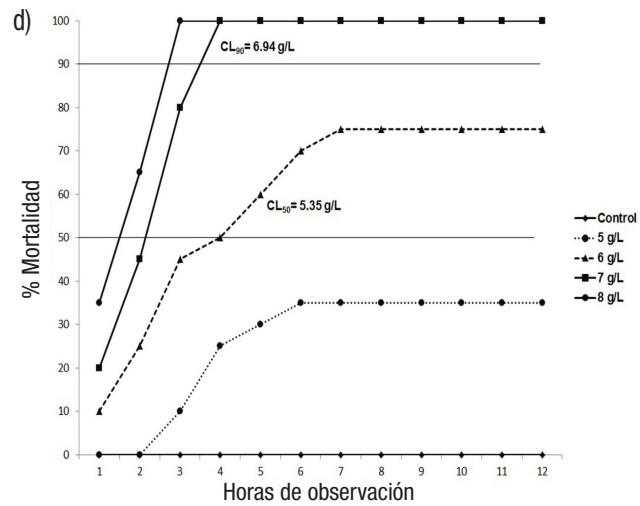
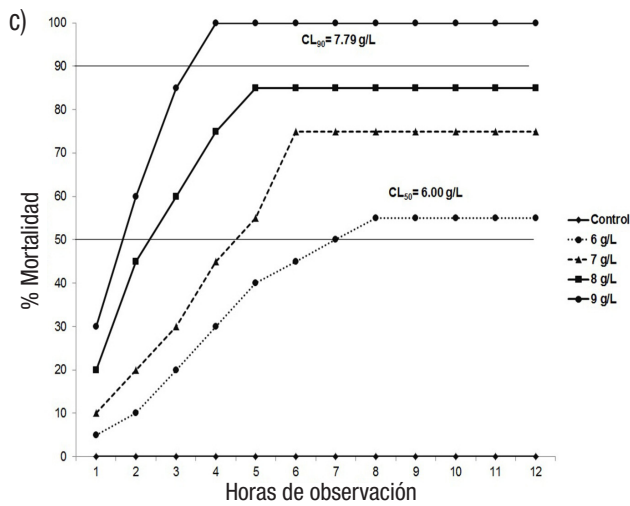
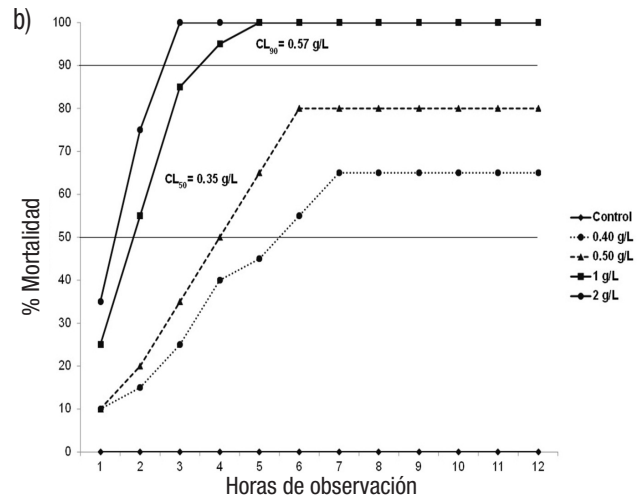
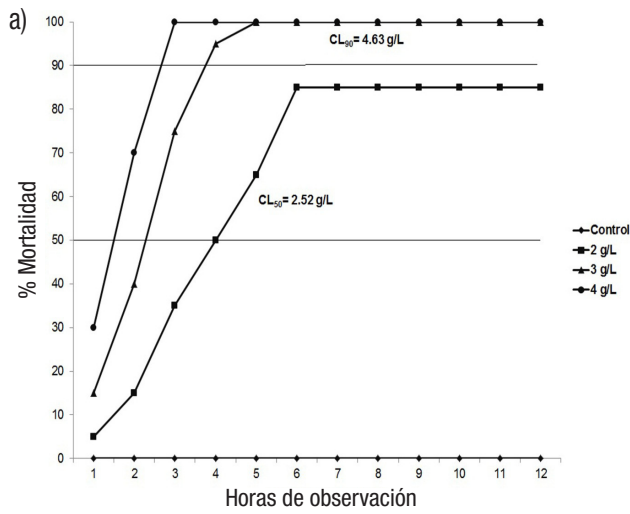
***Melanooides tuberculata*.** Se probaron ocho concentraciones salinas (1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0, 7.0 y 8.0 g/L) para *M. tuberculata*, cinco no presentaron mortalidad (1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0); tres superaron el 50% de mortalidad (6.0, 7.0 y 8.0 g/L) en un TL_{50} de seis, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó sólo en la concentración de 8 g/L en un TL_{90} de tres horas; el 100% de mortalidad se alcanzó en la misma concentración a las tres horas. No se manifestaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), pero sí entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.01$), lo que reveló las diferencias entre la concentración de 5 g/L con las de 7 y 8 g/L y entre la de 6 y 8 g/L. Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 4.55 g/L y la CL_{90} de 6.94 g/L (Fig. 1e).

***Mexinauta impluviata*.** De las cinco concentraciones salinas (5.0, 6.0, 7.0, 8.0 y 9.0 g/L) utilizadas para *M. impluviata*, la concentración de 5.0 g/L no presentó mortalidad; una no superó el 50% de mortalidad (6.0 g/L); tres superaron el 50% de mortalidad (7.0, 8.0 y 9.0 g/L) en un TL_{50} de seis, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó a 9.0 g/L en un TL_{90} de tres horas; el 100% de mortalidad se alcanzó en la misma concentración a las cuatro horas. No hubo diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), sólo en las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.01$), mostrándose las diferencias entre la concentración de 9 g/L con las de 6 y 7 g/L. Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 6.54 g/L y la CL_{90} de 8.23 g/L (Fig. 1f).

DISCUSIÓN

La salinidad, la temperatura y el pH son considerados universalmente como factores limitantes en los ecosistemas acuáticos; por lo cual, todos los organismos tienen límites de tolerancia (mínimos y máximos) y fuera de estos se considera que los organismos no pueden sobrevivir, crecer o reproducirse de forma óptima (Thaman, 2007). Por lo anterior, y considerando el incremento de muchas zonas áridas y semiáridas del mundo (Williams, 1987), así como el aumento del nivel del mar y por consiguiente de la salinidad en ríos y humedales (Verbrugge *et al.*, 2012), es necesario conocer la tolerancia a la salinidad de diversas especies, con el propósito de predecir los cambios en la distribución y estructura de sus poblaciones o comunidades.

Para las seis especies de gasterópodos se probó una tolerancia a la salinidad de 0 a 9 g/L. Las especies con el menor rango de tolerancia (< 50% de mortalidad) fueron *Aroapyrgus clenchi* ≤ 0.30 g/L y *Pyrgophorus coronatus* ≤ 1.00 g/L y las de mayor concentración, *Pomacea flagellata*, *Tarebia granifera* y *Melanooides tuberculata* ≤ 5 y *Mexinauta impluviata* ≤ 6 g/L. Por lo anterior, podemos decir que estas especies no soportan cambios agudos de salinidad mayores a estas concentraciones sin sufrir un importante incremento en la mortalidad. Las especies de mayor a menor tolerancia se enumeran de la siguiente forma: *Mexinauta impluviata* > *Pomacea flagellata* > *Tarebia granifera* > *Melanooides tuberculata* > *Pyrgophorus coronatus* > *Aroapyrgus clenchi*.



Figuras 1a-f. Tolerancia a la salinidad en condiciones de laboratorio de gasterópodos dulceacuícolas de Tabasco, México: a) *Pyrgophorus coronatus*, b) *Aroapyrgus clenchi*, c) *Pomacea flagellata*, d) *Tarebia granifera*, e) *Melanoides tuberculata*, f) *Mexinauta impluviata*.

Los efectos subletales en el crecimiento y reproducción no fueron investigados, por lo que será necesario realizar nuevos bioensayos, ya que se ha visto como en *Physa acuta* y *Potamopyrgus antipodarum* un pequeño aumento en la salinidad da lugar a un aumento en el rendimiento biológico hasta una concentración donde es maximizada, y nuevos aumentos en la salinidad entonces resultan en una disminución del rendimiento biológico hasta la muerte (Duncan, 1966; Jacobsen & Forbes, 1997; Kefford *et al.* 2005). Además, se tendrán que realizar pruebas sobre la adaptabilidad a cambios de salinidad, ya que Chung (1990, 2001) señala que la aclimatación de los organismos acuáticos es más conveniente en el descenso que en el aumento de salinidad.

Si bien la comparación de la tolerancia aguda entre estas seis especies de gasterópodos es válida, resulta difícil contrastarla con otros trabajos en los que se hayan usado otros tipos de sales, como el NaCl o sales de mar artificial como Ocean Nature (Radke *et al.*, 2002; Zaluzniak *et al.*, 2006; Kefford *et al.*, 2007); otros sistemas de prueba diferentes, como sistemas de flujo constante, u otras especies de moluscos o macroinvertebrados (Mount *et al.*, 1997; Kefford *et al.*, 2004).

Para todas las especies se encontró una correlación inversa y significativa ($p \leq 0.05$) entre la concentración y el tiempo letal, es decir, que a mayor concentración el tiempo letal es menor, a partir de la CL_{50} (*T. granifera* 5.35 g/L; *M. tuberculata* 4.55 g/L; *P. coronatus* 2.52 g/L; *A. clenchi* 0.35 g/L; *P. flagellata* 6.00 g/L; *M. impluviata* 6.54 g/L) se incrementa rápidamente la mortalidad, comportamiento similar reportado en otros trabajos (Hart *et al.*, 1991).

La mortalidad de los caracoles fue producida por efecto de osmosis por la deshidratación y salida de fluidos celulares provocada por salinidad. Se observó que los límites fisiológicos fueron más bajos en los hidróbidos que en el resto de los gasterópodos, debido a su menor capacidad osmoreguladora y a la deshidratación celular (Heart *et al.*, 1991).

La tolerancia aguda a la salinidad entre las especies introducidas *Tarebia granifera* y *Melanooides tuberculata* no mostró diferencias significativas con *Mexinauta impluviata* y *Pomacea flagellata*, pero sí lo hicieron todas estas con las dos especies de hidróbidos *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*, que presentaron una tolerancia menor a la salinidad. Los resultados anteriores confirman la inexistencia de diferencias significativas entre especies nativas y no nativas, comportamiento similar al registrado para moluscos colectados en el río Rin: en las especies nativas, la tolerancia máxima varió de 0.5 a 19.0‰ y para las no nativas de 1.0 a 28.0‰. La tolerancia media máxima entre las especies nativas y no nativas no presentó diferencias significativas (Verbrugge *et al.*, 2012). Bolaji *et al.* (2011) mencionan que en la exposición a la salinidad de *Melanooides tuberculatus* a una CL_{50} (24,42 ‰) en 96 h era 1.7 veces más tóxico que a 24, 48 y 72 horas de exposición, además señalan que *M. tuberculatus* podría no ser capaz de sobrevivir en aguas marinas debido al nivel de tolerancia que no es más de 25 ‰, valor muy superior al registrado en este trabajo.

A los tiáridos *Melanooides tuberculata* y *Tarebia granifera* se les ha encontrado en zonas estuarinas, manglares, ríos, lagunas dulceacuícolas, hasta desagües contaminados, lo que demuestra su amplia capacidad adaptativa. El comportamiento que éstas presentan ante el cambio climático es crucial para su sobrevivencia. Se ha observado que *Tarebia granifera* tiene una adaptación ambiental de dispersión más favorable que *Melanooides tuberculata*. Adicionalmente, pueden afectar a las es-

pecies nativas por medio de diferentes mecanismos adaptativos, entre los cuales destacan: la hibridación, éxito reproductivo, competencia por alimento y espacio, depredación, transferencia de patógenos, alteración del hábitat, desplazamiento de especies nativas, alteración de la estructura de los niveles tróficos, introducción de parásitos y enfermedades (Goldberg & Triplett, 1997; Bhaskar & Pederson, 2003).

Las seis especies de gasterópodos estudiados, al igual que muchos invertebrados acuáticos, son consideradas osmoconformistas y pueden dividirse en dos grupos: osmoconformistas eurihalinos con amplia preferencia dulceacuícola como *Melanooides tuberculata*, *Tarebia granifera*, *Pomacea flagellata* y *Mexinauta impluviata*, que logran habitar en algunas áreas de estuarios cercanas a la desembocadura de ríos y arroyos dulceacuícolas donde la salinidad es baja y rara vez y por tiempo limitado se encuentran en áreas de mediana a alta salinidad; por otro lado los estenohalinos como *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*, que habitan cuerpos de agua dulce y sólo por periodos de tiempo muy cortos, logran penetrar a lagunas salobres en áreas de muy baja salinidad (Hill & Wyse, 2006; Wingard *et al.*, 2008; Carvalho & Barros, 2015).

Tarebia granifera puede causar perturbaciones ecológicas y potencialmente reducir la biodiversidad mediante el desplazamiento de invertebrados endémicos. Esta especie es capaz de sobrevivir en condiciones con altos índices de salinidad por largos periodos de tiempo (30 g/L durante 65-75 días). Sin embargo, los caracoles aclimatados en agua dulce y expuestos rápidamente a soluciones de 30 y 40 g/L mueren en un 100% en 48 horas (Miranda *et al.*, 2010). Este comportamiento es similar al registrado en este trabajo pero en sólo 9.0 g/L y a las 3 horas.

Se observó que los caracoles pueden adaptarse a cambios de salinidad cuando se da con incrementos paulatinos y hasta cierta concentración (Miranda *et al.*, 2010). Sin embargo, son muy susceptibles a cambios bruscos de salinidad.

Los estudios acerca del efecto del cambio climático en los macroinvertebrados, entre ellos los moluscos que habitan en humedales como ríos y lagos de agua dulce, han mostrado cambios en la composición de especies y diversidad (Mouthon & Daufresne, 2006; Burgmer *et al.*, 2007), aunque las respuestas de estos grupos al cambio climático en los humedales son difíciles de predecir por la falta de conocimiento sobre las funciones fisiológicas y tolerancia de cada especie (Heino *et al.*, 2009).

En las costas de Tabasco, desde el punto de vista morfodinámico costero, los cambios morfológicos de su línea de costa son una de las evidencias más claras en el retroceso de la misma hacia el interior de la porción continental (Ortiz, 1992). Indican además un gradiente acelerado de retroceso en diversas localidades del estado.

Las interpretaciones de estos resultados por cartografía comparativa, entre los años 1943-1958 y 1972-1984 (Ortiz-Pérez & Benítez, 1996), muestran que el retroceso de la costa es un evento común en todo el frente deltaico de los estados de Tabasco y Campeche, con una tasa media anual de -8 m, años extremos de hasta -15 m/año, en la desembocadura del río San Pedro-San Pablo.

Los cálculos de las tendencias entre 1984 y 1995, presentados en el trabajo de Hernández *et al.* (2008) para el estado de Tabasco, también reflejan la tendencia sostenida desde 1943, con valores entre -9 y -10 m/año, estos retrocesos se reflejarán cada vez más en la sa-

linización de los cuerpos de agua cercanos a la costa por la intrusión salina que se genera.

Por el incremento de la salinidad en los cuerpos de agua costeros en el estado de Tabasco, se espera que los patrones de distribución de la mayoría de las especies de gasterópodos se modifiquen, así como la estructura de sus poblaciones y comunidades a las que pertenecen, por lo que es necesario realizar un monitoreo permanente que permita tomar decisiones oportunas a fin de evitar daños a este grupo de moluscos.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por haber financiado el proyecto "Tolerancia y adaptabilidad de moluscos nativos e introducidos a cambios producidos por cambio climático global de la temperatura y salinidad en el estado de Tabasco", clave UJAT-2014-IB-30, del cual forma parte esta publicación. A la División Académica de Ciencias Biológicas por su apoyo técnico e infraestructura, al Conacyt (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología) por la beca otorgada a la tesista.

REFERENCIAS

- ALBARRAN-MELZE, N. C., L. J. RANGEL-RUIZ & J. GAMBOA AGUILAR. 2009. Distribución y abundancia de *Melanooides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)* 25 (1): 93-104. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57511206009>.
- AZUAJE, O. & K. S. CHUNG. 1993. Efecto termohalino sobre la preferencia salina, crecimiento y sobrevivencia en larvas del camarón blanco, *Penaeus schmitti*, en el laboratorio. *Caribbean Journal of Science* 29: 54-60.
- BHASKAR, R. & J. PEDERSON, J. 2003. *Exotic species: An ecological roulette with nature*. Coastal Resources Fact Sheet, MIT Sea Grant College Program, Cambridge.
- BAYNE, B. L. 1976. *Marine mussels: their ecology and physiology*. Cambridge University Press. 505 p. DOI: 10.1113/expphysiol.1976.sp002367.
- BOLAJI, D. A., C. A. EDOKPAYI, O. B. SAMUEL, R. O. AKINNIGBAGBE & A. A. AJULO. 2011. Morphological characteristics and salinity tolerance of *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774). *World Journal of Biological Research* 4 (2): 1-11.
- BURGMEYER, T., H. HILLEBRAND & M. PFENNINGER. 2007. Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia* 151: 93-103. DOI: 10.1007/s00442-006-0542-9.
- CARVALHO, DA SILVA E. & F. BARROS. 2015. Sensibility of the invasive snail *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774) to salinity variations. *Malacologia* 58 (1-2): 365-369. DOI: 10.4002/040.058.0215.
- CHUNG, K. S. 1990. Adaptabilidad de una especie eurihalina *Oreochromis mossambicus* (Peters, 1852) en aguas saladas de la zona nororiental de Venezuela. *Saber* 3: 21-30.
- CHUNG, K. S. 1994. What factors influence the thermal tolerance of estuarine animals? Interpretation of multiple regression analyses. *Revista de Biología Tropical* 42: 365-370.
- CHUNG, K. S. 2001. Adaptabilidad ecofisiológica de organismos acuáticos tropicales a cambios de salinidad. *Revista de Biología Tropical* 49 (1): 9-13.
- CONTRERAS-ARQUIETA, A., M. G. GUAJARDO & B. S. CONTRERAS. 1995. *Thiara (Melanooides tuberculata*, Muller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae), su probable impacto ecológico en México. *Publicaciones Biológicas-F.C.B./U.N.L., México*. 8: 17-24.
- CRUZ-ASCENCIO, M., R. FLORIDO, A. CONTRERAS-ARQUIETA & A. J. SÁNCHEZ. 2003. Registro del caracol exótico *Thiara (Melanooides) tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia* 19: 101-103. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=15403806>.
- DUNCAN, A. 1966. The oxygen consumption of *Potamopygus jenkinsi* (Smith) (Prosobranchiata) in different temperatures and salinities. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 16: 1739-1751. DOI: 10.1016/0010-406x(67)90612-3.
- ECKERT, R., D. RANDALL, G. AUGUSTINES. 1989. *Fisiología animal. Mecanismos y Adaptaciones*. Interamericana, McGraw-Hill: 650 p. DOI 387-395/412-433/523-536.
- FRY, F. E. J. 1947. Effects of the environment on animal activity. *University of Toronto Studies Biology Series Publications* 55: 1-62.
- GOLDBERG, R. & T. TRIPLETT. 1997. *Murky waters: Environmental effects of aquaculture in the United States*. The Environmental Defense Fund, Nueva York. 197 p.
- HART, B. T., P. BAILEY, R. EDWARDS, K. HORTLE, K. JAMES, A. McMAHON, C. MEREDITH, & K. SWADLING. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* 210: 105-144. DOI: 10.1007/BF00014327.
- HEINO, J., R. VIRKKALA & H. TOIVONEN. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews* 84: 39-54.
- HERNÁNDEZ, S. J., P. M. ORTIZ, L. A. MÉNDEZ & C. L. GAMA, 2008. Morfodinámica de la línea de costa del estado de Tabasco, México: tendencias desde la segunda mitad del siglo XX hasta el presente. Investigaciones Geográficas, *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 65: 7-21.
- HILL, R. & G. WYSE. 2006. *Fisiología Animal*. Editorial Médica Panamericana, 839 p.
- JACOBSEN, R. & V. E. FORBES. 1997. Clonal variation in life-history traits and feeding rates in the gastropod, *Potamopyrgus antipodarum*: performance across a salinity gradient. *Functional Ecology* 11: 260-267. DOI: 10.1046/j.1365-2435.1997.00082.x.
- KEFFORD, B. J., C. G. PALMER, L. PAKHOMOVA & D. NUGEGODA. 2004. Comparing test systems to measure the salinity tolerance of freshwater invertebrates. *Water SA* 30 (4): 499-506. DOI: 10.4314/wsa.v30i4.5102.
- KEFFORD, B. J. & D. NUGEGODA. 2005. No evidence for a critical salinity threshold for growth and reproduction in the freshwater snail *Physa acuta*. *Environmental Pollution* 134: 377-383. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.09.018.

- KEFFORD, B. J., E. FIELDS, C. CLAY & D. NUGEGODA. 2007. The salinity tolerance of riverine microinvertebrates from the southern Murray-Darling Basin. *Marine and Freshwater Research* 58: 1019-1031. DOI: 10.1071/mf06046.
- KINNE, O. 1971. *Marine Ecology*. Volumen 1 Part. 2. London: Wiley. Inter-science 1774 p. DOI: 10.4319/lo.1971.16.5.0841.
- KUO, E. S. L. & E. SANFORD. 2009. Geographic variation in the upper thermal limits of an intertidal snail: implications for climate envelope models. *Marine Ecology Progress Series* 388: 137-146. DOI:10.3354/meps08102.
- MACOSSAY-CORTEZ, A., A. J. SÁNCHEZ, R. FLORIDO, L. HUIDOBRO & H. MONTALVO-URTEL. 2011. Historical and environmental distribution of ichthyofauna in the tropical wetland of Pantanos de Centla, southern Gulf of Mexico. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41 (3): 229-245. DOI: 10.3750/AIP2011.41.3.11.
- MELLADO-HERNÁNDEZ, S. V., L. J. RANGEL-RUIZ, J. GAMBOA-AGUILAR, J. A. ARÉVALO DE LA CRUZ, J. MONTIEL-MORENO, M. GARCÍA-MORALES, S. ARIAS-GARCÍA, R. M. PADRÓN-LÓPEZ, C. J. PACHECO-FIGUEROA & L. GAMA-CAMPILLO. 2015. Riqueza de moluscos acuáticos en las Cuencas Hidrológicas Río Grijalva-Villahermosa y Río Tonalá, Lagunas del Carmen-Machona en Tabasco, México. *Hidrobiologica* 25 (2): 239-247.
- MIRANDA, N. A. F., R. PERISSINOTTO & C. C. APPLETON. 2010. Salinity and temperature tolerance of the invasive freshwater gastropod *Tarebia granifera*. *South African Journal of Science* 106 (3-4): 1-7. DOI: 10.4102/sajs.v106i3/4.156.
- MOUNT, D. R., D. D. GULLEY, J. R. HOCKETT, T. D. GARRISON & J. M. EVANS. 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (flathead minnows). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 2009-2019. DOI: 10.1002/etc.5620161005.
- MOUTHON, J. & M. DAUFRESNE. 2006. Effects of the 2003 heatwave and climatic warming on mollusc communities of the Saone: a large lowland river and of its two main tributaries (France). *Global Change Biology* 12: 441-449. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01095.x.
- NARANJO-GARCÍA, E. & M. T. OLIVERA-CARRASCO. 2014. Moluscos dulceacuícolas introducidos e invasores. In: Mendoza R. & P. Koleff (Coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 337-345. DOI: 10.5962/bhl.title.113212.
- OLABARRÍA, C., J. CARABALLO & C. VEGA. 2001. Cambios espacio-temporales en la estructura trófica de asociaciones de moluscos del intermareal rocoso en un sustrato tropical. *Ciencias Marinas* 27: 235-254.
- ORTIZ, P. M. A. 1992. Retroceso reciente de la línea de costa del frente deltaico del río San Pedro, Campeche, Tabasco. *Investigaciones Geográficas Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, México* 25: 7-23.
- ORTIZ-PÉREZ, M. A. & J. BENÍTEZ. 1996. Elementos teóricos para el entendimiento de los problemas de impacto ambiental en las planicies deltaicas: la región de Tabasco y Campeche. In: Botello, A. V., J. L. Rojas-Galaviz, J. Benítez & D. Zárate-Lomelí (Eds.). *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, EPOMEX, Serie científica 5, Universidad Autónoma de Campeche, pp. 483-503.
- RADKE, L. C., K. W. F. HOWARD & P. A. GELL. 2002. Chemical diversity in south-eastern Australian saline lakes. I: geochemical causes. *Marine and Freshwater Research* 53: 941-959. DOI:10.1071/mf01231.
- RANGEL, R. L. & J. A. GAMBOA. 2001. Diversidad malacológica en la Región Maya. I. "Parque Estatal de la Sierra", Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 82: 1-12. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57508201>.
- SEGNINI, DE B. M. I. & K. S. CHUNG. 1989. Influencia de la salinidad sobre el preferendum final de la mojarra de río (*Petenia kraussii*) Steindachner 1878 (Perciformes, Cichlidae). *Boletín del Instituto Oceanográfico, Venezuela* 28: 145-150.
- SOBRINO, F. A. S. & Y. G. PICA. 2008. Lavado de material para ensayos de Toxicidad In: Ramírez R. P. & A. C. Mendoza. (Compiladoras). *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. 414 p.
- THAMAN, R. R. 2007. Tolerance range, limiting factors, environmental gradients and species abundance and absence. Disponible en línea en: http://www.docstoc.com/docs/32812_431/TOLERANCE-RANGELIMITING-FACTORS-ENVIRONMENTAL (consultado en septiembre 11, 2016).
- VERBRUGGE, L. N. H., A. M. SCHIPPER, M. A. J. HUIJBREGTS, G. VAN DEL VELDE & R. S. E. W. LAUVEN. 2012. Sensitivity of native and non-native mollusc species to changing river water temperature and salinity. *Biological Invasions* 14: 1187-1199. DOI:10.1007/s10530-011-0148-y.
- WINGARD, G. L., J. B. MURRAY, W. B. SCHILL & E. C. PHILLIPS. 2008. Red-rimmed melania (*Melanoides tuberculatus*): a snail in Biscayne National Park, Florida - harmful invader or just a nuisance? *U.S. Geological Survey Fact Sheet* 2008-3006 <http://pubs.usgs.gov/fs/2008/3006/> (consultado en septiembre 11, 2016).
- WILLIAMS, W. D. 1987. Salinization of rivers and streams: an important environmental hazard. *Ambio* 16: 180-185. DOI: 10.1023/A:1014598509028.
- ZALIZNIAK, L., B. J. KEFFORD, & D. NUGEGODA. 2006. Is all salinity the same? I The effect of ionic proportions on the salinity tolerance of five species of freshwater invertebrates. *Marine and Freshwater Research* 57: 75-82. DOI: 10.1071/mf05103.

Análisis funcional comparativo de fitobacterias productoras de ácido indolacético aisladas de plantas *Lemna gibba* de la zona chinampera de Xochimilco, México

Isolated phyto-bacteria producing indole acetic acid from *Lemna gibba* plants and their ecological role in a water channel of chinampera zone of Lake Xochimilco, Mexico

Orlando Ortega-Acosta¹, Eugenia López-López², Aída Verónica Rodríguez-Tovar³, Leonor Angélica Guerrero-Zúñiga⁴ y Angélica María Rodríguez-Dorantes¹

¹Laboratorio de Fisiología Vegetal, Departamento de Botánica, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Prol. de Carpio y Plan de Ayala, Col. Sto. Tomás, CDMX, 11340. México

²Laboratorio de Evaluación de la Salud de los Ecosistemas Acuáticos, Departamento de Zoología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. CDMX, 11340. México

³Laboratorio de Micología, Departamento de Microbiología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional (IPN). CDMX, 11340. México

⁴Instituto Mexicano del Petróleo. Eje Central Lázaro Cárdenas Norte 152, San Bartolo Atepehuacan, CDMX, 07730. México
e-mail: rodorantes@yahoo.com.mx

Recibido: 21 de abril de 2016.

Aceptado: 22 de marzo de 2017.

Ortega-Acosta O., E. López-López, A. V. Rodríguez-Tovar, L. A. Guerrero-Zúñiga y A. M. Rodríguez-Dorantes. 2017. Análisis funcional comparativo de fitobacterias productoras de ácido indolacético aisladas de plantas *Lemna gibba* de la zona chinampera de Xochimilco, México. *Hidrobiológica* 27 (2): 153-161.

RESUMEN

Antecedentes. Los endófitos bacterianos que habitan dentro de las plantas sin causar daño y promueven su crecimiento y desarrollo se han considerado herramientas útiles para la restauración de los ecosistemas. **Objetivos.** En el presente estudio se caracterizaron fitobacterias endófitas aisladas de plantas de *Lemna gibba*, colectadas en la zona chinampera de los canales de Xochimilco en dos temporadas, con base en la comparación de su producción de ácido indolacético. **Métodos.** Se evaluaron 12 fitobacterias en total; ocho aisladas de las plantas *L. gibba* colectadas en la temporada de sequía pertenecientes a los géneros *Achromobacter*, *Bacillus*, *Deinococcus*, *Enterococcus*, *Pseudomonas* y *Rahnella*. Las variedades restantes (pertenecientes al género *Serratia*) se obtuvieron de plantas colectadas en la temporada de lluvias. **Resultados.** De acuerdo con la producción de ácido indolacético, de las fitobacterias colectadas en la temporada de sequía, cuatro se clasificaron como bajas productoras y cuatro como altas productoras. Por otra parte, todos los organismos que se recolectaron en la temporada de lluvias se clasificaron como altos productores. **Conclusiones.** La presencia de fitobacterias endófitas altas productoras de ácido indolacético en *Lemna gibba* sugiere que son promotoras potenciales del desarrollo de dichas plantas y también que actúan como bioinoculantes potenciales.

Palabras clave: Ácido indolacético, fitobacterias, *Lemna gibba*.

ABSTRACT

Background. Bacteria endophytes, harmless symbiotic organisms that promote plant growth and development, have been considered useful tools for ecosystem restoration. **Goals.** The present study characterized bacteria endophytes isolated from *Lemna gibba* plants (collected in the "chinampera area" of Xochimilco canals over two seasons) according to the amount of indole acetic acid production. **Methods.** Twelve phyto-bacteria species were found; eight in plants collected through the drought season belonging to the genera *Achromobacter*, *Bacillus*, *Deinococcus*, *Enterococcus*, and four in plants collected during the rainy season of the genus *Serratia*. **Results.** According to their indole acetic acid production, four of the phyto-bacteria isolated from plants collected in the dry season were characterized as low producers and four as high producers. All the organisms obtained from plants gathered during the rainy season were classified as high producers. **Conclusions.** The presence of endophytic bacteria producing large amounts of indole acetic acid in *Lemna gibba* plants suggests that these organisms could promote plant development and act as potential bioinoculants.

Key words: Indole Acetic Acid, phyto-bacteria, *Lemna gibba*.

INTRODUCCIÓN

El sistema lacustre de Xochimilco localizado en la Ciudad de México es una región de gran tradición en México, no obstante, la mayoría de los canales de este sistema presentan una reducción drástica en sus niveles de agua debido a que se recargan con aguas tratadas (Mazari-Hiriart *et al.*, 2000) o a que se usa el agua para el riego agrícola (An, 2004). Dada la abundancia de diferentes plantas acuáticas flotantes que se distribuyen en los canales, se han considerado como herramienta para tratar aguas contaminadas, ya que muestran una alta tasa de propagación y absorción de contaminantes, por lo que son una alternativa viable para la salud de los canales (Abbis & Mandi, 1999). Entre estas plantas destacan las pertenecientes a la familia *Lemnaceae*, las cuales crecen sobre superficies de aguas tranquilas (Landolt, 1987). En ésta familia se ubica *Lemna gibba* Linnaeus, que ha resultado un excelente modelo experimental debido a que su manejo es fácil, se encuentra ampliamente distribuida en México, es de alta productividad, tolerante a condiciones naturales adversas y tiene un ciclo de vida corto. Por ello, es una especie que se utiliza frecuentemente para pruebas de toxicidad en el monitoreo de ecosistemas acuáticos y se ha considerado como un bioindicador (Wang, 1990). En la actualidad, los estudios se han enfocado en los microorganismos endófitos de plantas asociadas a la restauración de ecosistemas, que habitan en espacios intracelulares, intercelulares o en el tejido vascular de las plantas, sin causarles daño, promoviendo su crecimiento y desarrollo (Hallmann, 1997; Reiter & Sessitsch, 2006; Dibut *et al.*, 2009; Dimkpa *et al.*, 2009). El análisis de la diversidad funcional de las fitobacterias con relación a sus atributos promotores del crecimiento vegetal, ha permitido caracterizar a estos microorganismos gracias al papel que desempeñan no solamente en la interacción con las plantas, sino también por su relación con el ecosistema. Uno de sus atributos más estudiados por su importancia es el que se refiere de manera directa a la promoción del crecimiento vegetal, mediado por la producción de fitohormonas, en particular la principal auxina el ácido indolacético (AIA), que controla una variedad de procesos importantes que incluyen el alargamiento, la división celular y la diferenciación tisular. Existen pocos estudios sobre el conjunto de interacciones entre las bacterias endófitas y las plantas acuáticas (Overbeek & Elsas, 2008), en particular destacan, los relacionados con la rizósfera de estas últimas y están orientados a su uso potencial para la remediación a través de la interacción planta acuática-microorganismos (Stout & Nusslein 2005, 2010; Yamaga *et al.*, 2010).

El objetivo de este estudio fue aislar y describir a las fitobacterias endófitas productoras de ácido indolacético aisladas de plantas de *L. gibba*, colectadas en la zona chinampera de los canales de Xochimilco y determinar su potencial como productoras de esta fitohormona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del sitio de estudio. El área de estudio se localiza dentro del sistema lacustre de Xochimilco, entre las coordenadas 19° 15' 11" y 19° 19' 15" N y 99° 00' 58" y 99° 07' 08" O, con una altitud promedio de 2,240 msnm y una superficie de 2,657 ha. Los canales seleccionados para el estudio se ubican dentro de la zona agrícola o chinampera caracterizada particularmente por el desarrollo agrícola, el cultivo de hortalizas, plantas de ornato y flores.

Aislamiento de fitobacterias endófitas de *Lemna gibba*. La colecta de plantas de *L. gibba* se realizó en dos épocas: temporada de sequía, en el mes de mayo, y de lluvias, en el mes de agosto, en el año 2013. Se marcaron tres puntos a lo largo del canal seleccionado en la zona agrícola, donde se tomaron muestras superficiales de agua en recipientes de plástico de 500 mL preparados conforme al método estándar APHA (2005), que se transportaron al laboratorio en obscuridad y refrigeración a 4 °C, para la determinación de los parámetros químicos siguientes: contenido de nitrógeno total (NT mg/L), nitritos (NO₂ mg/L), nitratos (NO₃ mg/L), nitrógeno amoniacal (NH₃ mg/L), ortofosfatos (PO₄ mg/L) y fósforo total (PT mg/L). Estos análisis se hicieron por duplicado, empleando las técnicas respectivas del equipo HACH DRL/2500.

También se colectaron en cada sitio tres muestras de 100 g de biomasa de plantas de *L. gibba*, con ayuda de una red de 60 cm de largo x 25 micras de diámetro de malla, que se colocaron en bolsas herméticas y trasladaron en frío al laboratorio para el aislamiento de sus fitobacterias endófitas. Se tomaron 10 g de la biomasa total de plantas, la cual se desinfectó con hipoclorito de sodio al 10% durante varios segundos y con varios enjuagues consecutivos con agua destilada estéril; después se sometió a un molido en mortero aséptico al que se le agregaron 10 mL de agua destilada estéril, para conseguir una suspensión del material biológico, la cual se vertió en botellas con 90 mL de agua destilada estéril. Las suspensiones resultantes se evaluaron de acuerdo con el método de dilución en placa, considerando diluciones de 10⁻¹ y 10⁻² en medio de agar nutritivo (AN); se inocularon 0.2 mL de cada dilución por extensión en placa por triplicado. Las placas se incubaron por 24 horas a 28 °C. Se seleccionaron aquellas colonias con morfología colonial diferente de las que se resemebraron por estría cruzada en placas con medio AN para su aislamiento, conservación y posterior caracterización microscópica. Su identificación se realizó a través de la determinación de sus secuencias del gen 16S rDNA, empleando la reacción en cadena de la polimerasa (PCR: Polimerase Chain Reaction), para ello se efectuaron resiembras de las fitobacterias aisladas de forma masiva en medio AN, se incubaron de 24 a 48 horas a 28 °C hasta obtener el crecimiento adecuado de biomasa microbiana, se recuperó la biomasa con ayuda de una asa microbiológica, se depositó en un mortero estéril al que se le adicionó N₂ líquido, se maceró hasta lograr un polvo fino y se extrajo su DNA con el método de Allers & Lichen (2000), se agregaron 1 o 2 mL de CTAB (CTAB al 2%, EDTA, Trizma base 200 mM pH 8.0, NaCl 2M y polivinilpirrolidona 0.5%) y se mezcló hasta conseguir una suspensión homogénea. Se separó la suspensión en tubos Eppendorf de 1.5 mL (0.5 mL en cada uno) y se incubaron a 65 °C por una hora, después 30 minutos a temperatura ambiente y posteriormente se les adicionó 500 µL de la mezcla de cloroformo: alcohol isoamílico (24:1); se agitaron en vórtex hasta formar una emulsión y centrifugaron a 13,000 rpm durante 10 minutos a temperatura ambiente.

Se transfirió la fase acuosa a tubos Eppendorf nuevos y se les añadió 500 µL de isopropanol concentrado para favorecer la precipitación del DNA; se mezclaron por inversión y se incubaron a -20 °C toda la noche para recuperar el DNA por centrifugación a 13,000 rpm durante 10 minutos a 4 °C.

Finalmente, se lavó la pastilla de DNA con 1000 µL de etanol al 70% dos veces, se centrifugó en frío, se decantó el sobrenadante y se dejó secar la pastilla. El DNA obtenido se resuspendió en 50 µL de agua desionizada estéril y se incubó a -20 °C para realizar la amplificación del gen 16S rDNA por PCR. Del DNA genómico purificado, se amplificó

el gen ribosomal 16S rDNA, utilizando los cebadores universales fD1 y rD1 diseñados por Weisburg *et al.* (1991). La mezcla de PCR contuvo 1.23 μ L del iniciador Fw (fD1), 1.05 μ L del iniciador (rD1), 1.5 μ L de MgCl₂ 50mM, 0.5 μ L de dNTP's 200 μ M, 0.5 μ L de 5 unidades de Taq DNA polimerasa, 2.5 μ L de regulador 1X, 16.72 μ L de agua estéril y finalmente 1 μ L de DNA diluido 1:10. La PCR se llevó a cabo según el método de Allers & Lichten (2000) utilizando un termociclador. La temperatura inicial fue de 94 °C por 5 min, seguido de 30 ciclos de 94 °C durante 1 min, 55 °C por 1 min, 72 °C por 3 min y por último a 72°C durante 10 min. La purificación de los amplificadores del gen ribosomal 16S rDNA se hizo con el empleo del Kit Comercial de la marca Zymo Research, agregando en un tubo Eppendorf de 1.5 mL, 50 μ L del producto de PCR y 100 μ L del DNA Binding Buffer; la mezcla se agitó suavemente en vórtex y se transfirió a la columna de purificación colocada previamente en el tubo colector, se centrifugó a 13,000 rpm por un minuto; se decantó el sobrenadante y al precipitado se le adicionaron 200 μ L de Wash Buffer. Se centrifugó a 10,000 rpm por un minuto y el paso anterior se ejecutó 2 veces más para finalmente adicionar 10 μ L de H₂O desionizada directamente a la matriz de la columna.

El eluido se colocó en un tubo Eppendorf nuevo para coleccionar las muestras finales y por último se centrifugaron durante un minuto a 10,000 rpm. Los productos de la PCR se verificaron por medio de una electroforesis en gel de agarosa al 1% (w/v) teñido con bromuro de etidio. Los productos de la amplificación del gen 16S rDNA de las fitobacterias aisladas se purificaron y secuenciaron en la Unidad de Biotecnología y Prototipos de la FES-Iztacala (UNAM) y las secuencias se compararon para elaborar su homología molecular con secuencias de la base de datos genómicos utilizando el análisis BLAST (Basic Logical Alignment Search Tool, BLAST at NCBI).

Evaluación de producción de fitohormonas. Para la evaluación de la producción de fitohormonas por las fitobacterias endófitas aisladas de las plantas de *L. gibba*, se empleó la técnica de la producción *in vitro* de ácido indolacético (AIA), a través de la detección fotocolorimétrica de éste con la adición del reactivo de Salkowski, como sigue: se emplearon tubos de ensayo con tapón de algodón de 20 mL de capacidad con 4.9 mL de caldo nutritivo con la adición de L-triptófano en las concentraciones de 1, 2 y 5 mg/L y se utilizó como testigo una serie de tubos con caldo nutritivo sin L-triptófano. Todos los tubos se inocularon con 0.2 mL de un inóculo de cada fitobacteria aislada con concentración de 5 x 10⁷ células/mL, determinado por turbidez con el empleo de un fotocolorímetro Klett Summerson con filtro azul 42. Los tubos se incubaron por 4 días a 28 °C y después se cuantificó el contenido de auxinas

como equivalentes de AIA por análisis espectral, mezclando 1 mL del medio de los cultivos fitobacterianos con 1 mL de reactivo de Salkowski (2% (w/v) de FeCl₃ 0.5M disuelto en ácido perclórico al 35%. Se incubó a temperatura ambiente por 30 minutos para el desarrollo de una coloración rosada, la cual indica la producción de AIA, se cuantificó leyendo su absorbancia a 535 nm e interpolando en una curva tipo de AIA. La caracterización de las bacterias productoras de AIA *in vitro* se estableció, según lo descrito por Khalid *et al.* (2004), en tres grupos principales: las bajas productoras (de 1 a 10 μ g/mL), las medianas productoras (de 11 a 20 μ g/mL) y las altas productoras (de 21 a 30 μ g/mL de AIA).

Análisis de datos. Para los datos químicos del agua y la comparación de la producción de AIA se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) y pruebas de Tukey usando el paquete estadístico Sigma Plot 11.0. El estudio de los datos, de acuerdo con la categorización de la producción de AIA de las fitobacterias endófitas, se llevó a cabo por medio de un análisis numérico comparativo con el programa NTS y S-PC versión 2.11T (Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System) para la aplicación de un índice de distancia. Una vez obtenidos los valores de distancia del coeficiente aplicado, se construyó el fenograma respectivo utilizando el método de agrupamiento UPGMA (Unweighted Pair Group Method of Arithmetic Averages) y se estableció la veracidad y confianza del fenograma construido a través del coeficiente de correlación producto-momento de Pearson. Finalmente, para evaluar la asociación entre las variables químicas y biológicas resultantes, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) que incluyó ambas temporadas con base en la correlación de Pearson (Kebede & Kebede, 2012), para lo cual se empleó el paquete estadístico XLSTAT-Pro 2009.

RESULTADOS

Los valores promedio de cada uno de los seis parámetros químicos analizados, que reflejaron las características del agua en el canal ubicado en la zona chinampera en las temporadas de sequía y lluvias, se presentan en la Tabla 1. Los valores del contenido de nitrógeno total medido y la concentración de nitratos fueron mayores en las muestras de agua del mes de agosto (temporada de lluvias), mientras que los contenidos de nitritos y nitrógeno amoniacal no mostraron diferencias significativas en ambas temporadas ($p < 0.05$). La concentración de fósforo total fue contrastante con los resultados de la del nitrógeno durante las temporadas de estudio, donde los valores totales de este elemento, así como la concentración de ortofosfatos medidos en las muestras de agua, resultaron mayores en la temporada de sequía.

Tabla 1. Contenido de nitrógeno y fósforo en las muestras de agua colectadas del canal seleccionado de la zona chinampera en el lago de Xochimilco, México. No se presentaron diferencias estadísticas significativas ($n=3$, $p < 0.05$).

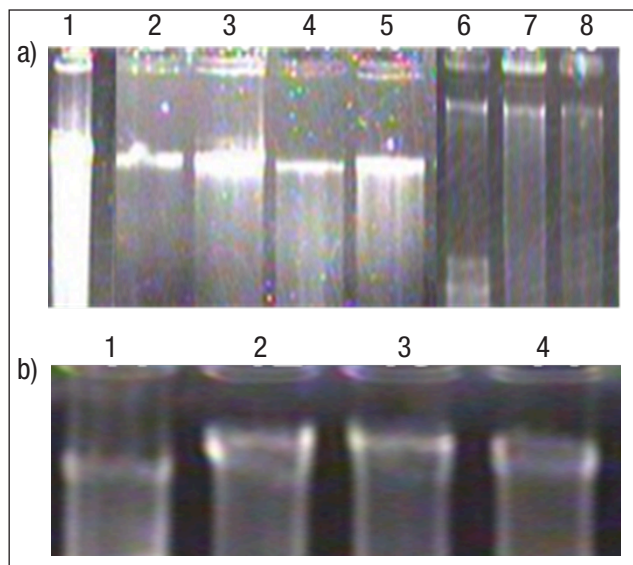
Parámetros	Temporada	
	Secas (mayo de 2013)	Lluvias (agosto de 2013)
Nitrógeno Total (mg/L)	1.350±0.495	2.093±2.393
Nitratos (mg/L)	0.150±0.070	0.590±0.877
Nitritos (mg/L)	0.073±0.002	0.045±0.354
Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	0.980±0.001	0.925±0.077
Ortofosfatos (mg/L)	5.430±0.155	2.730±2.690
Fósforo total (mg/L)	6.975±0.063	3.603±3.485

Se aislaron un total de 12 fitobacterias endófitas de las plantas de *L. gibba* (Tabla 2); 8 de ellas se aislaron de las plantas colectadas en la temporada de sequía y 4 de ellas de las plantas colectadas en la temporada de lluvias.

El electroferograma del DNA genómico muestra que se obtuvieron altas concentraciones de DNA (3,500 ng/ μ L) de las fitobacterias aisladas de las plantas colectadas en la temporada de secas, contrariamente a lo encontrado de las fitobacterias aisladas de las plantas colectadas en la temporada de lluvias, donde las concentraciones de DNA fueron más bajas (Figs.1a-1b).

La amplificación del gen 16S rDNA generó una banda única de aproximadamente 1.5 Kb, lo que muestra que los iniciadores fueron específicos para la región del gen 16S rDNA (Figs. 2a-2b). De los aislados de las plantas de *L. gibba* colectadas en ambas temporadas, las bandas se extrajeron de los geles y se procedió a elaborar su secuenciación y posterior análisis bioinformático. Para la selección de los posibles géneros o especies se revisó literatura para cotejar la morfología colonial y microscópica de los aislados. Las secuencias elegidas fueron aquellas que tuvieron un mayor porcentaje de similitud, comparadas con las secuencias del Gen Bank, para así tener una mejor exactitud posible para la identificación de las fitobacterias aisladas: *Achromobacter* spp. CH-MA-1, *Deinococcus* spp. CH-MA-2, *Enterococcus faecium* CH-MA-3, *Achromobacter* spp. CH-MA-4, *Pseudomonas* spp. CH-MA-5, *Bacillus pumilus* CH-MA-6, *Rahnella aquatilis* CH-MA-7, *Enterobacter* spp. CH-MA-8, de las plantas colectadas en la temporada de sequía y *Serratia* spp. CH-AG-1, *Serratia* spp. CH-AG-2, *Serratia* spp. CH-AG-3 y *Serratia* spp. CH-AG-4, de las plantas colectadas en la temporada de lluvia.

La producción de AIA *in vitro*, obtenida de las fitobacterias endófitas aisladas, permitió caracterizarlas según la clasificación de Khalid *et al.* (2004), como altas productoras de AIA (25 a 76 μ g/mL)



Figuras 1a-b. Electroferogramas del DNA genómico obtenido de los diferentes aislamientos provenientes de plantas de *Lemna gibba*: **a)** Aislamientos de plantas recolectadas en la temporada de secas: 1 = CH-MA-1; 2 = CH-MA-2; 3 = CH-MA-3; 4 = CH-MA-4; 5 = CH-MA-5; 6 = CH-MA-6; 7 = CH-MA-7; 8 = CH-MA-8. **b)** Aislamientos de plantas recolectadas en la temporada de lluvias: 1 = CH-AG-1; 2 = CH-AG-2; 3 = CH-AG-3; 4 = CH-AG-4.

a las fitobacterias: *Achromobacter* spp. CH-MA-4, *Pseudomonas* spp. CH-MA-5, *Rahnella aquatilis* CH-MA-7 y *Enterobacter* spp. CH-MA-8; y como bajas productoras de AIA (0.6 a 8 μ g/mL) a las fitobacterias: *Achromobacter* spp. CH-MA-1, *Deinococcus* spp. CH-MA-2, *Enterococcus faecium* Orla-Jensen 1919 Schleifer & Kilpper-Bälz 1984 CH-MA-3 y *Bacillus pumilus* CH-MA-6, provenientes de las plantas colectadas en la temporada de sequía. Todas las fitobacterias endófitas aisladas en la temporada de lluvias fueron clasificadas como altas productoras de AIA (24 a 51 μ g/mL) (Tabla 2).

En cuanto a la comparación en la producción de AIA, considerando las distintas concentraciones de triptófano y el testigo para cada una de las fitobacterias aisladas resultó que de las 4 fitobacterias que se clasificaron como altas productoras de AIA, sólo la fitobacteria *Enterobacter* spp. CH-MA-8 presentó mayor producción sin la adición de triptófano; la concentración de 1 mg/L de triptófano potenció la producción de AIA en la fitobacteria *Achromobacter* spp. CH-MA-4; la concentración de 2 mg/L de triptófano incrementó la producción de AIA en la fitobacteria *Pseudomonas* spp. CH-MA-5 y solamente la fitobacteria aislada *Rahnella aquatilis* CH-MA-7 mostró una alta producción de AIA con la adición de 5 mg/L de triptófano. Para la temporada de lluvias, no se encontraron diferencias significativas de producción de AIA bajo las distintas concentraciones de triptófano para cada aislado.

La Fig.3 expone la agrupación de las fitobacterias endófitas a través de un fenograma que muestra tres grupos bien definidos de manera inicial; el grupo I incluye a *Enterobacter* spp. CH-MA-8, aislada de las plantas colectadas en la temporada de sequía, que fue clasificada como la más alta productora de AIA con 76.84 μ g/mL. El grupo II, subdividido por un grupo IIa representado por *Achromobacter* spp. CH-MA-1, *Deinococcus* spp. CH-MA-2, *Enterococcus faecium* CH-MA-3 y *Bacillus pumilus* CH-MA-6, incluye las fitobacterias aisladas de las plantas de la temporada de sequía y fueron clasificadas como las productoras de AIA más bajas. Finalmente, el grupo III, que está subdividido en dos grupos: el grupo IIIa, que agrupó a las medianas productoras de AIA cuya producción fue entre 24.45 y 35.46 μ g/mL, estuvo conformado por *Achromobacter* spp. CH-MA-4 y *Rahnella aquatilis* CH-MA-7 aisladas de las plantas colectadas en la temporada de sequía y *Serratia* spp. CH-AG-2 de plantas colectadas en la temporada de lluvia. El grupo IIIb, constituido por las fitobacterias clasificadas como las más altas productoras de AIA, incluyó a *Pseudomonas* spp. CH-MA-5 y *Enterobacter* spp. CH-MA-8 de las plantas colectadas en la temporada de sequía y las cepas *Serratia* spp. CH-AG-1, *Serratia* spp. CH-AG-3 y *Serratia* spp. CH-AG-4 aisladas de plantas colectadas en la temporada de lluvia; en éste grupo se determinaron concentraciones entre 43.43 a 76.84 μ g/mL.

DISCUSIÓN

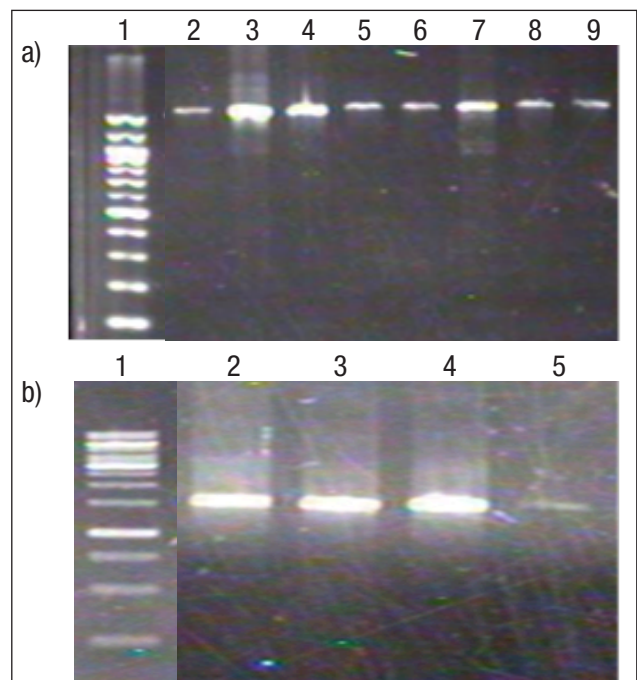
El interés por emplear estas especies de *Lemna* para la fitoremediación acuática ha aumentado, pero en particular, se han realizado estudios sobre las comunidades microbianas asociadas con estas plantas, que abordan la absorción o inmovilización de metales pesados (Stout & Nüsslen 2005; Vogel *et al.*, 2006; Stout & Nüsslen, 2010), ejemplo de ello es la caracterización de la microflora arsénico resistente asociada a la superficie de plantas de *Lemna gibba* y *Lemna minor* L. Griff. 1851, en las cuales Mkandawire *et al.* (2004) determinaron seis grupos fisiológicos: oligótrofos, fijadores de nitrógeno, solubilizadores de fósforo, bacterias amonificantes, nitrificantes y desnitrificantes; encontraron

Tabla 2. Fitobacterias endófitas aisladas de plantas de *Lemna gibba* y su producción de (ácido indolacético) AIA. Las diferentes letras muestran las diferencias estadísticas significativas entre ambas temporadas (n = 3, p < 0.001).

	Fitobacterias endófitas	% Homología molecular	Testigo	Producción de AIA (µg/mL)			Clasificación
				Trp (1mg/L)	Trp (2mg/L)	Trp (5mg/L)	
Aislamientos de plantas en época de secas	<i>Achromobacter</i> spp. CH-MA-1	95	8.16 ± 0.9 ^{a,b,c}	8.55±1.3 ^{a,b,c}	8.44± 0.9 ^{a,b,c}	7.7±1.5 ^{a,b,c}	Baja
	<i>Deinococcus</i> spp. CH-MA-2	92	0.64 ± 0.7 ^{b,c}	1.6 ± 0.7 ^{b,c}	1.14 ± 0.7 ^{b,c}	2.62±2.1 ^{b,c}	Baja
	<i>Enterococcus faecium</i> CH-MA-3	95	4.66 ± 0.5 ^{b,c}	5.02± 1.1 ^{b,c}	4.35± 0.2 ^{b,c}	4.53±2.0 ^{b,c}	Baja
	<i>Achromobacter</i> spp. CH-MA-4	97	25.26 ± 3.9 ^{a,c}	28.58 ± 6.6 ^{a,c}	22.97±5.9 ^{a,c}	24.95± 3.6 ^{a,c}	Alta
	<i>Pseudomonas</i> spp. CH-MA-5	96	43.43 ± 3.7 ^{b,c}	49.07± 3.4 ^{b,c}	49.68±4.4 ^{b,c}	35.46±24.9 ^{b,c}	Alta
	<i>Bacillus pumilus</i> CH-MA-6	96	3.29 ± 1.2 ^{b,c}	20.26±4.2 ^{b,c}	13.38±4.7 ^{b,c}	6.75±4.7 ^{b,c}	Baja
	<i>Rahnella aquatilis</i> CH-MA-7	95	35.46 ± 1.6 ^{a,b}	41.46 ±5.3 ^{a,b}	51.4 ±4.7 ^{a,b}	66.82±26.4 ^{a,b}	Alta
	<i>Enterobacter</i> spp. CH-MA-8	94	76.8± 28.6 ^{a,b,c}	74.0± 24.1 ^{a,b,c}	56.9± 23.9 ^{a,b,c}	74.29± 20.1 ^{a,b,c}	Alta
Aislamientos de plantas en lluvias	<i>Serratia</i> spp. CH-AG-1	85	47.13 ± 4.2 ^{a,c}	47.31± 4.6 ^{a,c}	42.58±2.3 ^{a,c}	42.09±0.9 ^{a,c}	Alta
	<i>Serratia</i> spp. CH-AG-2	97	24.45 ± 0.3 ^{a,c}	22.41±1.9 ^{a,c}	22.8±1.0 ^{a,c}	23.54± 0.8 ^{a,c}	Alta
	<i>Serratia</i> spp. CH-AG-3	99	47.17 ± 3.0 ^{a,c}	47.03±1.8 ^{a,c}	49.92±4.7 ^{a,c}	54.58±1.9 ^{a,c}	Alta
	<i>Serratia</i> spp. CH-AG-4	95	50.98 ± 5.0 ^{a,c}	49.43±2.9 ^{a,c}	48.05±1.6 ^{a,c}	52.92±3.5 ^{a,c}	Alta

Trp = triptófano

también que la mayoría de las bacterias resistentes al arsénico fueron Gram negativas y del género *Pseudomonas*. En especial, y vinculado como antecedente a este trabajo, se tiene el reporte de Idris *et al.* (2007), quienes aislaron de *Lemna minor* a la fitobacteria *Bacillus amyloliquefasciens* Priest *et al.* F2B42, que produce y secreta cantidades significativas de AIA (29.3 ng/mL). En este estudio, la caracterización de las fitobacterias endófitas aisladas de las plantas de *L. gibba* como productoras de AIA mostró que se obtuvo un alto porcentaje de altas productoras (67%), considerando los aislamientos de las plantas colectadas en ambas temporadas; pero los aislamientos de las plantas colectadas en la temporada de lluvias representaron el 100% de bacterias altas productoras. La fitobacteria endófitas *Enterobacter* spp. CH-MA-8 manifestó una producción total de 77 µg/mL de AIA, mayor a lo reportado por Vivas *et al.* (2006) y Zaidi *et al.* (2006) para *Bacillus* ssp. y *Enterobacter* ssp., géneros reportados como altos productores con 55 µg/mL de AIA producido. Las fitobacterias endófitas aisladas del género *Serratia* alcanzaron valores superiores a los mencionados por Rojas *et al.* (2010), cuyos aislamientos reportan una producción de 35 µg/mL. Esta diversidad y productividad de AIA pudiera responder también a la interacción particular que se establece entre estas fitobacterias y su planta "hospedero", como lo reportan Idris *et al.* (2007). Estos autores indican que la fitobacteria *B. amyloliquefasciens* F2B42, que posee la habilidad para colonizar las raíces de plantas de *Lemna minor* ST, sugiere que ésta depende en cierto grado de la capacidad de la fitobacteria para sintetizar AIA. Lebuhn *et al.* (1977) han propuesto que la síntesis bacteriana de AIA contribuye a potenciar la competencia en la rizósfera al eliminar los compuestos análogos presentes en la superficie de las plantas hospedero. Lambrecht *et al.* (2000) mencionan que esta competencia puede darse por la estimulación generada por



Figuras 2a-b. Electroferogramas de los productos de amplificación del gen 16S rDNA de los diferentes aislamientos de fitobacterias de plantas de *Lemna gibba*. **a) Aislamientos de plantas recolectadas en la temporada de secas:** 1 = Marcador de Peso Molecular (1Kb); 2 = CH-MA-1; 3 = CH-MA-2; 4 = CH-MA-3; 5 = CH-MA-4; 6 = CH-MA-5; 7 = CH-MA-6; 8 = CH-MA-7; 9 = CH-MA-8. **b) Aislamientos de plantas recolectadas en la temporada de lluvias:** 1 = Marcador de Peso Molecular (1Kb); 2 = CH-AG-1; 3 = CH-AG-2; 4 = CH-AG-3; 5 = CH-AG-4.

la liberación de exudados por parte de la planta; mientras que Yamada (1993) lo asoció a la regulación en las defensas de la planta y Robinette y Matthys (1990) a la inhibición en la respuesta de hipersensibilidad en plantas infectadas.

Algunos autores mencionan que la diversidad funcional se puede expresar a través de un análisis fenético basado en las similitudes entre los atributos funcionales evaluados (Petchey & Gaston, 2009; Cianciaruso *et al.*, 2009). La comparación fenética de los aislados, de acuerdo con la producción de AIA en ambas temporadas, mostró que hay diferencias entre las fitobacterias aisladas.

El ACP de la figura 4, que asoció los seis parámetros químicos medidos en las muestras de agua con la producción de AIA medida en las fitobacterias endófitas aisladas de las plantas de *L. gibba*, muestra que los valores de los dos primeros componentes representaron el 100% de la varianza total ($F1 = 89.08\%$; $F2 = 10.92\%$); en este caso se observó que existe una asociación entre los valores de nitrógeno amoniacal, ortofosfatos, nitritos y fósforo total en las muestras de la temporada de sequía consistente con el aislamiento de fitobacterias en la misma colecta, caracterizadas por su alta producción de AIA. Las muestras de la temporada de lluvia se caracterizaron por una particular asociación entre el nitrógeno total, nitratos y la presencia del género *Serratia*. En el primer componente se asociaron todos los aislados con mayor producción de AIA de las plantas colectadas en la temporada de lluvias, con una relación positiva. Para el segundo componente, se asociaron todos los aislados de las plantas colectadas en la temporada de sequía,

con una relación positiva, aquellos que fueron más productores de AIA y de forma negativa, los de menor producción.

La evaluación de los parámetros químicos evidenció que las muestras de agua del canal lo definen como un sitio con un cierto grado de eutrofización, repartido en el contenido de nitrógeno total alto en la temporada de lluvias y de fósforo total alto en la temporada de sequía. Aunque estos valores son datos puntuales, se puede notar que éstos se han incrementado con el tiempo, al compararse con los datos recolectados por López-López *et al.* (2006) para esta zona, que reportan un contenido de nitrógeno total de 1 mg/L, de nitratos de 0.016 mg/L, de nitrógeno amoniacal de 0.06 mg/L y de fósforo total de 4.7 mg/L. Estos datos sugieren que los valores altos podrían originarse por el uso de fertilizantes nitrogenados y fosforados por las actividades agrícolas desarrolladas en el área, lo que contribuiría al incremento en la concentración de estos nutrientes en Xochimilco; un proceso observado en otros sistemas acuáticos como lo mencionan Chapman y Kimstach (1992).

Esta asociación entre los altos productores de AIA y las altas concentraciones de N y P cuantificadas tiene su relación en lo establecido por algunos autores de acuerdo con su comportamiento en ecosistemas con este grado de eutrofización, donde las especies de *Lemna* prefieren el nitrógeno en forma amoniacal y preferentemente remueven el amonio, aun en concentraciones altas de nitrógeno; Lüönd (1980) demostró tasas elevadas de crecimiento de *Lemna* obtenidas cuando el nitrógeno está presente en forma de amonio más que de nitrato. En el caso del fósforo, este elemento es esencial para el crecimiento rápido

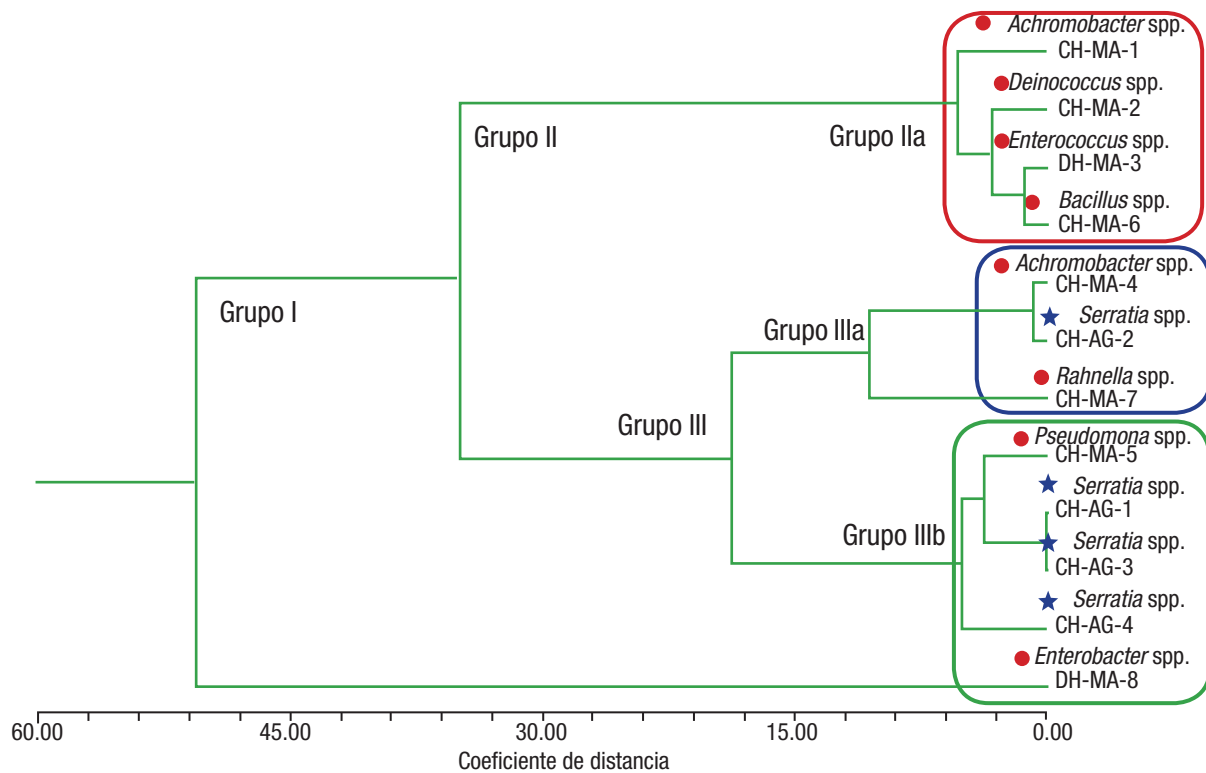


Figura 3. Fenograma comparativo del agrupamiento de las fitobacterias endófitas aisladas de *Lemna gibba*. ★ = Fitobacterias aisladas de plantas colectadas en la temporada de sequía. ● = Fitobacterias aisladas de plantas colectadas en temporada de lluvias ($r = 0.83$).

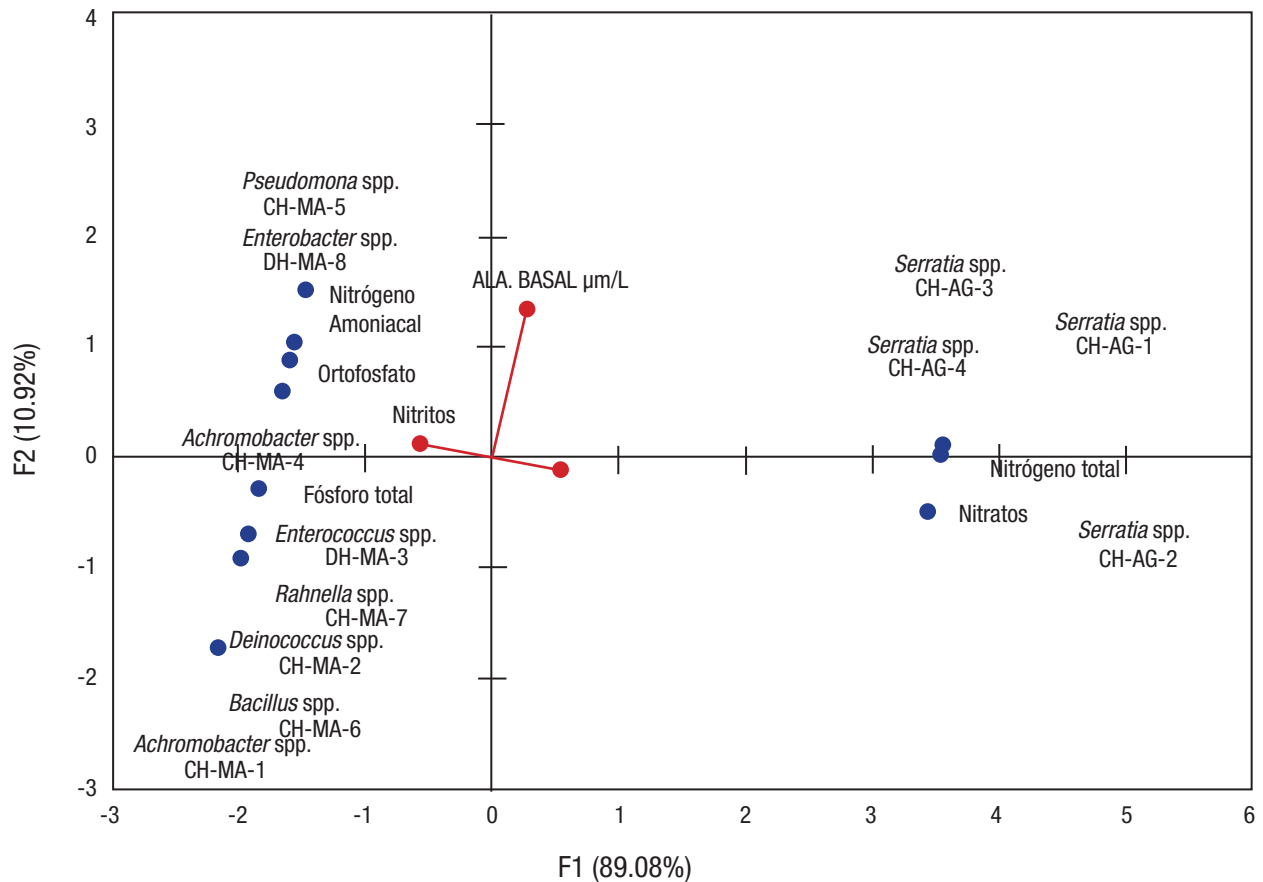


Figura 4. Análisis de componentes principales (ACP) que muestra la relación entre los parámetros químicos medidos de la calidad del agua del canal de Xochimilco, México, seleccionado de la zona agrícola, con relación al atributo funcional de la producción de AIA (ácido indolacético) de las fitobacterias endófitas aisladas de plantas de *Lemna gibba* colectadas en dos temporadas (secas y lluvias).

de estas plantas y las aguas ricas en nutrientes se consideran como un buen reservorio, tanto de fósforo como de potasio. Se ha reportado también que la contribución indirecta de *L. gibba* a la remoción total de nutrientes, se da por medio de las biopelículas que integran algas y bacterias sobre la superficie de estas plantas, que contribuyen a la pérdida del 35 y 32% del nitrógeno y fósforo totales, respectivamente. Existen varios estudios realizados sobre la asociación entre *Lemna* y su microflora, los cuales se han enfocado principalmente en observaciones microscópicas y a la cuenta bacteriana sobre las superficies de estas plantas, así como estudios dependientes de cultivo (Mkandawide & Dudel, 2007). Otras áreas ampliamente estudiadas son las que se reportan sobre la remoción del exceso de nutrientes, particularmente de nitrógeno y fósforo empleando la asociación *Lemna*-microorganismos, para el tratamiento de aguas residuales. La zona Chinampera se considera como irregular por los valores contrastantes en los parámetros evaluados en ambas temporadas, asimismo, el ACP asoció ésta zona con el mayor número de fitobacterias aisladas con mayor producción de AIA.

Finalmente, los estudios relacionados con el análisis de la diversidad funcional en un ecosistema dan información sobre el papel que los organismos desempeñan. Esta investigación contribuye no solamente

al conocimiento de la diversidad de las fitobacterias endófitas de las plantas acuáticas, como fue el caso de los aislados identificados en las plantas de *Lemna gibba* colectadas en un canal de la zona agrícola del sistema lacustre de Xochimilco; sino también a la caracterización de uno de sus atributos funcionales de la promoción del crecimiento vegetal (la producción de fitohormonas); la existencia de fitobacterias endófitas clasificadas como altas productoras de ácido indolacético en las plantas de *Lemna gibba*, sugiere que en cierta medida podrían ser consideradas como bioinoculantes potenciales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional por el apoyo financiero otorgado a los proyectos SIP (20131494 y 20141314) para la realización de este trabajo. Se agradece también el apoyo de la Comisión de Operaciones y Fomento de Actividades Académicas (COFAA-IPN), del EDI (Estímulo al Desempeño de Investigadores-IPN) y del Sistema Nacional de Investigadores (SNI-CONACyT).

REFERENCIAS

- AN, Y. J. 2004. Soil ecotoxicity assessment using cadmium sensitive plants. *Environment Pollution* 127: 21-26. DOI: 10.1016/S0269-7491(03)00263-X
- ABBISY, M. & L. MANDI. 1999. Comparative study of wastewater purification efficiencies of two emergent helophytes: *Typha latifolia* and *Juncus subilagus* under arid climate. *Water Science and Technology* 39: 123-128. DOI: 10.1016/S0273-1223(99)00261-9
- ALLERS, T. & M. LICHEN. 2000. A method for preparing genomic DNA that restrains branch migration of Holiday junctions. *Nucleic Acids Research* 28: 26-36. DOI: 10.1093/nar/28.2.e6
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Health Association, Washington D. C., USA. B. P.
- CHAPMAN, D. & V. KIMSTACH. 1992. *Assessments a guide the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. University Press, Great Britain. DOI: 10.4324/9780203476710
- CIANCARUSO, M. V., M. A. BATALHA, K. J. GASTON & O. L. PETCHEY. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology* 90: 81-89. DOI: 10.1890/07-1864.1
- DIMKPA, C., T. WEINAND & F. ASH. 2009. Plant-rhizobacteria interactions alleviate abiotic stress conditions. *Plant Cell and Environment* 32: 1682-1694. DOI: 10.1111/j.1365-3040.2009.02028.x
- DIBUT, B., R. MARTÍNEZ-VIERA, M. ORTEGA, Y. RÍOS, G. TEJEDA, L. PLANAS & J. RODRÍGUEZ. 2009. Situación actual y perspectivas de las relaciones endófitas plantas-bacteria. Estudio de caso *Gluconacetobacter diazotrophicus* cultivos de importancia económica. *Cultivos Tropicales* 30:16-23.
- HALLMANN, J. 1997. Bacterial endophytes in agricultural crops. *Canadian Journal of Microbiology* 43: 895-914. DOI: 10.1139/m97-131
- IDRIS, E. E. S., D. J. IGLESIAS, M. TALON & R. BORRIS. 2007. Tryptophan-dependent production of Indole-3-Acetic Acid (IAA) affects level of plant growth promotion by *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 20: 619-626. DOI: 10.1094/MPMI-20-6-0619
- KEBEDE, Y. K. & T. KEBEDEE. 2012. Application of principal component analysis in surface water quality monitoring. In: Sanguansat, P. (Ed.). *Application of Principal Component Analysis in Surface Water Quality Monitoring, Principal Component Analysis - Engineering Applications*. InTech, Open Science, China, pp. 83-100. Disponible en: <http://www.intechopen.com/books/principalcomponent-analysis-engineering-applications/application-of-principal-component-analysis-in-surface-waterquality-monitoring>
- KHALID, A., M. ARSHAD & Z. A. ZAHIR. 2004. Screening plant-growth-promoting rhizobacteria for improving growth and yield of wheat. *Journal of Applied Microbiology* 96: 473-480. DOI: 10.1046/j.1365-2672.2003.02161.x
- LAMBRECHT, M., Y. OKON, A. VANDE BROEK & J. VANDERLEYDEN. 2000. Indole-3-acetic acid: a reciprocal signaling molecule in bacteria-plant interactions. *Trends in Microbiology* 8: 298-300. DOI: 10.1016/S0966-842X(00)01732-7
- LANDOLT, E. 1987. Biosystematic investigations in the family of duckweed (Lemnaceae) Veröff. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 4: 131-133.
- LEBUHN, M., T. HEULIN & A. HARTMANN. 1997. Production of auxin and other indolic and phenolic compounds by *Paenibacillus polymyxa* strains isolated from different proximity to plant roots. *FEMS Microbiology Ecology* 22: 325-334. DOI: 10.1111/j.1574-6941.1997.tb00384.x
- LÓPEZ-LÓPEZ E., J. E. SEDEÑO-DÍAZ & L. F. PEROZZI. 2006. Lipid peroxidation and acetylcholinesterase activity as biomarkers in the black sailfui goodeid, *Girardinichthys viviparous* (Bustamante) exposed to water from Lake Xochimilco (Mexico). *Aquatic Ecosystem Health and Management* 9: 379-385. DOI: 10.1080/14634980600886871
- LÜND, A. 1980. Effects of nitrogen and phosphorus upon the growth of some Lemnaceae. In: Landolt, E. (Ed.). *Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae)*. Zurich, Veröffentlichungen des Geobotanisches Institut der Edg. pp. 118-141.
- MAZARI-HIRIART, M., E. CIFUENTES, E. VELÁZQUEZ & J. CALVA. 2000. Microbiological groundwater quality and health indicators in México City. *Urban Ecosystems* 4: 91-103. DOI: 10.1023/A:1011334326405
- MKANDAWIRE, M., B. TAUERT & E. G. DUDEL. 2004. Capacity of *Lemna gibba* L. (duckweed) for uranium and arsenic phytoremediation in mine tailing waters. *International Journal of Phytoremediation* 6: 347-362. DOI: 10.1080/16226510490888884
- MKANDAWIRE, M. & E. G. DUDEL. 2007. Are *Lemna* spp. effective phytoremediation agents? *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability* 1: 56-71.
- OVERBEEK, V. L. & V. J. D. ELSAS. 2008. Effects of plant genotype and growth stage on the structure of bacterial communities associated with potato (*Solanum tuberosum* L.). *FEMS Microbiology Ecology* 64: 283-296. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2008.00469.x
- PETCHEY, O. L. & K. J. GASTON. 2009. Dendrograms and measures of functional diversity: a second instalment. *Oikos* 118: 1118-1120. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2009.17403.x
- REITER, B. & A. SESSITSCH. 2006. The bacterial microflora in association with the wild flower *Crocus albiflorus*. *Canadian Journal of Microbiology* 52:1-10.
- ROBINETTE, D. & A. G. MATTHYSSE. 1990. Inhibition by *Agrobacterium tumefaciens* and *Pseudomonas savastanoi* of development of the hypersensitive response elicited by *Pseudomonas syringae* pv. *phaseolicola*. *Journal of Bacteriology* 172: 5742-5749. DOI: 10.1128/jb.172.10.5742-5749.1990
- ROJAS, C. A., D. A. RODRÍGUEZ, V. S. MONTES, J. S. PÉREZ, T. A. RODRÍGUEZ & Z. L. A. GUERRERO. 2010. Evaluación de la promoción del crecimiento de *Cynodon dactylon* L. por rizobacterias productoras de fitohormonas aisladas de un suelo contaminado con hidrocarburos derivados del petróleo. *Polibotánica* 22: 131-147.
- STOUT, L. M. & K. NÜSSLEIN. 2005. Shifts in rhizoplane communities of aquatic plants after cadmium exposure. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 2484-2492. DOI: 10.1128/AEM.71.5.2484-2492.2005

- STOUT, L. & K. NÜSSLEIN. 2010. Biotechnological potential of aquatic plant-microbe interactions. *Current Opinion in Biotechnology* 21:339-345. DOI: 10.1016/j.copbio.2010.04.004
- VIVAS, A., B. BIRO, J. M. RUIZ-LOZANO, J. M. BAREA & R. AZCÓN. 2006. Two bacterial strains isolated from a Zn-polluted soil enhance plant growth and mycorrhizal efficiency under Zn toxicity. *Chemosphere* 52: 1523-1533. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.06.053
- VOGEL, K., Y. V. LYUBUN, M. P. CHERNYSHOVA, M. MKANDAWIRE, E. E. FEDOROV & E. G. DUDEL. 2006. *Arsenic resistant microflora associated with Lemna sp. in abandoned uranium mine in eastern Germany*. Proceeding of Chemical Ecological Interactions in Aquatic Ecosystems Gfö, Bremen.
- WANG, W. 1990. Literature review on duckweed toxicity testing. *Environmental Research* 52: 7-22. DOI: 10.1016/S0013-9351(05)80147-1
- WEISBURG, W. G., S. M. BARNES, D. A. PELLETIER & D. J. LANE. 1991. 16S Ribosomal DNA amplification for phylogenetic study. *Journal of Bacteriology* 173: 697-703. DOI: 10.1128/jb.173.2.697-703.1991
- YAMADA, T. 1993. Role of auxin in plant-disease development. *Annual Review of Phytopathology* 31: 253-273. DOI: 0.1146/annurev.py.31.090193.001345
- YAMAGA, F., W. KENJI & M. MASAOKI. 2010. Sustainable biodegradation of phenol by *Acinetobacter calcoaceticus* P23 isolated from the rhizosphere of duckweed *Lemna aoukikusa*. *Japan Environmental Science Technology* 44: 6470-6474. DOI: 10.1021/es1007017
- ZAIDI, S., S. USMANI, B. R. SINGH & J. MUSARRAT. 2006. Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea*. *Chemosphere* 64: 991-997. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.12.057

Hábitos alimenticios de *Cathorops aguadulce* (Siluriformes: Ariidae) en un ecosistema estuarino al sur del golfo de México

Feeding Habits of *Cathorops aguadulce* (Siluriformes: Ariidae) in an Estuarine System in the Southern Gulf of Mexico

Henry Reyes-Ramírez¹, Rosa Florido², Nicolás Álvarez-Piiego², Alberto J. Sánchez² y Miguel Ángel Salcedo²

¹Maestría en Ciencias Ambientales. DACBIOL, UJAT

²Laboratorio de Hidrobiología, Diagnóstico y Manejo de Humedales Tropicales, División Académica de Ciencias Biológicas (DACBIOL), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT). Km 0.5 carretera Villahermosa-Cárdenas, Villahermosa 86039 Tabasco, México

e-mail: rosyflorido@gmail.com

Recibido: 28 de octubre de 2015.

Aceptado: 17 de abril de 2017.

Reyes-Ramírez H., R. Florido, N. Álvarez-Piiego, A. J. Sánchez y M. Á. Salcedo. 2017. Hábitos alimenticios de *Cathorops aguadulce* (Siluriformes: Ariidae) en un ecosistema estuarino al sur del golfo de México. *Hidrobiológica* 27 (2): 163-173.

RESUMEN

Antecedentes. La distribución y dieta de los peces, así como la composición específica de sus presas, ha sido afectada por la intensificación de las variaciones espaciales de la salinidad debido a la infraestructura hidráulica y cambio climático. *Cathorops aguadulce* se seleccionó por los registros previos de su dieta y su actual dominancia en los sistemas estuarinos del sur del golfo de México. **Objetivos.** La dieta fue evaluada en relación con las variaciones de su composición por tallas, día-noche y estacionales en la laguna Mecoacán. **Métodos.** Doscientos diez tractos digestivos se analizaron entre juveniles y adultos capturados en un muestreo que incluyó la variación diurna-nocturna y estacional en tres localidades ubicadas en un gradiente de salinidad. La composición por tallas se correlacionó (coeficiente de Spearman) con la variación espacial y temporal de la salinidad y la temperatura. La variación temporal y espacial de los índices de repleción (IR) y de importancia relativa (IIR) se analizó mediante la prueba Kruskal-Wallis y agrupamiento jerárquico. **Resultados.** La composición por tallas fue independiente a la variación de la salinidad y al índice de repleción (Kruskal-Wallis; $p = 0.649$), pero la intensidad de la dieta en sequía fue significativamente mayor que en las temporadas de transición y lluvias (Kruskal-Wallis; $p = 0.00001$). Entre los 11 ítems alimenticios definidos, el detrito animal y los malacostracos, principalmente tanaidáceos, fueron las categorías alimenticias dominantes por frecuencia de ocurrencia e IIR. Sin embargo, el detrito predominó en juveniles, mientras que los tanaidáceos fueron el ítem preponderante en los adultos. **Conclusiones.** Aunque la laguna Mecoacán registró una amplia variación de la salinidad y *C. aguadulce* presentó una variación temporal significativa en su intensidad de dieta, la deriva ontogénica fue más determinante que los efectos de la variación ambiental en sus hábitos alimenticios. Esta conclusión abre la posibilidad de comprobar si la variación ontogénica de sus rasgos morfométricos funcionales está asociada con la adquisición de alimento y movimiento.

Palabras clave: Deriva ontogénica, dieta, laguna costera, variación temporal.

ABSTRACT

Background. The distribution and diet of fish, as well as the specific composition of their prey, have been affected by the magnification of the spatial variations in salinity due to hydraulic infrastructure and climate change. *Cathorops aguadulce* was selected based on previous records of its diet and its current dominance in the estuarine systems in the southern Gulf of Mexico. **Goals.** The feeding habits were evaluated in relation to the variation of size composition, day-night, and seasonality in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. **Methods.** Two hundred ten digestive tracts were analyzed in juveniles and adults captured in a sampling that included the day-night and seasonal variation in three sampling sites located in a salinity gradient. The size composition was correlated (Spearman coefficient) with the spatial and temporal variation of salinity and temperature. The temporal and spatial variations of the Repletion (IR) and Relative Importance (IIR) indexes were analyzed using Kruskal-Wallis test and hierarchical clustering. **Results.** The size composition was independent of salinity variation and IR values (Kruskal-Wallis; $p = 0.649$). Yet diet intensity in the dry season was significantly greater than in the transition and rainy seasons (Kruskal-Wallis; $p = 0.00001$). Among the 11 food items defined, animal detritus and malacostracans, mainly tanaiids, were the dominant feeding categories in the frequency of occurrence and according to the IIR. However, detritus predominated in juveniles, while tanaiids were the preponderant item in the adults. **Conclusions.** Even though laguna Mecoacan recorded an ample salinity variation, *C. aguadulce* recorded a significant temporal variation in intensity of diet; the ontogenic shift of its diet was more relevant than the effects of the environmental variation of its feeding habits. This conclusion opens the possibility of testing whether the ontogenetic variation of their functional morphological traits is associated with the acquisition of food or movement.

Key words: Coastal lagoon, diet, ontogenic shift, temporal variation.

INTRODUCCIÓN

Los peces estuarinos, principalmente en sus etapas juveniles, son generalistas tróficos que explotan los recursos alimenticios en una amplia gama de hábitats, por lo que sus relaciones tróficas se caracterizan por un amplio espectro en la dieta, omnivoría frecuente, deriva ontogénica, repartición de recursos entre especies y explotación de cadenas tróficas basadas en el consumo de detritos y algas (Guevara *et al.*, 2007; Giarrizzo & Saint-Paul, 2008; Abdurahiman *et al.*, 2010; Cardoza-Martínez *et al.*, 2011; Gimenes *et al.*, 2013; Vitule *et al.*, 2013). Además, muchos autores han registrado marcadas diferencias en la dieta de los peces de estos ecosistemas en diferentes escalas de espacio y de tiempo (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1985; Yáñez-Arancibia & Sánchez-Gil, 1988; Medina *et al.*, 2004; Ayala-Pérez *et al.*, 2007; Guevara *et al.*, 2007; Barreiros *et al.*, 2009; Arceo-Carranza *et al.*, 2010; Faye *et al.*, 2011; Gimenes *et al.*, 2013).

Las interacciones tróficas de la fauna estuarina están determinadas o reguladas por las marcadas variaciones ambientales en escalas intra e interanuales, principalmente de la salinidad y la temperatura (Elliot *et al.*, 2007; Giarrizzo & Saint-Paul, 2008; Lamontagne *et al.*, 2016). En el mismo sentido, las fluctuaciones ambientales afectan las interacciones directas e indirectas de la relación depredador-presa, en particular, la competencia por la disponibilidad de presas y por refugios físicos (Michelsen *et al.*, 1994; Jones & Able, 2015; Lee & Lin, 2015; Hendon & Rakocinski, 2016). Dicha disponibilidad, varía con la complejidad cualitativa y cuantitativa que ofrecen los hábitats estructurados y no estructurados (Corona *et al.*, 2000; Florido & Sánchez, 2010; Hendon & Rakocinski, 2016). En los ecosistemas estuarinos tropicales, los sustratos suaves sin vegetación dominan entre los hábitats no estructurados; mientras que la vegetación acuática sumergida, troncos hundidos, raíces de manglar, son hábitats estructurados frecuentes (Corona *et al.*, 2000; Florido & Sánchez, 2010; Hendon & Rakocinski, 2016). La depredación y sus efectos sobre las demás interacciones están relacionados con la actividad circadiana, el comportamiento agonístico y las estrategias de los depredadores (Michelsen *et al.*, 1994; Kuhlmann & Hines, 2005; Nagelkerken *et al.*, 2006; Nanjo *et al.*, 2011).

Los registros de *Cathorops melanopus* (Gunther) o *Arius melanopus* Gunther en México corresponden a *Cathorops aguadulce* (Meek) *sensu* Miller *et al.* (2005) y Marconiuk y Betancur-R (2008). El árido, *C. aguadulce* es un pez frecuente y abundante en los ecosistemas estuarinos del sur del golfo de México, el cual completa su ciclo de vida dentro de estos ecosistemas con una amplia distribución con respecto a los valores de salinidad (Lara-Domínguez *et al.*, 1981; Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988; Vega-Cendejas, 1990; Kobelkowsky & Castillo-Rivera, 1995; Guevara *et al.*, 2007; Mojica, 2007; Ayala-Pérez *et al.*, 2008; Villéger *et al.*, 2010). Por ejemplo, en laguna de Términos, las máximas abundancias de juveniles se reportaron en los sistemas fluvio-lagunares y zonas de la laguna con influencia de la descarga de los ríos en salinidades menores de 5‰; mientras que los adultos en toda la laguna, entre 25 y 35‰ (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988). Durante su periodo juvenil, este bagre ha sido catalogado consumidor de detrito y fauna bentónica (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988; Kobelkowsky & Castillo-Rivera, 1995; Mojica, 2007; Ayala-Pérez *et al.*, 2008).

Las modificaciones ambientales evidenciadas en las lagunas costeras por actividades humanas y el cambio climático han afectado la estructura y organización de las comunidades ícticas (Najjar *et al.*, 2010; Villéger *et al.*, 2010; Wetz & Yoskowitz, 2013; Baptista *et al.*, 2015). En otras especies de áridos se ha documentado que su deriva en la dieta está relacionada con las variaciones estacionales, salinidad, profundidad y transparencia (Giarrizzo & Saint-Paul, 2008). En particular, para las especies de la familia Ariidae, la pérdida de hábitat y las modificaciones en el régimen halino han favorecido el incremento de *C. aguadulce* a consecuencia de la sobreposición espacial con *Sciades felis* (Linnaeus) [antes *Ariopsis felis* (Linnaeus)] en laguna de Términos (Villéger *et al.*, 2010). En el sur del golfo de México, esta dinámica es aún desconocida en otros ecosistemas estuarinos de menor extensión y descarga de ríos caudalosos con amplia variación intra-anual, como sucede en laguna de Términos y planicie costera de esta región del golfo de México. Sin embargo, en las lagunas costeras con menor área y canales de comunicación al mar más estrechos, su variación temporal de la salinidad prácticamente abarca la mayoría del área estuarina, como se ha constatado para la laguna Mecoacán (Domínguez *et al.*, 2003).

El análisis de la variación de la dieta e intensidad alimenticia de los componentes de la fauna íctica dominante, como *C. aguadulce* (Guevara *et al.*, 2007; Ayala-Pérez *et al.*, 2008; Villéger *et al.*, 2010), en una laguna costera afectada en su hidrodinámica por las modificaciones en la red fluvial superficial de los ríos Mezcalapa-Grijalva (Sánchez *et al.*, 2015) y que por su reducida extensión las fluctuaciones espaciales de sus ambientes halinos posiblemente sean mayores a las mencionadas en laguna de Términos por Villéger *et al.* (2010), sustenta este estudio en la laguna Mecoacán; ya que complementa la información y antecedentes expuestos en otros ecosistemas estuarinos en los dos párrafos anteriores. Adicionalmente, el incremento de la intensidad y frecuencia de los eventos hidrometeorológicos en el golfo de México, sumados a las obras hidráulicas, pueden magnificar las amplias variaciones espaciales de los ambientes halinos (Najjar *et al.*, 2010; Medellín *et al.*, 2013; Baptista *et al.*, 2015) y a su vez afectar tanto la distribución y dieta de los peces, como la composición específica de sus presas. Entonces, para estudiar la intensidad y composición de la dieta en relación con los efectos de las fluctuaciones ambientales y composición de tallas de *C. aguadulce* en la laguna Mecoacán, en donde se registran amplias variaciones espaciales de los ambientes halinos, se diseñó un muestreo que incluyó la variación diurna-nocturna y estacional en tres localidades ubicadas con respecto a un gradiente de salinidad espacial.

El análisis de la variación de la dieta e intensidad alimenticia de los componentes de la fauna íctica dominante, como *C. aguadulce* (Guevara *et al.*, 2007; Ayala-Pérez *et al.*, 2008; Villéger *et al.*, 2010), en una laguna costera afectada en su hidrodinámica por las modificaciones en la red fluvial superficial de los ríos Mezcalapa-Grijalva (Sánchez *et al.*, 2015) y que por su reducida extensión las fluctuaciones espaciales de sus ambientes halinos posiblemente sean mayores a las mencionadas en laguna de Términos por Villéger *et al.* (2010), sustenta este estudio en la laguna Mecoacán; ya que complementa la información y antecedentes expuestos en otros ecosistemas estuarinos en los dos párrafos anteriores. Adicionalmente, el incremento de la intensidad y frecuencia de los eventos hidrometeorológicos en el golfo de México, sumados a las obras hidráulicas, pueden magnificar las amplias variaciones espaciales de los ambientes halinos (Najjar *et al.*, 2010; Medellín *et al.*, 2013; Baptista *et al.*, 2015) y a su vez afectar tanto la distribución y dieta de los peces, como la composición específica de sus presas. Entonces, para estudiar la intensidad y composición de la dieta en relación con los efectos de las fluctuaciones ambientales y composición de tallas de *C. aguadulce* en la laguna Mecoacán, en donde se registran amplias variaciones espaciales de los ambientes halinos, se diseñó un muestreo que incluyó la variación diurna-nocturna y estacional en tres localidades ubicadas con respecto a un gradiente de salinidad espacial.

MATERIALES Y MÉTODOS

La laguna Mecoacán (18° 16' y 18° 28' N, 93° 04' y 93° 14' O) es un sistema estuarino somero que oscila entre 0.9 y 2.3 m de profundidad (Domínguez *et al.*, 2003) y ocupa una extensión de 5,168 ha en el litoral del sur del golfo de México. Al norte, la laguna se comunica de manera permanente con el golfo de México a través del canal en barra de Dos Bocas, en donde el flujo está probablemente determinado por la marea (Medellín *et al.*, 2013). Además, Mecoacán forma parte del sistema deltaico del río Mezcalapa, del cual recibe ininterrumpidamente la descarga de los ríos Seco, Cuxchupá y Arroyo Hondo (Fig. 1), lo cual propicia que la mayor área de la laguna fluctúe de 1 a 18.5 UPS durante la temporada de lluvias y de 13 a 29 UPS durante la de sequía (Domínguez *et al.*, 2003).

El diseño de muestreo incluyó la variación diaria (condiciones iluminación y oscuridad) y temporal (estiaje en marzo, transición entre estiaje y lluvias en julio y lluvias en septiembre) durante el 2012 en tres si-

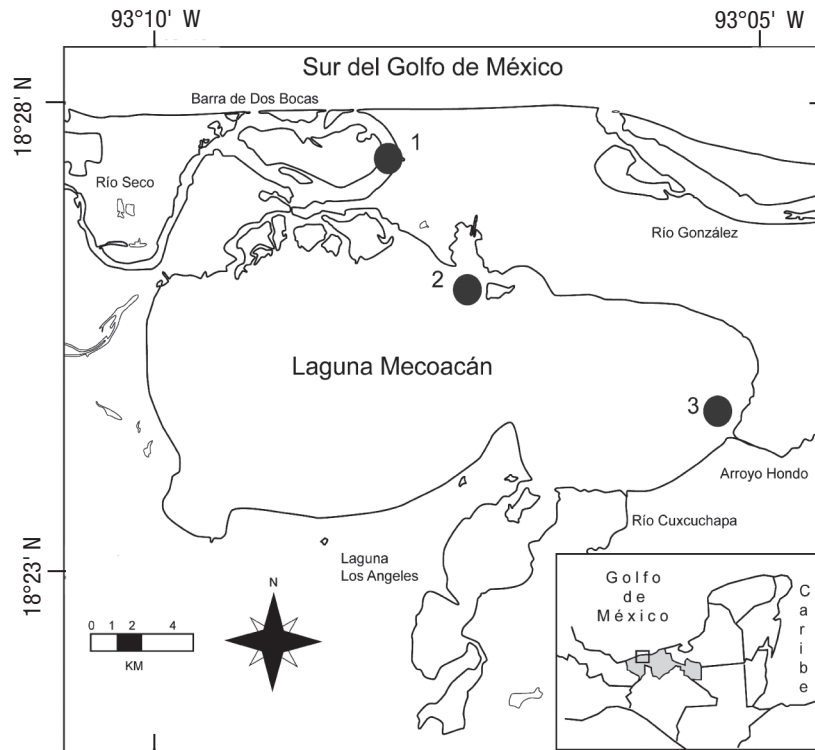


Figura 1. Laguna Mecoacán, sur del Golfo de México. Ubicación de los tres sitios de recolección de *Cathorops aguiladulce* durante el año 2012.

tios (18°26'19.60" N, 93°08'16.07" O; 18°24'37.04" N, 93°06'47.81" O y 18°24'17.94" N, 93°04'31.15" O) ubicados a 0.24, 4.43 y 7.69 km (sitios 1, 2 y 3) de la barra de Dos Bocas (Fig. 1). El muestreo en dos condiciones de variación diaria, en tres temporadas, en tres sitios y tres repeticiones por sitio sumó un total de 54 arrastres. De este total, la mitad fue en horas de iluminación (9 a 15 horas) y el restante en oscuridad (21-24 horas). Los tres sitios de muestreo fueron seleccionados en función al gradiente de salinidad; por lo mismo, el primero fue ubicado en la zona de la influencia directa de las corrientes de marea, el segundo en una zona intermedia, mientras que el tercero se localizó en las inmediaciones de las descargas de los ríos (Fig. 1). Los tres sitios se seleccionaron en sustratos suaves sin vegetación sumergida, que representa el sustrato dominante en el área de estudio. En cada localidad se midió la temperatura (°C) con un termómetro de cubeta y la salinidad (UPS) con un refractómetro.

Los peces fueron recolectados con una red tipo camaronera comercial de 10 m de longitud, 8 m de apertura y 2.5 cm de luz de malla. El área de barrido por cada arrastre fue de 736 m², el cual se cubrió en 3 minutos. Los especímenes capturados fueron inyectados y fijados en una solución de formaldehído al 10% para ser transportados al laboratorio, en donde se preservaron en una solución de alcohol al 70%. La identificación de los bagres se fundamentó en las claves taxonómicas de Castro-Aguirre *et al.* (1999), Miller *et al.* (2005) y Marceniuk & Betancur-R (2008). La longitud total (LT en mm) y el peso húmedo (g) fueron medidos para cada ejemplar con la ayuda de un ictiómetro y una balanza digital.

Los cuatro intervalos de clase de tallas se definieron en función de las tallas de maduración (144 - 165 mm de LT) de *A. melanopus* en laguna de Términos (Lara-Domínguez *et al.*, 1981; Yáñez-Arancibia &

Lara-Domínguez, 1988) y la propia variabilidad de la composición por tallas del total de especímenes capturados, con la ayuda de la regla de Sturges (Daniel, 1982). Los cuatro intervalos de tallas se denominaron: juvenil 1 = 31-100 mm de LT, juvenil 2 = 101-150 mm de LT, adulto 1 = 151-200 mm de LT y adulto 2 ≥ 201 mm de LT. Para revisar el contenido estomacal de *C. aguiladulce* se extrajo el tracto digestivo de 210 especímenes, de un total de 1,024 recolectados. El procedimiento de selección se basó en la separación de 70 ejemplares por cada una de las tres temporadas (estiaje, transición y lluvias), manteniendo la proporción de tallas del total capturado. Los componentes alimenticios del tracto digestivo fueron separados e identificados con un microscopio estereoscópico hasta el nivel taxonómico posible según el grado de digestión, por lo mismo se agruparon a nivel de clase u orden. La identificación de las presas se basó en Abele & Kim (1986) y Carpenter (2002) para gasterópodos, bivalvos y crustáceos; y para peces, en Castro-Aguirre *et al.* (1999) y Miller *et al.* (2005).

El porcentaje de tractos digestivos vacíos en referencia al total de especímenes capturados se calculó con el coeficiente de vacuidad (Windell, 1971). Para evaluar la variación de la intensidad de la alimentación entre los intervalos de talla y las tres temporadas se aplicó el índice de repleción (Hyslop, 1980). Los componentes de la dieta se analizaron con la frecuencia de ocurrencia ($FO = (Nt / \sum N) (100)$) en donde: Nt = número total de estómagos con cierto componente alimentario y $\sum N$ = número total de estómagos analizados (Chavance *et al.*, 1984). Además, el índice de importancia relativa (IIR) modificado por Yáñez-Arancibia *et al.* (1985) fue calculado a través de $IIR = (FO)(\%W) / 100$, en donde: FO = frecuencia de ocurrencia y %W = porcentaje gravimétrico ($\%W = (wj / \sum W)(100)$), en donde: wj = peso del componente en la dieta y $\sum W$ = peso total de todos los componentes en la dieta.

Tabla 1. Variación del índice de repleción en relación al efecto combinado de la composición de clases de tallas (juvenil 1= 31 a 100 mm de LT, juvenil 2 = 101 a 150 mm de LT, adulto 1 = 151 a 200 mm de LT y adulto 2 ≥ 201 mm de LT) de *Cathorops aguiladulce* por temporada en la laguna Meacoacán (Kruskal-Wallis; $p=0.15$).

Clase talla / temporada	Promedio ± es	Intervalo LT	n
juvenil 1 / sequía	1.05+0.47	0.12-2.61	5
adulto 1 / sequía	0.75+0.13	0.08-1.96	23
juvenil 2 / sequía	0.74+0.12	0.03-2.44	31
adulto 1 / transición	0.69+0.18	0.00-2.56	17
adulto 2 / transición	0.57+0.28	0.00-2.56	3
juvenil 1 / lluvias	0.55+0.22	0.00-1.62	9
juvenil 1 / transición	0.42+0.11	0.00-2.17	28
juvenil 2 / lluvias	0.40+0.11	0.00-1.68	19
adulto 2 / sequía	0.39+0.09	0.03-0.89	9
juvenil 2 / transición	0.38+0.11	0.01-2.36	21
adulto 2 / lluvias	0.37+0.09	0.00-1.51	20
adulto 1 / lluvias	0.19+0.04	0.00-0.52	22

es = error estándar

La variación espacial y temporal de la salinidad y la temperatura se analizó mediante correlaciones lineales no paramétricas de Spearman ($p < 0.05$) con el programa JMP vs 8.0.2 (SAS Institute Inc., 2009). También, la relación entre la composición por tallas con la variación espacial y temporal de la salinidad y la temperatura fueron correlacionadas mediante el mismo coeficiente de Spearman. El índice de repleción fue vinculado con los cuatro intervalos de talla, variación temporal (sequía, transición y lluvias) y el efecto combinado de talla por variación temporal por medio de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis con el programa STATISTICA vs 8 (Stat Soft. Inc., 2007). El IIR fue analizado en los cuatro intervalos de clase de LT en relación con su variación anual (total), diaria (iluminación y oscuridad) y temporal (estiaje, transición y lluvias). Previo a la estimación del índice de similitud de Bray-Curtis (Legendre & Legendre, 2003), el promedio del IIR para cada factor se transformó con raíz cuadrada (Zar, 2010). Posteriormente, se aplicó un análisis de agrupamiento jerárquico, con el uso de la distancia promedio como el criterio de enlace de pares no ponderados. Para determinar si la disimilitud entre los grupos formados en el análisis de agrupamiento era significativa estadísticamente se empleó la prueba SIM-PROF ($p < 0.05$). El análisis de agrupamiento y su nivel de significancia se realizaron con el programa PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2006).

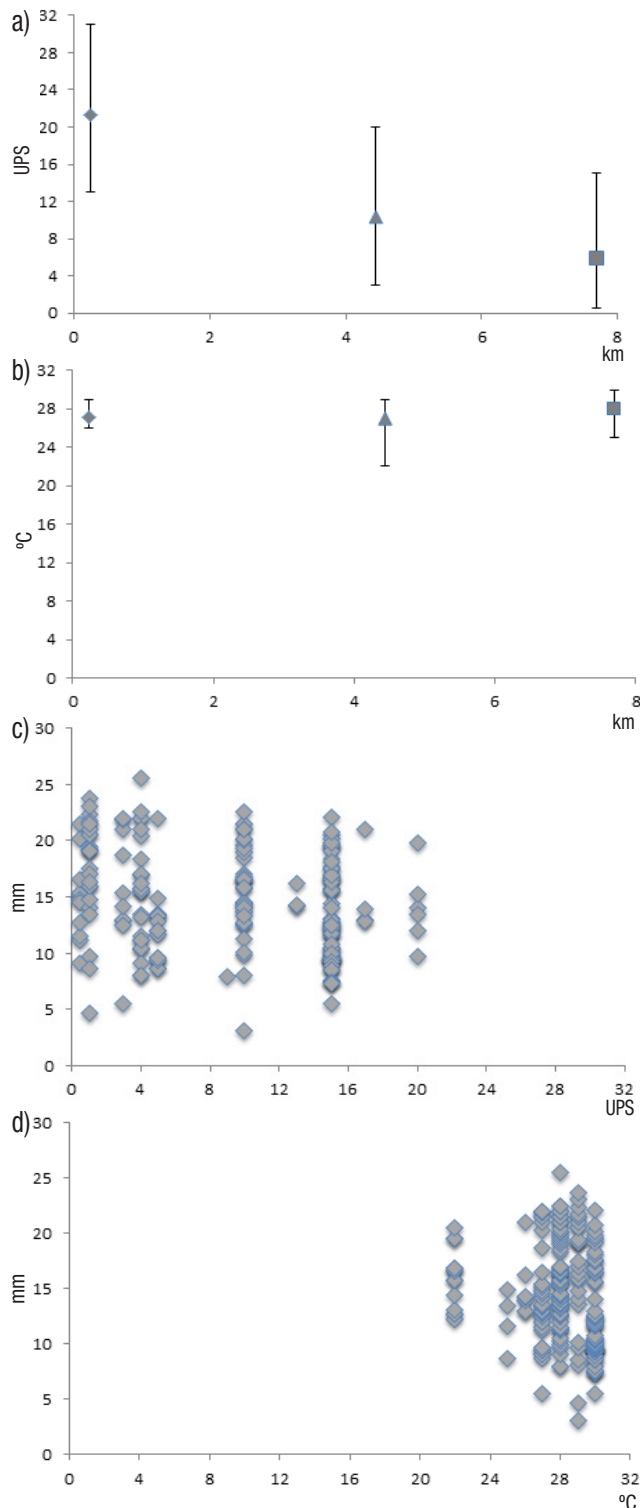
RESULTADOS

La variación anual de la temperatura (22 a 30 °C) fue mínima (Spearman; $(r_s)_{0.05(2),210} = 0.197$; $p = 0.5800$) en los tres sitios de muestreo (Fig. 2). En cambio, la salinidad fluctuó de 0.5 a 31 UPS y mostró una disminución significativa (Spearman; $(r_s)_{0.05(2),210} = 0.197$; $p = 0.0437$) en relación con la cercanía a la cabecera del sistema estuarino (Fig. 2). Sin embargo, los juveniles y adultos de *C. aguiladulce* se distribuyeron independientemente de la salinidad (Spearman; $(r_s)_{0.05(2),210} = 0.197$; $p = 0.2319$), pero estuvieron ausentes en valores mayores de 20 UPS (Fig.

2). Asimismo, tanto juveniles como adultos no mostraron una dependencia (Spearman; $(r_s)_{0.05(2),210} = 0.197$; $p = 0.196$) con los valores de temperatura del agua (Fig. 2).

Los 1,024 especímenes recolectados de *C. aguiladulce* fluctuaron de 31 a 255 mm de LT. En la temporada de estiaje se registró 100% de ocurrencia en los estómagos con algún ítem, seguido por lluvias con 83% y transición con 80%. La relación entre la intensidad de consumo y la composición por tallas fue estadísticamente similar (Kruskal-Wallis; $p = 0.649$). Pero el índice de repleción promedio en la temporada de sequía (0.717 ± 0.07) resultó significativamente mayor que el de transición (0.48 ± 0.073) y lluvias (0.345 ± 0.05) (Kruskal-Wallis; $p = 0.00001$). Las combinaciones talla por temporada resultaron estadísticamente afines (Kruskal-Wallis; $p = 0.15$), aunque los mayores valores del índice de repleción se registraron en sequía para juveniles y adulto 1. Los menores valores se midieron en lluvias para los adultos (Tabla 1).

Los componentes alimenticios se dividieron en ocho grupos taxonómicos de fauna acuática, más sedimento y detrito, tanto vegetal como animal. Los grupos taxonómicos incluyeron tres órdenes de crustáceos de la clase Malacostraca (Tanaidacea, Amphipoda y Decapoda) y las cinco clases (Gastropoda, Pelecypoda, Insecta, Ostracoda y Osteichthyes). En el caso de los decápodos se detectaron restos de camarones y braquiuros. En las tres temporadas muestreadas, ambos detritos y los tanaidáceos representaron la mayor frecuencia de ocurrencia (81.6%). El resto de los componentes alimenticios presentaron ocurrencias menores a 5.01% (Tabla 2). Por último, el detrito animal y los tanaidáceos sumaron 94.7% del IIR; aunque la clase Malacostraca, que incluye los tanaidáceos, representó el 42.3% del IIR (Tabla 2). En los bagres juveniles 1 se registró el menor número (siete) de componentes alimenticios; mientras que en los juveniles 2 se reconocieron los 11 grupos y el porcentaje más alto fue de detrito animal (Fig. 3). Únicamente, en los adultos 1 hubo dos componentes alimenticios do-



Figuras 2a-d. Variación espacial y de tallas de *Cathorops aguiladulce*. a) Variación espacial del promedio (\pm intervalo) de la salinidad (UPS), b) Variación espacial del promedio (\pm intervalo) de la temperatura ($^{\circ}$ C) ambos en relación a la distancia (km) del canal de comunicación Dos Bocas de la laguna Mecoacán con la zona nerítica del sur del Golfo de México; c) Variación de la composición por tallas de *Cathorops aguiladulce* en función de la salinidad (UPS), d) Variación de la composición por tallas de *C. aguiladulce* en función de la temperatura ($^{\circ}$ C).

minantes, ya que en los otros tres intervalos de talla se registraron al menos tres ítems dominantes al sumarse los decápodos con contribuciones mayores al 12.26% del IIR (Fig. 3). Sin embargo, la disimilitud entre juveniles y adultos observada en el dendograma (Fig. 3), aunque no resultó significativa (Bray-Curtis similitud = 53%; $p < 0.05$), sí se sustentó tanto con la tendencia ascendente en el consumo de malacostracos (de 39.13 a 74.94 %IIR) con respecto a las cuatro tallas, como la descendente en la ingesta de detrito (de 58.71 a 24.91 %IIR). Entre los malacostracos dominaron los tanaidáceos y los decápodos; mientras que en el detrito, fue el de origen animal (Fig. 3).

Las menores variedades de componentes alimenticios se obtuvieron en el día y la noche para juveniles 1 y durante el día para adultos 2 (Fig. 4). La variación de los valores de IIR fue prácticamente indistinta durante el día y la noche para la mayoría de los componentes alimenticios en las cuatro clases de tallas. Las excepciones fueron el mayor registro nocturno de decápodos en general y diurno de anfípodos para adultos 2 y peces en juveniles 2 (Fig. 4). Las agrupaciones en el dendograma fueron estadísticamente parecidas (Bray-Curtis similitud = 82.8%; $p < 0.05$), pero la diferencia entre juveniles y adultos fue determinante en la agrupación por similitud en la variación diaria por talla del IIR, ya que esta agrupación coincidió con la tendencia de consumo ascendente para malacostracos y descendente para detrito en relación a las cuatro tallas, y fue independiente de la variación diurna-nocturna (Fig. 4). Además, esta tendencia ontogénica de la dieta coincidió con la observada solamente para las tallas (Fig. 3). Entre los malacostracos dominaron principalmente los tanaidáceos y los decápodos, aunque la contribución de los anfípodos fue notoria en el día para los adultos 1 (Fig. 4).

En la temporada de transición se registraron los máximos del IIR de malacostracos (54.2 a 99.6%) y la menor diversidad de grupos alimenticios (≤ 6 ítems) en las cuatro tallas. Este resultado ayuda a explicar la separación de los adultos en transición en el dendograma (Fig. 5), debido a que la ingesta de tanaidáceos fue casi exclusiva en los adultos ($> 90\%$ del IIR). En los bagres juveniles 1, en lluvias, se detectó el único porcentaje elevado de consumo de peces (16%). Asimismo, la ingesta de anfípodos sólo sobresalió (IIR $\geq 22\%$) en juveniles 2 en transición y en adultos 2 en estiaje (Fig. 5). Los tanaidáceos y el detrito animal fueron los componentes alimenticios dominantes en el IIR de todos los peces juveniles y adultos. El efecto de las tallas de los bagres no fue significativo estadísticamente (Bray-Curtis similitud = 15.7%; $p < 0.05$), pero sí resultó definitorio en la agrupación por similitud de las combinaciones talla-temporada de la variación ambiental estacional (Fig. 5), ya que persistió la tendencia de que el detrito fue más frecuente en los juveniles y los tanaidáceos en los adultos en las tres temporadas (Fig. 5).

DISCUSIÓN

La distribución de *Cathorops aguiladulce* en las cuencas de la vertiente sureste del golfo de México fue delimitado desde la cuenca del río Pánuco hasta el río Polochic y el lago Izabal, Guatemala (Miller *et al.*, 2005). Pero Marceniuk & Betancur-R (2008) restringieron su límite sur a la cuenca del río Coatzacoalcos y sugirieron como *Cathorops kailolae* Marceniuk & Betancur-R a las poblaciones del Grijalva-Usumacinta. Sin embargo, algunos autores mantuvieron la identificación de *C. melanocephalus* en las poblaciones capturadas en laguna de Términos (Ayala-Pérez *et al.*, 2008; 2012; Villéger *et al.*, 2010; Flores-Hernández *et al.*, 2012).

Tabla 2. Valores anuales de la frecuencia de ocurrencia (% FO) e Índice de Importancia Relativa (% IIR) de las categorías tróficas observadas en el contenido estomacal de *Cathorops aguiladulce* en laguna Mecoacán, Tabasco, México.

Categoría trófica	%FO	% IIR
Gastropoda	1.4	0.02
Pelecypoda	1	0.004
Ostracoda	1	0.0002
Tanaidacea	26.3	40.6
Amphipoda	3.8	0.38
Decapoda	5.01	1.34
Restos de Insecta	1.6	0.01
Restos de Osteichthyes	3.01	0.13
Detrito Vegetal	20.6	3.41
Detrito Animal	34.3	54.07
Sedimento	2	0.04

Para el presente trabajo, los caracteres anatómicos utilizados por Marceniuk & Betancur-R (2008) para validar a *C. aguiladulce* y diferenciarlo de *C. melanopus* son contundentes. En cambio, las claves propuestas por los mismos autores para distinguir *C. aguiladulce* de *C. kailolae* son insuficientes. En este sentido, los especímenes reportados en laguna Mecoacán corresponden a *C. aguiladulce*.

El bagre *Cathorops aguiladulce* es una especie dulceacuícola (Eschmeyer *et al.*, 2016) con amplia distribución limnética (Miller *et al.*, 2005; Rodiles-Hernández *et al.*, 2005; Macossay *et al.*, 2011; Sánchez *et al.*, 2012; Castillo-Domínguez *et al.*, 2015); funcionalmente esta especie puede categorizarse como de agua dulce eurihalina, según la propues-

ta de McCormik *et al.* (2013), pues este bagre también completa su ciclo de vida y es numéricamente dominante en las comunidades de peces en Mecoacán y en otros sistemas estuarinos (Yañez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988; Guevara *et al.*, 2007; Ayala-Pérez *et al.*, 2008; Villéger *et al.*, 2010). Su funcionalidad como especie de agua dulce eurihalina coincide con el aumento de su biomasa en detrimento de *Sciades felis*, ambos vinculados al decremento de la salinidad en la zona noroeste de mayor influencia de descarga de los ríos en la laguna de Términos (Villéger *et al.*, 2010), ya que *S. felis* es un bagre marino eurihalino en el sentido de McCormik *et al.* (2013), debido a que desova en los sistemas estuarinos (Yañez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988). Además, el registro de las máximas abundancias de juveniles en ambientes oligohalinos (Yañez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988; Ayala-Pérez *et al.*, 2008), la falta de registros en otros sistemas estuarinos con salinidades mínimas anuales de 20 UPS (Chiappa-Carrara *et al.*, 2012), y la distribución de los juveniles y adultos (independiente de la salinidad) en un intervalo de 0.5 a 20 UPS en este estudio, aportan mas argumentos acerca de la funcionalidad de *C. aguiladulce* como una especie de agua dulce eurihalina en un ecosistema con amplias variaciones espaciales de sus ambientes halinos, como es laguna Mecoacán.

Los intervalos de salinidad (5-28 ppm, 8-28 ‰ y 0.5-29 UPS) suscritos para laguna Mecoacán por Galaviz-Solís *et al.* (1987), Flores *et al.* (1996) y Domínguez *et al.* (2003) concordaron con los resultados de esta investigación (0.5-30 UPS). Según la zonación de la laguna basada en la variación espacial y temporal de los ambientes halinos cimentada en el sistema de Venecia (ASLO 1958) y propuesta por Domínguez *et al.* (2003), los tres sitios de muestreo (Fig. 2) se ubicaron en zonas que fluctuaron de meso-polihalino a polihalino (0.24 km de Dos Bocas), mesohalino a meso-polihalino (4.43 km de Dos Bocas) y oligohalino a oligo-mesohalino (7.69 km de Dos Bocas). Esta fluctuación ambiental ha ayudado a explicar la distribución espacial y temporal de moluscos, balanos epizoicos y decápodos en Mecoacán (García-Cubas *et al.*, 1990; Flores *et al.*, 1996; Domínguez *et al.*, 2003; Tepetlan & Aldana-Aranda, 2008; González *et al.*, 2016). En laguna de Términos, la

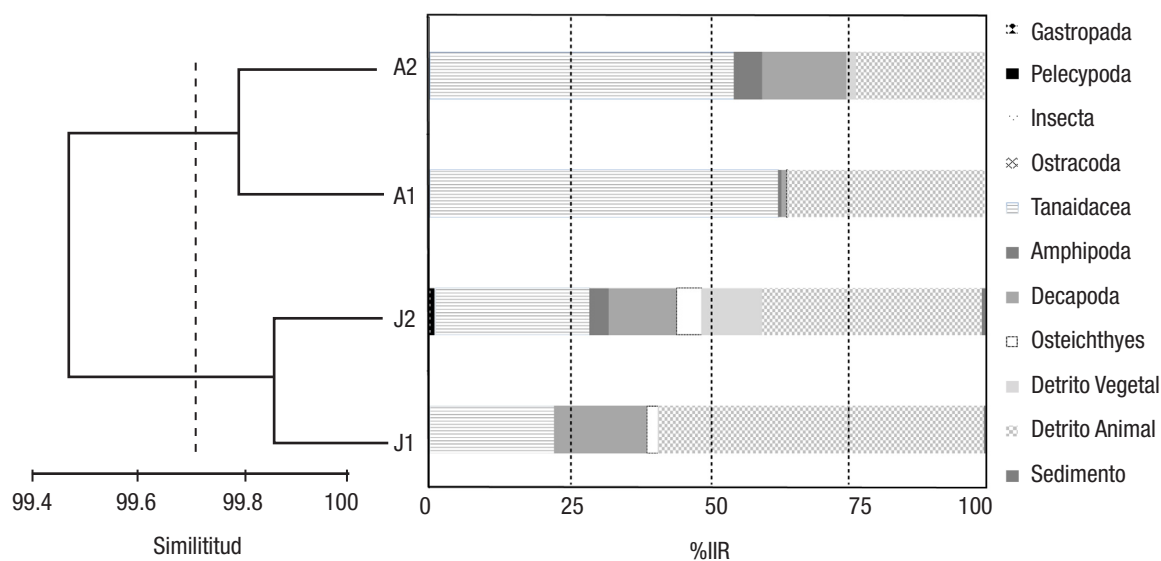


Figura 3. Índice de Importancia Relativa (%IIR), de las categorías tróficas en relación con las clases de talla de *Cathorops aguiladulce* (J1 = 31-100 mm LT, n = 45; J2 = 101-150 mm LT, n = 71; A1 = 151-200 mm LT, n = 62; A2 ≥ 201 mm LT, n = 32) en laguna Mecoacán. n = número de estómagos por intervalo de clase de talla.

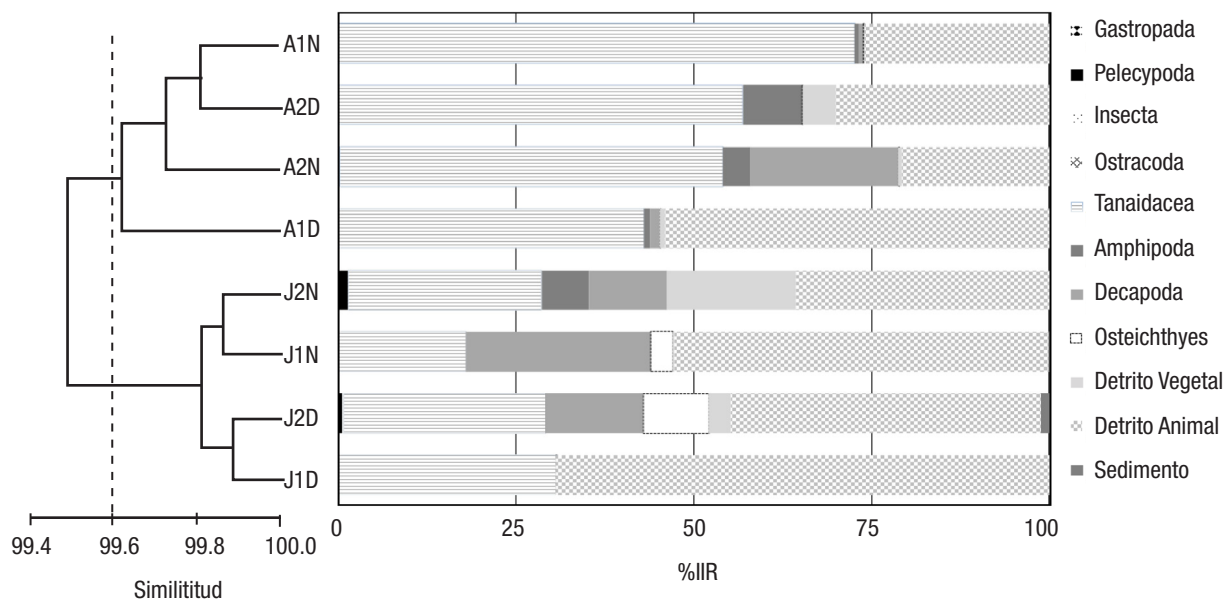


Figura 4. Índice de Importancia Relativa (%) de las categorías tróficas por variaciones en 24 hr (D = día, N = noche) y clases de talla (J1 = 31-100 mm LT; J2 = 101-150 mm LT; A1 = 151-200 mm LT; A2 ≥ 201 mm LT) de *Cathorops aguiladulce* en la laguna Mecoacán, Tabasco, México.

distribución de los juveniles y adultos de *A. melanopus* y otros bagres estuvo influida por la fluctuación de la salinidad (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988; Ayala-Pérez *et al.*, 2008; Villéger *et al.*, 2010). Del mismo modo, en los áridos *A. melanopus* en Celestún y *Sciades herzbergii* (Bloch), en el estuario de Curaçá en Brasil se detectó que la deriva temporal de la dieta fue más relevante que la ontogénica, debido a la amplia variación ambiental (Vega-Cendejas, 1990; Giarrizzo & Saint-Paul, 2008). Pero en este estudio, la distribución de los juveniles y adultos de *C. aguiladulce* resultó desvinculada de la variación de la salinidad. En las comparaciones de las poblaciones de *C. aguiladulce* en las lagunas de Términos y Mecoacán, la composición por tallas careció de efecto en las diferencias mencionadas al resultar similares: 25 a 302 mm en la primera (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988; Ayala-Pérez *et al.*, 2008) y 31 a 255 mm en la segunda.

La dominancia del detrito y los tanaidáceos en la dieta *C. aguiladulce* concordaron en Pueblo Viejo, laguna de Términos, Celestún (Lara-Domínguez *et al.*, 1981; Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988; Vega-Cendejas, 1990; Kobelkowsky & Castillo-Rivera, 1995; Guevara *et al.*, 2007; Mojica, 2007; Ayala-Pérez *et al.*, 2008) y en este estudio en Mecoacán. El consumo frecuente de detrito en los peces se atribuyó a las temporadas con disponibilidad de alimento limitada (Michelsen *et al.*, 1994). Sin embargo, los elevados índices de detrito en el contenido estomacal de este bagre demersal se han relacionado con su frecuente distribución en sustratos suaves con alto contenido de detrito (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988).

Los crustáceos bentónicos son frecuentes en la dieta de *C. aguiladulce* en los ecosistemas estuarinos (Lara-Domínguez *et al.*, 1981; Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988; Vega-Cendejas, 1990; Kobelkowsky & Castillo-Rivera, 1995; Guevara *et al.*, 2007; Mojica, 2007; Ayala-Pérez *et al.*, 2008). La dominancia de los tanaidáceos de juveniles y adultos, sobre todo en los segundos, se relaciona a que este orden de malacostracos presenta amplia distribución en los ecosiste-

mas estuarinos, pero son más abundantes en ambientes oligohalinos en sustratos suaves con alto contenido de materia orgánica (Winfield & Franco-López, 1992). Estos peracáridos han sido señalados como un componente trófico importante en los contenidos estomacales de áridos en varias lagunas costeras en el sur del golfo de México, como Pueblo Viejo, Términos y Celestún (Lara-Domínguez *et al.*, 1981; Vega-Cendejas, 1990; Mojica, 2007), lo cual concuerda con los resultados de este estudio, ya que fue un componente alimentario dominante en las cuatro clases de tallas. Además, los tanaidáceos son comunes en la dieta de otras especies de peces (Kneib, 1992; D'Aguillo *et al.*, 2014; Compaire *et al.*, 2016). Este elevado consumo de tanaidáceos en los cuatro intervalos de clase en la laguna Mecoacán representa la oportunidad de comprobar la hipótesis sobre la función de *C. aguiladulce* como regulador de los detritívoros distribuidos en sustratos suaves sin vegetación, en donde hay una elevada disponibilidad de materia orgánica disuelta y particulada, aportada en parte por el manglar en laguna Mecoacán y en otros sistemas estuarinos en el sur del golfo de México. Estas cadenas detritívoras también sostienen poblaciones abundantes de camarones peneidos y otros crustáceos (Flores *et al.*, 1996; Raz-Guzman & Sánchez, 1996; Domínguez *et al.*, 2003) que representan fuentes de alimento para este bagre zoobentívoro.

El consumo de los grupos dominantes fue en general indistinto durante el día y la noche, aunque la ingesta de los anfípodos fue diurna y el de los restos de decápodos (principalmente de camarones peneidos) resultó más nocturno, lo que coincidió con la actividad diurna reportada para algunas especies de anfípodos y nocturna de los peneidos (Minello & Zimmerman, 1985; Matthews, 1991; Sánchez, 1997; Marion *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2016). También, las elevadas densidades de anfípodos y estadios inmaduros de camarones peneidos en sustratos suaves u otros hábitats en laguna Mecoacán y otros sistemas estuarinos (Flores *et al.*, 1996; Corona *et al.*, 2000; Domínguez *et al.*, 2003; Barba & Sánchez, 2005; Rocha-Ramírez *et al.*, 2007; Baker *et al.*, 2014) sustentan que hayan sobresalido en la dieta de este silúrido zoobentívoro.

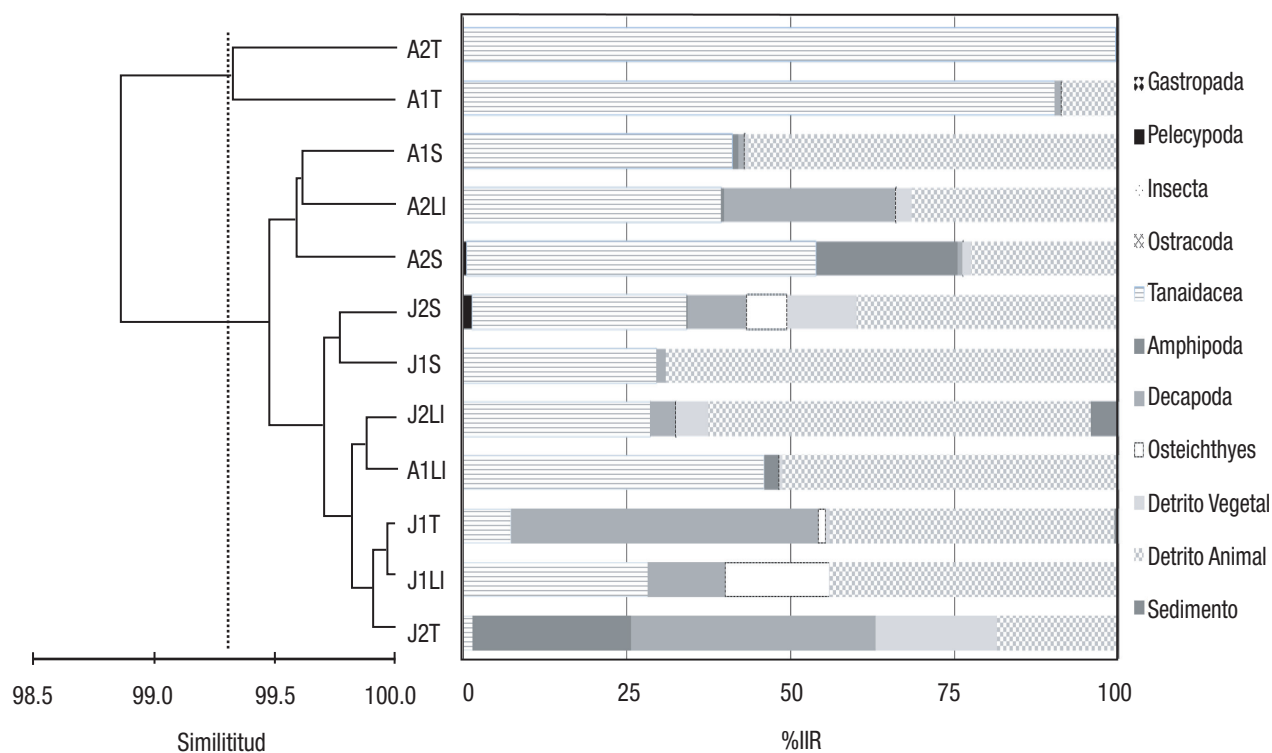


Figura 5. Índice de Importancia Relativa (%), de las categorías alimenticias por temporada (S = sequía; T = transición; L = lluvias) y por clases de talla (J1 = 31-100 mm LT; J2 = 101-150 mm LT; A1 = 151-200 mm LT; A2 ≥ 201 mm LT) de *Cathorops aguadulce* en la laguna Mecoacán, Tabasco, México.

La menor diversidad de ítems alimenticios observada en la temporada de transición contrastó con los valores promedio del índice de repleción, ya que sus mínimos valores se calcularon en la temporada de lluvias. Sin embargo, la deriva ontogenética de la dieta fue más determinante que los efectos de la variación temporal, en ambas escalas (24 horas y estacional) para las poblaciones de *C. aguadulce* en Mecoacán. Este resultado difirió parcialmente de lo registrado para la misma especie (*A. melanopus*) en laguna de Términos y Celestún, pues en ambas lagunas la alimentación se consideró similar durante su desarrollo (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988; Vega-Cendejas, 1990), aunque hubo un incremento de consumo de restos de camarones en los bagres de mayor talla en la primera laguna (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1988). De forma semejante, para el bagre *S. herzbergii* en el estuario de Curaçá se propuso que la deriva temporal de la dieta fue más relevante que la ontogénica (Giarrizzo & Saint-Paul, 2008). En este estudio, los bagres de mayor talla aumentaron la ingesta de tanaidáceos, mientras que la de decápodos se mantuvo durante las cuatro clases de tallas.

El silúrido *C. aguadulce* es una especie de agua dulce eurihalina zoobentívora, cuya deriva ontogénica de la dieta fue más relevante que la variación ambiental sobre sus hábitos alimenticios. Esta conclusión se sustenta en que los hábitos se agruparon para juveniles y adultos, pues el detrito dominó en los juveniles y los tanaidáceos en los adultos. La variación temporal significativa en la intensidad de dieta de este silúrido, aunada a la distribución de la composición por tallas de sus poblaciones independiente a la salinidad, disminuyen la probabilidad

de atribuir las diferencias ontogénicas de su dieta a la disponibilidad de las presas en relación a la distribución del depredador. En cambio, abre la posibilidad de comprobar si la variación ontogénica de sus rasgos morfométricos funcionales está asociada con la adquisición de alimento y movimiento. Los resultados de esta investigación ayudan a explicar la dominancia numérica de este bagre en ecosistemas estuarinos, en donde las extensas y frecuentes áreas con sedimentos suaves sin vegetación sumergida y con alto contenido de detrito representan sitios de alimentación para los juveniles y adultos de esta especie.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Conacyt por la beca del Programa Nacional de Posgrados de Calidad con No. Beca-Conacyt/38501 otorgada al primer autor. De igual forma, a la Covinse de la DACBiol. Se hace extensivo el agradecimiento a la UJAT por el apoyo financiero en campo derivado del proyecto SAR Delta Grijalva. A los técnicos Adán Alberto Macossay y Hugo Enrique Montalvo.

REFERENCIAS

- ABELE, L. G. & W. KIM. 1986. *An Illustrated Guide to the Marine Decapod Crustaceans of Florida Thalahasee, Florida*. State of Florida Department of Environmental Regulation. Technical Series 8 (1) part 1. 196 p.

- ABDURAHIMAN, K. P., T. H. NAYAK, P. U. ZACHARIA & K. S. MOHAMED. 2010. Trophic organisation and predator-prey interactions among commercially exploited demersal finfishes in the coastal waters of the southeastern Arabian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87: 601-610. DOI: 10.1016/j.ecss.2010.03.002
- ARCEO-CARRANZA, D., M. E. VEGA-CENDEJAS, J. L. MONTERO-MUÑOZ & M. J. HERNÁNDEZ DE SANTILLANA. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81 (3): 823-837.
- ASLO (ASSOCIATION FOR THE SCIENCES OF LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY). 1958. The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity. *Limnology and Oceanography* 3: 346-347. DOI: 10.4319/lo.1958.3.3.0346
- AYALA-PÉREZ, L. A., O. CHÁVEZ-RIVERO & A. GÓMEZ-MONTES. 2007. *Método de diagnóstico y evaluación ecológica y poblacional de peces*. Contribuciones Científicas; Serie Académicos CBS, número 2. Editorial UAM. México, D.F. 145 p.
- AYALA-PÉREZ, L. A., J. RAMOS-MIRANDA, D. FLORES-HERNÁNDEZ, B. I. VEGA-RODRÍGUEZ & U. C. MORENO-MEDINA. 2008. Biological and ecological characterization of the catfish *Cathorops melanopus* off the coast of Campeche, Mexico. *Ciencias Marinas* 34 (4): 453-465.
- BAKER, R., M. FUJIWARA & T. J. MINELLO. 2014. Juvenile growth and mortality effects on white shrimp *Litopenaeus setiferus* population dynamics in the northern Gulf of Mexico. *Fisheries Research* 155: 74-82. DOI: 10.1016/j.fishres.2014.02.026
- BAPTISTA, J., F. MARTINHO, D. NYITRAI, M. A. PARDAL & M. DOLBETH. 2015. Long-term functional changes in an estuarine fish assemblage. *Marine Pollution Bulletin* 97: 125-134. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.025
- BARBA, E. & A. J. SÁNCHEZ. 2005. Peracarid crustaceans of central Laguna Madre, Tamaulipas, Mexico. *Gulf of Mexico Science* 23 (2): 241-247.
- BARREIROS, J. P., J. O. BRANCO, F. F. JÚNIOR, L. MACHADO, M. HOSTIM-SILVA & J. R. VERANI. 2009. Space-time distribution of the ichthyofauna from Saco da Fazenda estuary, Itajaí, Santa Catarina, Brazil. *Journal of Coastal Research* 25 (5): 1114-1121. DOI:10.2112/08-1050.1
- CARDOZA-MARTÍNEZ, G. F., J. L. ESTRADA-RODRÍGUEZ, F. ALONZO-ROJO, C. L. MARTOVAR & F. GELWICK. 2011. Espectro trófico del bagre *Ictalurus punctatus* (Siluriformes: Ictaluridae), en la presa Lázaro Cárdenas, Indé, Durango, México. *Hidrobiológica* 21 (2): 210-216.
- CARPENTER, K. E. (Ed.). 2002. *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, mollusks, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras*. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome. 600 p.
- CASTILLO-DOMÍNGUEZ, A., C. E. MELGAR-VALDES, E. BARBA-MACÍAS, R. RODILES-HERNÁNDEZ, A. J. NAVARRETE, M. A. PERERA-GARCÍA, C. A. CUENCA-SORIA & R. E. HERNÁNDEZ-GÓMEZ. 2015. Composición y diversidad de peces del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México. *Hidrobiológica* 25 (2): 285-292.
- CASTRO-AGUIRRE, J. L., H. S. ESPINOSA & J. J. SCHMITTER-SOTO. 1999. *Ichthyofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. Editorial Limusa, México D.F. 705 p.
- CHAVANCE, P., D. FLORES, A. YAÑEZ-ARANCIBIA & F. AMEZCUA. 1984. Ecología, biología y dinámica de las poblaciones *Bairdiella chrysoura* en la Laguna de Términos, sur del Golfo de México (Pisces: Sciaenidae). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM* 11 (1): 123-162.
- CHIAPPA-CARRARA, X., A. GALLARDO, C. GALINDO, J. LOERA, R. RIOJA & M. BADILLO. 2012. Refugios estuarinos: cambio en la estructura de la comunidad de peces en la laguna de la Carbonera durante un evento de marea roja. In: Sánchez, A. J., X. Chiappa-Carrara & R. Brito (Eds.). *Recursos Acuáticos Costeros del Sureste, Volumen 2*. CONCIYTEY. Mérida, pp. 397-415.
- CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E.
- COMPAIRE, J. C., R. CABRERA, C. GÓMEZ-CAMA & M. S. SORIGUER. 2016. Trophic relationships, feeding habits and seasonal dietary changes in an intertidal rockpool fish assemblage in the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). *Journal of Marine Systems* 158: 165-172. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2016.02.006
- CORONA, A., L. A. SOTO & A. J. SÁNCHEZ. 2000. Epibenthic amphipods abundance and pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* predation efficiency in habitats with differential physical complexity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 253 (1): 33-48. DOI: 10.1016/S0022-0981(00)00236-7
- D'AGUILLO, M. C., A. S. HAROLD & T. L. DARDEN. 2014. Diet composition and feeding ecology of the naked goby *Gobiosoma bosc* (Gobiidae) from four western Atlantic estuaries. *Journal of Fish Biology* 85: 355-373. DOI: 10.1111/jfb.12425
- DANIEL, W. 1982. *Bioestadística*. Editorial Limusa, México D.F. 485 p.
- DOMÍNGUEZ, J. C., A. J. SÁNCHEZ, R. FLORIDO & E. BARBA. 2003. Distribución de macrocrustáceos en Laguna Mecoacán, al sur del Golfo de México. *Hidrobiológica* 13 (2): 127-136.
- ESCHMEYER, W. N., R. FRICKE & R. VAN DER LAAN (Eds.). 2016. *Catalog of fishes: Genera, species, references*. Available online at: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (downloaded September 12, 2016).
- ELLIOTT, M., A. K. WHITFIELD, I. C. POTTER, S. J. M. BLABER, D. P. CYRUS, F. G. NORDLIE & T. D. HARRISON. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8: 241-268. DOI: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x
- FAYE, D., L. TITO DE MORAIS, J. RAFFRAY, S. OUMAR, O. T. THIAW & F. LE LOC'H. 2011. Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protected area (Senegal): Evidence from stable isotope analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 92: 607-617. DOI: 10.1016/j.ecss.2011.02.01
- FLORES, A., A. J. SÁNCHEZ & L. A. SOTO. 1996. Distribución de camarones (Decapoda: Penaeidae) en una laguna costera tropical del Suroccidente del Golfo de México. *Avicennia* 4/5: 1-12.
- FLORES-HERNÁNDEZ, D., J. RAMOS-MIRANDA, A. SOSA-LÓPEZ & L. A. AYALA-PÉREZ. 2012. Variabilidad de la estructura de la comunidad de peces en un ecosistema costero tropical al sureste del Golfo de México, usando los niveles tróficos. In: Sánchez, A. J., X. Chiappa-Carrara & R. Brito

- (Eds.). *Recursos Acuáticos Costeros del Sureste, Volumen 2*. CON-CIYTEY. Mérida, pp. 353-374.
- FLORIDO, R. & A. J. SÁNCHEZ. 2010. Effect of the habitat complexity, mobility and density of prey by predation of the blue crab *Callinectes sapidus* (Crustacea). *Crustaceana* 89 (9): 1069-1089. DOI: 10.1163/001121610X521217
- 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): 109-124.
- GARCÍA-CUBAS, A., F. ESCOBAR, L. V. GONZÁLEZ & M. REGUERO. 1990. Moluscos de la Laguna Mecoacán, Tabasco, México: sistemática y ecología. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM* 17: 1-30.
- GIARRIZZO, T. & U. SAINT-PAUL. 2008. Ontogenetic and seasonal shifts in the diet of the pemecou sea catfish *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae), from a macrotidal mangrove creek in the Curuçá estuary, Northern Brazil. *Revista de Biología Tropical* 56 (2): 861-873.
- GIMENES, M. F., R. FUNGI, A. ISAAC & M. RODRIGUES DA SILVA. 2013. Spatial, seasonal and ontogenetic changes in food resource use by a piscivore fish in two Pantanal lagoons, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 11 (1): 163-170. DOI: 10.1590/S1679-62252013000100019
- GONZÁLEZ, G., A. J. SÁNCHEZ, R. FLORIDO, C. HERNÁNDEZ, N. ÁLVAREZ-PLIEGO & M. A. SALCEDO. 2016. Balanos (Cirripedia:Crustacea) epizoicos en una laguna costera al sur del Golfo de México. *E-Bios* 1 (12): 36-41.
- GUEVARA, E. C., A. J. SÁNCHEZ, C. ROSAS, M. MASCARÓ & R. BRITO. 2007. Asociación trófica de peces distribuidos en vegetación acuática sumergida en laguna de Términos, sur del Golfo de México. *Universidad y Ciencia* 23 (2): 151-166. DOI: 10.19136/era.a23n2.289
- HENDON, J. R. & C. F. RAKOCINSKI. 2016. Habitat-specific growth, survival and diet of late juvenile hatchery-reared spotted seatrout (*Cynoscion nebulosus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 484: 1-10. DOI: 10.1016/j.jembe.2016.07.012
- HYSLOP, E. J. 1980. Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *Journal Fish Biology* 17: 411-429. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x
- JONES, K. M. M. & K. W. ABLE. 2015. Abundance and diet of predatory fishes in *Phragmites*, Treated *Phragmites*, and natural *Spartina* Marshes in Delaware Bay. *Estuaries and Coasts* 38: 1350-1364. DOI: 10.1007/s12237-014-9883-5
- KNEIB, R. T. 1992. Population dynamics of the tanaid *Hargeria rapax* (Crustacea: Peracarida) in a tidal marsh. *Marine Biology* 113 (3): 437-445. DOI: 10.1007/BF00349169
- KOBELKOWSKY, D. A. & M. CASTILLO-RIVERA. 1995. Sistema digestivo y alimentación de los bagres (Pisces: Ariidae) del Golfo de México. *Hidrobiológica* 5 (1-2): 95-103.
- KÜHLMANN, M. L. & A. H. HINES. 2005. Density-dependent predation by blue crabs *Callinectes sapidus* on natural prey populations of infaunal bivalves. *Marine Ecology Progress Series* 295: 215-228. DOI: 10.1007/BF00349169
- LAMONTAGNE, S., B. M. DEEGAN, K. T. ALDRIDGE, J. D. BROOKES & M. C. GEDDES. 2016. Fish diets in a freshwater-deprived semiarid estuary (The Coorong, Australia) as inferred by stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 178: 1-11. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.05.016
- LARA-DOMÍNGUEZ, A. L., A. YÁÑEZ-ARANCIBIA & F. AMEZCUA-LINARES. 1981. Biología y ecología del bagre *Arius melanopus* Günther, en la laguna de Términos, sur del Golfo de México (Pisces: Ariidae). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM* 8 (1): 267-304.
- LEE, C. L. & H. J. LIN. 2015. Ontogenetic habitat utilization patterns of juvenile reef fish in low-predation habitats. *Marine Biology* 162 (9): 1799-1811. DOI: 10.1007/s00227-015-2712-y
- LEGENDRE, P. & L. LEGENDRE. 2003. *Numerical Ecology*. Elsevier Science. Montreal. 853 p.
- MACOSSAY-CORTEZ, A., A. J. SÁNCHEZ, R. FLORIDO, L. HUIDOBRO & H. MONTALVO-URJEL. 2011. Historical and environmental distribution of ichthyofauna in the tropical wetland of Pantanos de Centla, southern Gulf of Mexico. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41 (3): 229-245. DOI: 10.3750/AIP2011.41.3.11
- MARCIENIUK, A. P. & R. BETANCUR-R. 2008. Revision of the species of the genus *Cathorops* (Siluriformes: Ariidae) from Mesoamerica and the Central American Caribbean, with description of three new species. *Neotropical Ichthyology* 6 (1): 25-44. DOI: 10.1590/S1679-62252008000100004
- MARION, A., M. HARVEY, D. CHABOT & J. C. BRÉTHES. 2008. Feeding ecology and predation impact of the recently established amphipod, *Themisto libellula*, in the St. Lawrence marine system, Canada. *Marine Ecology Progress Series* 373: 53-70. DOI: 10.3354/meps07716
- MATTHEWS, T. R., W. W. SCHROEDER & D. E. STEARNS. 1991. Endogenous rhythm, light and salinity effects on postlarval brown shrimp *Penaeus aztecus* lves recruitment to estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 154: 177-189. DOI: 10.1016/0022-0981(91)90163-Q
- MCCORMIK, S. D., A. P. FARRELL & C. J. BRAUNER. 2013. *Fish Physiology: Euryhaline Fishes*. Academic Press, London. 559 p.
- MEDELLÍN, G., I. MARIÑO-TAPIA, A. PEDROZO-ACUÑA, C. ENRIQUEZ, G. MEDELLÍN & F. J. GONZÁLEZ-VILLAREAL. 2013. Influencia de la marea en la hidrodinámica del sistema Mecoacán-río González, México. *Tecnología y Ciencias del Agua* IV (2): 71-90.
- MEDINA, M., M. ARAYA & C. VEGA. 2004. Alimentación y relaciones tróficas de peces costeros de la zona norte de Chile. *Revista de Investigaciones Marinas* 32 (1): 33-47. DOI: 10.4067/S0717-71782004000100004
- MICHENSEN, K., J. PEDERSEN, K. CHRISTOFFERSEN & F. JENSEN. 1994. Ecological consequences of food partitioning for the fish population structure in a eutrophic lake. *Hydrobiologia* 291: 35-45. DOI: 10.1007/BF00024237
- MILLER, R. R., W. L. MINCKLEY & S. M. NORRIS. 2005. *Freshwater fishes of Mexico*. University of Chicago Press. Chicago. 652 p.
- MINELLO, T. J. & R. J. ZIMMERMAN. 1985. Differential selection for vegetative structure between juvenile brown shrimp (*Penaeus aztecus*) and white shrimp (*P. setiferus*), and implications in predator-prey re-

- relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20 (6): 707-716. DOI: 10.1016/0272-7714(85)90027-7
- MOJICA, M. 2007. Aspectos biológicos y ecológicos de *Cathorops melanopus* (Siluriformes: Ariidae) en dos diferentes tipos de hábitat de la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis profesional, UAM-Iztapalapa. México D.F. 94 p.
- NAGELKERKEN, I., G. VAN DER VELDE, W. C. E. P. VERBERK & M. DORENBOSCH. 2006. Segregation along multiple resource axes in a tropical seagrass fish community. *Marine Ecology Progress Series* 308: 79-89. DOI: 10.3354/meps308079
- NAJJAR, R. J., C. R. PYKE, M. B. ADAMS, D. BREITBURG, C. HERSHNER, M. KEMP, R. HOWARTH, M. R. MULHOLLAND, M. PAOLISSO, D. SECOR, K. SELLNER, D. WARDROP & R. WOOD. 2010. Potential climate-change impacts on the Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 1-20. DOI: 10.1016/j.ecss.2009.09.026
- NANJO, K., Y. NAKAMURA, M. HORINOCHI, H. KOHNO & M. SANO. 2011. Predation risks for juvenile fishes in a mangrove estuary: A comparison of vegetated and unvegetated microhabitats by tethering experiments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 405: 53-58. DOI: 10.1016/j.jembe.2011.05.016
- RAZ-GUZMAN, A. & A. J. SÁNCHEZ. 1996. TROPHIC STRUCTURE RELATED TO SEAGRASS HABITAT COMPLEXITY. In: KUO, J., R. C. PHILLIPS, D. I. WALKER & H. KIRKMAN (Eds.). *Seagrass Biology: Proceedings of an International Seagrass Workshop*, Rottneest Island, 5-29 January, pp. 241-248.
- ROCHA-RAMÍREZ, A., A. RAMÍREZ-ROJAS, R. CHÁVEZ-LÓPEZ & J. ALCOCER. 2007. Invertebrate assemblages associated with root masses of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach 1883 in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Aquatic Ecology* 41 (2): 319-333. DOI: 10.1007/s10452-006-9054-2
- RODILES-HERNÁNDEZ, R., A. A. GONZÁLEZ-DÍAZ & C. CHAN-SALA. 2005. Lista de peces continentales de Chiapas, México. *Hidrobiológica* 15 (2 especial): 245-253.
- SÁNCHEZ, A. J. 1997. Habitat preference of *Penaeus (F.) duorarum* (Crustacea: Decapoda) in a tropical coastal lagoon, southwest Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 217 (1): 107-117. DOI: 10.1016/S0022-0981(97)00049-X
- SÁNCHEZ, A. J., R. FLORIDO, A. MACOSSAY-CORTEZ, M. CRUZ-ASCENCIO, H. MONTALVO-URGEL & A. GARRIDO-MORA. 2012. Distribución de macroinvertebrados acuáticos y peces en cuatro hábitat en Pantanos de Centla, sur del Golfo de México. In: Sánchez, A. J., X. Chiappa-Carrara & R. Brito (Eds.). *Recursos Acuáticos Costeros del Sureste, Volumen 2*. CONCIYTEY. Mérida, pp. 416-443.
- SÁNCHEZ, A. J., M. A. SALCEDO, R. FLORIDO, J. D. MENDOZA, V. RUÍZ-CARRERA & N. ÁLVAREZ-PLIEGO. 2015. Ciclos de inundación y servicios ambientales en Grijalva-Usumacinta. *ContactoS* 97: 5-14.
- SANTOS, A. D. A., J. F. LÓPEZ-OLMEDA, F. J. SÁNCHEZ-VÁZQUEZ & R. FORTES-SILVA. 2016. Synchronization to light and mealtime of the circadian rhythms of self-feeding behavior and locomotor activity of white shrimps (*Litopenaeus vannamei*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 199: 54-61. DOI: 10.1016/j.cbpa.2016.05.001
- SAS INSTITUTE INC. 2009. JMP Statistics and Graphics Guide. Version 8.0.2. SAS Institute Inc, North Carolina.
- STATSOFT, INC. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- TEPETLAN, S. P. & D. ALDANA-ARANDA. 2008. Macrofauna bentónica asociada a bancos ostrícolas en las lagunas costeras Carmen, Machona y Mecoacán, Tabasco, México. *Revista Biología Tropical* 56: 127-137. DOI: 10.15517/rbt.v56i0.5582
- VEGA-CENDEJAS, M. E. 1990. Interacción trófica entre los bagres *Arius melanopus* (Agassiz, 1829) y *Arius felis* (Linnaeus, 1796), en las costas de Celestún, Yucatán, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM* 17 (2): 271-285.
- VILLÉGER, S., J. RAMOS-MIRANDA, D. FLORES-HERNÁNDEZ & D. MOUILLOT. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20 (6): 1512-1522. DOI: 10.1890/09-1310.1
- VITULE, J. R. S., F. F. G. DA SILVA, H. BORNATOWSKI & V. ABILHOA. 2013. Feeding ecology of fish in a coastal river of the Atlantic Rain Forest. *Environmental Biology of Fishes* 96: 1029-1044. DOI: 10.1007/s10641-012-0101-7
- WETZ, M. S. & D. W. YOSKOWITZ. 2013. An 'extreme' future for estuaries? Effects of extreme climatic events on estuarine water quality and ecology. *Marine Pollution Bulletin* 69: 7-18. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.01.020
- WINDELL, J. T. 1971. Food analysis and rate of digestion. In: W. E. Ricker (Ed.). *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters, International Biological Programme Handbook 3*, Blackwell, Oxford, pp. 215-226.
- WINFIELD, I. & L. FRANCO. 1992. Algunas consideraciones ecológicas de *Discapseudes holthuisi* (Bacescu y Gutu, 1975) (Orden: Tanaisida-cea). *Revista de Investigaciones Marinas* 13: 254-274.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & A. L. LARA-DOMÍNGUEZ. 1988. Ecology of three sea catfishes (Ariidae) in a tropical coastal ecosystem-Southern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 49: 215-230. DOI: 10.3354/meps049215
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & P. SÁNCHEZ-GIL. 1988. *Ecología de los recursos demersales marinos: Fundamentos en costas tropicales*. AGT editores, México D.F. 228 p.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., A. L. LARA-DOMÍNGUEZ, A. AGUIRRE-LEÓN, S. DÍAZ-RUIZ, F. AMEZCUA-LINARES, D. FLORES-HERNÁNDEZ & P. CHAVANCE. 1985. Ecología de peces dominantes en estuarios tropicales: Factores ambientales que regulan las estrategias biológicas y la reproducción. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. Editorial Universitaria UNAM, Programa Universitario de Alimentos, ICMYL, México D.F. pp. 311- 366.
- ZAR, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 944 p.

Edad y crecimiento de la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) en la costa oriental del golfo de California

Age and growth of the squalid callista *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) in the Eastern coast of the Gulf of California

Eugenio Alberto Aragón-Noriega

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Unidad Sonora. Km 2.35 Camino al Tular, Estero Bacochibampo, Guaymas, Sonora, 85454. México
e-mail: aaragon04@cibnor.mx

Recibido: 14 de marzo de 2016.

Aceptado: 24 de mayo de 2017.

Aragón-Noriega E. A. 2017. Edad y crecimiento de la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) en la costa oriental del golfo de California. *Hidrobiológica* 27 (2): 175-184.

RESUMEN

Antecedentes. La almeja chocolata, *Megapitaria squalida*, es un recurso pesquero importante en el golfo de California, por lo que para su manejo sostenible es necesario determinar la estructura por edades y el patrón de crecimiento individual. Los estudios previos sobre el crecimiento de *M. squalida* sólo han utilizado el modelo de crecimiento de von Bertalanffy (MCVB). **Objetivos.** Analizar el crecimiento individual de la almeja chocolata mediante un enfoque de inferencia multimodelo. **Métodos.** Se pusieron a prueba tres modelos: logístico (ML), Gompertz y MCVB. Los parámetros de cada uno y sus respectivos intervalos de confianza (IC) fueron calculados con el método de máxima verosimilitud. Se seleccionó el mejor modelo a través del criterio de información de Akaike. **Resultados.** Se recolectaron 719 individuos en Yavaros, Sonora. Se obtuvo una talla mínima de 33 mm de longitud de concha (LC) y una LC máxima de 104 mm, con promedio de 68.9 ± 10.2 mm, coeficiente de variación (CV) 14.8%. Se encontraron organismos con un anillo de crecimiento como mínimo y máximo de 10 anillos, con promedio de 6 ± 1 años, CV 22.9%. El valor de ponderación de Akaike para ML fue 92.4%, para L_{∞} , de 85.5 mm LT (95% IC: 85.0 - 86.2 mm) y para k, de 0.45 año^{-1} . La ponderación para el MCVB fue indetectable. **Conclusiones.** El crecimiento de *M. squalida* se detalla de mejor manera con la aplicación de un modelo sigmoideo; el MCVB no es adecuado para esta especie.

Palabras clave: Almeja chocolata, golfo de California, modelos de crecimiento, teoría de información.

ABSTRACT

Background. The squalid callista *Megapitaria squalida* is an important fishery resource along the east coast of the Gulf of California. To manage this resource sustainably, we need to address its individual growth pattern. Previous studies on *M. squalida* growth have fitted the von Bertalanffy growth model (VBGM) without examining alternative models. **Goals.** In this study, the main objective was to analyze the individual growth of the squalid callista via a multi-model inference approach rather than simply applying the VBGM. **Methods.** Three growth models - Logistic (LM), Gompertz, and VBGM - were tested. The parameters of each model and their confidence intervals (CI) were computed using the maximum likelihood method. **Results.** Growth rings of 719 individuals collected in the littoral area of Yavaros, Sonora, were counted. The minimal size recorded was 33 mm of total shell length and the maximum was 104 mm; the average was 68.9 ± 10.2 mm, and the coefficient of variation (CV) was 14.8%. Individuals with a minimum of one growth ring year and maximum of 10 growth rings were recorded. The average growth rings were 6 ± 1 , CV 22.9%. The LM better described the individual growth of squalid callista since its Akaike weight value was 92.4% while it was undetectable for the MCVB. The value of L_{∞} with LM was 85.5 mm (95% CI: 85.0-86.2 mm). **Conclusions.** We concluded that *M. squalida* growth is best described by a sigmoid model, and that the MCVB is not suitable for this species.

Key words: Information theory, growth models, Gulf of California, multi-model approach, squalid callista.

INTRODUCCIÓN

La almeja chocolata (*Megapitaria squalida*, Sowerby 1835) se explota como un recurso pesquero en las costas del noroeste de México; se aprovecha principalmente como alimento al consumirse la pulpa (músculos y vísceras), es comercializada entera-fresca y, en menor escala, sus valvas son utilizadas para la manufactura de artesanías (Castro-Ortiz *et al.*, 1992; López-Rocha *et al.*, 2010).

Su importancia para los pescadores radica en la gran demanda que tiene en el mercado regional, la capturan durante todo el año y funciona como un recurso alternativo cuando las especies de mayor valor comercial (*e.g.* camarón, langosta, abulón) no están disponibles debido a las regulaciones pesqueras como las vedas (Arellano-Martínez *et al.*, 2006).

Su importancia fue reconocida por las autoridades pesqueras mexicanas en la Carta Nacional Pesquera (CNP), con una ficha específica (DOF, 2012); en las versiones anteriores de la CNP aparecía solamente en el grupo de almejas en general. Los lineamientos de manejo establecidos en la CNP son: permisos de pesca, cuotas y talla mínima de captura (80 mm de longitud), pero la captura sólo está regulada en las costas de Baja California Sur y en la costa occidental del golfo de California (aguas costeras de la península); en la costa oriental (aguas costeras del continente) no hay regulación explícita de la pesquería.

A pesar de su importancia social y comercial, se conoce poco sobre la edad y el crecimiento de esta almeja; el análisis de estos aspectos biológicos resulta necesario, ya que los métodos de evaluación de poblaciones requieren esencialmente de los parámetros de crecimiento individual y datos de composición por edades o tallas. El conocimiento de esta información es útil para analizar la respuesta poblacional que se puede esperar de la aplicación de diferentes estrategias de la administración pesquera.

El método más común para estimar la edad en bivalvos consiste en examinar los anillos de crecimiento que se registran en algunas partes de las conchas, y pueden verse en la parte exterior (anillos externos) o ser analizados con el microscopio al hacer un corte a una valva, lo que se conoce como anillos internos (Arnold *et al.*, 1998). El uso de las partes duras de moluscos bivalvos para determinar el crecimiento se conoce como esclerocronología y ha sido utilizada por muchos años (Davenport, 1938; Jones *et al.*, 1989). Consiste en el análisis químico de los tejidos duros (conchas); se debe tomar en cuenta al ambiente como agente forzante para especificar una respuesta funcional como el crecimiento. De hecho, existe una gran variedad de bandas que se crean como respuesta a efectos del ambiente y que se forman en periodos que van desde horas hasta meses (Arnold *et al.*, 1998), lo que las vuelve muy difíciles de interpretar. Las bandas anuales son relativamente fáciles de identificar en almejas de concha dura (Arnold *et al.*, 1998), como es el caso en la *M. squalida*. Lo que se percibe es una serie secuencial de bandas opacas alternadas con bandas translúcidas que responden a épocas de crecimiento rápido y lento respectivamente. A cada par de estas bandas se le conoce como anillo de crecimiento y ha sido exitosamente analizado en una gran cantidad y variedad de estudios (para mayor detalle, consultar a Jones *et al.*, 1989; Arnold *et al.*, 1998). Estos anillos son anuales, sin embargo, lo que varía es la época en que se forma cada banda, es diferente entre especies, pero también para la misma especie en diferentes sitios geográficos, como es el caso de *Mercenaria mercenaria* (Linnaeus) en la costa Atlántica de los Estados Unidos (Jones *et al.*, 1989; Arnold *et al.*, 1998).

Tripp-Quezada (2008) analizó la edad y el crecimiento de *M. squalida* en la bahía de La Paz. A través del método de marcado-recaptura, validó que las bandas translúcidas corresponden a periodos invernales (cuando la temperatura es baja: 19 °C promedio en marzo) con un crecimiento lento, y las bandas opacas se forman en verano y otoño. Por su parte Leyva-Vázquez (2015) encontró para esta misma especie, pero en la costa oriental del golfo de California (bahía de Navachiste, Sinaloa) que las bandas translúcidas se forman de junio a octubre (verano-otoño). Lo anterior confirma que para *M. squalida* los anillos de crecimiento son anuales, no obstante, las épocas de lento crecimiento son diferentes en cada costa del golfo de California, similar a lo encontrado en *M. mercenaria* (Jones *et al.*, 1989; Arnold *et al.*, 1998).

Las investigaciones más antiguas sobre el crecimiento de *M. squalida* sólo mencionaron la ganancia en talla durante el periodo de estudio (Baquero-Cárdenas & Stuardo, 1977; Singh-Cabanillas *et al.*, 1991). En los trabajos realizados por Castro-Ortiz *et al.* (1992) y Schweers *et al.* (2006), se estimaron los parámetros de crecimiento con el modelo de von Bertalanffy (MCVB).

A partir del trabajo de Katsanevakis (2006), el uso de la teoría de la información y modelos múltiples se ha consolidado como una opción mucho más aceptada en los estudios de crecimiento individual. Al realizar una revisión de los artículos de crecimiento publicados después de esa fecha se observa un incremento en la implementación de este modelo, el cual también se ha utilizado en otros moluscos bivalvos (Aragón-Noriega, 2013; Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Chávez-Villalba & Aragón-Noriega, 2015). Las alternativas más comunes al MCVB son el modelo de crecimiento de Gompertz y el modelo logístico, entre muchos otros.

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue obtener los parámetros de crecimiento individual de *M. squalida* para una población de la costa oriental del golfo de California con un enfoque de múltiples modelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Recolecta de almejas. Los ejemplares de *M. squalida* fueron recolectados en la costa oriental del golfo de California, específicamente en el sitio conocido como Yavaros, Sonora (26° 36' -26° 48' N y 109° 42' -109° 18' O). En la zona se practica la pesca de autoconsumo de esta especie, y en algunas épocas del año la captura es para proveer el mercado local, por lo que aún no existe una pesca comercial. Las almejas fueron recolectadas mediante buceo autónomo a una profundidad de dos a cuatro metros, en los meses de marzo y abril de 2015, por un buzo técnico no comercial. Cada almeja fue medida y pesada entera, se limpiaron las valvas y se asignó un número de identificación para su posterior conteo de anillos de crecimiento para determinar su edad.

Determinación de la edad. Primeramente se midió la longitud de concha (LC), esto es, la distancia entre el punto posterior y anterior de la almeja (Fig. 1). Además, se midió la altura de concha (AC): la distancia entre el umbo y la parte ventral de la concha. Se estimó la relación entre AC y LC, pero para el cálculo de los parámetros de crecimiento se usó el dato de LC. Posteriormente, se determinó la edad en el laboratorio mediante el conteo de anillos de crecimiento, cada par de bandas (translúcidas y opacas) se consideró como un año de edad. Las bandas fueron observadas al colocar cada valva a través de una fuente de luz intensa (Fig. 1), siguiendo el método descrito por Tripp-Quezada (2008)

y Leyva-Vázquez (2015), ya que ellos validaron la formación anual de anillos de crecimiento. Por consistencia se tomó el primer anillo como representante de un año de edad en cada concha y la estructura de edad se construyó de acuerdo con ello.

Modelos de crecimiento. Se seleccionaron tres modelos que se ajustaron a los datos de longitud para la edad, el MCVB, el modelo de Gompertz y el modelo logístico, de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

MCVB:

$$L(t) = L_{\infty} (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

Modelo logístico:

$$L(t) = L_{\infty} (1 + e^{-k_2(t-t^*)})^{-1}$$

Modelo de Gompertz:

$$L(t) = L_{\infty} (e^{-e^{-g(t-t_g)}})$$

Para todos estos modelos los parámetros evaluados se describen como:

- $L(t)$ longitud para la edad t (mm)
- t edad (años)
- L_{∞} longitud asintótica (mm)
- k coeficiente de crecimiento (unidades de año⁻¹)
- t_0 edad hipotética a la cual la longitud del organismo es cero (unidad año)
- k_2 tasa relativa de crecimiento (unidades de año⁻¹)
- t^* punto de inflexión de la curva sigmoidea (unidad año)
- t_g es λ/g
- λ es la tasa de crecimiento relativa inicial teórica a la edad cero (unidades de año⁻¹)
- g es la tasa de decaimiento exponencial de la tasa de crecimiento relativa (unidades de año⁻¹)

Los datos se ajustaron a cada uno de los diferentes modelos de crecimiento antes mencionados con la función de máxima verosimilitud:

$$\ln L(\theta | \text{datos}) = \sum_{i=1}^n \left[-\frac{1}{2} \ln(2\pi) \right] - \left[\frac{1}{2} \ln(\sigma^2) - \left(\frac{(\ln L_{(obs)} - \ln \hat{L})^2}{2\sigma^2} \right) \right]$$

Donde θ representa los parámetros de los modelos, y σ representa las desviaciones estándar de los errores calculados usando la siguiente ecuación:

$$\sigma = \sqrt{\frac{(\ln L_{obs} - \ln \hat{L})^2}{n}}$$

Decisión del mejor modelo. La selección del mejor modelo se llevó a cabo con base en el criterio de información de Akaike (AIC), según Burnham & Anderson (2002). El modelo con el menor valor de AIC

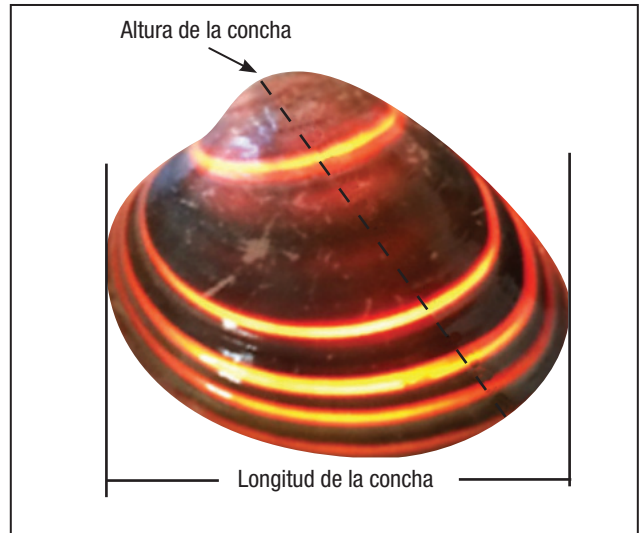


Figura 1. Anillos de crecimiento en una concha de *Megapitaria squalida*.

(AIC_{min}) fue el seleccionado como el mejor. $AIC = -2LL + 2\theta$; donde: LL es la verosimilitud logarítmica, θ es el número de parámetros en el modelo. Posteriormente, se calcularon, para los tres modelos las diferencias entre los AIC_i de cada uno y el AIC_{min}; $\Delta_i = AIC_i - AIC_{min}$. Y con esto se jerarquizaron los modelos (se aclara que el mejor modelo, que tiene el AIC_{min}, tiene un $\Delta_i = 0$). Luego a cada modelo se le calculó la ponderación o plausibilidad (el peso de la evidencia a favor del modelo i) a través de la “ponderación del AIC” como se describe a continuación:

$$w_i = \frac{\exp(-0.5\Delta_i)}{\sum_{i=1}^3 \exp(-0.5\Delta_i)}$$

Intervalos de confianza. Se determinaron los intervalos de confianza con base en los perfiles de verosimilitud y la distribución χ^2 (Venzon & Moolgavkar, 1988). El intervalo de confianza se definió como todos los valores de θ que satisfacen la siguiente desigualdad:

$$2(L(Y | \theta) - L(Y | \theta_{best})) \leq \chi^2_{1-\alpha}$$

Donde $L(Y | \theta_{best})$ es la log verosimilitud del valor más probable de θ y $\chi^2_{1-\alpha}$ es el valor de χ^2 con un grado de libertad al nivel de confianza $1-\alpha$. Así, el intervalo de confianza al 95% de θ abarca todos los valores de θ que son dos veces la diferencia entre la log verosimilitud de un θ dado y la log verosimilitud de la mejor estimación de θ que sea menor que 3.84. Para obtener el intervalo de confianza de dos valores conjuntos (en este caso L_{∞} y k) y evitar el problema de la correlación del parámetro, se debe satisfacer la desigualdad asociada con la distribución con dos grados de libertad, donde el valor de referencia es menor de 5.99 para dos parámetros (Cerdenares-Ladrón de Guevara et al., 2011).

RESULTADOS

En total se analizaron 719 individuos de *M. squalida*. La talla mínima fue de 33 mm LC y la máxima de 104 mm LC, con un promedio de 68.9 ± 10.2 mm LC, CV 14.8%. La figura 2 muestra que la mayor frecuencia (24%) correspondió a la talla de 75-80 mm LC. El segundo intervalo más abundante es el de 70-75 mm LC (20%), el tercer grupo presentó una frecuencia del 16% y estuvo compuesto por los organismos de 65-70 mm LC.

Las marcas de crecimiento que se apreciaron en la parte exterior de la concha resaltaron al colocarlas sobre una fuente de luz intensa (Fig. 1). Las marcas opacas se observaron de un color café oscuro y las marcas traslúcidas adquirieron un color naranja. El primer par de bandas opacas y traslúcidas fueron tomadas como año 1 de edad y así se construyó la estructura de edad. Los tres lectores coincidieron al 100% en contar la misma cantidad de bandas en cada concha. Se encontraron organismos con una edad mínima de 1 año y máxima de 10 años, con un promedio de 6 ± 1 , CV 22.9%. Los organismos de 6 años representaron el 35%, los de 5 años, el 24% y los de 7 años, el 21% (Fig. 2). Estos datos representan el 80% de las edades encontradas, lo que da una apariencia de una estructura unimodal de la población.

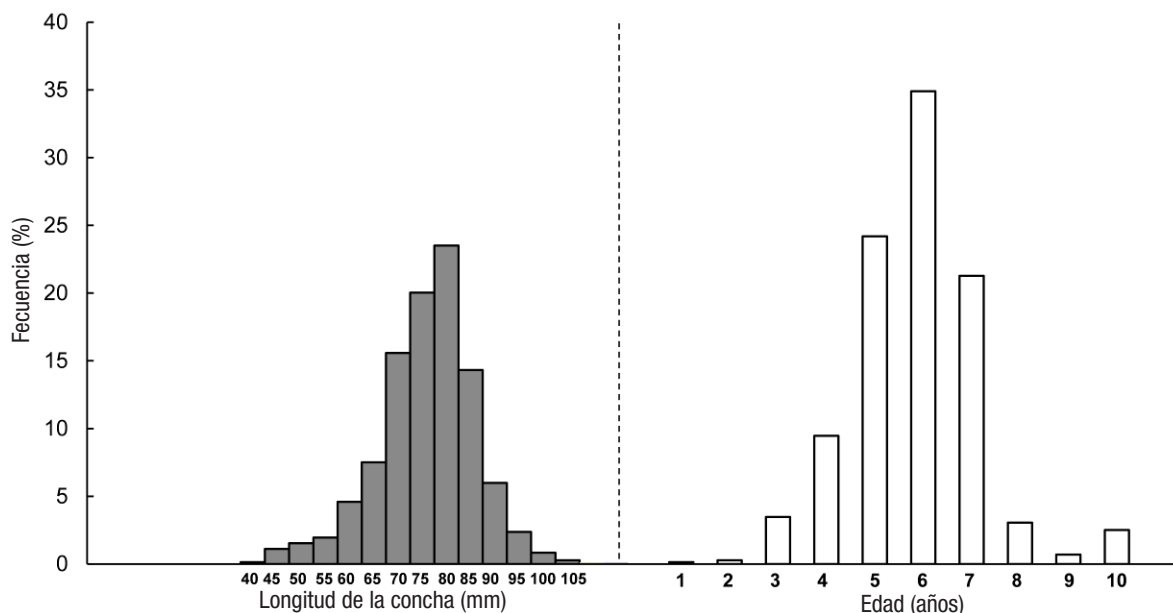
Los parámetros estimados para generar cada una de las curvas de crecimiento con los valores de longitud para la edad de *M. squalida* de Yavaros, Sonora, de los tres modelos aplicados, se presentan en la Tabla 1. El modelo logístico resultó ser el mejor para describir el crecimiento individual de los organismos de *M. squalida* de la costa oriental del golfo de California (Tabla 1); incluso su valor de ponderación de Akaike (W_i) es muy alto (92.4%). La jerarquización de los otros dos modelos ubicó a Gompertz en segundo lugar y al MCVB en último. El valor de Δ_i del modelo de Gompertz fue de 5 por lo que, siguiendo el criterio de inferencia multimodelo, puede ser empleado para describir el crecimiento individual de la población en estudio, pero la W_i calculada fue de 7.6 %. El MCVB no se debe utilizar para describir el crecimiento *M. squalida*, ya que con el valor de Δ_i no tiene soporte y debe descartarse.

La curva generada con el MCVB se presenta en la figura 3a y el intervalo de confianza para el valor de L_∞ se observa en la figura 3b con valores que van de 90.5 a 92 mm LC. El intervalo de confianza para k fue de $0.243-0.251 \text{ año}^{-1}$ (Fig. 3c). Los contornos de verosimilitud para los parámetros L_∞ y k se presentan en la figura 3d. La curva de crecimiento ajustada con el modelo Gompertz (Fig. 4a) con un intervalo de confianza para L_∞ fue de 89.5-90.7 mm LC (Fig. 4b). El intervalo

Tabla 1. Parámetros de crecimiento obtenidos por diferentes modelos para *M. squalida* de las costas de Yavaros, Sonora. También se muestran los valores de AIC, Δ_i , W_i .

Modelo	L_∞	$k(\text{año}^{-1})$	$k_2(\text{año}^{-1})$	G	t_0	t_*	t_q	AIC	Δ_i	W_i
Logístico	85.5 mm		0.449				2.4	-1260	0.00	92.4%
Gompertz	90.1 mm			0.316			1.5	-1255	5.01	7.6%
von Bertalanffy	91.3 mm	0.247			0			-1230	29.75	0.0%

AIC = criterio de información de Akaike. Δ_i = diferencia de los valores de AIC_i respecto del valor mínimo de AIC en los modelos puestos a prueba. W_i = Ponderación de Akaike.



Figuras 2a-b. Estructura de tallas (a) y edad (b) de *Megapitaria squalida* de las costas de Yavaros, Sonora.

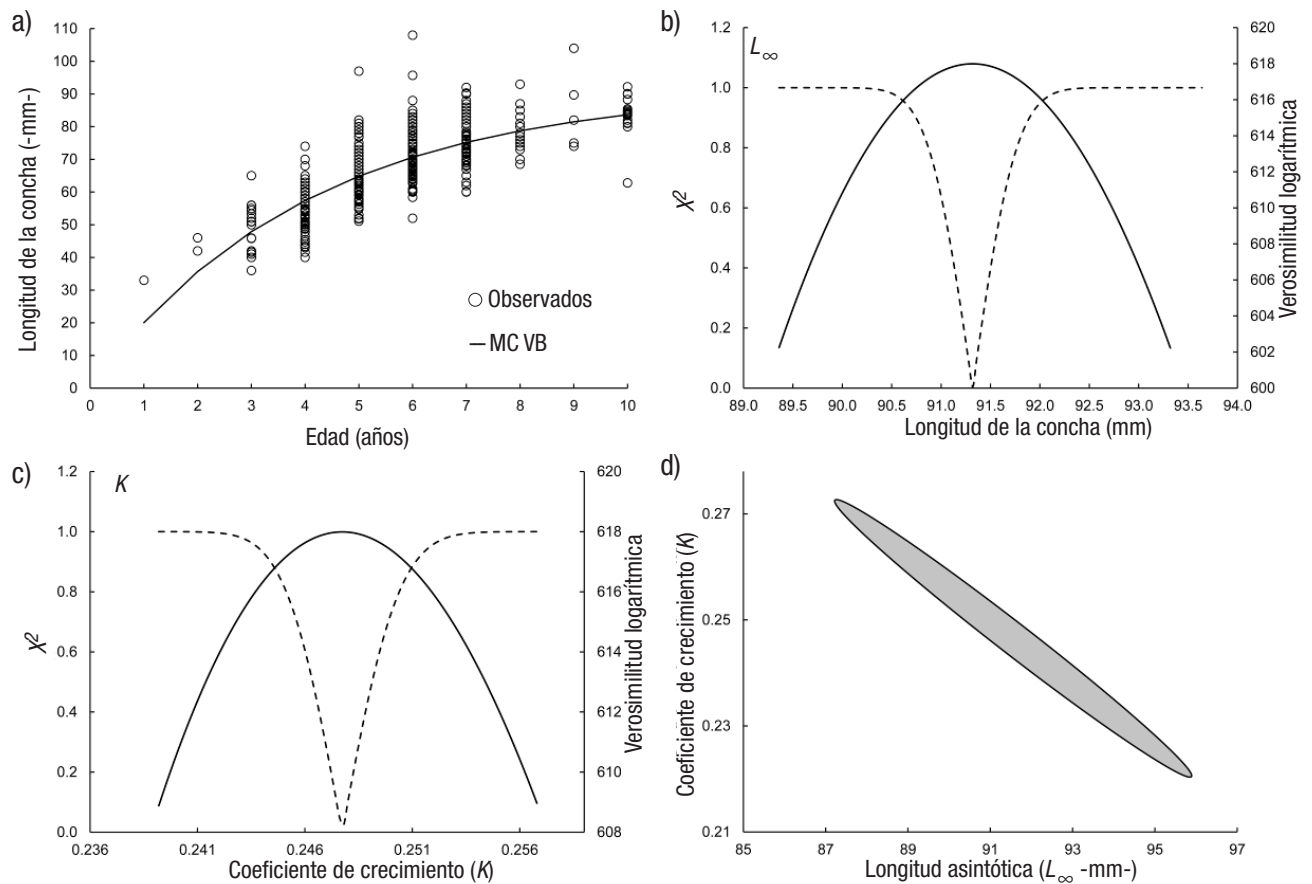


Figura 3a-d. Curva de crecimiento del modelo de von Bertalanffy ajustado a los datos de longitud para la edad de *Megapitaria squalida*: a) modelo, b) perfil de verosimilitud del parámetro L_{∞} , c) perfil de verosimilitud del parámetro k , d) contorno de verosimilitud para los parámetros L_{∞} y k . El área en negro representa los intervalos de confianza conjuntos.

de confianza de k fue de $0.312\text{-}0.324 \text{ año}^{-1}$ (Fig. 4c). Los contornos de verosimilitud para los parámetros L_{∞} y k se exponen en la figura 4d. La figura 5a presenta la curva ajustada del modelo Logístico con una longitud asintótica (L_{∞}) menor de los tres modelos utilizados (85.5 mm LC) y el intervalo de confianza de 85-86.17 mm LC (Fig. 5b), mientras para el valor de k fue de $0.43\text{-}0.46 \text{ año}^{-1}$ (Fig. 5c). Los contornos de verosimilitud para los parámetros L_{∞} (82-89 mm LC) y k ($0.37\text{-}0.53 \text{ año}^{-1}$) aparecen en la figura 5d. Se aprecia que cuando se obtienen contornos, el intervalo de cada valor es más amplio que cuando se calculan individualmente.

Finalmente se presenta la relación entre las variables LC y AC (Fig. 6), que resultó lineal y con un coeficiente de determinación superior al 0.8.

DISCUSIÓN

Aunque las poblaciones de *M. squalida* del golfo de California son el objeto de una pesquería que crece rápidamente (López-Rocha *et al.*, 2010), y la comprensión de los parámetros de crecimiento de la población se hace necesaria para desarrollar estrategias de aprovechamiento sostenibles, sólo hay tres documentos científicos que abordan este

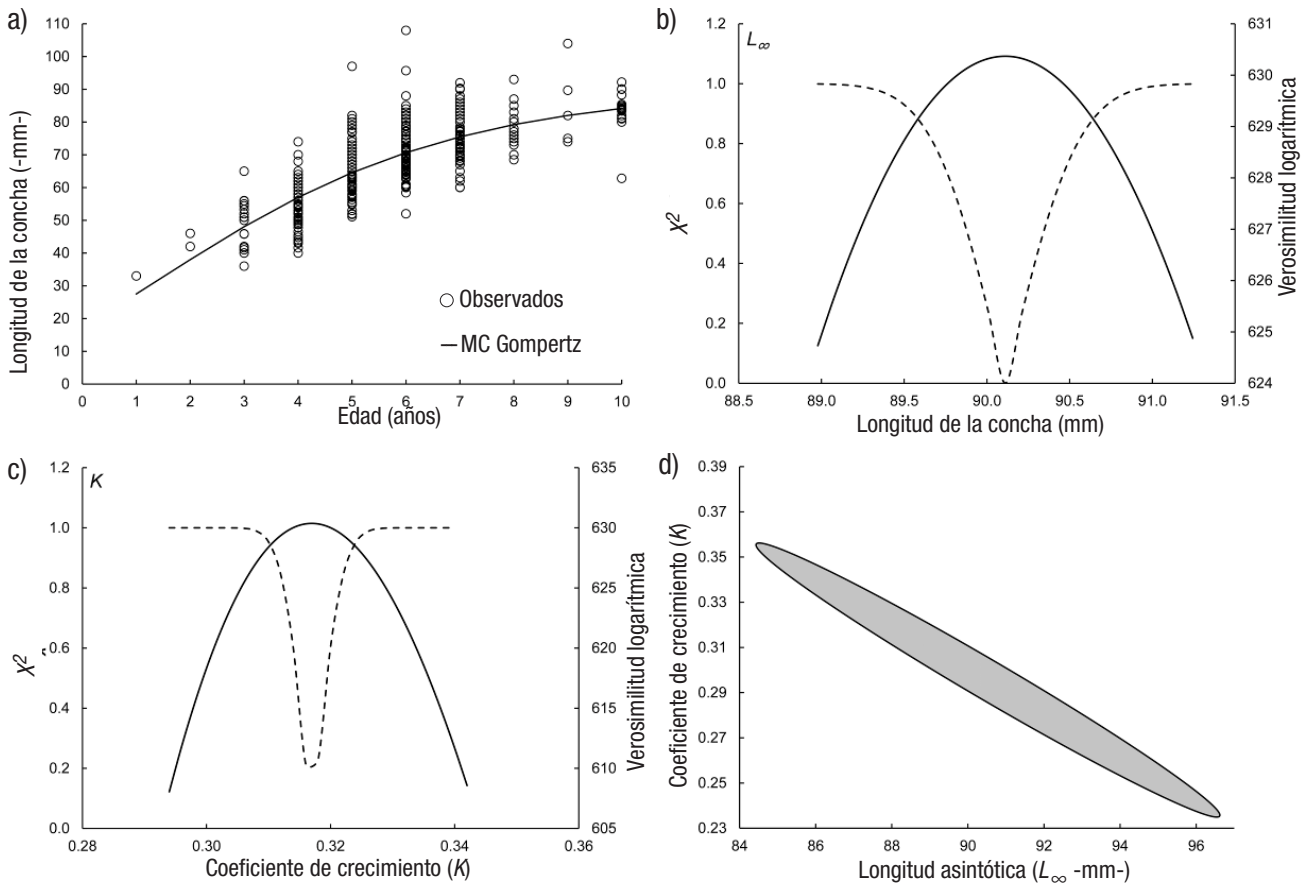
tema (Castro-Ortiz *et al.*, 1992; Tripp-Quezada, 2008; Leyva-Vázquez 2015). Sin embargo, para deducir los parámetros de crecimiento se requiere de pares de datos de edad-longitud, por lo que el principal reto radica en la correcta interpretación de la edad. La validación de la edad, definida como la periodicidad con que se forman los anillos de crecimiento, se vuelve crucial. Anualmente la formación de anillos de crecimiento, ligada a la temperatura, se ha observado en otras almejas que habitan en aguas poco profundas como *M. mercenaria* (Jones *et al.*, 1990, Arnold *et al.*, 1991) o *Macoma balthica* (Linnaeus) (Beukema *et al.*, 1985). La baja temperatura que causa inhibición del crecimiento en *M. mercenaria* fue aludido como patrón clásico por Jones *et al.* (1990), pero sostiene que las diferencias geográficas en este patrón básico parecen tener un componente latitudinal. Tanto para *M. mercenaria* como para *M. balthica*, la banda traslúcida se deposita en invierno en latitudes norteñas y en verano en latitudes sureñas (Arnold *et al.*, 1998). Algo similar parece ocurrir con *M. squalida* del golfo de California, el crecimiento lento sucede en invierno, en la costa peninsular y en la costa continental sobreviene en verano-otoño. Una posible explicación es la cantidad de alimento disponible, según Lluch-Cota *et al.* (2007) las surgencias, ricas en nutrientes, se presentan en verano-otoño en la costa peninsular y en invierno-primavera, en la costa continental, lo que coincide con los periodos de mayor crecimiento (banda opaca) en

cada sitio. Arnold *et al.* (1998) destacan que aunque a la temperatura se le atribuye la influencia directa e indirecta sobre la depositación de las bandas traslúcidas, otro factor ambiental es la cantidad de alimento.

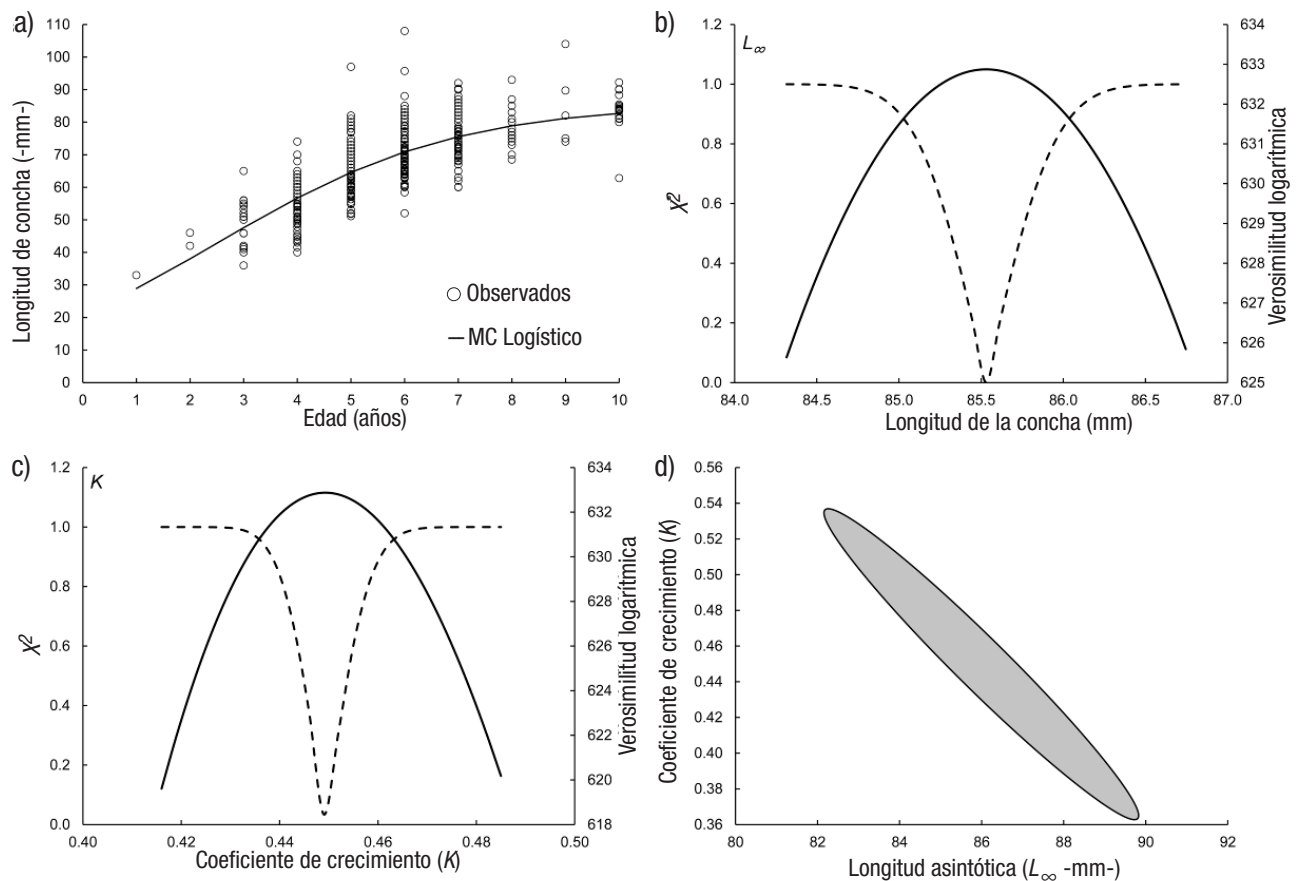
Con los estudios previos que validaron la formación de anillos anuales de crecimiento en *M. squalida* del golfo de California (Tripp-Quezada, 2008; Leyva-Vázquez 2015) se da certeza de que los anillos de la misma especie, pero en la zona de Yavaros, son anuales, independientemente de que la depositación de las bandas opacas o traslúcidas sean en épocas distintas para cada costa del golfo de California. El objetivo del trabajo no es captar información sobre los periodos en que se depositan las bandas traslúcidas u opacas, sino conocer los parámetros de crecimiento a partir de la interpretación de los anillos de crecimiento anuales, esto último usado en esta investigación para determinar pares de datos edad-longitud que pudieran utilizarse en el modelado de crecimiento individual. Las edades encontradas superan a las previamente registradas debido a que en el sitio de muestreo se obtuvieron organismos de 1 a 10 años y los estudios previos habían reportado a un organismo de 7 años como el más longevo (Castro-Ortiz *et al.*, 1992; Tripp-Quezada, 2008). Esta estructura de edades posiblemente se relacione con la actividad pesquera, ya que en la costa orien-

tal del golfo de California la pesca de almeja chocolate es incipiente y en la costa de la península de Baja California los volúmenes de captura superan anualmente las mil toneladas y tiene más de tres décadas de explotación (López-Rocha *et al.*, 2010). Además, la regulación pesquera prohíbe la extracción de organismos menores a 80 mm, esto hace pensar que la actividad pesquera ha capturado a organismos grandes y por tanto con edades mayores. Por otro lado la zona de captura (intermareal u submareal) también parece influir en las estructuras de edades que se han registrado en diferentes zonas. Tanto en las investigaciones de Castro-Ortiz *et al.* (1992), Tripp-Quezada (2008) como en este estudio, se hicieron las recolectas de almejas en el submareal con las edades arriba comentadas, pero Schweers *et al.* (2006) y Leyva-Vázquez (2015) lo hicieron en el intermareal y los ejemplares más longevos no superaron los 5 años.

Cuando se analizan los parámetros de crecimiento de moluscos bivalvos la longitud asíntota es uno de los más citados, por lo que es importante destacar la parte de la concha en donde se ha realizado la medición para estimar dicho parámetro. En cinco estudios (Castro-Ortiz *et al.*, 1992; Arellano-Martínez *et al.*, 2006; Schweers *et al.*, 2006; Tripp-Quezada, 2008; Leyva-Vázquez, 2015), donde se calculó la lon-



Figuras 4a-d. Curva de crecimiento del modelo Gompertz ajustado a los datos de longitud de la edad de *Megapitaria squalida*: a) modelo, b) perfil de verosimilitud del parámetro L_{∞} , c) perfil de verosimilitud del parámetro k , d) contorno de verosimilitud para los parámetros L_{∞} y k . El área en negro representa los intervalos de confianza conjuntos.



Figuras 5a-d. Curva de crecimiento del modelo logístico ajustado a los datos de longitud para la edad de *Megapitaria squalida*: a) modelo, b) perfil de verosimilitud del parámetro L_{∞} , c) perfil de verosimilitud del parámetro K , d) contorno de verosimilitud para los parámetros L_{∞} y K . El área en negro representa los intervalos de confianza conjuntos.

gitud asintótica para *M. squalida*, se usó la longitud de concha (LC) como se describe en la sección de material y métodos (Fig. 1). Salvo el de Arellano-Martínez *et al.* (2006), los otros cuatro resaltan de manera explícita que la medición es de la parte posterior a la anterior de la almeja, pero se entiende que usa LC no sólo porque así la menciona, sino porque aplica valores de Castro-Ortiz *et al.* (1992) para su propio análisis. Lo anterior se vuelve importante, puesto que autores como Sephton & Bryan (1990), quienes examinaron el crecimiento de *Spisula solidissima* (Dillwyn, 1817), utilizan el término LC, pero aclaran que la medición es la realizada desde el umbo a la parte ventral de la concha, lo que se conoce como altura de concha (AC) (Fig. 1). Hashiguchi *et al.* (2014), en su investigación de crecimiento de *Meretrix lusoria* (Roeding, 1798), usan el término LC, pero no hace referencia a la forma en que lo obtuvieron. En especies como *M. mercenaria*, *M. campechiensis*, *M. balthica* y *M. arenaria*, se ha usado la altura de concha (AC) para averiguar los parámetros de crecimiento, y explícitamente se destaca que se midió desde el umbo a la parte ventral de la concha (Beukema *et al.*, 1985; Jones *et al.*, 1990; Arnold *et al.*, 1991, 1998; Henry & Nixon, 2008; Ridgway *et al.*, 2011). En otros estudios similares, se calcularon tanto AC como LC y aunque se destaca haber utilizado AC para conseguir los parámetros de crecimiento, se hace énfasis en la relación lineal

entre estas dos variables. El resultado es similar al de este trabajo de investigación con *M. squalida*. Quizás lo más importante es resaltar que LC es tan válida como la AC para modelar el crecimiento y no que una sea mejor que la otra.

En el presente trabajo la máxima longitud asintótica estimada fue 91.3 mm LC con el MCVB y en segundo lugar fue 90.1 mm, resultado alcanzado con el modelo de Gompertz. Estos valores están fuera del intervalo encontrado para *M. squalida* en las costas de Baja California Sur, tanto del golfo de California como del océano Pacífico, donde se encontró una longitud asintótica de 80.9 a 86.2 mm (Castro-Ortiz *et al.*, 1992; Schweers *et al.*, 2006; Tripp-Quezada, 2008). Sin embargo, con el modelo seleccionado como el mejor por el AIC (modelo Logístico) se obtuvo una L_{∞} dentro de los límites encontrados previamente. Este resultado realza la importancia del estudio con un enfoque de modelos múltiples, de la misma forma que Schäffer & Zettler (2007) lo reportaron para *Mya arenaria* Linnaeus, 1758, pues ellos emplearon Gompertz ($L_{\infty} = 62.6$ mm) y MCVB ($L_{\infty} = 87.4$ mm) y concluyeron que este modelo fue el mejor para describir el crecimiento. La diferencia que ellos encontraron con cada modelo supera los 24 mm, y de allí la importancia de no aplicar solamente el MCVB como única alternativa.

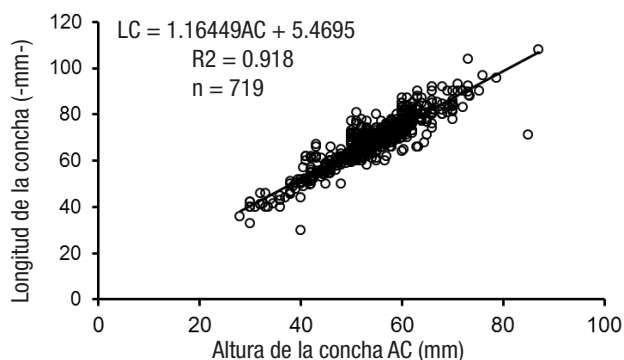


Figura 6. Relación entre altura y longitud de la concha de *Megapitaria squalida* de las costas de Yavaros, Sonora.

Es importante apuntar que los parámetros de crecimiento de una especie en particular pueden tener diferentes valores de acuerdo con su distribución geográfica y también cohortes que pueden crecer de forma diferente según las condiciones ambientales (Sparre & Venema, 1995). En particular, con *M. squalida*, se tiene un resultado que remarca el efecto de los microhábitat, ya que Castro-Ortiz *et al.* (1992) estimaron valores de L_{∞} de 80.99 y 86.20 en bahía Concepción, pero en dos sitios distintos. Otra posible explicación radica en lo encontrado por Anguas-Vélez y Castro-Ortiz (1990), quienes concluyen que para esta especie pudieran existir al menos dos ecotipos en la misma costa occidental del golfo de California.

En el presente estudio los parámetros de crecimiento calculados con el MCVB tienen una marcada diferencia con los de Castro Ortiz *et al.* (1992), para la misma especie, en bahía Concepción, donde: L_{∞} = 80.99 mm LC, una k de 0.551 año⁻¹ y la t_0 de -0.023. Los resultados de Tripp-Quezada (2008), en bahía La Paz, fueron: L_{∞} de 81.97 mm LC, k de 0.488 año⁻¹ y t_0 de -0.097; si se comparan esos valores con la presente investigación se tiene: L_{∞} de 91.31 mm LC, k de 0.247 año⁻¹ y t_0 = 0, que expresa una diferencia entre los valores determinados, específicamente respecto al valor de k reportado por Castro-Ortiz *et al.* (1992), que significa una mayor rapidez de crecimiento que la observada en este estudio. Schweers *et al.* (2006) obtuvieron como resultado L_{∞} de 83.00 mm LC y la k de 0.655 año⁻¹ en bahía Magdalena, pero con organismos menores a 60 mm LC. La posible explicación para un valor alto de k es que trata de organismos que están en su fase rápida de crecimiento en comparación con lo reportado aquí, donde se encontraron organismos de hasta 104 mm LC y 10 años de edad. Pero ahora es necesario mencionar que Castro-Ortiz *et al.* (1992) también evaluaron parámetros de L_{∞} (86.2 mm) y k (0.15 año⁻¹) en organismos con una estructura de tallas de 7 a 89 mm LC y un intervalo de edad de 1-7 años.

Estudios anteriores estimaron los parámetros de crecimiento de la almeja chocolata en otras regiones utilizando un algoritmo basado en el método de cuadrados mínimos (Castro-Ortiz *et al.*, 1992; Schweers *et al.*, 2006; Tripp-Quezada, 2008). Aquí, en su lugar, se aplicó como criterio la máxima verosimilitud, que representa una mejor solución para estimar adecuadamente los parámetros de los modelos de crecimiento individual (Katsanevakis, 2006), además de ser una prueba más ro-

busta. La selección de modelos basada en la teoría de la información ha sido recomendada como una alternativa mejor que los enfoques tradicionales (Katsanevakis, 2006; Cerdaneres-Ladrón de Guevara *et al.*, 2011; Aragón-Noriega *et al.*, 2015). La ventaja de emplear el AIC es que los modelos pueden ordenarse jerárquicamente, según se ajuste a los datos, y pueden valorarse los parámetros promedio para un modelo, en este caso de crecimiento individual. Sin embargo, el parámetro promedio deseado, como la longitud asintótica, se estima calculando la ponderación de Akaike (Burnham & Anderson, 2002), es decir, la contribución de cada parámetro es ponderada antes de obtener la media del parámetro deseado. Según el AIC, se encontró que el mejor modelo fue el Logístico, mientras que el menos compatible fue el MCVB.

Castro-Ortiz *et al.* (1992), Schweers *et al.* (2006) y Tripp-Quezada (2008) sólo se basaron en el modelo MCVB y claramente se ajustó el modelo. El resultado de la presente investigación está en concordancia con otros estudios basados en el enfoque multimodelo y AIC para otras especies. Cruz-Vásquez *et al.* (2012) realizaron un análisis de *Panopea globosa* Dall, 1898, en Guaymas, Sonora, y consideraron este enfoque, cuyo resultado arrojó que el modelo logístico fue el que más se ajustó y que el MCVB no está bien soportado. Baer *et al.* (2011) concluyó que el MCVB no es el modelo óptimo para calcular el crecimiento de lenguado (*Psetta máxima*, Linnaeus); Flores *et al.* (2010), para el erizo de mar (*Loxechinus albus*, Molina 1872), obtuvo resultados similares.

El aporte del presente estudio es la descripción de los parámetros de crecimiento y el hallazgo de una estructura de tallas y edades de *M. squalida* en la costa oriental del golfo de California; difiere de lo reportado en la costa occidental y oriental de la península de Baja California. Se recomienda que para describir el crecimiento individual se utilicen herramientas o algoritmos con soporte estadístico robusto.

En conclusión, para *M. squalida* en la costa oriental del golfo de California, el crecimiento individual fue descrito adecuadamente por una curva tipo sigmoidea (modelo logístico), mientras que el MCVB no fue soportado estadísticamente de acuerdo con la teoría de la información.

AGRADECIMIENTOS

Alejandro Leal colaboró con la recolecta de almejas en el campo. Edgar Alcántara editó las figuras. Diana Dorantes revisó y corrigió los textos en inglés.

REFERENCIAS

- ANGUAS-VÉLEZ, B. & J. L. CASTRO-ORTIZ. 1990. Probable existencia de dos ecofenotipos de *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) en Bahía Concepción Baja California Sur, México. *Investigaciones Marinas CICIMAR* 5: 79-81.
- ARAGÓN-NORIEGA, E. A. 2013. Modelación del crecimiento individual del callo de hacha *Atrina maura* (Bivalvia: Pinnidae) a partir de la inferencia multi modelo. *Revista de Biología Tropical* 61 (3): 1167-1174. DOI: 10.15517/rbt.v61i3.11911
- ARAGÓN-NORIEGA, E. A., L. E. CALDERON-AGUILERA & S. A. PÉREZ-VALENCIA. 2015. Modeling growth of the cortes geoduck *Panopea globosa* from unexploited and exploited beds in the northern Gulf of California. *Journal of Shellfish Research* 34(1): 129-135. DOI: 10.2983/035.034.0115

- ARELLANO-MARTÍNEZ, M., M. QUIÑONES-ARREOLA, B. P. CEBALLOS-VÁZQUEZ & M. VILLALEJO-FUERTE. 2006. Reproductive pattern of the squalid callista *Megapitaria squalida* from northwestern Mexico. *Journal of Shellfish Research* 25: 849-855. DOI: 10.2983/0730-8000(2006)25[849:RPTSC]2.0.CO;2
- ARNOLD, W. S., T. M. BERT, I. R. QUITMYER, D.S. JONES. 1998. Contemporaneous deposition of annual growth bands in *Mercenaria mercenaria* (Linnaeus), *Mercenaria campechiensis* (Gmelin), and their natural hybrid forms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 223: 93-109. DOI: 10.1016/S0022-0981(97)00152-4
- ARNOLD, W. S., D. V. MARELLI, T. M. BERT, D. S. JONES I. R. QUITMYER. 1991. Habitat-specific growth of hard clam *Mercenaria mercenaria* (L.) from the Indian River, Florida. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 147: 245-265. DOI: DOI: 10.1016/0022-0981(91)90185-Y
- BAER, A., C. SCHULZ, I. TRAUlsen & J. KRIETER. 2011. Analysing the growth of turbot (*Psetta maxima*) in a commercial recirculation system with the use of three different growth models. *Aquaculture International* 19: 497-511. DOI: 10.1007/s10499-010-9365-0
- BAQUEIRO-CÁRDENAS, E. & J. STUARDO 1977. Observaciones sobre la biología, ecología y explotación de *Megapitaria aurantiaca* (Sowerby, 1831), *M. squalida* (Sowerby, 1835) y *Dosinia ponderosa* (Gray, 1838) (Bivalvia; Veneridae) de la Bahía de Zihuatanejo e Isla de Ixtapa, Guerrero, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología* 4: 161-208.
- BEUKEMA, J. J., E. KNOL & G. C. CADÉE. 1985. Effects of temperature on the length of the annual growing season in the tellinid bivalve *Macoma balthica* (L.) living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 90:129-144. DOI: 10.1016/0022-0981(85)90115-7
- BURNHAM, K. P. & D. R. ANDERSON. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2^{da} ed. Springer, Nueva York. 490 p.
- CASTRO-ORTIZ, J. L., A. TRIPP-QUEZADA & B. ANGUAS-VELEZ. 1992. Crecimiento de la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) en Bahía Concepción, Baja California Sur México. *Investigaciones Marinas CICIMAR* 7: 1-7.
- CERDENARES-LADRÓN DE GUEVARA, G., E. MORALES-BOJÓRQUEZ & R. RODRÍGUEZ-SANCHEZ. 2011. Age and growth of the sailfish *Istiophorus platyotus* (Istiophoridae) in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Marine Biology Research* 7(5): 488-499. DOI: 10.1080/17451000.2010.528201
- CHÁVEZ-VILLALBA, J. & E. A. ARAGÓN-NORIEGA. 2015. Modeling the individual growth of the Cortez oyster *Crassostrea corteziensis* (Bivalvia: Ostreidae) from central Gulf of California. *Cahiers de Biologie Marine* 56: 231-236.
- CRUZ-VÁSQUEZ, R., G. RODRÍGUEZ-DOMÍNGUEZ, E. ALCÁNTARA-RAZO & E. A. ARAGÓN-NORIEGA. 2012. Estimation of Individual growth parameters of the Cortes Geoduck *Panopea globosa* from the Central Gulf of California using a multimodel approach. *Journal of Shellfish Research* 31(3): 725-732. DOI: 10.2983/035.031.0316
- DAVENPORT, C. B. 1938. Growth lines in fossil pectens as indicators of past climates. *Journal of Paleontology* 12: 514-515.
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2012. Acuerdo mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. México. 24 de agosto. También disponible en la página web http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5265388&fecha=24/08/2012
- FLORES, L., B. ERNST & A. M. PARMA. 2010. Growth pattern of the sea urchin, *Loxechinus albus* (Molina, 1782) in southern Chile: evaluation of growth models. *Marine Biology* 157: 967-977. DOI: 10.1007/s00227-009-1377-9
- HENRY, K. M. & S. W. NIXON. 2008. A Half Century Assessment of Hard Clam, *Mercenaria mercenaria*, Growth in Narragansett Bay, Rhode Island. *Estuaries and Coasts* 31:755-766. DOI: 10.1007/s12237-008-9060-9
- HASHIGUCHI, M., J. YAMAGUCHI & Y. HENMI. 2014. Distribution and movement between habitats with growth of the hard clam *Meretrix lusoria* in the Shirakawa-Midorikawa estuary of the Ariake Sea. *Fisheries Science* 80: 687-693. DOI: 10.1007/s12562-014-0748-4
- JONES, D.S., M. A. ARTHUR & D. J. ALLARD. 1989. Sclerochronological records of temperature and growth from shells of *Mercenaria mercenaria* from Narragansett Bay, Rhode Island. *Marine Biology* 102: 225-234. DOI: 10.1007/BF00428284
- JONES, D. S., I. R. QUITMYER, W. S. ARNOLD & D.C MARELLI. 1990. Annual shell banding, age, and growth rate of hard clams (*Mercenaria* spp.) from Florida. *Journal of Shellfish Research* 9: 215-225.
- KATSANEVASKIS, S. 2006. Modelling fish growth: Model selection, multimodel inference and model selection uncertainty. *Fisheries Research* 81: 229-235. DOI: 10.1016/j.fishres.2006.07.002
- LEYVA-VÁZQUEZ, Y. 2015. Evaluación biológica de un banco de almeja chocolata *Megapitaria squalida*, en la Bahía de Navachiste, Guasave, Sinaloa, México. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Sinaloa, Mexico.
- LLUCH-COTA, S. E., E. A. ARAGÓN-NORIEGA, F. ARREGUÍN-SÁNCHEZ, D. AURIOLAS-GAMBOA, J. J. BAUTISTA-ROMERO, R. C. BRUSCA, R. CERVANTES-DUARTE, R. CORTÉS-ALTAMIRANO, P. DEL-MONTE-LUNA, A. ESQUIVEL-HERRERA, G. FERNÁNDEZ, M. E. HENDRICKX, S. HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ, H. HERRERA-CERVANTES, M. KAHRU, M. LAVÍN, D. LLUCH-BELDA, D. B. LLUCH-COTA, J. LÓPEZ-MARTÍNEZ, S. G. MARINONE, M. O. NEVÁREZ-MARTÍNEZ, S. ORTEGA-GARCÍA, E. PALACIOS-CASTRO, A. PARÉS-SIERRA, G. PONCE-DÍAZ, M. RAMÍREZ-RODRÍGUEZ, C. A. SALINAS-ZAVALA, R. A. SCHWARTZLOSE & A. P. SIERRA-BELTRÁN. 2007. The Gulf of California: review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography* 73 (1): 1-26. DOI:10.1016/j.pocean.2007.01.013
- LÓPEZ-ROCHA, J. A., B. P. CEBALLOS-VÁZQUEZ, F. A. GARCÍA-DOMÍNGUEZ, M. ARELLANO-MARTÍNEZ, M. VILLALEJO-FUERTE & A. K. ROMO-PIÑERA. 2010. La pesquería de la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) en Baja California Sur, México. *Hidrobiológica* 20: 230-237.
- RIDGWAY, I. D., C. A. RICHARDSON, E. ENOS, Z. UNGVARI, S. N. AUSTAD, E. E. R. PHILIPP & A. CSISZAR. 2011. New species longevity record for the Northern Quahog (= Hard Clam), *Mercenaria mercenaria*. *Journal of Shellfish Research* 30: 35-38. DOI: 10.2983/035.030.0106
- SCHÄFFER, F. & M. L. ZETTLER. 2007. The clam siphon as indicator for growth indices in the soft-shell clam *Mya arenaria*. *Helgoland Marine Research* 61: 9-16. DOI 10.1007/s10152-006-0049-0

- SCHWEERS, T., M. WOLFF, V. KOCH & F. SINCEL-DUARTE. 2006. Population dynamics of *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) at Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 54: 1003-1017. DOI: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v54i3.13973>
- SEPHTON, T. W. & C. F. BRYAN. 1990. Age and growth rate determinations for the Atlantic surf clam, *Spisula solidissima* (Dillwyn, 1817), in Prince Edward Island, Canada. *Journal of Shellfish Research* 9: 177-185.
- SINGH-CABANILLAS, J., J. A. VÉLEZ-BARAJAS & M. C. FAJARDO-LEÓN. 1991. Estudio poblacional de la almeja chocolate *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) en punta Coyote, Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Ciencia Pesquera* 8: 1-22.
- SPARRE, P. & S. C. VENEMA. 1995. *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Manual FAO, Documento técnico de pesca.* FAO, Roma, Italia. 376 p. También disponible en la página web <http://www.fao.org/docrep/008/w5449s/w5449s00.htm>
- TRIPP-QUEZADA, A. 2008. *Comunidades de moluscos asociados a ambientes de carbonatos modernos en el Golfo de California.* Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B.C.S., México. 149 p.
- VENZON, D. J. & S. H. MOOLGAVKAR. 1988. A method for computing profile-likelihood-based confidence intervals. *Applied Statistics* 37 (1): 87-94. DOI: 10.2307/2347496
- WATANABE, S. & S. KATAYAMA. 2010. Relationships among shell shape, shell growth rate, and nutritional condition in the manila clam (*Ruditapes philippinarum*) in Japan. *Journal of Shellfish Research* 29: 353-359. DOI: 10.2983/035.029.0210

Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico

Proponiendo el caudal ambiental basado en simulación del hábitat físico para cinco especies de peces en la Cuenca baja del Río Duero, México

Felipe Armas-Vargas¹, Oscar Escolero², Diego García de Jalón³, Luís Zambrano⁴, Marta González del Tánago³ and Stefanie Kralisch⁵

¹Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CDMX, 04510. México

²Departamento de Geología Regional, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CDMX, 04510. México

³Departamento de Ingeniería Forestal, Unidad Docente de Hidrología, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria, Madrid, 28040. España

⁴Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CDMX, 04510. México

⁵Department of Applied Geosciences, AGW, Karlsruhe Institute of Technology, Kaiserstr 12, Karlsruhe, 76131. Germany

e-mail: felipejav@geologia.unam.mx

Recibido: 28 de marzo de 2015.

Aceptado: 9 de abril de 2017.

Armas-Vargas F., O. Escolero, D. García de Jalón, L. Zambrano, M. González del Tánago and S. Kralisch. 2017. Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico. *Hidrobiológica* 27 (2): 185-200.

ABSTRACT

Background. The concept of “environmental flow” is defined as hydrologic regimes that are required to sustain ecosystem health and functions in rivers. In Mexico, it has become an important topic, not least because a 2012 legal standard (NMX-AA-159-SCFI-2012), establishes procedures for determining instream flow requirements. **Goals.** The aim of this paper is to propose an acceptable environmental flow requirement for a regulated river segment in the Duero River Basin in, Michoacan, Mexico. **Methods.** Of the many methods of establishing environmental flows in rivers, this article is concerned with the habitat simulation method. This is based on the IFIM theoretical framework and the PHABSIM mathematical model, by which the WUA-Q curves were obtained for five species of fish. **Results.** From these curves, we determined that the *Goodea atripinnis* species has the greater habitat area and reached a maximum of 4338 m²/km for a flow of 5 m³/s; *Allophorus robustus* maintained a constant habitat of 2000 m²/km between flow rates of 5 to 15 m³/s. With smaller area, *Menidia jordani* had a maximum habitat of 1323 m²/km for 4.5 m³/s; and with WUA less than 500 m²/km the curves of the species *Algansea tincella* and *Aztecula sallaei* were obtained. **Conclusions.** The average regulation in March and April was 3.61 and 3.44 m³/s and with the EFR proposal it was 5.11 and 5.00 m³/s for March and April, respectively. In general, the monthly environmental regime is to maintain 80% of the natural flow regime, generating an increase in habitat during the dry season of 24% for *A. robustus* and 23% for *A. sallaei*.

Key words: *Algansea tincella*, Duero River, environmental flows, habitat simulation.

RESUMEN

Antecedentes. El concepto de “caudal ambiental” se define como el régimen hídrico que se requiere para sostener la salud y las funciones de los ecosistemas en ríos. En México, se ha convertido en un tema importante, por la adopción de una norma jurídica en 2012 (NMX-AA-159-SCFI-2012), que establece el procedimiento para determinar caudales ecológicos. **Objetivos.** El objetivo de este artículo es proponer un requerimiento de caudal ambiental aceptable para un segmento de río regulado, en la Cuenca del Río Duero en Michoacán México. **Métodos.** De un gran número de métodos para establecer caudales ambientales en ríos, este artículo aborda el método de simulación del hábitat. Basado en el marco teórico IFIM, y en el modelo matemático PHABSIM, mediante el cual se obtuvieron las curvas WUA-Q para cinco especies de peces. **Resultados.** De estas curvas, se determinó que la especie *Goodea atripinnis* tiene la mayor superficie de hábitat, alcanzando un máximo de 4338 m²/km para un caudal de 5 m³/s; *Allophorus robustus* mantuvo un hábitat constante de 2000 m²/km entre caudales de 5 a 15 m³/s. Con un menor área, *Menidia jordani* presentó un hábitat máximo de 1323 m²/km para 4.5 m³/s; y con WUA menores a 500 m²/km las curvas de las especies *Algansea tincella* y *Aztecula sallaei*. **Conclusiones.** La regulación promedio de los caudales en marzo y abril fue de 3.61 y 3.44 m³/s, con la propuesta de RCA fue de 5.11 y 5.00 m³/s para marzo y abril, respectivamente. En general, el régimen ambiental mensual está al 80% de conservación del régimen natural de caudales, generando un incremento de hábitat durante el estiaje de 24% para *A. robustus* y 23% para *A. sallaei*.

Palabras clave: *Algansea tincella*, caudales ambientales, río Duero, simulación de hábitat.

INTRODUCTION

Environmental flows are defined as hydrologic regimes that are required to sustain ecosystem health and functions in rivers, wetlands or coastal regions, where there are competing and diverse water uses and flows are regulated. The concept was developed to assure that aquatic ecosystems are left with the necessary water quantity and quality to maintain their biotic structure (Dyson *et al.*, 2008). Numerous terms define the same concept: environmental flow (39%), minimum flow (38%), in-stream flow requirement (37%), ecological reserve (23%) and other terms (21%) (Moore, 2004). Different methodologies have been developed to establish the environmental flows in rivers (Dyson *et al.*, 2008). E.g., Tharme (2003) registered a minimum of 207 methodologies (29% hydrological, 28% habitat simulation, 17% combination, 11% hydraulic, 8% holistic and 7% others).

The Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) is a theoretical framework to evaluate the ecological flow requirement of rivers (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et al.*, 1995; Waddle, 2001). It provides an organizational structure for the evaluation and formulation of water management alternatives that respond to the interests of different water uses (Stalnaker *et al.*, 1995). The PHABSIM (Physical Habitat Simulation Model) simulation model (Milhous *et al.*, 1989; Waddle, 2001) is used to calculate the available habitat useful in a river segment for different species in different flows. PHABSIM employs a structure defined by stream morphology, hydraulic parameters and habitat suitability criteria (Bovee *et al.*, 1998; Milhous, 2007; Stalnaker *et al.*, 1995). The IFIM-PHABSIM methodology is based on the concept of Weighted Useable Area (WUA), i.e., the wetted stream area is weighted by empirically derived from fish species' microhabitat preferences (Stalnaker *et al.*, 1995). WUA-Q curves provide a measure of the available habitat as a function of stream flow (Waddle, 2001).

The Mexican standard NMX-AA-159-SCFI-2012 (DOF, 2012) establishes the procedure for evaluating ecological flows in basins. This regulation refers to hydrological methodologies as the simplest approach to get results in the short run; as illustrated by the case studies of the River Valley in San Luis Potosí (Santacruz de León & Aguilar-Robledo, 2009) and the Acajoneta River in Nayarit, Mexico (De la Lanza *et al.*, 2012). The habitat simulation methodology, on the other hand, requires more detailed information in terms of hydrological, hydraulic and biological data (this IFIM-PHABSIM approach has recently gained significant importance in Mexico). Finally, holistic methods are recommended for basins with highly varying flow regimes and whose characteristics have been significantly altered. They require a greater amount of information and resources (hydrological, hydraulic, biological, ecological, economic, and social). The aim of this paper is to propose an environmental flow requirement in a fluvial segment of the Duero River Basin (DRB) through the habitat simulation method, using five fish species as indicator species.

The DRB. This basin comprises an area of 2198 km² (CONAGUA, 2009) and is located in northwest Michoacán state, Mexico (Fig. 1). The Duero River has its source at the springs in the town of Carapan, and flows through the Cañada de los Once Pueblos. Its main tributaries are the Celio River from the south (south of Jacona) and the Tlazazalca River from the northeast (northeast of Tangancicuaro). The flow in Tlazazalca River is regulated by the Urepetiro dam for flood control (Zavala-López, 2011). Further downstream along Duero River, Irrigation District 061 consists of 18,000 hectares of agricultural land and four irrigation mo-

dules: I) Urepetiro-Verduzco (20%), II) Principal Chaparaco (30%), III) Río Nuevo (24%), and IV) Peñitas-Estanzuela (26%) (CONAGUA-IPN, 2009). Figure 1 shows that the study area is located at the mouth of the basin. It consists of a river segment of 11.6 km length between the town of San Simon-La Estanzuela and the Camucuat Bridge.

The DRB contains a wide variety of natural resources, i.e., rivers, springs and aquifers, as well as oak and pine forests. The aquatic biodiversity consists of numerous fish species and macroinvertebrates. The hydraulic infrastructure consists of reservoirs and dams, agricultural areas, channels, wells, sewage treatment plants and drinking water systems (Velázquez *et al.*, 2005, 2010). The catchments of the DRB face environmental problems such as deforestation, land use change, and the proliferation of invasive species. Other current issues include increasing urbanization, lack of specific sites for solid waste disposal, wastewater discharge into the rivers (CONAGUA-IPN, 2009; Velázquez *et al.*, 2005).

Moncayo-Estrada *et al.* (2014) evaluated the index of biological integrity (IBI) for the year 2009 in the Duero River and compared it with indexes obtained in 1986 and 1991. The comparison revealed that the sampling sites of Camecuario Lake and Camucuat Bridge changed their status from good to fair and poor, respectively. Further, El Capulin, Zamora, La Estanzuela and San Cristobal "A" deteriorated from fair to poor. The environmental degradation that is responsible for this deterioration in biological integrity is attributed to excessive water use and wastewater discharges.

Fish communities. Fish communities are the most common biological group used to assess the environmental quality of freshwater ecosystems in Mexico (Mathuriau *et al.*, 2011). The NMX-AA-159-SCFI-2012 (DOF, 2012) also highlights that the experience in selecting target species is more developed for fish (at a national and international level) than for any other animal group. In the DRB, a variety of fish species is to be found. E.g., Ledesma-Ayala (1987) collected 1393 specimens belonging to 16 different species. In this study, the classification of tolerance towards environmental degradation (tolerant, medium-tolerant, sensitive) was the main criterion for the selection of species. Therefore, the ichthyic fauna in the DRB is represented by three families: Atherinidopsidae (species: *Menidia jordani* (Woolman, 1894)), Cyprinidae (species: *Algansea tincella* (Valenciennes, 1844) and *Aztecula sallaei* (Günther, 1868)); and Goodeidae (species: *Goodea atripinnis* (Jordan, 1880) and *Allophorus robustus* (Bean, 1892)). According to Ibáñez *et al.* (2008) and Miller *et al.* (2009) *Menidia jordani* (previously *Chirostoma jordani* (Woolman, 1894)) is a fish that inhabits clear or turbid waters in rivers and channels with depths of 1 m. *Algansea tincella* is found from small streams to large lakes. Spawning occurs from May to July (Barbour & Miller, 1978; Miller *et al.*, 2009). *Algansea tincella* lives in water bodies with rocky bottoms to finer sediments (Ledesma-Ayala, 1987). *Goodea atripinnis* is a prolific fish; juveniles appear at the end of January and mid-July, which indicates a prolonged reproductive season (Miller *et al.*, 2009). López-Eslava (1988) concluded that *G. atripinnis* reproduces between April and May, whereas Barragán & Magallón (1994) indicate that the reproduction period extends from April to September. The habitat includes clear or turbid waters in streams and it is commonly found in shallow areas (0.5 to 1.7 m). *Allophorus robustus* is typically found in rivers with clay and gravel beds; the depths range from 1 to 2 m. The juvenile stage occurs in mid-May and June (Miller *et al.*, 2009). The reproductive period extends from April to June (Mendoza, 1962).

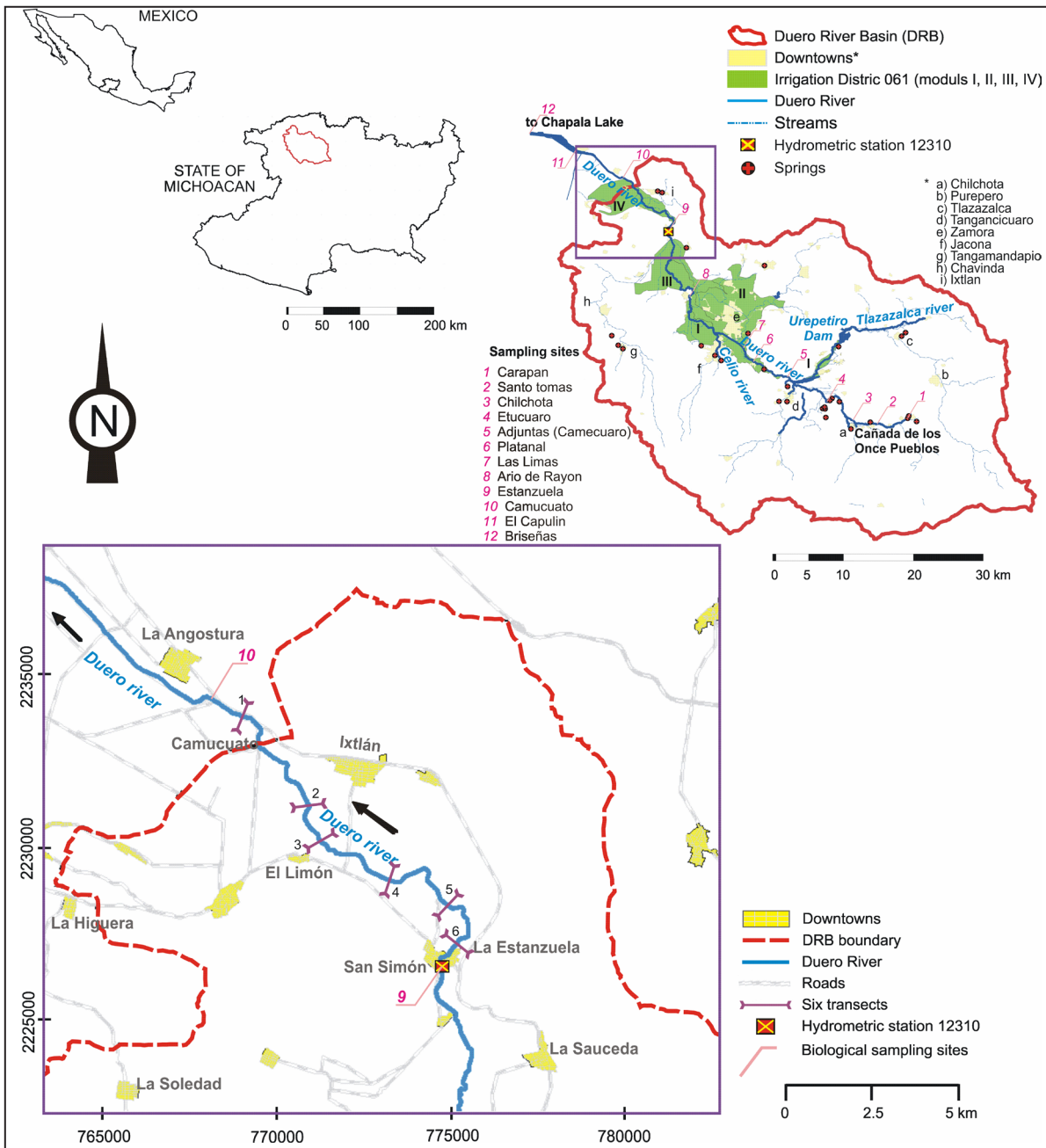


Figure 1. Study area and sections on the Duero River.

However, according to Soto-Galera *et al.* (1990), females experience a simple reproductive cycle from July to August. *Aztecuela sallaei* (*Notropis sallaei* (Günther, 1868)) inhabits ponds fed by streams and channels, which generally consist of fine-gravelly substrates in depths that range from 0.5 to 1.3 m in the water column. In streams, the preferred current ranges from moderate to quick and occasionally strong. The spawning period most likely occurs from February to April and possibly extends until May (Miller *et al.*, 2009). Although the reproductive period extends from March to September (Sánchez & Navarrete, 1987), June and July have been registered as the months of greatest reproductive intensity (Navarrete & Sánchez, 1987).

Table 1 summarizes some of the ecological attributes of these five fish species and shows four different evaluations of the species' tolerance of environmental degradation, over a period of 17 years. According to Lyons *et al.* (1995ⁱ, 2000ⁱⁱ), Mercado-Silva *et al.* (2006ⁱⁱⁱ) and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012^{iv}) tolerance was evaluated in the following manner: *M. jordani* maintains a 'tolerant' status (i, iii, iv); *A. tincella* changed from 'tolerant' to 'medium-tolerance' (i, iii, iv); *A. sallaei*'s assessment changed from 'medium-tolerance' to 'sensitive' (i, iii); *G. atripinnis* has maintained a 'high tolerance' over time (i, iii, iv); whereas the *A. robustus* changed from a 'medium-tolerance' to a 'sensitive' evaluation in 2012.

Table 1. Ecological attributes of fish species found in the Duero River, Mexico.

Family	Species	Origin	Habitat	Tolerance				Reproduction	Max. standard length (mm)	Source
				I	II	III	IV			
Atherinidopsidae	<i>Menidia jordani</i> (Woolman, 1894)	N ^{III} , I ^{IV}	WC	–	T	T	T	Ov	91	B1, D4 and N1
Cyprinidae	<i>Algansea tinella</i> (Valenciennes, 1844)	N	WC	T	M	M	M	Ov	175	B2, D4 and L6
	<i>Azteca sallaiei</i> ^{III} (Günther, 1868)	N	WC	–	M	S	–	–	83	A4, D4 and L1
Goodeidae	<i>Goodea atripinnis</i> (Jordan, 1880)	N	WC	T	T	T	T	Vi	185	A2, A3 and L6
	<i>Allophorus robustus</i> (Bean, 1892)	N	WC	M	M	M	S	Vi	200	H1, L6 and S3

Origin (N: native species, and I: introduced); habitat (WC: water column); tolerance (T: tolerant, M: medium-tolerance and S: intolerant/sensitive); reproductive type (Ov: oviparous and Vi: viviparous); max. standard length in mm. Sources: (B1) Barbour (1973); (D4) Díaz-Pardo *et al.* (1993); (N1) Navarrete *et al.* (1996); (B2) Barbour & Miller (1978); (L6) Lyons *et al.* (1995); (A4) Álvarez & Navarro (1957); (L1) López-López & Vallejo de Aquino (1993); (A2) Álvarez (1963); (A3) Álvarez & Cortes (1962); (H1) Hubbs & Turner (1939); (S3) Soto-Galera *et al.* (1990). I and II: Lyons *et al.* (1995, 2000); III: Mercado-Silva *et al.* (2006); IV: Ramírez-Herrejón *et al.* (2012).

MATERIALS AND METHODS

The procedure for proposing the environmental flow requirement (EFR) in the lower basin of the Duero River is the Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et al.*, 1995; Waddle, 2001), which covers the following steps:

Scope of the study. Currently, the Duero River Basin is subject to various pressures from the agricultural sector and various stakeholders, in addition to being an ecological habitat. Due to regulatory activity, it is necessary to review the status of the river and to propose an environmental flow regime that will continue to support the river ecosystem.

Selection of the hydraulic model. PHABSIM quantifies the habitat, defined as the optimum flow that maximizes the area available for each species (Orth & Leonard, 1990). For each flow, the available habitat is calculated by adding the area of each computational cell that comprises the control section to its corresponding composite suitability index, as expressed by Equation (1) (Bovee *et al.*, 1998; Milhous *et al.*, 1989; Moir *et al.*, 2005; Waddle, 2001).

$$WUA_{Q,s} = \sum_{i=1}^n (A_{i,Q}) (CSI_{i,Q,s}) \tag{1}$$

where $WUA_{Q,s}$ is the weighted usable area for the given discharge (Q) for target species (s), A_i is the area of each computational cell (i), and $CSI_{i,Q,s}$ is the composite suitability of computational cell (i) at discharge (Q) for target species (s). WUA is expressed in units of habitat area, m^2 per unitized distance along a stream, 1000 m or 1 km (Waddle, 2001). The CSI is non-dimensional, expressed by Equation (2) (Bovee *et al.*, 1998):

$$CSI_i = (HSIv_i) (HSIp_i) (HSIs_i) \tag{2}$$

where HSI is the habitat suitability indices, according to the velocity (v_i), depth (p_i) and substrate (s_i) variables (Waddle, 2001), and expresses the degree of adaptation of an organism to these variables (0 unsuitable to 1 most suitable) (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et al.*, 1995).

Hydrologic regime (natural and regulated). Daily flow records were obtained from the hydrometric station (12310) (BANDAS, 2006). We identified two periods: The first period extends from 1936 to 1955 and is named the natural flow regime (NFR); the second period from 1956 to 1999 corresponds to the regulated flow regime (RFR). Figure 2 shows the variation in river flow before and after the hydraulic regulation in the indicated periods. The total annual difference between average monthly flows of the NFR and RFR is less than 10%, whereas the minimum

regulated flow regimes (mRFR) show a decrease of 43% relative to the minimum natural flow regimes (mNFR).

The dry season of the NFR curve lasts from January to May, with an average flow of 7.61 to 6.66 m^3/s ; except in April, when it is 4.92 m^3/s . The rainy season is reflected by the increased flows from June (8.47 m^3/s) to September (25.79 m^3/s). In the mid-1950s, the DRB experienced flow variations. During the dry season, the RFR curve was reduced by 26% (registering 3.44 m^3/s for April); and during the rainy season, the RFR curve increased 18%, with respect to the natural regime.

In dry season, the mNFR curve shows flows of 3.41 and 3.38 m^3/s , in March and April respectively. Minimum flow rates during March, April, and May have decreased by 80% with regulation, when comparing the mRFR and mNFR curves. In sum, Figure 2 shows that the regulated regime (RFR) now has similar conditions to the natural behavior of the minimum flows (mNFR).

Characterization of the fluvial segment. The slope of the river was defined by tracing a curve every 20 meters in a digital terrain model (DTM) of the area. The measurement sites (transect/cross-section) were identified on the map and in the field; as well as inflows and flow diversions. The model should consider the river reach as a closed system where the continuity equation may be applied (inlet and outlet flows do not vary with time). In addition, the hydrometric station is identified for historical flow records and biological information to generate suitability curves.

River cross-sectionals were generated using a digital theodolite (DTW-10) and a flow meter (GPI-1100) to measure the velocity across the water column. We chose the density of points along the cross section where the depth and velocity of the water column was measured according to the regularity or irregularity of the stream bed and the intensity of the flow; i.e., for uniform beds less detail was given on the measurements, whereas for higher velocities greater detail was applied. That way, six transects were measured along the river reach. According to Payne *et al.* (2004) the total number of transects should be proportional to the complexity of the hydraulic system: 6 to 10 transects for simple reaches and 18 to 20 transects for diverse reaches. The measuring period of the hydraulic variables occurred during February 2011.

Table 2 summarizes the hydraulic characteristics of the six transects (Estanz, sr66, sr63, sr62, sr60, siz68) such as depth, velocity, and

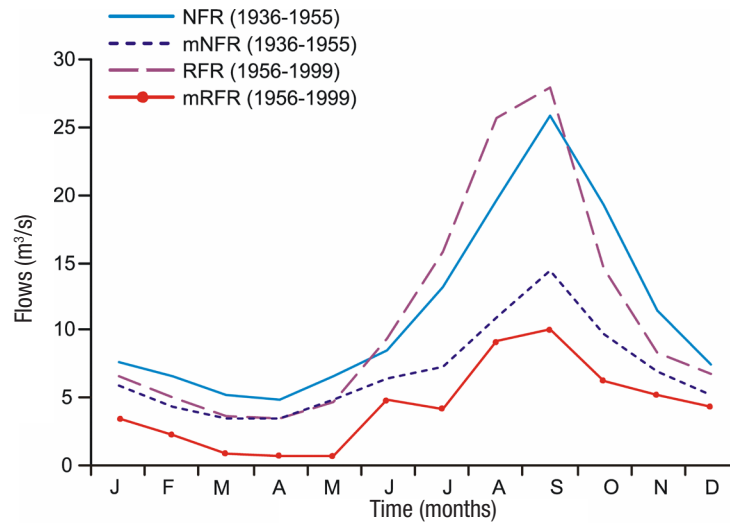


Figure 2. Monthly variation of flow regimes.

dominant substrate; length and average slope of the river. The water surface level (WSL), thalweg, and width of free-surface flow (WFS) was determined through bathymetry of the river transects, displaying the output results on a spreadsheet. The riverbed substrate presented a variety of materials, from fine sediments (clays, silts and sands) to pebbles. According to the standard characterization of substrate values used by PHABSIM (Bovee, 1986), were assigned to the riverbed as a function of the predominant material in the cross section. The type of mesohabitat was identified according to the classification made by Sanz-Ronda *et al.* (2005). The flow volume in the control sections was obtained by applying the central cell division method. The average flow measured in the cross sections was 3.02 m³/s.

Biological sampling. As mentioned, the NMX-AA-159-SCFI-2012 (DOF, 2012) recommends using fish as target species, in order to build upon previous experience and pre-existing knowledge. For our study, we used the work of Ledesma-Ayala (1987) who had collected ichthyic species in twelve sampling sites along the whole Duero River from Carapan (source) to Briseñas (mouth). The structure of the fish community was analyzed by five samplings conducted from April 1985 to February

1986. More than 50% of the collected specimens (728) corresponded to the five species that we selected as indicators for the generation of suitability curves. Later, López-Eslava (1988) counted 600 specimens of the species *Goodea atripinnis* (also included in the suitability curves). The specimens were obtained using a *seine net* 20 m long by 2 m wide with a mesh size of 1/2 inch; they were immediately fixed and preserved for transportation to the laboratory (Ledesma-Ayala, 1987). Appendix 1 shows a summary of the number of species recorded by Ledesma-Ayala (1987) for each sampling site.

Suitability curves (Category III). These curves were generated for the following fish species: *Menidia jordani*, *Algansea tincella*, *Aztecuela sallaei*, *Goodea atripinnis* and *Allophorus robustus*. The procedure for generating suitability curves was referred to in Bovee *et al.* (1998) and Vargas *et al.* (2010). Sampling stations were characterized by relevant data (length of reach, width of river, substrate, velocity, and depth). A representation factor (RT_i) was obtained from the respective distance between neighboring sampling sites and the total length of the river. The number of class intervals (k) was defined by Sturges' rule, Equation (3)

$$k = 1 + \log_2 N \tag{3}$$

Table 2. Physical characteristics of the study reach, composed of six transects, for use in the PHABSIM model.

Transect key	ID	Reach (km)	Terrain elevation (masl)	WSL (masl)	Thalweg (masl)	Slope of course (m/m)	WFS (m)	Average depth (m)	Average velocity (m/s)	Dominant substrate	Mesohabitat type
Estanz	6	0	1537.2	1533.3	1532.0	0.0029	16.1	0.96	0.19	si-cl-gr	Backwaters
sr66	5	1.8	1535.6	1532.0	1530.8	0.0027	14.1	0.77	0.28	si-cl-gr	Fordable backwaters
sr63	4	2.5	1533.1	1531.9	1530.9	0.0026	18.5	0.52	0.33	cl-si-sa	Slow waters
sr62	3	2.5	1533.0	1529.1	1528.0	0.0025	19.7	0.68	0.21	cl-si-sa	Fordable backwaters
sr60	2	1.2	1531.3	1528.6	1527.0	0.0025	18.9	1.11	0.14	cl-si-gr	Backwaters
siz68	1	3.6	1528.0	1526.4	1525.1	0.0025	18.2	1.16	0.13	cl-si-sa	Backwaters

Cross section (first column); (ID) transect number; length; terrain elevation of the river bank; (WSL) elevation of water surface level of the river; (thalweg) elevation at maximum depth of the cross section; slope of the water length; (WFS) width of free-water surface of the transect; average depth of the water column; average velocity of the water column; dominant substrate clay-silt-sand (cl-si-sa), clay-silt-gravel (cl-si-gr), silt-clay-gravel (si-cl-gr) and mesohabitat identified.

Where N is the number of sampling sites (Scott, 2009). The relative frequency (F_j) was calculated for the class intervals (upper limit) for each variable: depth, velocity, and substrate. Later, F_j was multiplied by RT_j . The availability index (Id_j), was obtained by dividing the product (F_j)(RT_j) value by the sum of total (F_j)(RT_j). Additionally, each (Id_j) value was divided by the maximum value of (Id_j). The habitat use index (Iu_j) was obtained by dividing the sum of the specimens counted at each sampling site referring to each interval class; i.e., the specimens that belongs within the same class of interval are counted. Thus, stations Estanzuela (with 201) and Capulin (with 426) together sum 627 specimens of *G. atripinnis*, where the depth (1.86 and 2.13 m, respectively) belong to the interval # 4. Therefore, of the 627 specimens obtained it was divided by the total number of specimens (954). Then, the selection index (C_j) is calculated dividing Iu_j by Id_j . Finally, each value of the selection index is divided by the maximum value of C_j (see Appendix 2; example depth).

Appendices 3a-b shows the biological modeling, represented by the habitat sustainability index for the five fish species with respect to each of the habitat variables. E.g., *Aztecuela sallaei* prefers variable depths of the water column, with depths ranging from 0.20 to 2.00 m and an optimum depth of 1.00 m. Regarding flow velocity, *A. sallaei* prefers ranges between 0.30 and 0.70 m/s with a suitable velocity of 0.55 m/s (but seeks higher velocities). From Appendix 3c, we observe that the same species prefers coarse substrates such as gravel, but shows a lower preference for finer gravels, sand and silt.

Model implementation. PHABSIM uses hydraulic models to calculate the water surface level (WSL) and the average velocity for each flow rate (Q) to be simulated. The WSL simulation and the hydraulic profiles were performed using the MANSQ model (Manning's stage discharge), which uses the continuity equation (the flow volume is constant throughout the reach) and Manning's equation to determine the depth-flow relationship (WSL- Q) for a cross section, by assuming uniform permanent flow conditions in each section. The velocities simulated for each section were calculated based on the velocities measured in the field by using the calibration model VELSIM (velocity simulation), which is applied when only one measured velocity profile is available (Bovee *et al.*, 1998; Waddle, 2001).

Subsequently, calibration curves were estimated for each transect using the least squares method (regression analysis), where WSL is the dependent variable and the independent variable is Q (flow rate). The Manning's roughness coefficient was used to calibrate these curves and later to calibrate the velocity distribution in PHABSIM. As only one measurement was taken, these calibration curves were used to propose other measurement points within the hydraulic section. By combining the hydraulic and biological models, the habitat availability can be quantified using the HABTAE routine of PHABSIM (Milhous *et al.*, 1989; Moir *et al.*, 2005; Waddle, 2001).

Appendices 4 and 5 show the calibration of the water surface level and the flow velocity (hydraulic modeling) in the "Estanz" transect (ID: 6), which is part of the upstream part of the river reach. Appendix 4a-b shows the results of a minimum of three hydraulic simulations performed with PHABSIM. The continuous line and segmented centerline represent the comparison between the observed (oWSL) and simulated (sWSL) values. The oWSL line is associated with a flow rate of 3.02 m³/s and a water-column depth of 1.30 m. The lower and upper lines (flows of 0.5 and 11.5 m³/s), are not associated with the values measured in field, but are a function of the calibration curve of the

cross section; i.e., with flow rates 0.5 and 11.5 m³/s their respective depths (0.7 and 2.6 m) and elevations (1532.7 and 1534.6 masl) were obtained. Similarly, Appendix 5a-b shows that the simulated velocity distribution sVEL is similar to the observed oVEL. For a flow of 3.02 m³/s, the average oVEL was 0.18 m/s. For flow rates of 0.5 and 11.5 m³/s average velocities of 0.08 and 0.30 m/s were obtained from the velocity distribution.

RESULTS

Alternatives to determine the optimum flow. Figure 3 shows the WUA- Q curves for the five species in the study area. Since the curve of the species *Goodea atripinnis* has the greatest habitat area, reaching a maximum of 4338 m²/km for a flow of 5.0 m³/s, the habitat fluctuates as a function of the flow. The *Alloophorus robustus* curve maintains a constant habitat of 2000 m²/km from flow of 5 to 15 m³/s. With a smaller area, the WUA curve of *Menidia jordani* has a maximum habitat of 1323 m²/km for a flow of 4.5 m³/s, presenting variable behavior during flow increases.

Finally, the curves of the *Algansea tincella* and *Aztecuela sallaei* species trace a smaller useful area (WUA < 500 m²/km), where the tendency of the curves does not show increases of the area with increased flow. From these curves (WUA- Q), we derived four criteria to determine the optimum flow and thus proposed in Fig. 4 the corresponding EFR for each criterion.

1) The largest WUA curve: The curve corresponding to *Goodea atripinnis* shows the greatest habitat area (4338 m²/km) with an optimum flow of 5.0 m³/s. This flow rate is representative for all five species and is set as the minimum flow during the dry season (April). According to García de Jalón & González del Tánago (1998), this situation translates into the best conditions to develop an ecological flow regime: using the natural flow curve, adjusting the optimum flow (obtained from the WUA- Q curve) by the minimum monthly value of the natural curve, and calculating the remaining months proportionally. The proposed environmental flow should fluctuate similarly to the natural regime.

2) Normalizing the WUA curves: The optimum flow provides the maximum habitat percentage for all species studied herein (Leonard & Orth, 1988; Orth & Leonard, 1990). Based on the WUA- Q curves, the axis WUA was normalized by superposing the curves, generating a new habitat optimization curve, which enables the identification of an optimum flow of 5.7 m³/s corresponding to a value of 75% of the optimum habitat. This flow, which is representative for all the species, was set as the minimum flow during April; it varied proportionally during all remaining months (similar to the previous case).

3) Maximum WUA curve: Table 3 shows the optimum flows for each species. These flows were identified from the maximum values of habitat in the WUA curves (Fig. 3). Table 4 shows the proposed monthly environmental flow regime, and the regulated flow regime to contrast monthly differences. These proposed flows represent a recovery of flows in the months of March and April for *Goodea atripinnis*, *Menidia jordani*, and *Algansea tincella* species, when the regulated flows are below environmental flows. *Alloophorus robustus* and *Aztecuela sallaei* prefer higher flows, as in the months of April to October, while the environmental proposal is higher than the RFR, with the exception of July, when the regulated flow is greater than the one proposed.

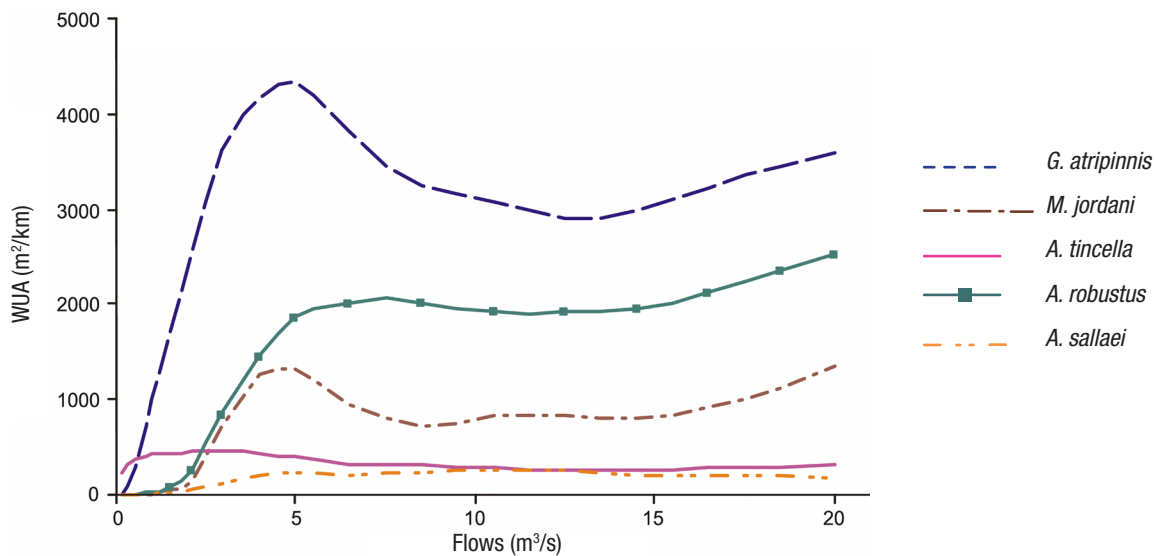


Figure 3. Weighted Usable Area—Flows (WUA-Q) curves for the five fish species.

4) Optimization matrix (Bovee, 1982): Table 5 shows the percentage of the probability of exceedance of historical natural flows. With these flows (Fig. 3), the habitat (WUA) of each species is calculated. Of the five species, the minimum WUA is selected; and later, out of these values the maximum WUA is chosen (214 m²/km), which corresponds to the probability of exceedance of 50%. In other words, 7.2 m³/s is the monthly environmental flow that maximizes the habitat with the lowest contribution. This procedure was applied to the remaining months, as is shown in Figure 4. For this technique, a monthly historical series of 20 years was needed to calculate the probability of exceedance in intervals from 50 to 90%.

Monthly variation of habitat. Figure 5 (left column) shows the monthly variation of average WUA for each species: a natural WUA (flows from 1936 to 1955), a regulated WUA (1956 to 1999), and the environmental WUA according to the optimization matrix method. The curves for *Goodea atripinnis* and *Menidia jordani* (Figs. 5a, c) show a significant difference between the regulated habitat and natural habitat in March and April. These variations of habitat oscillate between 10 and 13% for *G. atripinnis* and between 18 and 25% for *M. jordani*. The proposed environmental WUA for both species shows which of them is above the natural WUA during the dry season and which is below the natural WUA curve during the rainy season. Only *Algansea tincella* (Fig. 5e) displays

the reverse condition where, during the dry season, the regulated WUA curve lies above the environmental and natural WUA curves (by 14%). In the rainy season, there is not much difference between the regulated and natural WUA curves. *Alloophorus robustus* and *Aztecula sallaei* experience a significant decrease of habitat in March and April with respect to the natural habitat (Figs. 5g, i). These variations range from 33 - 36% for *A. robustus* and 25 - 29% for *A. sallaei*. The environmental WUA in both species is similar to the natural WUA during the dry season. However, for *A. robustus* the proposed environmental WUA is 17% below the natural habitat during the July to October rainy season.

Figure 5 (right column) displays the monthly behavior of the habitat duration curves between the natural WUA curve (reference) and the environmental and regulated WUA curves. The natural habitat for *Goodea atripinnis*, *Menidia jordani*, *Algansea tincella*, *Alloophorus robustus* and *Aztecula sallaei* more frequent or available 90% of time in an average year was 3176 m²/km, 832 m²/km, 287 m²/km, 1818 m²/km and 204 m²/km respectively (Figs. 5b, d, f, h, j). With agricultural activities in the region, the flow regime has been altered, which has had effects on the habitat of the species. Larger changes can be observed in the habitat of *A. robustus* with habitat degradation of -33% and for *A. sallaei* with -19%.

For the other three species, minor changes in habitat duration have occurred, with +4% for *G. atripinnis* and *A. tincella*, and +2% for *M. jordani*.

Table 3. Range of optimum minimum flows for each fish species.

Species	Optimum flows* (m ³ /s)
<i>Goodea atripinnis</i>	5
<i>Menidia jordani</i>	4.5
<i>Algansea tincella</i>	3
<i>Alloophorus robustus</i>	7.5, 20
<i>Aztecula sallaei</i>	5, 11.5

* The optimum flow was obtained from the WUA-Q curves (see Fig. 3).

Table 4. Proposed environmental flow regime.

Period (months)	Jan-Mar	Apr-Jun	Jul-Oct	Nov-Dec
Optimum flows range (m ³ /s)	4 - 5.5	5 - 11.5	7.5 - 20	4 - 5
Regulated flow (1956-1999) (m ³ /s)	6.5 - 3.6	3.4 - 9.4	15.8 - 14.5	8.4 - 6.7

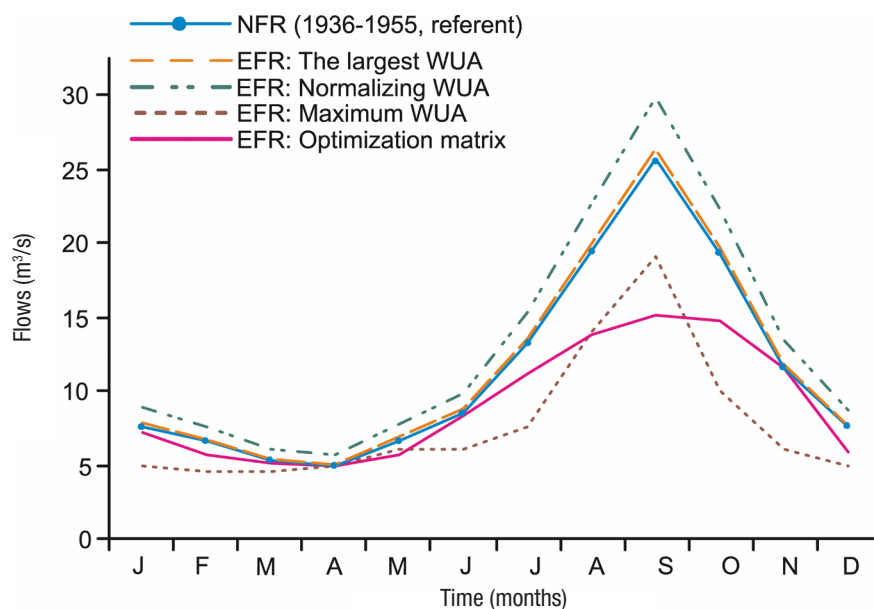


Figure 4. Summary of the four proposals of environmental flow regimes and natural flow regime.

DISCUSSION

Now that these four alternatives have been evaluated to propose EFR curves, we can confirm that all of them have acceptable behavior with respect to the NFR curve; however, only one alternative was selected for this study. By inspection, we discarded the curves obtained by the largest WUA and normalization methods, by overestimating the average natural monthly flow rates. According to Richter *et al.* (2003) and Tharme & King (1998), the assessment of the environmental flow of a river is to evaluate how much water of that original regime can continue to flow without compromising the integrity of ecosystems. The EFR curve (maximum WUA) has a downward behavior with respect to the natural referent curve; however, before proposing the EFR curve, not all WUA-Q curves were clear enough to identify the optimum flow for the species. According to Wilding (2007), this criterion for an inflection point is the most commonly used procedure; however, they are not always clearly present. Finally, the optimization matrix curve presented a downward behavior in the dry and rainy season, with respect to the NFR curve. According to Richter *et al.* (2003), it seeks a balance between the limit of the amount of water that can be withdrawn from a river and a limit on

the shape to which the natural flow regime can be altered. This fourth alternative was selected to propose the environmental flow regime.

The intensive reduction of flows in the river will cause loss of habitat for fish and other aquatic organisms (Welcomme, 1992). The flow regulation in the Duero River is mainly reflected in March and April. Contrasting the habitat variation curves, Figure 5 (left column) shows that the flow regulation has affected four of the five fish species. We should note that *Goodea atripinnis* and *Menidia jordani* have decreased habitat from March to April, partially affecting the reproductive period of both; however, the reproduction period of *G. atripinnis* has been extended from April to September (Barragán & Magallón, 1994) and from February to August for *M. jordani* (Miller *et al.*, 2009). Despite this partial affectation of habitat, Lyons *et al.* (1995, 2000), Mercado-Silva *et al.* (2006) and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012) depict both species as tolerant of environmental degradation, being prolific species with an annual presence. The preferred habitat of both species occurs in the dry season, with optimum minimum flow of 4 to 5.5 m³/s; however, they also adapt well to flow rates in the rainy season (between 18 to 20 m³/s). The proposed environmental WUA curve (optimization matrix method) shows a slight increase

Table 5. Application of matrix optimization to select the average environmental flow per month (for this example, January).

Month	Species	Q _n 50%	Q _n 60%	Q _n 70%	Q _n 80%	Q _n 90%	WUA	Average monthly environmental flow
		7.2 (m ³ /s)	7.1 (m ³ /s)	7.0 (m ³ /s)	6.6 (m ³ /s)	6.4 (m ³ /s)		
January	<i>Goodea atripinnis</i>	3555	3592	3630	3778	3854	m ² /km	7.2 m ³ /s
	<i>Menidia jordani</i>	845	860	874	932	973	m ² /km	
	<i>Algansea tincella</i>	319	320	321	325	330	m ² /km	
	<i>Allophorus robustus</i>	2042	2037	2031	2009	1998	m ² /km	
	<i>Aztecula sallaei</i>	214	213	211	206	207	m ² /km	
	Minimum WUA	214	213	211	206	207	m ² /km	

The maximum value of the minimum WUA for January is 214 m²/km and the range of natural flow (Q_n) is associated with the probability of exceedance (50 to 90%).

in habitat during the dry season and decreased habitat during the rainy season, indicating a probable natural limit.

River regulation resulted in more habitat decline from January to May for *Allophorus robustus* and *Aztecula sallaei*, affecting various stages of life. E.g., the juvenile stage of *A. robustus* is from February to March. The spawning period of *A. sallaei* is from February to April, and maybe until May (Miller *et al.*, 2009), and the reproduction period lasts from April to August for *A. robustus* (Mendoza, 1962; Soto-Galera *et al.*, 1990) and from March to September for *A. sallaei* (Sánchez & Navarrete, 1987). Considering the habitat duration curves, the contrast between NFR and RFR was evident for 50% of the time. The useful habitat of both species is mostly in the rainy season; though with a different range of the optimum minimum: 7.5 to 20 m³/s for *Allophorus robustus* and 5 to 11.5 m³/s for *Aztecula sallaei*. However, both species also find favorable habitat in the dry season, while *Allophorus robustus* is normally found in lentic water and *Aztecula sallaei* prefers moderate to strong currents (Miller *et al.*, 2009). According to Lyons *et al.* (1995, 2000), Mercado-Silva *et al.* (2006), and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012), both species are sensitive or intolerant towards habitat deterioration.

Finally, regarding *Algansea tincella*, with medium tolerance status (Lyons *et al.*, 1995, 2000; Mercado-Silva *et al.*, 2006; Ramírez-Herrejón *et al.*, 2012), the available habitat area has increased with flow regulation and life stages (spawning and reproduction) do not seem to be compromised, but the reproduction season in April benefits from regulation. According to Welcomme (1992) the aquatic organisms in rivers usually adapt to the regimes of the flow. The preferred habitat of *Algansea tincella* is at the flow rates that corresponding to the dry season, with an optimum flow of 3 to 4 m³/s; however, it also prefers 8 m³/s in the rainy season (November). As for the proposed EFR, the habitat in the rainy season decreases below the natural reference, which can be considered a new limit capable of maintain the integrity of the ecosystem.

EFR proposal. Figure 6 shows the proposed environmental flow requirement, the regulated flow regime (RFR) and the minimum regulated flow regime (mRFR) in order to compare the monthly flow variation. In the dry season, environmental flows from January to May are greater than the regulated flow (RFR curve), being March and April the most critical with RFR at 30% below the environmental proposal. According to García de Jalón & González del Tánago (1998), the environmental flows must be greater in periods of low flow. In the rainy season, the EFR curve shows an increasing trend from June to August, reaching a maximum in September and decreasing from October to November. According to Richter *et al.* (2003), there are limits to the amount of water that can be withdrawn from rivers before severely degrading their natural functions and the services they provide.

The average annual flow rate under the NFR is 11.36 m³/s, for regulated flow it is 10.98 m³/s and for the proposed EFR it is 9.09 m³/s. From this we can assume that annual regulation has not significantly affected the flow behavior of the river, reported at only 5% below natural conditions (NFR curve). However, with monthly regulation (during the dry season), the data shows a different perspective. Figure 6 now shows that the proposed EFR lies above the RFR curve from January to May (e.g., see Table 6). During the dry season, the current average flow rates (RFR curve) resemble the conditions of the mNFR curve; i.e., the minimum flows during the natural regime. Consequently, the minimum regulated flows (mRFR) have reached levels not yet registered in the 1936-1955 period. For example, Table 6 shows the variation of February, March, and April.

Table 6. Comparison between flows: environmental vs regulated, and natural minimums vs regulated minimums.

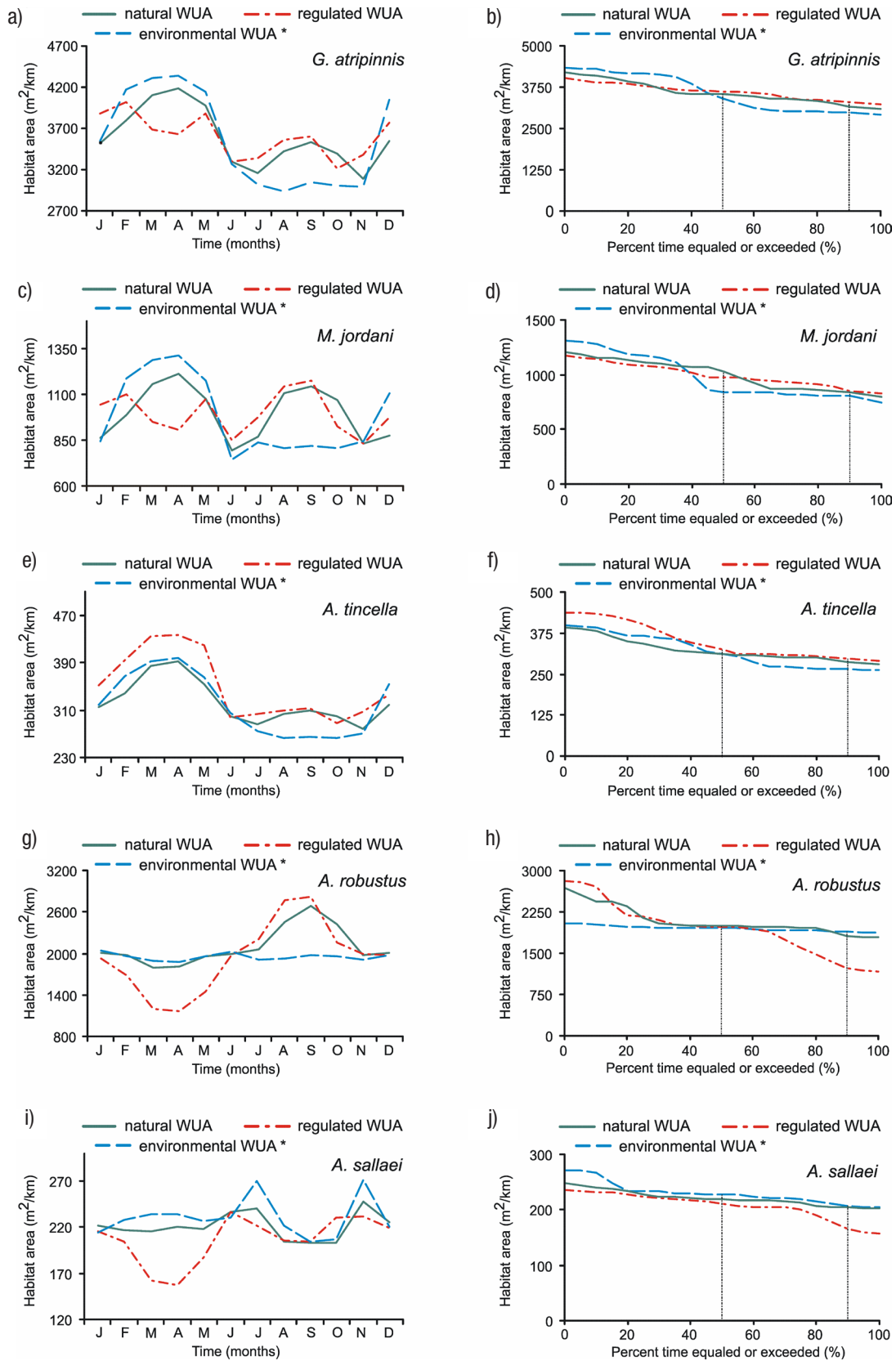
Dry season	EFR flow greater to RFR flow	mNFR flow greater to mRFR flow
February	5.59 - 4.96 m ³ /s	4.38 - 2.29 m ³ /s
March	5.11 - 3.61 m ³ /s	3.41 - 0.80 m ³ /s
April	5.00 - 3.44 m ³ /s	3.38 - 0.73 m ³ /s

García de Jalón & González del Tánago (1998) point out that the flow and habitat requirements of different fish species can vary widely throughout the year. In case of the Duero River, *Allophorus robustus* and *Aztecula sallaei* require greater flow rates during the dry season, implying loss of habitat and stress to their life stages (spawning and reproduction, Fig. 6). The proposed environmental flow regime can benefit their life cycle, due to the natural tendency of the proposed curve. In other words, if the habitat is unfavorable to these species, *Algansea tincella* finds it favorable. Similarly, *Goodea atripinnis* and *Menidia jordani* found favorable habitat and flows throughout the year.

Regulation on the Duero River resulted in an average annual variation of less than 10% between the natural (NFR, 1936-1955) and the regulated flow regime (RFR, 1956-1999); for the annual average minimum flow (mNFR and mRFR curves) this difference was 40%. However, looking at monthly data, during the dry season from January to May the difference between the minimum flows (regulated vs natural) was a 66% decrease; showing that the effect of the regulation is most noticeable in the dry season. The difference between the annual average NFR curve and the EFR curve is 20%; i.e., the environmental flow preserves up to 80% of the natural flow regime. This EFR proposed for the lower reach of the Duero River during the dry season generates a favorable effect on the available habitat areas of the five target fish species, with a 11% increase of WUA for *A. tincella*, and a recovery of degraded habitat area for *G. atripinnis* (with 10%), *M. jordani* (18%), *A. robustus* (24%) and for *A. sallaei* (23%).

The management of environmental flows should be a fundamental part of the integrated water resources management approach in the Duero River, due to its beneficial mitigation impacts on the constant pressure of regulatory activity. It would be convenient to discontinue decreasing this activity from March and April (3.61 to 3.44 m³/s), thus avoiding the occurrence of minimum regulated flows; we also recommend establishing the proposed average environmental flows from 5.11 to 5.00 m³/s (for March and April, respectively).

The regulation of the river has direct implications on the available habitat of the target species, mainly in March and April; *Allophorus robustus* and *Aztecula sallaei* are the most affected, while *Algansea tincella* benefits with an increase in habitat. However, in the rainy season regulation has not affected the habitat of the species. We should mention that this analysis of the habitat variation curves was done with monthly average information. Thus, it is necessary now to analyze habitat variation with minimum flows. Flow rates lower than 1 m³/s during March, April, and May increase habitat degradation in the river and diminish ecosystem resilience. With an environmental proposal of 80% conservation of the NFR, we recommend identifying other lower thresholds to observe the variation in the fluvial habitat.



Figures 5a-j. Variation in the monthly habitat (left) and habitat duration curves (right) for each fish species (* = Optimization matrix method).

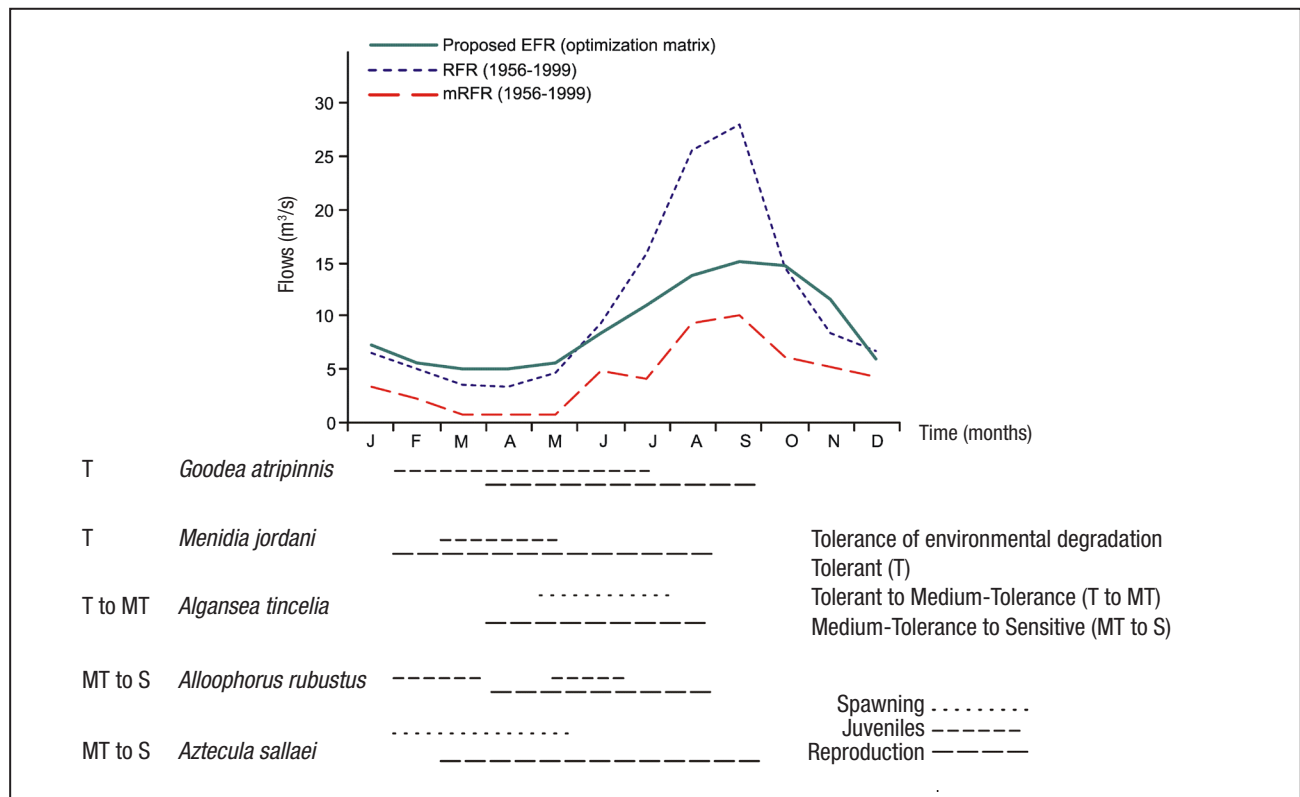


Figure 6. Proposal environmental flow requirement (EFR) in the study area, contrasting with flows regulated and life stages. Note: The life stages with information: Barbour & Miller (1978), Barragán & Magallón (1994), Ledesma-Ayala (1987), López-Eslava (1988), Mendoza (1962), Miller *et al.* (2009), Navarrete & Sánchez (1987) and Soto-Galera *et al.* (1990). Tolerance of environmental degradation with information from Lyons *et al.* (1995, 2000), Mercado-Silva *et al.* (2006) and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012).

We believe that this research will be relevant at the national level, since it is one of the first studies to apply this methodology to a Mexican river. The study focuses on only one reach of the river, on the lower basin where the instream water demand competes with irrigation infrastructure. Therefore, water management plays an important role in the allocation and/or implementation of environmental flows, for care and conservation of the aquatic ecosystems in the DRB.

ACKNOWLEDGMENTS

The Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), through the PAPIIT Program (IN111312), financially supported this study. CONACYT granted scholarships (210354) that allowed graduate studies and approved a scholarship supplement for an academic exchange with the Laboratorio de Hidrobiología at the Universidad Politécnica de Madrid, Spain. We thank the Graduate Program in Earth Sciences, within the Instituto de Geología, UNAM. We thank Norman Mercado-Silva (CIByC, UAEM), John Lyons (DNR, University of Wisconsin-Madison), and Omar Domínguez-Domínguez (LBA, Fac. Biol., UMSNH) for suggestions on selecting species. We also wish to thank Luzma Fabiola Nava (International Institute for Applied Systems Analysis) for constructive comments on the manuscript.

REFERENCES

ÁLVAREZ, J. 1963. Michoacán ichthyology. III. The fishes of San Juanico and Tocumbo, Mich. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas México* 12 (1-4): 111-138.

ÁLVAREZ, J. & M. T. CORTES. 1962. Ictiología michoacana I. Claves y catálogo de las especies conocidas. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas México* 11 (1-4): 86-142.

ÁLVAREZ, J. & L. NAVARRO. 1957. *Los peces del valle de México*. Secretaría de Marina, Instituto Nacional de Pesca, Dirección de Pesca e Industrias Conexas, México, D.F. 62 p.

BANDAS (BANCO NACIONAL DE DATOS DE AGUAS SUPERFICIALES). 2006. Comisión Nacional del Agua. Disponible en línea en: http://www.imta.gob.mx/index.php?Itemid=145&option=com_wrapper&view=wrapper (consultado el 18 Mayo 2013).

BARBOUR, C. D. 1973. The systematics and evolution of the genus *Chirostoma* Swainson (Pisces, Atherinidae). *Tulane Studies in Zoology and Botany* 18: 97-141.

- BARBOUR, C. D. & R. R. MILLER. 1978. A revision of the mexican cyprinid fish genus *Algansea*. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan* 155: 1-72.
- BARRAGÁN, J. & B. S. MAGALLÓN. 1994. Peces dulceacuícolas mexicanos X. *Goodea atripinnis* (Cyprinodontiformes: Goodeidae). *Zoología Informa* 28: 27-36.
- BOVEE, K. D. 1982. *A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. FWS/OBS-82/26, Instream Flow Information Paper 12. U.S. Fish and Wildlife Service. Annapolis, MD. 248 p.
- BOVEE, K. D. 1986. *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology*. FWS/OBS-86/7, Instream Flow Information Paper 21. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 235 p.
- BOVEE, K. D., B. L. LAMB, J. M. BARTHOLOW, C. B. STALNAKER, J. TAYLOR & J. HENRIKSEN. 1998. *Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. Report USGS/BRD-1998-0004. U.S. Geological Survey, BRDIT. Fort Collins, CO. 131 p.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2009. *Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Michoacán de Ocampo*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 170 p.
- CONAGUA-IPN (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA-INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL). 2009. *Programa detallado de acciones para el proyecto emblemático: Saneamiento Integral de la Cuenca del Río Duero*. Convenio CNA-MIC-SCCGSAE-01/2008. Informe Final. 142 p.
- DE LA LANZA ESPINO, G., J. L. CARBAJAL PÉREZ, S. A. SALINAS RODRÍGUEZ & J. E. BARRIOS ORDÓÑEZ. 2012. Medición del caudal ecológico del río Acaponeta, Nayarit, comparando distintos intervalos de tiempo. *Investigaciones geográficas* 78: 62-74. DOI: 10.14350/ig.35269
- DÍAZ-PARDO, E., M. A. GODÍNEZ-RODRÍGUEZ, E. L. LÓPEZ-LÓPEZ & E. SOTO-GALERA. 1993. Ecología de los peces de la cuenca del río Lerma, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas México* 39: 103-127.
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2012. *NMX-AA-159-SCFI-2012. Norma Mexicana. Que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. Septiembre 20: 96 p.
- DYSON, M., G. BERGKAMP & J. SCANLON (Eds.). 2008. *Flow: the essentials of environmental flows*. International Union for Conservation of Nature. Gland, Switzerland. 134 p.
- GARCÍA DE JALÓN, D. & M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO. 1998. El concepto de caudal ecológico y criterios para su aplicación en los ríos Españoles. Disponible en línea en: <http://www.fnca.eu/biblioteca-del-agua/documentos/documentos/308.pdf> (consultado el 3 Octubre 2016).
- HUBBS, C. L. & C. L. TURNER. 1939. Studies of the fishes of the order Cyprinodontes. XVI. A revision of the Goodeidae. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan* 42: 1-90.
- IBÁÑEZ, A. L., J. L. GARCÍA-CALDERÓN & B. R. TORRES-OROZCO. 2008. Reproductive features of the "charal" *Menidia jordani* (Woolman) from Lake of Metztlitlán, Hidalgo. *Hidrobiológica* 18 (1): 1-9.
- LEDESMA-AYALA, C. L. 1987. Estudio ictológico del río Duero, Michoacán. Tesis Profesional en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias Biológicas, UANL, México. 105 p.
- LEONARD, P. M. & D. J. ORTH. 1988. *Habitat-use guilds and selection of instream flow target species*. Biological Report 88 (11). U.S. Fish and Wildlife Service. Annapolis, MD. 18 p.
- LÓPEZ-ESLAVA, S. 1988. Ecología y biología de *Goodea atripinnis* en el Río Duero, Michoacán. Tesis Profesional en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM, México. 70 p.
- LÓPEZ-LÓPEZ, E. & P. VALLEJO DE AQUINO. 1993. Peces dulceacuícolas mexicanos VIII. *Notropis sallei* (Cypriniformes: Cyprinidae). *Zoología Informa* 25: 12-24.
- LYONS, J., A. GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, E. DÍAZ-PARDO, E. SOTO-GALERA, M. MEDINA-NAVA & R. PINEDA-LÓPEZ. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (BI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hidrobiológica* 418 (1): 57-72.
- LYONS, J., S. NAVARRO-PÉREZ, A. P. COCHRAN, C. E. SANTANA & M. GUZMÁN-ARROYO. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* 9 (3): 569-584.
- MATHURIAU, C., N. MERCADO-SILVA, J. LYONS & L. M. MARTÍNEZ-RIVERA. 2011. Fish and macroinvertebrates as freshwater ecosystem bioindicators in Mexico: current state and perspectives. In: Oswald, S. U. (Eds.). *Water Resources in Mexico*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 251-261. DOI: 10.1007/978-3-642-05432-7_19
- MENDOZA, G. 1962. The reproductive cycles of three viviparous teleosts, *Allophorus robustus*, *Goodea luitpoldi* and *Neophorus diazi*. *The Biological Bulletin* 123: 351-365.
- MERCADO-SILVA, N., J. LYONS, E. DÍAZ-PARDO, A. GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, C. P. ORNELAS-GARCÍA, C. PEDRAZA-LARA & M. J. VANDER-ZANDEN. 2006. Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16 (5): 533-546. DOI: 10.1002/aqc.737
- MILHOUS, R. T. 2007. Application of Physical Habitat Simulation in the Evaluation of Physical Habitat Suitability. *U.S. Geological Survey professional paper* 1651 (2): 873-888.
- MILHOUS, R. T., M. A. UPDIKE & D. M. SCHNEIDER. 1989. *Physical habitat simulation system reference manual, version II*. Biological Report 89 (16). U.S. Fish and Wildlife Service. Annapolis, MD. 403 p.
- MILLER, R. R., W. L. MINCKLEY & S. M. NORRIS. 2009. *Peces Dulceacuícolas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/El Colegio de la Frontera Sur/Sociedad Ictológica Mexicana, A.C./Desert Fishes Council. México. 559 p.
- MOIR, H. J., C. N. GIBBINS, C. SOULSBY & A. F. YOUNGSON. 2005. PHABSIM modeling of Atlantic salmon spawning habitat in an upland stream: testing the influence of habitat suitability indices on model output. *River Research and Applications* 21: 1021-1034. DOI: 10.1002/rra.869
- MONCAYO-ESTRADA, R., J. LYONS, J. P. RAMÍREZ-HERREJÓN, C. ESCALERA-GALLARDO & O. CAMPOS-CAMPOS. 2015. Status and Trends in Biotic Integrity in a Sub-Tropical River Drainage: Analysis of the Fish Assemblage Over

- a Three Decade Period. *River Research and Applications* 31 (7): 808-824. DOI: 10.1002/rra.2774
- MOORE, M. 2004. Perceptions and interpretations of environmental flows and implications for future water resource management. Master's thesis, Department of Water and Environmental Studies, Linköping University, Sweden. 67 p.
- NAVARRETE, S. N. A. & M. R. SÁNCHEZ. 1987. Ictiofauna del embalse Trinidad Fabela. *Memorias del IX Congreso de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología* 2: 31-34.
- NAVARRETE, N. A., R. SÁNCHEZ & M. L. ROJAS. 1996. Selección del zooplanc-ton por el charal *Chirostoma jordani* (Atheriniformes: Atherinidae). *Revista Biología Tropical* 44 (2): 757-761.
- ORTH, D. J. & P. M. LEONARD. 1990. Comparison of discharge methods and habitat optimization for recommending instream flows to protect fish habitat. *Regulated Rivers: Research & Management* 5: 129-138. DOI: 10.1002/rrr.3450050204
- PAYNE, T. R., S. D. EGGERS & D. B. PARKINSON. 2004. The number of transects required to compute a robust PHABSIM habitat index. *Hydroécologie Appliquée* 14: 27-53. DOI: https://doi.org/10.1051/hydro:2004003
- RAMÍREZ-HERREJÓN, J. P., N. MERCADO-SILVA, M. MEDINA-NAVA & O. DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ. 2012. Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Revista Biología Tropical* 60 (4): 1669-1685.
- RICHTER, B. D., R. MATHEWS, D. L. HARRISON, & R. WIGINGTON. 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological applications* 13 (1): 206-224.
- SÁNCHEZ, M. R. & S. N. A. NAVARRETE. 1987. Aspectos ecológicos y utilización de *Notropis sallei* del embalse la Goleta, Estado de México. *Memorias del IX Congreso de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología* 2: 104-107.
- SANTACRUZ DE LEÓN, G., & M. AGUILAR-ROBLEDO. 2009. Estimación de los caudales ecológicos en el Río Valles con el método Tennant. *Hidrobiológica* 19 (1): 25-32.
- SANZ-RONDA, F. J., A. MARTÍNEZ DE AZAGRA & G. E. ARENAL. 2005. Evaluación del método del tramo representativo en la cuantificación del hábitat fluvial. *Ecología* 19: 283-302.
- SCOTT, D. W. 2009. Sturges' rule. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics* 1 (3): 303-306. DOI: 10.1002/wics.035
- SOTO-GALERA, E., E. DIAZ-PARDO & C. GUERRA-MAGAÑA. 1990. Peces dulce-acuícolas mexicanos III: *Allophorus robustus* (Cyprinodontiformes: Goodeidae). *Zoología Informa* 19/20: 21-29.
- STALNAKER, C. B., B. L. LAMB, J. HENRIKSEN, K. BOVEE & J. BARTHOLOW. 1995. *The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM*. Biological Report 29. U.S. Geological Survey. Washington, DC. 45 p.
- THARME, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* 19 (5-6): 397-441. DOI: 10.1002/rra.736
- THARME R. E., & J. M. KING. 1998. *Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems*. Water Research Commission Report 576/1/98. 452 p.
- VARGAS, P. V., I. ARISMENDI, G. LARA, J. MILLAR & S. PEREDO. 2010. Evidencia de solapamiento de micro-hábitat entre juveniles del salmón introducido *Oncorhynchus tshawytscha* y el pez nativo *Trichomycterus areolatus* en el río Allipén, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45 (2): 285-292. DOI: 10.4067/S0718-19572010000200010
- VELÁZQUEZ, M. M. A. 2005. Diagnóstico para el saneamiento del río Duero. Informe Técnico para el Consejo Estatal de la Fresa de Michoacán, A.C. 198 p.
- VELÁZQUEZ, M. M. A., J. L. PIMENTEL & M. ORTEGA. 2010. Estudio de la distribución del boro en fuentes de agua de la cuenca del río Duero, México, utilizando análisis estadístico multivariado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 27 (1): 19-30.
- WADDLE, T. J. (Ed.). 2001. *PHABSIM for Windows user's manual and exercises*. Open-File Report 340. U.S. Geological Survey. Fort Collins, CO. 288 p.
- WELCOMME, R. L. 1992. *Pesca fluvial*. FAO. Documento Técnico de Pesca 262. Roma, FAO. 303 p.
- WILDING, K. T. 2007. *Minimum flows for ecosystem health in the Whakapipi Stream (Pukekohe)*. Environment Waikato Technical Report 2007/28. National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd. Hamilton New Zealand. 64 p.
- ZAVALA-LÓPEZ, L. 2011. Inventario y caracterización de los manantiales en la Cuenca del Río Duero, Michoacán. Tesis Profesional Ingeniero Agrónomo. Departamento de Irrigación, UACH, México. 142 p.

Appendix 1. Total number of fish caught by species, sampling sites of the Duero River, Mexico (Ledesma-Ayala, 1987; López-Eslava, 1988).

Station	Carapán	Santo Tomás	Chilchota	Etúcuaro	Adjuntas	Platanal	Las Limas	Ario de Rayón	Estanzuela	Camucuatto	Capulín	Briseñas
# station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>A. tincella</i>	0	28	0	0	0	14	3	0	4	2	0	0
<i>A. sallaei</i>	0	0	0	10	12	0	58	0	39	29	4	3
<i>A. robustus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	5	2	3	11
<i>G. atripinnis</i>	0	0	0	0	137	0	0	1	201	75	426	114
<i>M. jordani</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	91	54
Abundance	0	28	0	10	150	14	61	1	249	109	524	182

Appendix 2. Characteristics and calculation of the representativity index (RT_i) of the Duero River, Mexico.

#	Sampling site	Reach (m)	Width (m)	Depth* (m)	Velocity* (m/s)	Substrate key	Substrate	Flow* (m ³ /s)	Manning's Roughness	Representativity reach, RT _i
1	Carapan	1368	3.2	0.18	0.15	13	large pebbles	0.09	0.18	0.01
2	Santo tomas	6610	5.9	0.17	0.14	12	small pebbles	0.14	0.15	0.07
3	Chilchota	4557	7.2	0.32	0.28	12	small pebbles	0.63	0.08	0.05
4	Etucuario	8680	6.5	1.52	0.34	11	very coarse gravel	3.3	0.13	0.09
5	Adjuntas (Camecuaro)	8350	9.8	2.59	0.39	10	coarse gravel	9.8	0.23	0.09
6	Platanal	6690	9.1	0.64	0.30	9	medium gravel	1.7	0.12	0.07
7	Las Limas	4574	21.0	0.55	0.63	9	medium gravel	7.2	0.03	0.05
8	Ario de Rayon	13,940	7.2	1.01	0.28	7	very fine gravel	2.0	0.13	0.15
9	Estanzuela	17,130	16.1	1.86	0.30	6	sand	9.1	0.16	0.18
10	Camucuato	13,400	18.2	2.16	0.24	5	silt	9.6	0.23	0.14
11	El Capulin	7710	35.0	2.13	0.18	4	clay	13	0.35	0.08
12	Briseñas	3127	75.0	2.50	0.13	4	clay	23	0.36	0.03
	Total distance (Duero River)	96,136								

* Depth, velocity, and flow are average values for 1985-1986.

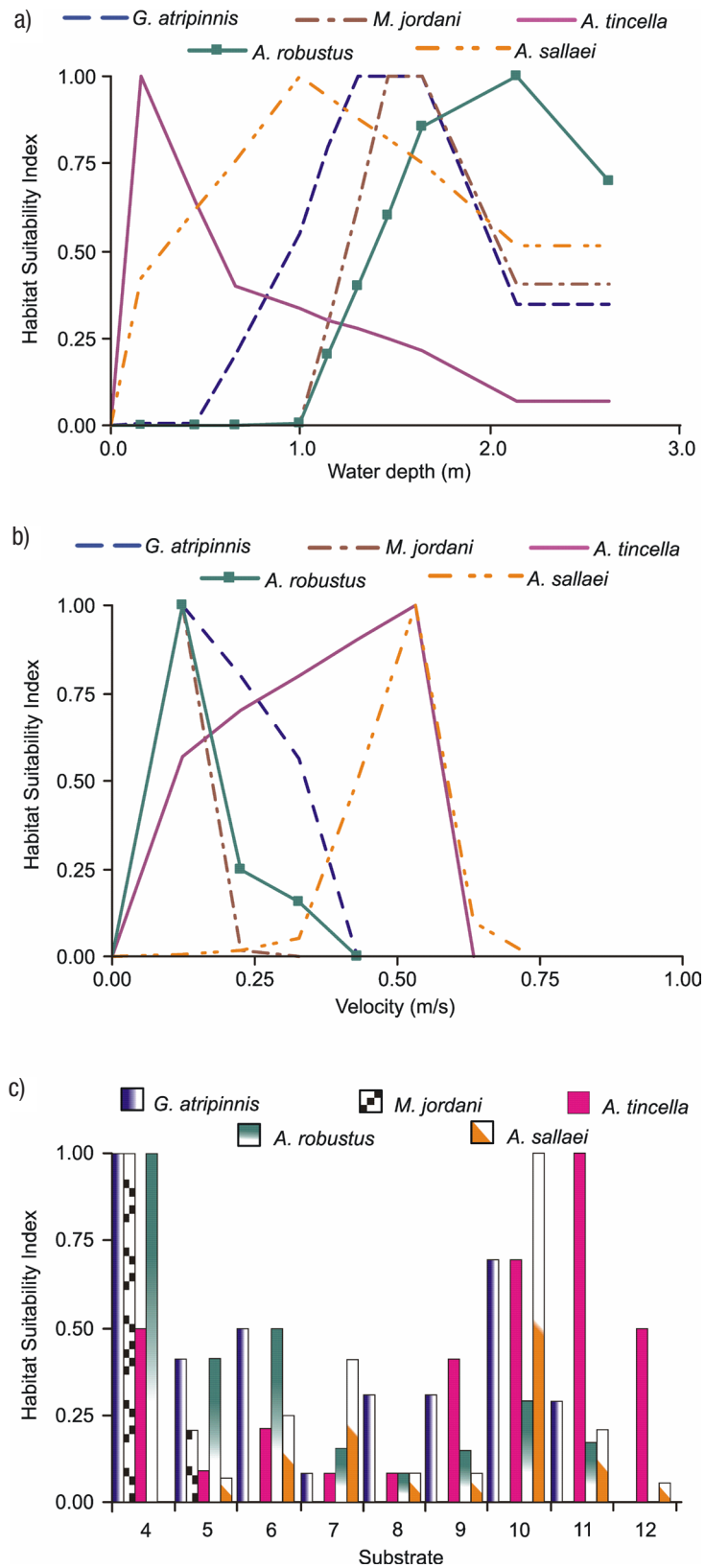
Appendix 2. (Continuation) Calculation of the index of availability (I_d) for the depth variable.

Intervals	Lower Lim.	Upper Lim.	Classmark	F _j	fa	F _j *RT _i	I _d , Availability index	Normalized index
1	0.16	0.64	0.40	5	5	1.24	0.45	1.00
2	0.65	1.14	0.90	1	6	0.15	0.05	0.12
3	1.15	1.63	1.39	1	7	0.09	0.03	0.07
4	1.64	2.13	1.89	2	9	0.52	0.19	0.42
5	2.14	2.62	2.38	3	12	0.78	0.28	0.63
Summation						2.8	1.0	

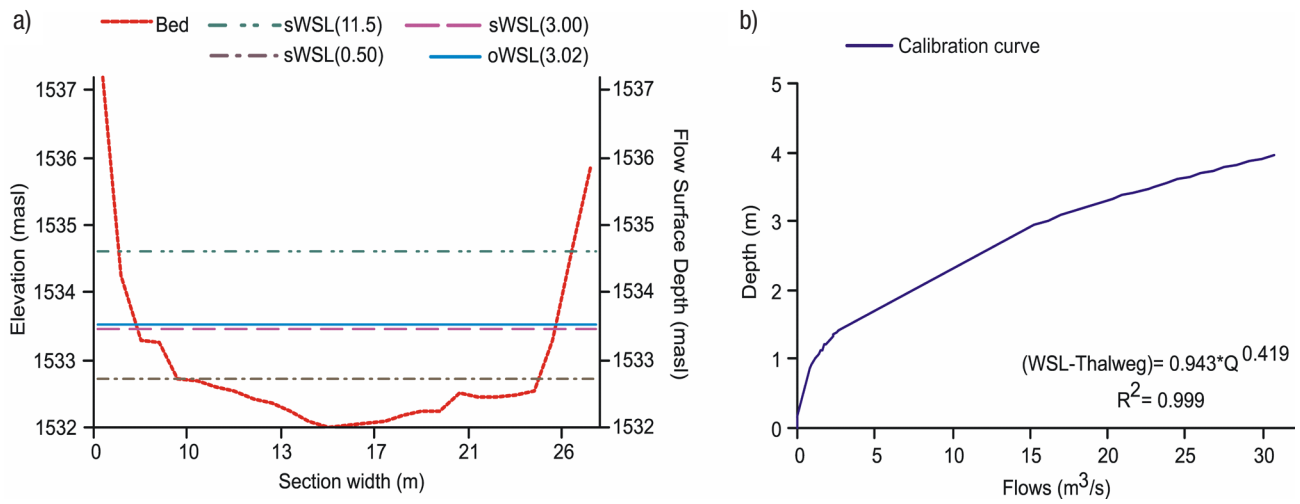
Intervals: $K=1+\text{Log}_2 N$; where N is number of sampling sites.

Appendix 2. (Continuation) Calculation of the usage index (I_u) for the species *Goodea atripinnis*.

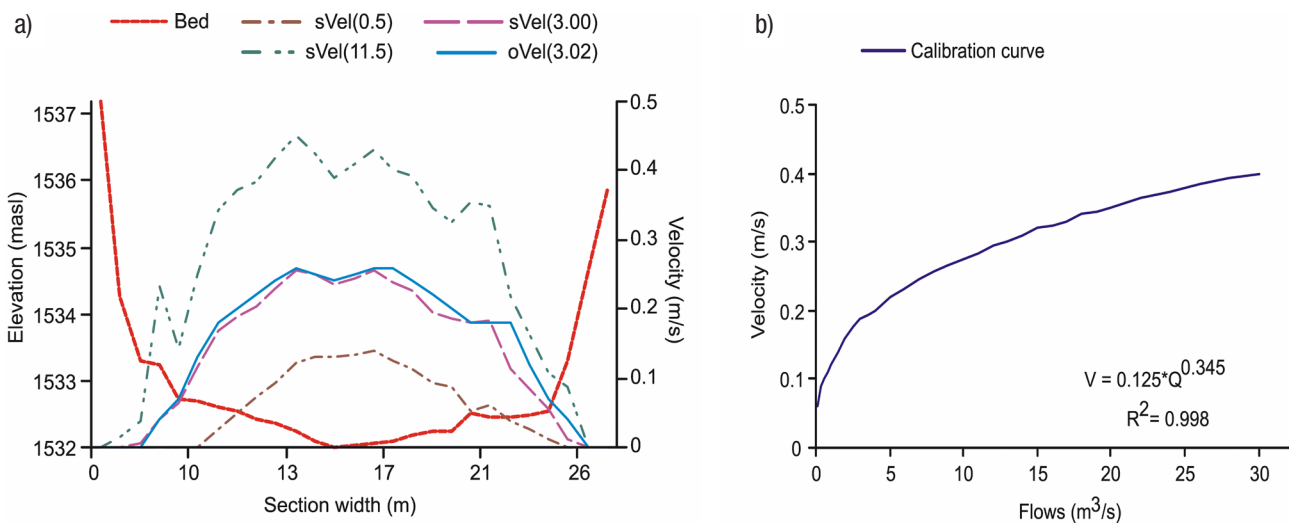
Intervals	# of specimens per site	I _u , Use index	C _j =I _u /I _d	C _j Normalized
1	—	—	—	0
2	1	0.001	0.020	0.01
3	—	—	—	1.00
4	627	0.66	3.52	0.35
5	326	0.34	1.22	0
Total sum of specimens	954			



Appendix 3a-c. Suitability curves for the five ichthyic species: a) depth, b) velocity and c) substrate. (4-clay, 5-silt, 6-sand, 7-very fine gravel, 8-fine gravel, 9-medium gravel, 10-coarse gravel, 11-very coarse gravel and 12-small pebbles).



Appendix 4a-b. a) Simulation of the water surface level for section "Estanz". b) Calibration curve of "Estanz" section (depth).



Appendix 5a-b. a) Simulation of the velocity distribution for section "Estanz". b) Calibration curve of the "Estanz" section (velocity).

The relationship between the massive nesting of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) and the local physical environment at La Escobilla, Oaxaca, Mexico, during 2005

La relación entre las arribadas de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) y el ambiente físico en La Escobilla, Oaxaca, México durante 2005

Erik Coria-Monter and Elizabeth Durán-Campos

Becarios Posdoctorales. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior s/n, Ciudad Universitaria, CDMX, Del. Coyoacán, CP 04510. México
e-mail: erikmonter@gmail.com

Recibido: 16 de mayo de 2016.

Aceptado: 9 de mayo de 2017.

Coria-Monter E. and E. Durán-Campos. 2017. The relationship between the massive nesting of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) and the local physical environment at La Escobilla, Oaxaca, Mexico, during 2005. *Hidrobiológica* 27 (2): 201-209.

ABSTRACT

Background. Sea turtles of the genus *Lepidochelys* exhibit a complex and synchronous mass-nesting behavior termed “*arribada*.” **Goals.** This paper analyzes the local physical environment during the *arribada* events that occurred in 2005 at La Escobilla, Oaxaca, Mexico. **Methods.** Daily night patrols were conducted from May to November 2005, along the nesting zone. Daily records for air temperature and rainfall were obtained from the automatic weather station by the Comisión Nacional del Agua. Sea surface temperature and salinity fields were obtained from the Hybrid Coordinate Ocean Model (HYCOM), and surface ocean currents were obtained from the Asia-Pacific Data Research Center. **Results.** The analyses showed five *arribada* events during the period. A common feature was the presence of eddies and strong currents at the beginning of each *arribada*. A correlation of statistical significance was observed between the abundance of the *arribada* and the current speed ($R = 0.93$, $R^2 = 0.86$, $p = 0.04$). The correlation with salinity showed values of $R = 0.55$, $R^2 = 0.31$, $p = 0.32$, whereas correlation with rainfall was $R = 0.53$, $R^2 = 0.28$, $p = 0.14$. A weak correlation was observed with air temperature ($R = 0.35$, $R^2 = 0.12$, $p = 0.59$) and with sea surface temperature ($R = 0.23$, $R^2 = 0.05$, $p = 0.66$). **Conclusions.** Although sea turtles are strong swimmers, the proximity to favorable oceanic currents generated by eddies might be related to the beginning of the *arribada*, considering that this current might provide energy savings and accumulate chemical compounds and food in the water column.

Key words: *Arribada*, eddies, La Escobilla, *Lepidochelys olivacea*.

RESUMEN

Antecedentes. Las tortugas marinas del género *Lepidochelys* presentan un complejo comportamiento de anidamiento masivo conocido como arribada. **Objetivos.** El presente trabajo analiza la relación entre el ambiente físico durante los eventos de arribada ocurridos en 2005 en La Escobilla, Oaxaca, México. **Métodos.** Se realizaron patrullajes nocturnos de mayo a noviembre de 2005 y se obtuvieron registros de temperatura del aire y precipitación del radar meteorológico de CONAGUA. Mapas de salinidad y temperatura superficial del mar fueron obtenidos a partir del modelo HYCOM. Las corrientes superficiales fueron determinadas a partir de bases de datos disponibles por Centros de Investigación en dinámica oceanográfica internacionales. **Resultados.** Se observaron cinco eventos de arribada. Una característica importante fue la presencia de vórtices y corrientes intensas durante su inicio. Se observó una correlación estadísticamente significativa entre las arribadas y la velocidad de las corrientes ($R = 0.93$, $R^2 = 0.86$, $p = 0.04$). La correlación con la salinidad mostró valores de $R = 0.55$, $R^2 = 0.31$, $p = 0.32$, mientras que la correlación con la precipitación fue $R = 0.53$, $R^2 = 0.28$, $p = 0.14$. Se observó una correlación débil con la temperatura del aire ($R = 0.35$, $R^2 = 0.12$, $p = 0.59$) y con la temperatura superficie del mar ($R = 0.23$, $R^2 = 0.05$, $p = 0.66$). **Conclusiones.** A pesar de que las tortugas marinas son fuertes nadadoras, la proximidad a corrientes favorables generadas por los vórtices podría estar relacionada con el inicio de la arribada, considerando que estas corrientes asegurarían un ahorro en energía y su presencia podría acumular compuestos químicos y comida en la columna de agua.

Palabras clave: Arribada, La Escobilla, *Lepidochelys olivacea*, vórtices.

INTRODUCTION

Sea turtles are widely distributed throughout the world's oceans, from tropical to temperate waters. The olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*, Eschscholtz, 1829) is a widely distributed species listed by the International Union for Conservation of Nature as vulnerable (IUCN, 2012) and similar to the Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*, Garman, 1880.) It undertakes synchronous mass nesting, known as "arribada" or "arribazón" (Shanker *et al.*, 2003; Valverde *et al.*, 2012). The arribadas are complex and massive nesting phenomena that involve tens of thousands to hundreds of thousands of females that nest synchronously over a few nights (Valverde *et al.*, 1998).

These phenomena have been documented only in a few countries of the world. Nesting aggregates of over 100,000 females have been reported in the Pacific of Mexico (Márquez *et al.*, 1976; Márquez *et al.*, 2005), the Pacific of Costa Rica (Pritchard, 1997; Pandav *et al.*, 1998; Fonseca *et al.*, 2009), and at Orissa on the east coast of India (Shanker *et al.*, 2003).

On the American continent, the most numerous specimens of this turtle arrive at the coasts of Costa Rica and Mexico, where spectacular reproductive habitats are located. In Costa Rica, females typically nest at night, usually once a month, with a single arribada lasting from 2–10 nights (Cornelius, 1982; Fonseca *et al.*, 2009). In Mexico, one of the major world nesting sites for this species is La Escobilla, Oaxaca, where about one-million nests per year occur during each season (Peñaflores-Salazar *et al.*, 2000; Márquez *et al.*, 2005). Some hypotheses have been proposed concerning the causes of the arribada, which include the sand granulometric characteristics of the nesting sites (Clusella-Trullas & Paladino, 2007), fitness benefits to nests, and behaviors to avoid predation (Pritchard, 1997; Bernardo & Plotkin, 2007); however, the factors that cause these events remain unclear.

In general, the arribadas occur once a month, at a particular time of year; however, in some cases, they occur less frequently than once a month. Occasionally, an arribada lasts for a single day or as long as 30 days (Ballester, 1996). In the eastern Pacific, the arribadas coincide annually with the rainy season (Cornelius, 1986), but in the northern Indian Ocean, they coincide with the dry season (Dash & Kar, 1990).

The aim of this study was to analyze the relationship between the local physical environment (air temperature, rainfall, salinity, sea surface temperature, and surface ocean currents) during the arribada events that occurred in 2005 at La Escobilla, Oaxaca, Mexico. As one of the largest olive ridley arribada sites in the world, La Escobilla, is an ideal location to consider how some physical factors might relate to the initiation of these events.

MATERIAL AND METHODS

La Escobilla is located on the Mexican Pacific Coast between Puerto Escondido and Puerto Ángel, Oaxaca, (15°47.1' N, 96° 44.3' W) (Fig. 1). The beach is at the western end of a long beach of ~22 km. The nesting zone has a length of ~ 8 km, has been monitored by the Mexican government since 1967, and is now considered a national sanctuary protected area. The area is divided laterally into 100-m wide stations with markers every 50 m.

During the period between May and November 2005, daily night patrols were conducted along the nesting zone. Although the data do not include all of 2005, they are representative for the nesting season, considering that the arribadas on this beach are more common from March to May and more intense from August to September (Peñaflores-Salazar *et al.*, 2000). We used the criterion of Valverde *et al.* (1998), who define an arribada as the presence of 100 or more females on the beach at any given time within a 24-hour period. During each event,

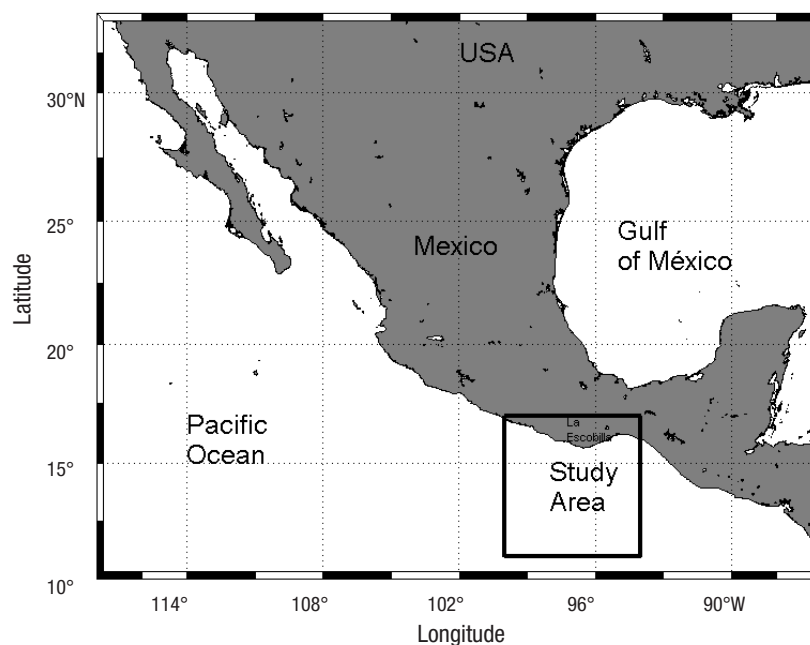


Figure 1. Study area. La Escobilla, Oaxaca, Mexico. The rectangle represents the domain of interest.

females were counted following the Márquez & Van Dissell (1982) method, which is based on the number of females on the beach every hour, estimating the number of active females in a previously established sampling area, and extrapolating the results for the total area.

During the same period, daily mean air temperature and rainfall records were obtained from the automatic weather station of the Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), situated at Puerto Ángel, Oaxaca, 91 meters above sea level.

Sea surface temperature (SST) (°C) and salinity (psu) data at 2m depth were obtained from the output of the Hybrid Coordinate Ocean Model (HYCOM) during each *arribada* event. HYCOM has a resolution of 1/12 degree in the horizontal and uses hybrid (isopycnal/sigma/z-level) coordinates in the vertical. The output is interpolated onto a regular 1/12 degree grid horizontally and 40 standard depth levels. The output data obtained by this model have been widely used to reproduce the dynamics in the upper layers (< 2000 m) in different domains, and it is known that the data can be comparable with in situ measurements (Thacker *et al.*, 2004; Chassignet *et al.*, 2007; Castellanos *et al.*, 2016)

The surface current fields (m s^{-1}) were obtained from the Asia-Pacific Data Research Center (APDRC) of the International Pacific Research Center (IPRC), at the University of Hawaii (<http://apdrc.soest.hawaii.edu/data/data.php>, downloaded May 13, 2015.)

Because our data present a normal distribution, a Pearson's parametric correlation and regression were performed in order to analyze the magnitude of the association as well as the relationship between the abundance of the turtles observed during the *arribada* events and the environmental variables (air temperature, rainfall, salinity, SST, and the current speed). All analyses were performed using Statistica v. 8.0 software (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA).

RESULTS

We observed five *arribada* events during the study period. The first occurred from May 9-14, the number of turtles counted ranged from 111 to 11,313 per day, with a total number of 28,237 (mean \pm SE = 4,709 \pm 1,877). (Fig. 2a) During this six-day period, the air temperature ranged from 28.85 to 30.10 °C (mean \pm SE = 30.00 \pm 0.19 °C) (Fig. 2b) and the rainfall was zero (Fig. 2c). The salinity field showed a variation from 33.9 to 34.6 psu (Fig. 3a), whereas the SST rose in a range from 26.3 to 31.7 °C, showing two warm cores in the west and east portions, as well as a cold core in the central region of the study area (Fig. 4a). During this *arribada*, the surface currents showed the presence of a strong cyclonic eddy located between 12.7° and 14.2°N latitude and 94.5° to 96.9°W longitude, which induced the formation of two anticyclonic eddies that were in agreement with the SST distribution. Strong currents were observed at the boundaries of these eddies, with speeds of $\sim 0.8 \text{ m s}^{-1}$, as well as a strong current from south to north (Fig. 5a).

The second event was the shortest and occurred from July 16-19; the number of turtles counted ranged from 114 to 24,588 with a total number of 39,691 (mean \pm SE = 9,923 \pm 5,993) (Fig. 2d). During this four-day event, the air temperature range was between 27.30 to 28.65 °C (mean \pm SE = 28.0 \pm 0.6 °C) (Fig. 2e) and the rainfall from 0 to 10.1 mm (mean \pm SE = 3 \pm 2.48) (Fig. 2f). During this event, the salinity varied from 33.3 to 34.1 psu (Fig. 3b) and the SST ranged from 27.2 to 31.8 °C, with a warm core close to the coast at the western portion

of the study area (Fig. 4b). During this *arribada*, an eddy triad (cyclonic–anticyclonic–cyclonic) dominated the surface current. Both cyclonic structures showed maximum velocities of $\sim 0.8 \text{ m s}^{-1}$ at their periphery. The anticyclonic eddy was close to the coast and had a velocity of $\sim 0.3 \text{ m s}^{-1}$ (Fig. 5b).

The third event occurred from August 10-16. The number of turtles counted ranged from 147 to 80,136, with a total number of 197,635 (mean \pm SE = 28,234 \pm 13,184) (Fig. 2g). The air temperature during the seven-day period ranged from 27.25 to 30.40 °C (mean \pm SE = 29.00 \pm 0.96 °C) (Fig. 2h) and the rainfall was between 0.5 and 3.0 mm (mean \pm SE = 1.00 \pm 0.38) (Fig. 2i). The salinity varied from 33.4 to 34.4 psu (Fig. 3c), whereas the SST rose in a range from 27.0 to 32.2 °C, showing warm surface water that extended along the coast at the western portion of the study area (Fig. 4c). The surface current during this *arribada* showed the presence of an anticyclonic eddy close to the coast with a velocity of $\sim 0.7 \text{ m s}^{-1}$, as well as the presence of a weak mesoscale cyclonic eddy with a diameter $\sim 30 \text{ km}$ centered at 13° N latitude. A strong current was observed between both structures that flowed close to the coast northeast to southwest (Fig. 5c).

The fourth event was the largest during the period studied, from August 30 to September 6. The number of turtles counted ranged from 127 to 88,430, with a total number of 317,219 (mean \pm SE = 39,652 \pm 13,133) (Fig. 2j). The air temperature during this event ranged from 26.45 to 29.25 °C (mean \pm SE = 28.00 \pm 0.32 °C) (Fig. 2k) and the rainfall was between 0 to 93.6 mm (mean \pm SE = 21.00 \pm 11.65) (Fig. 2l). The salinity values ranged from 33.2 to 34.0 psu (Fig. 3d) and the SST ranged from 27.7 to 32.2 °C, showing a warm core associated with a cold core (Fig. 4d). The surface currents during this event showed the presence of a strong pair of eddies (anticyclonic–cyclonic) which coincided with the temperature distribution and strong currents that were observed between both structures flowing northeast to southwest with a velocity of up to 1 m s^{-1} (Fig. 5d).

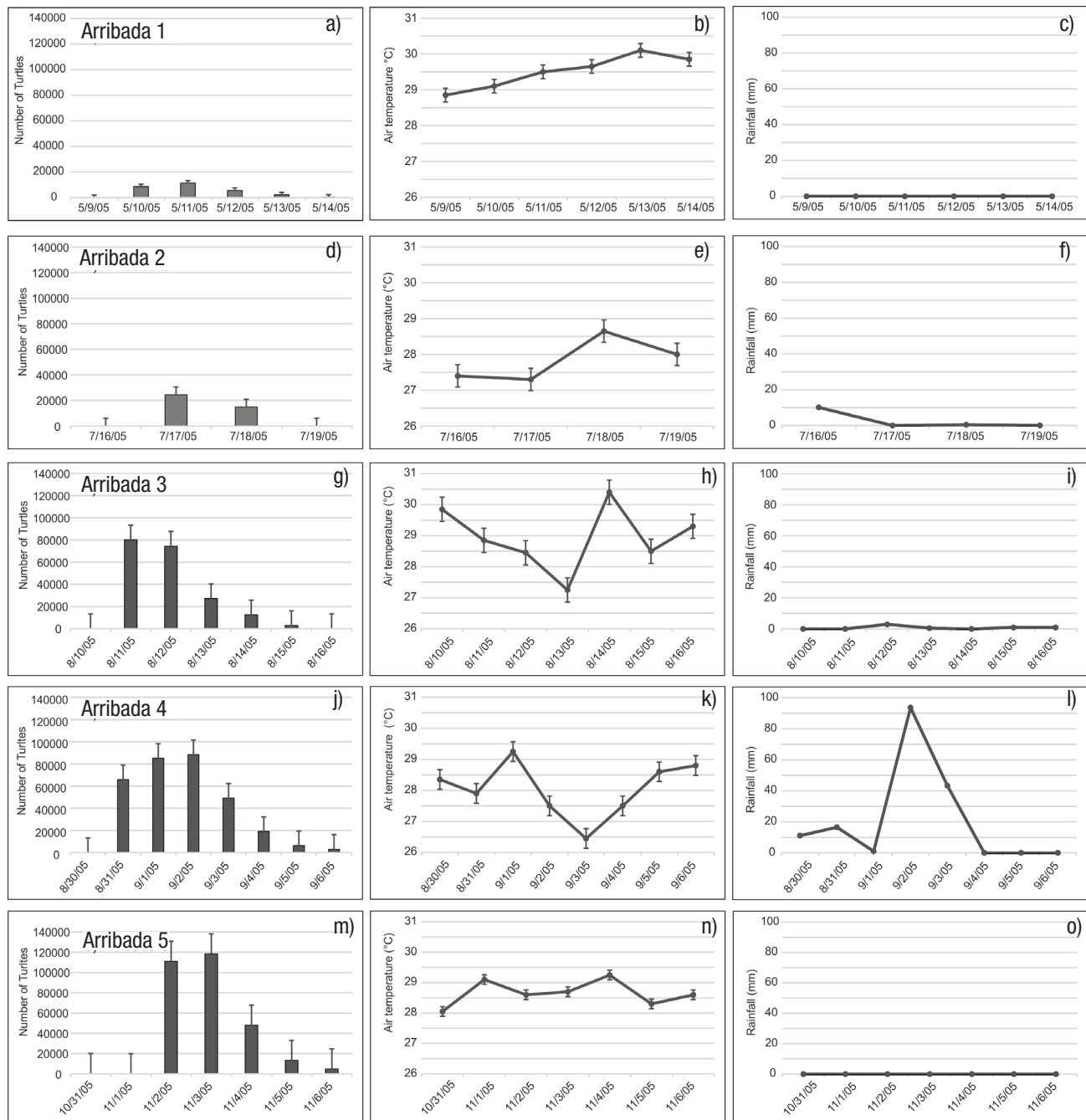
The final event observed during our study period occurred November 2-6, when the number of turtles counted ranged from 171 to 118,406, with a total number of 296,268 (mean \pm SE = 42,324 \pm 19,733) (Fig. 2m). The air temperature ranged from 28.05 to 29.25 °C (mean \pm SE = 29.00 \pm 0.16) (Fig. 2n) and the rainfall was zero (Fig. 2o). During this event the salinity variation was 33.2 to 34.2 psu (Fig. 3e) and the SST rose in a range from 21.8 to 30.4 °C, showing that a cold current extended more than 400 km from the coast; this current induce the formation of a core with a strong gradient in temperature (Fig. 4e). On the first day of this *arribada*, the surface currents were dominated by the presence of a strong anticyclonic eddy close to the coast, centered at 13.5°N latitude and 98°W longitude, with velocities that reached 1 m s^{-1} . Strong currents ($\sim 1 \text{ m s}^{-1}$) were observed in association with this eddy flowing close to the coast from north to south (Fig. 5e).

Based on our results, statistical analyses were performed in order to test the relationships between the abundance of the *arribada* and the environmental variables (air temperature, rainfall, salinity, SST, and the current speed). A correlation of statistical significance was observed between the abundance of the *arribada* and the speed of the currents ($R = 0.93$, $R^2 = 0.86$, $p = 0.04$). The correlation with salinity showed values of $R = 0.55$, $R^2 = 0.31$, $p = 0.32$, whereas correlation with rainfall was $R = 0.53$, $R^2 = 0.28$, $p = 0.14$. A weak correlation was observed with air temperature ($R = 0.35$, $R^2 = 0.12$, $p = 0.59$) and with SST ($R = 0.23$, $R^2 = 0.05$, $p = 0.66$).

DISCUSSION

The proximate cues that induce the *arribada* have been widely hypothesized. One prevailing hypothesis asserts that an *arribada* begins when there is a strong onshore wind (Hendrickson, 1980); however, they can also occur in the absence of wind. The lunar cycle has been suggested to be essential for initiating an *arribada*, considering that the olive ridley *arribada* in the eastern Pacific frequently coincide with

the third-quarter moon (Bernardo & Plotkin, 2007), but they also occur during other lunar phases (Ballester, 1996). Evidence also shows that *arribadas* begin at about the time of high tide (Plotkin, 1994). Females that normally emerge synchronously on Nancite Beach, Costa Rica to oviposit, delayed oviposition in response to a period of extreme rainfall (52.98 cm) (Plotkin *et al.*, 1997). Our observations, however, showed that the largest and most intense *arribada* event ("*arribada*" 4) occurred during a period of maximum rainfall, which suggests that normal levels



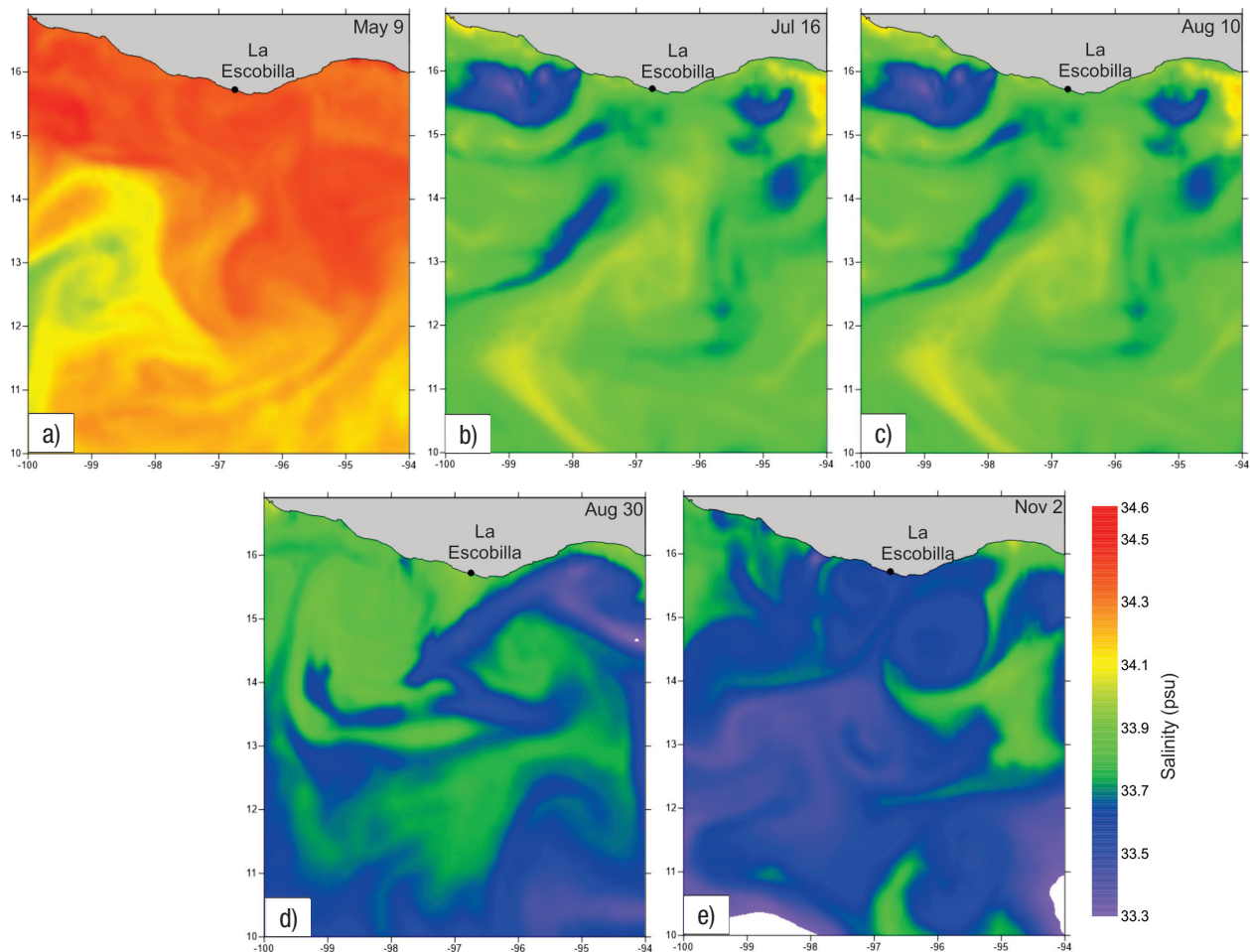
Figures 2a-o. Number of turtles, air temperature (°C) and rainfall (mm) observed during the *arribada* events at La Escobilla, Oaxaca during 2005. a-c) "*arribada*" 1, d-f) "*arribada*" 2, g-i) "*arribada*" 3, j-l) "*arribada*" 4, m-o) "*arribada*" 5. Bars represents ±1 standard error (SE).

of rainfall do not adversely affect the *arribada*. The air temperature in this study appeared not to affect significantly the *arribada*. Cornelius (1991) also reported the lack of correlation between air temperature and *arribada* timing. Because salinity can vary substantially and rapidly in response to rainfall, it seems to have no significant effect on the timing of the *arribada*.

Previous studies have shown the effect of SST on the ecology of the sea turtles. Solow *et al.* (2002) identifies a significant effect of the SST on the re-migration interval in the largest Atlantic population of green turtles (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758). Using SST satellite and aerial survey data, Coles & Lusick (2000) suggest that the sea turtles are not randomly distributed geographically but stay within preferred temperature ranges that are seasonally variable. Other studies, however, indicate that sea turtles do not follow specific isotherms during migrations and do not make turns en route where specific thermal cues were encountered, suggesting that SST plays a minimal role in influencing the migration/aggregation of the sea turtles (Luschi *et al.*, 1998; Hays *et al.*, 2001). These results seem to coincide with our observations, given that no significant correlation between SST and the *arribada* was observed. It is important to keep in mind, however, that in 2005 the Pa-

cific Ocean was characterized by an anomaly in SST (Lluch-Cota *et al.*, 2013), which may have affected the dynamics of the water column and marine populations, including the sea turtles in other aspects.

Based on our results, cyclonic and anticyclonic eddies (cold and warm core, respectively) and strong currents were common features, which might be strongly related with *arribada* events. These oceanographic processes have been shown to have a remarkable influence on the movements and migrations of sea turtles (Luschi *et al.*, 2003). In particular, juvenile loggerhead (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758) and olive ridley sea turtles have been observed interacting along the peripheries of eddies in the central North Pacific Ocean, which suggest a foraging advantage associated with the currents generated by the eddies (Polovina *et al.*, 2004). Similar observations in the North Pacific and Gulf of Mexico revealed that sea turtles displayed a preference for foraging areas located at the peripheries of eddies, suggesting that these sites act as “hot spots” (Polovina *et al.*, 2006; Foley *et al.*, 2013). Recently, Gaube *et al.* (2017) documented the use of mesoscale eddies by juvenile loggerhead sea turtles in the Brazil-Malvinas confluence region. In this area, sea turtles are significantly more likely to be located in the interior of anticyclone eddies as a result of their behavior, suggesting



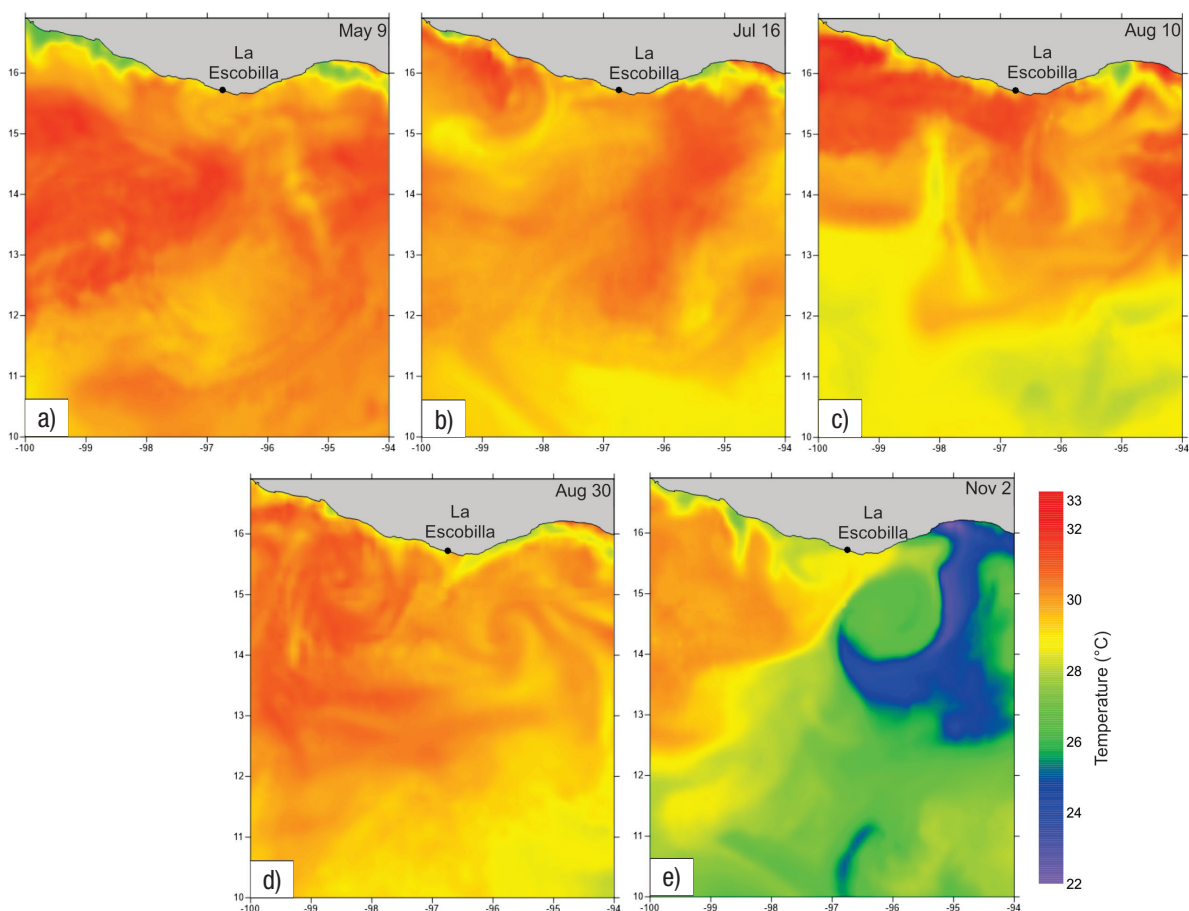
Figures 3a-e. Maps of surface salinity (psu) at each *arribada* event at La Escobilla, Oaxaca during 2005 on: a) May 9, 2005, b) July 16, 2005, c) August 10, 2005, d) August 30, 2005, e) November 2, 2005.

that these turtles are possibly feeding on prey items associated with low near-surface chlorophyll concentrations observed in those features.

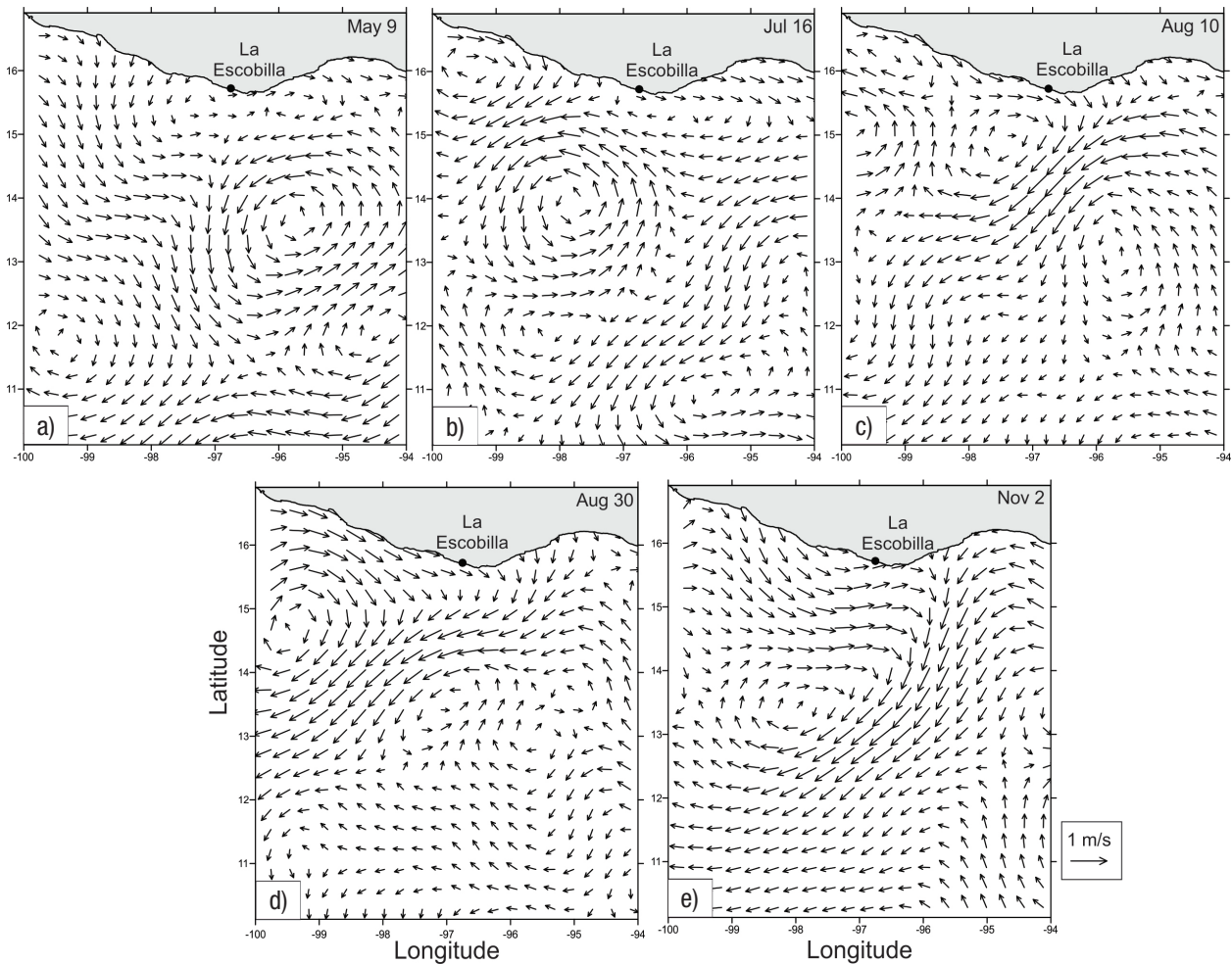
In our particular case, the surface ocean currents and eddies observed at La Escobilla might affect the sea turtle population via three potential mechanisms: 1) The major ocean currents clearly affect turtle movements by producing powerful forces that advect swimming turtles in a given direction, which is not necessarily consistent with the intended swimming direction; 2) The effects at the border of main currents, where strong processes such as eddies or rings often occur, produce mesoscale rotatory drifts of water. These processes can affect sea turtle movements in a manner similar to how bird flight is affected by wind (Richardson, 1990). And 3) It is known that ocean eddies modify the physicochemical properties of the water column and play a fundamental role in transporting chemical compounds, suspended material, nutrients, and organisms (Coria-Monter *et al.*, 2014; Durán-Campos *et al.*, 2015). Therefore, the presence of these structures might ensure the availability of food for sea turtles. It has been shown that eddies and tropical instability waves in the eastern tropical Pacific play an important role in the dynamics and biology of the region, and in the transfer of mass, energy, heat, and biological constituents from the shelf to the deep ocean (Palacios & Bograd, 2005; Willet *et al.*, 2006). The generation, characteristics, and life histories of these processes are

closely linked to patterns in the atmosphere (Amador *et al.*, 2006), to local hydrography (Fiedler & Talley, 2006), and to the ocean circulation in the region (Kessler, 2006). In particular, the anticyclonic eddies in the region have been observed to last up to six months and propagate up to 1500 km offshore (Müller-Karger & Fuentes-Yaco, 2000).

The observed eddies and surface currents might influence the course and extent of female post-nesting migrations, which vary greatly among different species. For example, the green (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758), hawksbill (*Eretmochelys imbricata*, Linnaeus, 1766), and loggerhead (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758) turtles shuttle between the nesting beach and specific feeding area used for the entire inter-reproductive period. In these cases, individuals swim, rather than drift, to complete their journeys, with possible current advection helping them to reach their target rapidly. In particular, the olive ridley turtle has been reported to leave the coastal nesting areas to reach the pelagic environment, where they forage and perform wandering movements. The common lifecycle of sea turtles encompasses prolonged periods in the open ocean where turtles are known to move widely between different habitats or specific locations, ranging over large oceanic areas away from the continental shelf (Musick & Limpus, 1997). In this environment, currents and related oceanographic features are likely to be important factors that affect behavioral sea turtle movements.



Figures 4a-e. Maps of Sea Surface Temperature ($^{\circ}\text{C}$) at each *arribada* event at La Escobilla, Oaxaca during 2005 on: **a)** May 9, 2005, **b)** July 16, 2005, **c)** August 10, 2005, **d)** August 30, 2005, **e)** November 2, 2005.



Figures 5a-e. Surface currents (m s^{-1}) at each *arribada* event at La Escobilla, Oaxaca during 2005 on: **a)** May 9, 2005, **b)** July 16, 2005, **c)** August 10, 2005, **d)** August 30, 2005, **e)** November 2, 2005.

Much remains to be learned regarding the mechanisms that induce an *arribada*. Many aspects and more detailed studies are required to understand the population dynamics in order to design the most effective conservation methods and improve the management strategies for this endangered species, considering that this phenomenon is striking both in its rarity and unusual magnitude among turtles, even among large vertebrates. Understanding how ocean currents influence the distribution of these organisms remains a major challenge and an interesting subject for study. Recent advances in the use of small powered satellite transmitters attached to loggerhead turtles have documented the migrations that span thousands of kilometers in the North Atlantic (Mansfield *et al.*, 2014) and Gulf of Mexico (Foley *et al.*, 2013). Gaube *et al.* (2017) explored the possibility of tracking the trajectory of loggerhead sea turtles on maps of sea-level anomalies in order to understand their behavior. These studies revealed that by combining new technologies (e.g. satellite telemetry) with the trajectories of turtles, new understanding could be obtained about the ecology of these pelagic organisms. These methodologies can be applied in Mexico in order to improve our existing knowledge about the niche of this species.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México (CONANP) and the Centro Mexicano de la Tortuga (CMT), especially Cuauhtémoc Peñaflores, Ernesto Albavera, and Manelik Olivera, who facilitated field logistics and permits that allowed us to conduct the fieldwork at La Escobilla. We thank the Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Puerto Ángel, Oaxaca, for the meteorological data and the many volunteers who assisted in the fieldwork. Helpful comments of three anonymous reviewers are acknowledged.

REFERENCES

- AMADOR, J. A., E. J. ALFARO, O. G. LIZANO & V. O. MAGAÑA. 2006. Atmospheric forcing of the Eastern tropical Pacific: a review. *Progress in Oceanography* 69: 101-142. DOI: 10.1016/j.pocean.2006.03.007.
- BALLESTERO, J. 1996. Weather changes and olive ridley nesting in the Ostional Wildlife Refuge, Santa Cruz, Guanacaste, Costa Rica. *In:*

- Keinath, J. A., D. E. Barnard, J. A. Musick & B.A. Bell (Eds.). *Proceedings of the Fifteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMSF-SEFSC 387, USA, pp. 26-30.
- BERNARDO, J. & P. T. PLOTKIN. 2007. An evolutionary perspective on the Arribada phenomenon and reproductive behavioral polymorphism of the olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*). In: Plotkin, P. T. (Eds.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA, pp. 59-87.
- CASTELLANOS, P., E. J. D. CAMPOS, I. GIDDY & W. SANTIS. 2016. Inter-comparison studies between high-resolution HYCOM simulation and observational data: The South Atlantic and the Agulhas leakage system. *Journal of Marine Systems* 159: 76-88. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2016.02.010.
- CHASSIGNET, E. P., H. E. HURLBURT, O. M. SMEDSTAD, G. R. HALLIWELL, P. J. HOGAN, A. J. WALLCRAFT, R. BARALE & R. BLECK. 2007. The HYCOM (Hybrid Coordinate Ocean Model) data assimilative. *Journal of Marine Systems* 65 (1-4): 60-83. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2005.09.016.
- CLUSELLA-TRULLAS, S. & F. V. PALADINO. 2007. Micro-environment of olive ridley turtle nests deposited during an aggregated nesting event. *Journal of Zoology* 272: 367-376. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2006.00277.x
- COLES, W.C. & J.A. MUSICK. 2000. Satellite Sea Surface Temperature Analysis and correlation with sea turtle distribution off North Carolina. *Copeia* 2000 (2): 551-554.
- CORIA-MONTER, E., M. A. MONREAL-GÓMEZ, D. A. SALAS DE LEÓN, J. ALDECO-RAMÍREZ & M. MERINO-IBARRA M. 2014. Differential distribution of diatoms and dinoflagellates in a cyclonic eddy confined in the Bay of La Paz, Gulf of California. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 119 (9): 6528-6268. DOI: 10.1002/2014JC009916.
- CORNELIUS, S. E. 1982. Status of sea turtles along the Pacific coast of Middle America. In: Bjørndal, K. A. (Eds.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Proceedings of the World Conference on Sea Turtle Conservation. Washington, D.C. 26-30 November 1979. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 211-219.
- CORNELIUS, S. E. 1986. *The Sea Turtles of Santa Rosa National Park*. Fundación de Parques Nacionales. San José, Costa Rica. 64 p.
- CORNELIUS, S. E. 1991. *Lepidochelys olivacea*. In: Janzen, D. H. (Eds.). *Historia Natural de Costa Rica*, Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica, pp. 407-410.
- DASH, M. C. & C. S. KAR. 1990. *The Turtle paradise-Gahimartha: An Ecological Analysis and conservation strategy*. Interprint Press, New Delhi, India. 295 p.
- DURAN-CAMPOS, E., D. A. SALAS DE LEÓN, M. A. MONREAL-GÓMEZ, J. ALDECO-RAMÍREZ & E. CORIA-MONTER. 2015. Differential zooplankton aggregation due to relative vorticity in a semi enclosed bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 164: 10-18. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.06.030
- FIEDLER, P. C. & L. D. TALLEY. 2006. Hydrography of the Eastern Tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69 (2-4): 143-180. DOI: 10.1016/j.pocean.2006.03.008
- FOLEY, A. M., B. A., SCHROEDER, R. HARDY, S. L., MAC PHERSON, M. NICHOLAS & M. S. COYNE. 2013. Postnesting migratory behavior of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* from three Florida rookeries. *Endangered Species Research* 31: 129-142. DOI: 10.3354/esr00512
- FONSECA, L. G., G.A. MURILLO, L. GUADAMÚZ, R. M. SPÍNOLA & R. A. VALVERDE. 2009. Downward but stable trend in the abundance of arribada Olive Ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) at Nancite Beach, Costa Rica (1971-2007). *Chelonian Conservation and Biology* 81(1): 19-27. DOI: 10.2744/CCB-0739.1
- GAUBE, P., C. BARCELÓ, D. J. MCGILLICUDDY, JR., A. DOMINGO, P. MILLER, B. GIFFONI, N. MARCOVALDI & Y. SWIMMER. 2017. The use of mesoscale eddies by juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the southwestern Atlantic. *PLoS ONE* 12 (3): e0172839. DOI: 10.1371/journal.pone.0172839.
- HAYS, G. C., M. DRAY, T. QUAIPE, T.J. SMYTH, N.C. MIRONNET, P. LUSCHI, F. PAPI & M.J. BARNESLEY. 2001. Movements of migrating green turtles in relation to AVHRR derived sea surface temperature. *International Journal of Remote Sensing* 22 (8): 1403-1411.
- HENDRICKSON, J. R. 1980. The ecological strategies of sea turtles. *American Zoologist* 20: 597-608.
- INTERNATIONAL UNION OF CONSERVATION OF NATURE. 2012. Red List of Threatened Species. IUCN Version 2012.1. www.iucnredlist.org
- KESSLER, W. S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69 (2-4): 181-217.
- LUSCHI, P., G.C. HAYS, C. DEL-SEPPIA, R. MARSH & F. PAPI. 1998. The navigational feats of green turtles migrating from Ascension Island investigated by satellite telemetry. *Proceedings of the Royal Society of London B* 265: 2279-2284.
- LUSCHI, P., G. C. HAYS & F. PAPI. 2003. A review of long movements by marine turtles and the possible role of ocean currents. *Oikos* 103: 293-302.
- LLUCH-COTA, S. E., TRIPP-VALDEZ, M., LLUCH-COTA, D. B., LLUCH-BELDA, D., VERBESSELT, J., HERRERA-CERVANTES, H. & J. J. BAUTISTA-ROMERO. 2013. Recent trends in sea surface temperature of Mexico. *Atmósfera* 26 (4): 537-546.
- MANSFIELD, K. L., J. WYNEKEN, W. P. PORTER & J. LUO. 2014. First satellite tracks of neonate sea turtles redefine the "lost years" oceanic niche. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 281 (1781): 20133039. DOI: 10.1098/rspb.2013.3039.
- MÁRQUEZ, R., O. VILLANUEVA & C. PEÑAFLORES. 1976. *Sinopsis de datos biológicos sobre la tortuga golfina Lepidochelys olivacea (Eschscholtz, 1829)*. INP Sinopsis sobre la Pesca No. 2. SIC-SP-INP, Mexico. 61 p.
- MÁRQUEZ, R. & H. G. VAN DISSELL. 1982. A method for evaluating the number of massed nesting olive ridley sea turtles *Lepidochelys olivacea*, during an arribazon with comments on arribazon behavior. *Netherlands Journal of Zoology* 32: 419-425
- MÁRQUEZ, R., M. A. CARRASCO, M. C. JIMÉNEZ, C. PEÑAFLORES & G. R. BRAVO. 2005. Kemp's and olive ridley sea turtles population status. In: Coyne, M. S. & R. D. Clark. (Eds.). *Proceedings of the Twenty-First Annual Symposium on sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-528, USA, pp. 237-239.

- MÜLLER-KARGER, F.E. & C. FUENTES-YACO. 2000. Characteristics of wind-generated rings in the Eastern tropical Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research* 105: 1271-1284. DOI: 10.1029/1999JC900257
- MUSICK, J. A. & C. J. LIMPUS. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. *In: Lutz, P.L. & J. A. Musick (Eds.). The Biology of Sea Turtles, Boca Raton.* CRC Press, Costa Rica, pp. 137-163.
- PALACIOS, D.M. & S.J. BOGRAD. 2005. A census of Tehuantepec and Papagayo eddies in the northeast tropical Pacific. *Geophysical Research Letters* 32: L23606. DOI: 10.1029/2005GL024324.
- PANDAV, B., B. C. CHOUDHURY & K. SHANKER. 1998. The Olive Ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Orissa: an urgent call for an intensive and integrated conservation programme. *Current Science India* 75: 1323-1328.
- PEÑAFLORES-SALAZAR, C., J. VASCONCELOS-PÉREZ, E. ALBAVERA-PADILLA & R. MÁRQUEZ-MILLÁN. 2000. Twenty five years nesting of olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* in Escobilla beach, Oaxaca, Mexico. *In: Abreu-Grobois, F.A., R. Briseño-Dueñas, R. Márquez & L. Sarti (Eds.). Proceedings of the eighteenth international sea turtle symposium.* U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMS-SEFSC, USA, pp. 27-29.
- PLOTKIN, P. T. 1994. Migratory and reproductive behavior of the olive ridley turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), in the eastern Pacific Ocean. Ph.D. diss. Texas A&M University, College Station, Texas, USA, 166 p.
- PLOTKIN, P. T., D. C. ROSTAL, R. A. BYLES & D. W. OWENS. 1997. Reproductive and developmental synchrony in female *Lepidochelys olivacea*. *Journal of Herpetology* 31 (1): 17-22.
- POLOVINA, J. J., G. H. BALAZS, E. A. HOWELL, D. M. PARKER, M. P. SEKI & P. H. DUTTON. 2004. Forage and migration habitat of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography* 13 (1): 36-51. DOI: 10.1046/j.1365-2419.2003.00270.x
- POLOVINA, J. J., I. UCHIDA, G. BALAZS, E.A. HOWELL, D. PARKER & D. DUTTON. 2006. The Kuroshio extension bifurcation region: a pelagic hot-spot for juvenile loggerhead sea turtles. *Deep Sea research Part II: Topical Studies in Oceanography* 53: 326-339. DOI: 10.1016/j.dsr2.2006.01.006
- PRITCHARD, P. C. H. 1997. Evolution, phylogeny and current status. *In: Lutz, P. L. & J. A. Musick (Eds.). The Biology of Sea Turtles.* CRC Press, Florida, USA, pp. 1-28.
- RICHARDSON, W. J. 1990. Wind and orientation of migrating birds: a review. *In: Berthold, P. (Eds.). Orientation in birds.* Birkahuser Verlag, Germany, pp. 226-249.
- SHANKER, K., B. PANDAV & B. C. CHOUDHURY. 2003. An assessment of the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) nesting population in Orissa, India. *Biological Conservation* 115: 149-160. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00104-6
- SOLOW, A. R., K. A. BJORN DAL & A. B. BOLTEN. 2002. Annual variation in nesting numbers of marine turtles: the effect of sea surface temperature on re-migration intervals. *Ecology Letters* 5: 742-746.
- THACKER, W. C., S. K. LEE & G. R. HALLIWELL JR. 2004. Assimilating 20 years of Atlantic XBT data into HYCOM: a first look. *Ocean Modelling* 7 (1-2): 183-210. DOI: 10.1016/j.ocemod.2003.08.002
- VALVERDE, R. A., S. E. CORNELIUS & C. L. MO. 1998. Decline of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) nesting assemblage at Nancite beach, Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology* 3: 58-63.
- VALVERDE, R. A., C. M. ORREGO, M. T. TORDOIR, F. M. GÓMEZ, D. S. SOLÍS, R. A. HERNÁNDEZ, G. B. GÓMEZ, L. S. BRENES, J. P. BALTODANO, L. G. FONSECA & J. R. SPOTILA. 2012. Olive Ridley Mass Nesting Ecology and Egg Harvest at Ostional Beach, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology* 11 (1): 1-11. DOI: 10.2744/CCB-0959.1
- WILLET, C. S., R. LEBEN & M. F. LAVIN. 2006. Eddies and mesoscale processes in the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69 (2-4): 218-238. DOI: 10.1016/j.pocean.2006.03.010.

Selectivity of *Incilius valliceps* (Anura: Bufonidae) tadpoles on freshwater zooplankton

Selectividad de los renacuajos de *Incilius valliceps* (Anura: Bufonidae) sobre el zooplancton de agua dulce

Brianna Joan Jacobson, Adrián Cervantes-Martínez and Martha Angélica Gutiérrez-Aguirre

Universidad de Quintana Roo, Unidad Académica Cozumel. Av. Andrés Quintana Roo con calle 110 Sur, s/n frente a la Col. San Gervasio. Cozumel, Quintana Roo, Mexico
e-mail: adcervantes@uqroo.edu.mx

Recibido: 14 de diciembre de 2015. **Aceptado:** 29 de mayo de 2017.

Jacobson B. J., A. Cervantes-Martínez and M. A. Gutiérrez-Aguirre. 2017. Selectivity of *Incilius valliceps* (Anura: Bufonidae) tadpoles on freshwater zooplankton. *Hidrobiológica* 27 (2): 211-217.

ABSTRACT

Background. The dietary preferences of tropical tadpoles and the way they interact with zooplankton often go unstudied in aquatic ecosystems. **Goals.** We investigated the interactions between *Incilius valliceps* tadpoles and a freshwater zooplankton community found in an artificial aquatic pond located on Cozumel Island in Quintana Roo, Mexico. **Methods.** We determined zooplankton abundance, richness, the Shannon-Wiener diversity index, and the proportion of each zooplankton species in the environment. We also evaluated characteristics of the tadpole population such as body size, abundance, and proportion of prey ingested as determined by stomach content analysis. We used the Jacobs selectivity index to determine tadpole prey of preference. **Results.** The rotifers *Anuraeopsis fissa* and an unidentified species of Bdelloidea group were dominant among the eight zooplankton species consumed. The selectivity index showed that *I. valliceps* tadpoles preferred to consume macro-zooplankton (ostracods and cladocerans) instead of the rotifer species available. Tadpoles positively chose *Cypridopsis vidua* throughout their growth and development and *Moina wierzejskii* during their early developmental stages, and negatively selected the rotifer species of the one unidentified species of Bdelloidea, *A. fissa*, and *Epiphanes brachionus*. In the presence of tadpoles, *Keratella americana*, *Lepadella patella*, and *Lecane luna* were either present in extremely low abundances or not found in the aquatic community, and *M. wierzejskii* produced males and resistant eggs. **Conclusions.** The findings of this study clarify the dietary needs of tropical tadpoles and their role in aquatic ecosystems.

Key words: Aquatic, feeding, freshwater, preferences, tropical zooplankton.

RESUMEN

Antecedentes. Las preferencias de alimento de renacuajos tropicales y la manera en que interactúan con el zooplancton, han sido poco estudiadas en los ecosistemas acuáticos. **Objetivos.** Se estudiaron las interacciones entre renacuajos de *Incilius valliceps* y una comunidad de zooplancton de agua dulce en un sistema acuático artificial de Cozumel, Quintana Roo, México. **Métodos.** Se determinó la abundancia y riqueza de zooplancton, la diversidad de Shannon-Wiener y la proporción de cada especie de zooplancton en el ambiente. La preferencia de presas de los renacuajos se determinó con el índice de selectividad de Jacobs. **Resultados.** Los rotíferos *Anuraeopsis fissa* y una especie no identificada de bdeloideo, fueron dominantes entre las ocho especies de zooplancton presentes en el ambiente acuático. El índice de selectividad mostró que los renacuajos consumieron con mayor frecuencia al macrozooplancton (ostrácodos y cladóceros) en lugar de las especies de rotíferos disponibles: seleccionaron positivamente a *Cypridopsis vidua* durante todo su crecimiento y desarrollo y a *Moina wierzejskii* en las etapas más tempranas de su desarrollo. Se registró selectividad negativa para la especie no identificada de bdeloideo, *A. fissa* y *Epiphanes brachionus*. En la presencia de los renacuajos, *Keratella americana*, *Lepadella patella* y *Lecane luna* se ausentaron de la comunidad, o fueron poco abundantes y *M. wierzejskii* produjo machos y huevos de resistencia. **Conclusiones.** Los resultados de este trabajo aportan información en cuanto la dieta de renacuajos tropicales y su papel en los ecosistemas acuáticos.

Palabras claves: Acuático, alimentación, agua dulce, preferencias, zooplancton tropical.

INTRODUCTION

The toad *Incilius valliceps* (Wiegmann, 1833) is common on Cozumel Island, and their distribution ranges widely throughout the states of Oaxaca, Chiapas, and the Yucatan Peninsula in Mexico (Ochoa-Ochoa *et al.*, 2006). Although this toad is not yet considered threatened or endangered (Rojas-Canales & Ríos-Valdez, 2012), the decline of amphibian species, in general, is of great concern, especially in Latin America (Young *et al.*, 2000). Information regarding tadpole food preferences is scarce, but they often act as detritivores, herbivores, carnivores, or omnivores (Altig *et al.*, 2007). By examining the gut contents, we can better understand the dietary needs of tadpoles and thus obtain a complete understanding of the ecological role that they play. The ecological behavior of freshwater zooplankton is affected by a wide variety of biotic and abiotic factors. Predation is known to influence the behavior of zooplankton and produces effects that can be noticed in the population size, the production of ephippial (resting) eggs, and the distribution of zooplankton throughout the limnetic zone (Lampert & Sommer, 2007). The effect of fish, copepod, freshwater shrimp, and insect larva predation on communities of zooplankton has been well documented (O'Brien, 1979; Vijverberg *et al.*, 1990; DeVries & Stein, 1992; Gliwicz & Umaña, 1994; Jawahar-Ali *et al.*, 1996; Fernando, 2002; Romare *et al.*, 2003; Cervantes-Martínez, 2005). However, zooplankton interaction with tadpoles remains largely unstudied; only a few studies have investigated this relationship, such as the one performed by Hamilton *et al.* (2012) that identified the predator-prey relationship that exists between cladocerans (*Daphnia pulex* Leydig, 1860) and tadpoles (*Rana aurora* Baird & Girard, 1852) and recognized the importance of cladocerans in the tadpole diet. Given the lack of information related to the feeding habits of tropical tadpoles and their relationship with zooplankton, we aimed to identify the dietary preferences of *I. valliceps* tadpoles and the way in which their presence influenced zooplankton richness and abundance in a small artificial pond, where these organisms are present throughout the year.

MATERIALS AND METHODS

Sample collection. We undertook biological collections from one artificial pond located on the campus of the University of Quintana Roo (20° 29' 18.3" N and 86° 56' 22.8" W) on Cozumel Island, Mexico, between June 2011 and January 2012, covering the entire rainy season which favors anuran oviposition (Cedeño-Vázquez *et al.*, 2006). The volume of the pond remained nearly constant (4 m³), had a depth < 1.5 m, and was filled exclusively with rain water.

We collected zooplankton samples monthly using a van Dorn bottle; we filtered 5 L of water through a zooplankton net with a mesh size of 45 µm. We took duplicate samples at a depth of 0.5 m and preserved them according to standard methods for further observation (Eliás-Gutiérrez *et al.*, 2008).

We took samples of *I. valliceps* tadpoles once a month for three months, using a mosquito-netting-like sieve to collect as many tadpoles as possible within 5 minutes. We introduced the net to the center of the system and, using a weight, made it rest on the bottom. After the specified time had passed, we removed the net in a swift upward motion trapping any tadpoles that had rested on the bottom and those found in the water column. We captured between 15 to 30 individuals in the months in which tadpoles were present (July, September, and

October), with the exception of July (only six individuals). We preserved all tadpoles following standard methods for the posterior gut content analysis (Dutra & Callisto, 2005).

Laboratory. To evaluate the prey availability in the system, we analyzed the monthly average zooplankton abundance and diversity (S). We estimated the abundance of each zooplankton species using total counts (Lewis, 1979), or the aliquot method for those samples that had extremely large quantities of zooplankton (Oscoz *et al.*, 2006). In order to identify zooplankton species, we used taxonomic keys from Koste (1978), Victor (2002), Kutikova (2002), and Eliás-Gutiérrez *et al.* (2008). We calculated the availability of each zooplankton species as the proportion of each species, relative to the total number of individuals pertaining to the zooplankton community. We quantified the diversity of zooplankton species using the Shannon-Wiener Index (Shannon & Weaver, 1949). Shannon-Wiener Index: $(H') = -\sum p_i \ln p_i$, where p_i is the relative abundance of the species i .

In order to describe tadpole predation on zooplankton, we recorded morphological magnitudes for each tadpole: body length, tail length, and total length (Altig & McDiarmid, 1999). The intestinal contents of the tadpoles were analyzed according to Dutra & Callisto (2005), and the proportional abundance of zooplankton species in the tadpole intestines was estimated by total count.

We calculated the selectivity of zooplankton species by each tadpole as a monthly average using the Jacobs selectivity index (Jacobs, 1974): $D = (r-p) / ((r+p)-2p)$, where r is the proportion of a specific prey species in the gut contents and p is the proportion of the specific prey species in the environment. This index (D) ranges from -1 (negative selection), 1 (positive selection), and 0 (no selection) (Lampert & Sommer, 2007).

We performed a simple linear regression in Statgraphics Centurion v. 10.0 to test if tadpole size played a role in the amount of zooplankton consumed. We transformed the data using $\log(x+1)$.

RESULTS

Eight zooplankton species were identified as available in the medium: six rotifers: *Epiphanes brachionus* (Ehrenberg, 1837), *Anuraeopsis fissa* Gosse, 1851, *Keratella americana* Carlin, 1943, *Lepadella patella* (Müller, 1773), *Lecane luna* (Müller, 1776), and an unidentified species of Bdelloidea group, one cladoceran, i.e., *Moina wierzejskii* (Richard, 1895), and one ostracod, i.e., *Cypridopsis vidua* (Müller, 1776).

In the zooplankton community, the Shannon-Wiener diversity index (H') ranged from 0.015 to 1.27 (Fig. 1). In August, October, and December, we confirmed the presence of dominant species (the species of unidentified bdelloideo and *A. fissa* respectively) and lower values in H' . Meanwhile, the months with higher richness (S) and diversity were June (S= 5, H' =1.27), September (S=5, H' =0.98), and November (S=5, H' = 1) (Fig. 1).

The availability of zooplankton species in the artificial aquatic system varied throughout the study period. *E. brachionus* was greatly available in the month of July (68.71%), while *A. fissa* was available in all months, but especially in October (99.81%), December (91.52%), and January (83.25%). *K. americana*, *L. luna*, and *L. patella* were the species with the least availability throughout the period of study (maximum: 0.06%, 0.01%, and 34.78%, respectively). *C. vidua* was also

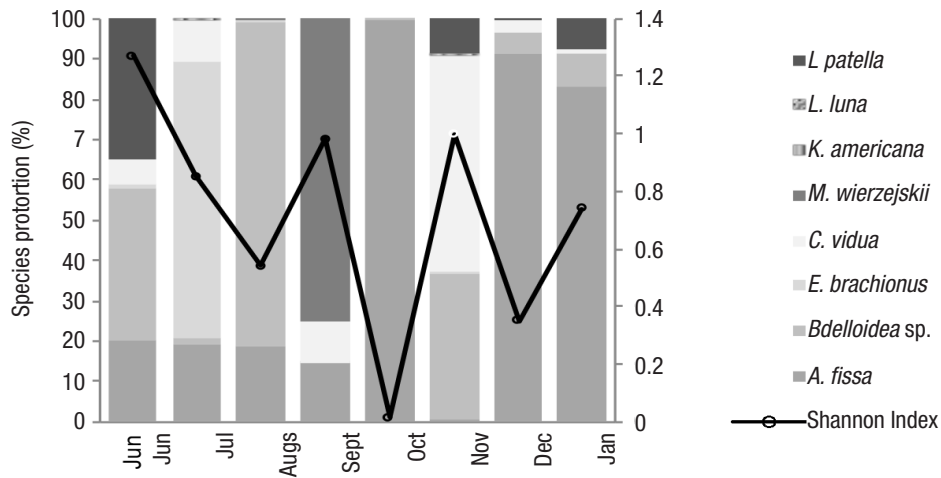


Figure 1. Proportion of every zooplankton species in the environment (for every month (columns) of the study and the corresponding Shannon-Wiener Index values (rows), found in an artificial aquatic pond on Cozumel Island, Mexico.

available throughout the study period in small proportions with the highest availability recorded in November (53.43%). *M. wierzejskii* was only available in August (0.55%) and September (74.95%) (Fig. 1).

Only *Bdelloidea sp.*, *C. vidua*, *M. wierzejskii*, *A. fissa*, and *E. brachionus* were consumed by *I. valliceps*, and the species found in higher proportions in the tadpole gut contents were *C. vidua* (July 83.19%, September 26.54%, and October 36.28%) and *M. wierzejskii* (September 69.63% and October 13.5%) (Fig. 2).

In July, *C. vidua* was more abundant in the tadpole guts (83.19%) when the availability was relatively low in the environment (10.64%). While in October, *C. vidua* was found frequently in the gut contents of the tadpoles (36.28%), but occurred rather rarely in the pond (0.02%). The tadpoles examined in September mainly contained *M. wierzejs-*

kii (69.63%), which was also the most abundant zooplankton species in the environment (74.95%). The species of *bdelloidea* was not very abundant in the environment when tadpoles were present (July: 1.26%, September: 0.38%, and October: 0.08%) and was also only observed in the gut contents in small proportions (July: 0.14%, September: 3.26%, and October: 12.19%) *A. fissa* was abundant in all three months (July: 19.26%, September: 14.34%, and October: 99.88%), but was absent in all the gut contents with the exception of October (2.75%) (Figs. 1-2).

The Jacobs selectivity index provided insight into the feeding preferences of *I. valliceps* tadpoles in July, September, and October. *C. vidua* was positively selected; while *M. wierzejskii* changed from not being actively selected (no selection) in September to being positively selected in October; *E. brachionus*, *bdelloidea*, and *A. fissa* were altogether negatively selected (Fig. 3).

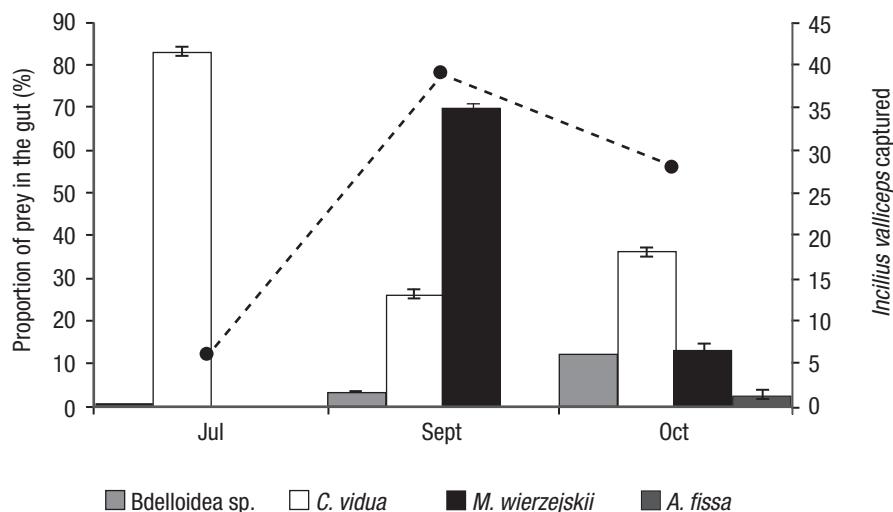


Figure 2. Proportion of each zooplankton prey species present in the tadpole gut contents in each month (columns) and the number of *Incilius valliceps* tadpoles captured in each month (rows), found in an artificial aquatic pond on Cozumel Island, Mexico.

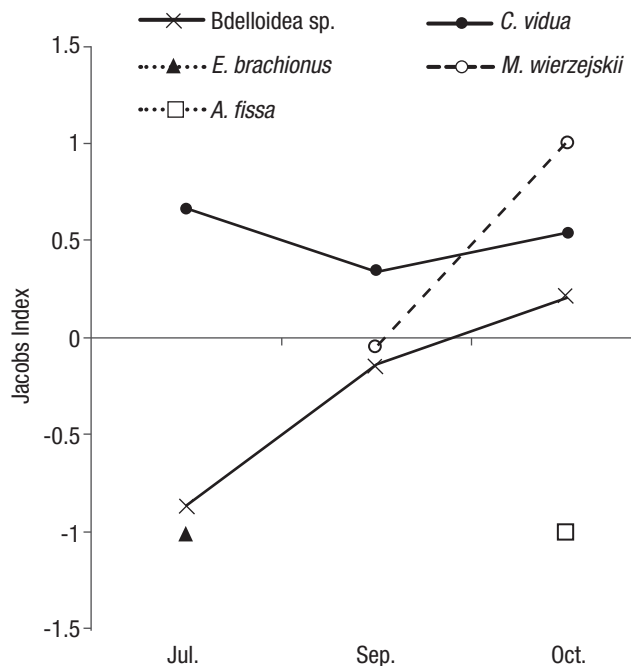


Figure 3. Jacobs selectivity index (monthly average) for every zooplankton species preyed on by the tadpoles each month, found in an artificial aquatic pond on Cozumel Island, Mexico.

The simple linear regression applied revealed the existence of a statistically significant relationship between tadpole size and the number of *C. vidua* ($R^2 = 0.215$, $p = 0.00256$; Fig. 4a), *M. wierzejskii* ($R^2 = 0.1604$, $p = 0.02021$; Fig. 4c), and bdelloidea consumed ($R^2 = 0.2609$, $p = 0.0175$; Fig. 4b). Larger tadpoles ingested more *C. vidua* and bdelloidea and smaller tadpoles consumed slightly more *M. wierzejskii*.

DISCUSSION

The abundance and presence of tadpoles in aquatic systems is determined by where adult anurans choose to lay their eggs. Tadpoles are entirely aquatic organisms, meaning that adults must lay their eggs in an aquatic medium where water and resources are abundant, to ensure their development and metamorphosis (Cedeño-Vázquez *et al.*, 2006).

The artificial aquatic system examined in this study contains an established zooplankton community, which explains the relative stability in the number and type of species present. Aquatic systems often reach equilibrium in terms of the number of species present as they age (Dodson *et al.*, 2007; Alfonso *et al.*, 2010). This particular aquatic system is approximately eight years old and, as documented in this study, *A. fissa*, bdelloidea, and *C. vidua* are always present (established species). Species richness each month was always between four to six species. This means that a constant and predictable supply of food is available for the tadpoles inhabiting this pond.

The Jacobs selectivity index applied to the gut contents of the tadpoles showed that the tadpoles of *I. valliceps* clearly preferred *C. vidua*

throughout the duration of this study. The positive values of the linear regression between the size of the predator and the amount of *C. vidua* ingested suggest that the tadpoles preferred to consume this ostracod throughout their entire growth and development. The importance of *C. vidua* to the tadpole diet is a reason to perform experimental tests in a controlled environment.

Furthermore, the relationship between tadpole length and the number of *M. wierzejskii* consumed demonstrates that this species was highly consumed by the young tadpoles, but consumption of cladocerans diminished as the tadpoles matured and the availability changed. Sousa Filho *et al.* (2007) have previously reported slight differences in diet, depending on the size and larval stage of tadpoles.

Although ostracods are known for partially swimming and crawling along the bottom of aquatic systems (Cohen *et al.*, 2007), *C. vidua* is an efficient swimmer that can enter into the limnetic zone, and is relatively large when compared to rotifer species (Victor, 2002), which may cause this species to be easily seen by the tadpoles. As has been recorded in fish (visual predators), larger prey are positively selected in an effort to conserve energy (Lynch, 1979; Owili & Omondi, 2003; Gallardo Alanis *et al.*, 2009). This may explain why tadpoles positively selected the larger zooplankton species (*C. vidua* and *M. wierzejskii*) in this artificial aquatic system.

Even though the tadpoles did not exhibit a clear preference for bdelloidea throughout the study, individuals measuring 4.7 cm consumed a greater quantity of this rotifer species than their counterparts did. Bdelloidea, *A. fissa*, and *E. brachionus* were present in the tadpole gut contents, but based on the results of the selectivity index, these species were not preferred. Rotifers are smaller than cladocerans, copepods, or ostracods; as a result, invertebrate predators, rather than vertebrates such as fish or tadpoles (Herzig, 1987), often select them. The fact that these rotifer species were present in the gut contents, available to the tadpoles, but not actively selected by them, suggests that they were incidentally ingested.

K. americana, *L. patella*, and *L. luna* were the species with the lowest availability or were not detected in the environment when the tadpoles were present. Rotifers have been previously documented as an important source of protein for tadpoles (Rossa-Feres *et al.*, 2004). Yet they also exhibit special behavior such as entering into, or remaining in, a state of diapause (Schröder, 2005), or the ability to stay at lower abundances (Walz, 1997) in the presence of predators as strategies to avoid predation, ensuring that they maintain permanence in the community.

The sharp decline in the population of *M. wierzejskii* observed in the months of September and October (Fig. 1) and the production of males and ephippial eggs can be attributed to tadpole predation of this zooplankton species (supported by the gut content analysis). Predation has been known to affect the life history and behavior of tropical cladocerans (Sarma *et al.*, 2005).

In September, *M. wierzejskii* was abundant in the aquatic system and in the gut contents of the tadpoles. Meanwhile in October, *M. wierzejskii* was absent in the ecosystem but we continued to find individuals in the gut contents of the tadpoles. In the following months, we did not find any individuals in the gut contents or in the environment.

We also observed *M. Wierzejskii* with resting eggs in the gut contents of the tadpoles as well as in the environment in the month of September. Males pertaining to this cladoceran species were also present in the environment. Males and resting eggs are often only produced when the zooplankton population finds itself living under environmental stress such as lack of nutrients, competition, and predation (Slusarczyk, 1999; Lampert & Sommer, 2007).

Considering the small area of the system, and the fact that only one predator dwells within it (personal observation), we hypothesize that the tadpoles produced a profound diminishing effect on the cladoceran population. Tadpoles caused them to reproduce sexually, eventually leading to their disappearance from the artificial aquatic system, which has also been recorded in similar studies (Hamilton *et al.*, 2012; Gama-Flores *et al.*, 2013).

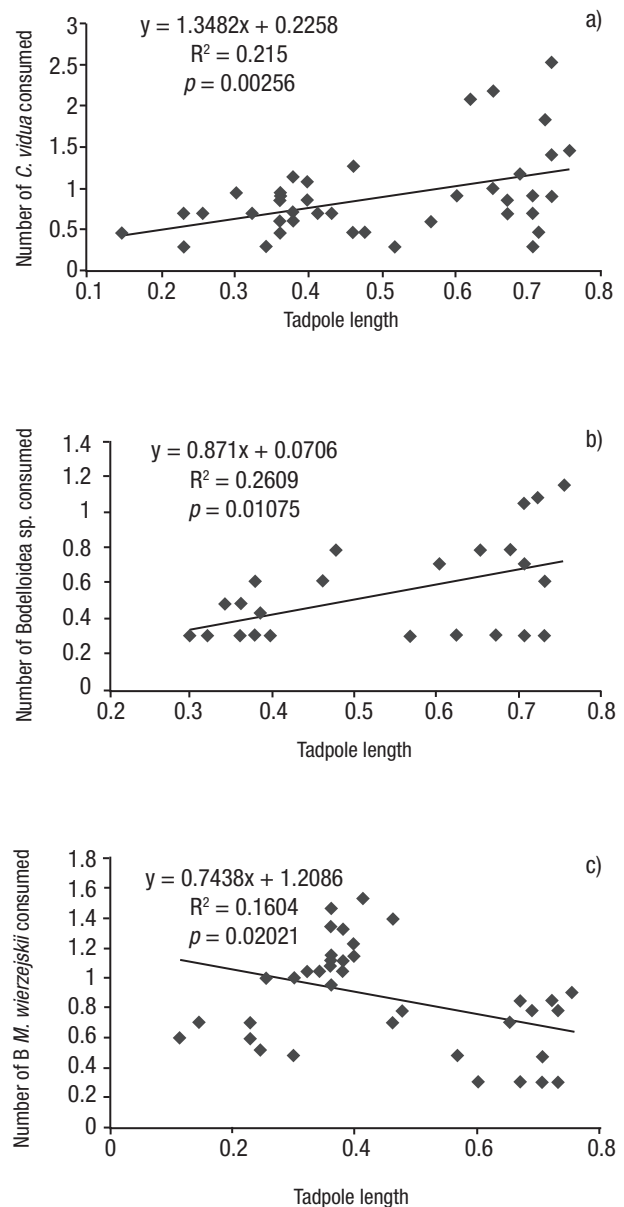
Our demonstration in this study regarding tadpole affinity for macrozooplankton, and the way in which these aquatic vertebrates influence zooplankton richness and abundance represents a great advance in understanding and defining the trophic status and dietary needs of tadpoles as well as the ecological role that they play within the aquatic systems they inhabit. This knowledge is essential in the conservation of not only *I. valliceps*, but also of other anuran species and the ecosystems in which they reside.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the University of Quintana Roo, Cozumel for its support. We gratefully acknowledge Jovana Arroyo Castro and Carlos Uh Moo for their field assistance, Rene Calderón-Mandujano for his taxonomic expertise, and Ronald Altig and Nandini Sarma for their knowledgeable contributions during the editing process, all of whom greatly helped to improve earlier versions of this manuscript. ACM would like to thank the CA Vulnerabilidad y Biodiversidad de Sistemas Acuáticos Continentales y Costeros for their financial support.

REFERENCES

- ALFONSO, G., G. BELMONTE, F. MARRONE & L. NASELLI-FLORES. 2010. Does lake age affect zooplankton diversity in Mediterranean lakes and reservoirs? A case study from Southern Italy. *Hydrobiologia* 653 (1): 149-164. DOI:10.1007/s10750-010-0350-4
- ALTIG, R., M. R. WHILES & C. L. TAYLOR. 2007. What do tadpoles really eat? Assessing the trophic status of an understudied and imperiled group of consumers in freshwater habitats. *Freshwater Biology* 52 (2): 386-395. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01694.x
- ALTIG, R. & R. W. McDIARMID. 1999. Research: Materials and Techniques. In: McDiarmid, R. W. & R. Altig (Eds.). *Tadpoles the Biology of Anuran Larvae*. University of Chicago Press, pp. 7-24. DOI: 10.1643/0045-8511(2000)000[1125:BR]2.0.CO;2
- CEDENO-VÁZQUEZ, J. R., R. R. CALDERÓN-MANDUJANO & C. POZO. 2006. *Anfibios de la Región de Calakmul Campeche, México*. CONABIO/ ECOSUR/ CONANP/ PNUD-GEF/SHM A.C., Quintana Roo, México. 101 p.
- CERVANTES-MARTÍNEZ, A. 2005. Análisis limnológico de dos sistemas cársticos (cenotes) de la Península de Yucatan, México con énfasis en la variación espacial y temporal de zooplancton. Tesis de Doctorado



Figures 4 a-c. Simple linear regression between the size of the tadpole and the quantity of zooplankton consumed in an artificial aquatic pond in Cozumel Island, Mexico: a) *Cypridopsis vidua*, b) *Bdelloidea sp.*, c) *Moina wierzejskii*.

en Ecología y Desarrollo Sustentable, El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, México. 171p.

- COHEN, A., D. PETERSON & R. MADDOCKS. 2007. Ostracoda. In: Carlton, J. T. (Ed.). *The Light & Smith Manual: Intertidal Invertebrates from Central California to Oregon*. University of California Press, California: pp. 417-446.
- DEVRIES, D. & R. STEIN. 1992. Complex Interactions between Fish and Zooplankton: Quantifying the Role of an Open-Water Planktivore.

- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49 (6): 1216-1227. DOI: 10.1139/f92-137
- DODSON, S. I., W. R. EVERHART, A. K. JANDL & S. J. KRAUSKOPF. 2007. Effect of watershed land use and lake age on zooplankton species richness. *Hydrobiologia* 579 (1): 393-399. DOI: 10.1007/s10750-006-0392-9
- DUTRA, S. L. & M. CALLISTO. 2005. Macroinvertebrates as tadpole food: Importance and body size relationships. *Revista Brasileira de Zoologia* 22 (4): 923-927. DOI: 10.1590/S0101-81752005000400018
- ELÍAS-GUTIÉRREZ, M., E. SUÁREZ-MORALES, M. A. GUTIÉRREZ-AGUIRRE, M. SILVA-BRIANO, J. GRANADOS-RAMÍREZ & T. GARFÍAS-ESPEJO. 2008. *Cladocera y copepoda de las aguas continentales*. UNAM, ECOSUR, SEMARNAT and CONABIO, Tlalnepantla, Mexico. 322 p.
- FERNANDO, C. H. 2002. Zooplankton and tropical freshwater fisheries. In: Fernando, C.H. (Ed.). *A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton: Identification, Ecology and Impact on Fisheries*. Bakhuis Publishers, pp. 255-275. DOI: 10.2989/16085914.2003.9626605
- GALLARDO ALANIS, J., S. S. S. SARMA & S. NANDINI. 2009. Prey selectivity and functional response by larval red-eyed tetra *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner, 1907) (Characiformes: Characidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52 (5): 1209-1216. DOI: 10.1590/S1516-89132009000500019
- GAMA-FLORES, J. L., M. E. HUIDOBRO-SALAS, S. S. S. SARMA & S. NANDINI. 2013. Effects of allelochemicals released by vertebrates (fish, salamander and tadpole) on *Moina macrocopa* (Cladocera). *Allelopathy Journal* 31 (2): 415-425.
- GLIWICZ, M. Z. & G. UMANA. 1994. Cladoceran size and vulnerability to copepod predation. *Limnology and Oceanography* 39 (2): 419-424. DOI: 10.4319/lo.1994.39.2.0419
- HAMILTON, P., J. RICHARDSON & B. ANHOLT. 2012. *Daphnia* in tadpole mesocosms: trophic links and interaction with *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Freshwater Biology* 57 (4): 1-8. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2011.02731.x
- HERZIG, A. 1987. The analysis of planktonic rotifer populations: A plea for long-term investigations. *Hydrobiologia* 147 (1): 163-180. DOI: 10.1007/BF00025739
- JACOBS, J. 1974. Quantitative Measurement of Food Selection: A Modification of the Forage Ratio and Ivlev's Electivity Index. *Oecologia* 14 (4): 413-417. DOI: 10.1007/BF00384581
- JAWAHAR-ALI, J., S. S. S. SARMA & H. J. DUMONT. 1996. Effect of zooplankton type and abundance on prey consumption by the fairy shrimp, *Streptocephalus proboscideus* (Anostraca: Crustacea). *Hydrobiologia* 319 (3): 191-202. DOI: 10.1007/BF00013732
- KOSTE, W. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk, begründet von Max, vol. 1, 2. Voigt Überordnung Monogononta (Germany). DOI: 10.4319/lo.1981.26.2.0400a
- KÚTIKOVÁ, L. A. 2002. Rotifera. In: Fernando, C. H. (Ed.). *A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton: Identification, Ecology and Impact on Fisheries*. Bakhuis Publishers, Leiden, The Netherlands: pp. 23-45. DOI: 10.2989/16085914.2003.9626605
- LAMPERT, W. & U. SOMMER. 2007. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford Press, New York, New York. 336 p. DOI: 10.1093/plankt/fbn013
- LEWIS, W. M. 1979. *Zooplankton Community Analysis: Studies on a Tropical System*. Springer-Verlag, New York, New York. 164 p. DOI: 10.4319/lo.1980.25.5.0966
- LYNCH, M. 1979. Predation, competition and zooplankton community structure: An experimental study. *Limnology and Oceanography* 24 (2): 253-272. DOI: 10.4319/lo.1979.24.2.0253
- O'BRIEN, J. W. 1979. The predator-prey interaction of planktivorous fish and zooplankton. *American Scientist* 67 (5): 572-581.
- OCHOA-OCHOA, L., O. FLORES-VILLELA, U. GARCÍA-VÁZQUEZ, M. CORREA-CANO & L. CANSECO-MARQUEZ. 2006. *Bufo valliceps* (Sapo del golfo). Área de distribución potencial. *Catálogo de metadatos geográficos*. Available online at: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos> (downloaded November 6, 2012)
- OSCOZ, J., F. CAMPOS & M. ESCALA-CARMEN. 2006. Utilidad de un método de alicuotas para el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos acuáticos. *Boletín Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biología)* 101 (1-4): 19-28.
- OWILI, A. M. & R. OMONDI. 2003. Predator-prey relationship between zooplankton and *Rastrineobola argentea* and juvenile *Lates niloticus* in the lake-river interface habitats in the Nyanza Gulf of Lake Victoria, Kenya. In: Knaap M. van der & M. Munawar (Eds.). *Lake Victoria Fisheries: Status, Biodiversity and Management*. Aquatic Ecosystems Health and Management Society. Ontario, Canada, pp. 1-16.
- ROJAS-CANALES, M. & A. RÍOS-VALDEZ. 2012. *Informe de evaluación ambiental: Sistemas productivos sostenibles y biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Available online at: http://www.conabio.gob.mx/web/pdf/SPSB_InformeEvaluacionAmbiental.pdf (downloaded November 6, 2012).
- ROMARE, P. S. BERG, T. LAURIDSEN & E. JEPPESEN. 2003. Spatial and temporal distribution of fish and zooplankton in a shallow lake. *Freshwater Biology* 48 (8): 1353-1362. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2003.01081.x
- ROSSA-FERES, D. C., J. JIM & M. GONCALVES FONSECA. 2004. Diets of tadpoles from a temporary pond in southeastern Brazil (Amphibia, Anura). *Revista Brasileira de Zoologia* 21 (4): 745-754. DOI: 10.1590/S0101-81752004000400003
- SARMA, S. S. S., S. NANDINI & R. D. GULATI. 2005. Life history strategies of cladocerans: comparisons of tropical and temperate taxa. *Hydrobiologia* 542 (1): 315-333. DOI: 10.1007/s10750-004-3247-2
- SCHRÖDER, T. 2005. Diapause in monogonont rotifers. *Hydrobiologia* 546 (1): 290-306. DOI: 10.1007/s10750-005-4235-x
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press. Urbana Chicago, Illinois. 144 p.
- SLUSARCZYK, M. 1999. Predator-induced diapause in *Daphnia magna* may require two chemical cues. *Oecologia* 119 (2): 159-165. DOI: 10.1007/s004420050772

- SOUSA FILHO, I. F. DE, C. C. BRANCO, A. M. P. TELLES DE CARVALHO-E-SILVA, G. R. DA SILVA & L. T. SABAGH. 2007. The diet of *Scinax angrensis* (Lutz) tadpoles in an area of the Atlantic Forest (Mangaratiba, Rio de Janeiro) (Amphibia, Anura, Hylidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (4): 965-970.
- VICTOR, R. (2002). Ostracoda. In: Fernando, C.H. (Ed.). *A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton: Identification, Ecology and Impact on Fisheries*. Backhuys Publishers, The Netherlands: pp. 189-233. DOI: 10.2989/16085914.2003.9626605
- VIJVERBERG, J., M. BOERSMA, W. VAN DENSEN, W. HOOGENBOEZEM, E. LAMMENS & W. MOOJI. 1990. Seasonal variation in the interactions between piscivorous fish, planktivorous fish, and zooplankton in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 207 (1): 279-286.
- WALZ, N. 1997. Rotifer life histories and evolution in freshwater plankton communities. In: Streit, B., T. Städler & C. M. Lively (Eds.). *Evolution Ecology of Freshwater Animals: Concepts and Case Studies*. Birkhäuser Verlag Basel, Switexerland: pp. 119-148. DOI: 10.1007/978-3-0348-8880-6_5
- YOUNG, B., K. LIPS, J. REASER, R. IBÁÑEZ, R. SALAS, J. CEDEÑO, L. COLOMA, S. RON, E. LA MARCA, J. MEYER, A. MUÑOZ, F. BOLAÑOS, R. CHAVES & D. ROMO. 2001. Population Declines and Priorities for Amphibian Conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15 (5): 1213-1223.

Heavy-metal contents in oysters (*Crassostrea gigas*) cultivated on the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico

Contenido de metales pesados en ostiones (*Crassostrea gigas*) cultivados en la costa sureste del Golfo de California, México

Andrés Martín Góngora-Gómez¹, Manuel García-Ulloa¹, Norma Patricia Muñoz Sevilla³, Ana Laura Domínguez-Orozco², Brenda Paulina Villanueva-Fonseca¹, Juan Antonio Hernández-Sepúlveda² and Rogelio Ortega Izaguirre⁴

¹Instituto Politécnico Nacional (IPN), Departamento de Acuicultura, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes # 250, Guasave, Sinaloa, 81101, México

²IPN. Departamento de Medio Ambiente, CIIDIR, Unidad Sinaloa.

³IPN. Laboratorio de Análisis y Monitoreo Ambiental, Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CIEMAD), Calle 30 de Junio 1520 s/n, Barrio La Laguna Ticomán, CDMX, 07340. México

⁴IPN. Departamento de Ingeniería de Desarrollo Sustentable, Centro de Investigación en Ciencia Aplicada y Tecnología Avanzada (CICATA-Tamaulipas), Altamira, Tamaulipas, 89600, México

e-mail: turbotuag@hotmail.com

Recibido: 017 de noviembre de 2016. **Aceptado:** 27 de abril de 2017.

Góngora-Gómez A. M., M. García-Ulloa, N. P. Muñoz Sevilla, A. L. Domínguez-Orozco, B. P. Villanueva-Fonseca, J. A. Hernández-Sepúlveda and R. Ortega Izaguirre. 2017. Heavy-metal contents in oysters (*Crassostrea gigas*) cultivated on the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico. *Hidrobiológica* 27 (2): 219-227.

ABSTRACT

Background. For its flesh and flavor, the Pacific oyster *Crassostrea gigas* is cultivated worldwide, but as filter feeders, this bivalve bioaccumulates heavy metals from different pollution sources, rendering them unsafe for human consumption. **Goals.** We carried out this study to assess the heavy metal concentrations in cultivated oysters from a farm located on the southeastern coast of the Gulf of California during 2011. **Methods.** Oyster samples were analyzed monthly (March-December 2011) for copper (Cu), cadmium (Cd), chromium (Cr), nickel (Ni), lead (Pb), zinc (Zn), arsenic (As), and mercury (Hg). **Results.** The mean values ($\mu\text{g g}^{-1}$, dry weight) for each metal were Cu = 51.42 ± 25.92 , Cr = 24.97 ± 32.38 , Cd = 13.84 ± 4.22 , Ni = 10.26 ± 12.18 , Pb = 2.18 ± 1.28 , As = 0.37 ± 0.08 , Zn = 267.42 ± 92.29 , and Hg = 0.02 ± 0.01 . **Conclusions.** The results suggest that metal burdens could be influenced by anthropogenic activities such as agriculture and aquaculture surrounding the culture zone. Cu, Cr, Cd, and Pb levels ($\mu\text{g g}^{-1}$, fresh weight) were above the maximum permissible values and thus pose a threat to human health. Metal concentrations must be monitored periodically.

Key words: Aquaculture, bioaccumulation, Japanese oyster, metal toxicity, pollution.

RESUMEN

Antecedentes. El ostión del pacífico, *Crassostrea gigas*, es cultivado en el mundo por su sabor y textura de la carne, pero por ser un organismo que se alimenta mediante filtración, puede acumular metales pesados haciéndolo peligroso para su consumo. **Objetivos.** El presente estudio evaluó la concentración de metales pesados en ostiones cultivados en una granja localizada en la costa sureste del Golfo de California durante 2011. **Métodos.** Se tomaron muestras de ostión cada mes (marzo-diciembre 2011) para analizar el contenido de cobre (Cu), cadmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), plomo (Pb), zinc (Zn), arsénico (As) y mercurio (Hg). **Resultados.** Los valores promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$, peso seco) de cada metal fueron: Cu = 51.42 ± 25.92 , Cr = 24.97 ± 32.38 , Cd = 13.84 ± 4.22 , Ni = 10.26 ± 12.18 , Pb = 2.18 ± 1.57 , As = 0.37 ± 0.26 , Zn = 267.42 ± 92.29 and Hg = 0.02 ± 0.01 . **Conclusiones.** Los resultados obtenidos sugieren que la carga de metales pudo haber sido influenciada por actividades antropogénicas desarrolladas en los alrededores del área de cultivo, como agricultura y acuicultura. Los niveles de Cu, Cr, Cd y Pb en peso húmedo rebasaron los límites máximos permitidos representando un riesgo para la salud humana. La carga de los metales estudiados debe ser monitoreada periódicamente.

Palabras claves: Acuicultura, acumulación, contaminación, ostión japonés, toxicidad por metales.

INTRODUCTION

Heavy metals leached from soil and rocks to aquatic systems are naturally ubiquitous and pose minimal threats to the environment and human health (Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2015). Several anthropogenic sources, however, such as agriculture, aquaculture, and mining increase metal burdens exceeding natural levels. Since bivalves accumulate and exhibit efficient strategies to deal with the potential toxic effect of metals (Arifin & Bendell-Young, 1997), they are used as biomarkers for monitoring metal contamination in aquatic systems (Kanthai *et al.*, 2014).

There are reports from around the world that have used wild and cultured oyster populations from the genus *Crassostrea* spp. as biomonitors of trace metals. For instance, the spatial pattern of metal accumulation within intertidal bivalves was studied in England to measure the ecological impact of introducing *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1873) in nature mussels (Bray *et al.*, 2015). Sarong *et al.* (2015) found high levels of Pb, Cd, and Zn in the body tissue of *C. gigas* harvested from the estuary of Lamnyong River, Indonesia, and Ochoa *et al.* (2013) concluded that metallic pollutants did not affect oyster cultures in Ebro Delta, Spain. Concentrations of heavy metals (Cu, As, Ni, Pb, and Cd) below the maximum levels for foodstuffs in Brazilian legislation were found in the mussel *Perna perna* Linnaeus, 1758 and *C. gigas* in production areas.

Specifically along the central eastern Gulf of California coast, Mexico, Bergés-Tiznado *et al.* (2013) evaluated the presence of arsenic compounds in the mangrove oyster *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951). Furthermore, Jara-Marini *et al.* (2013) compared the bioaccumulation of trace metals in six bivalve species. Analyzing soft tissue of *C. gigas* from culture sites along the east coast of the Gulf of California, Vázquez-Boucard *et al.* (2014) found Zn, Cd, and Pb concentrations above Mexican tolerance levels due to the presence of pesticides.

The Pacific oyster *Crassostrea gigas* is the most cultivated shellfish species in the world. Its total standing stock in 2013 was 555,994 t (FAO, 2015). It was introduced in Mexico for commercial purposes in the mid-1970s. The Gulf of California is the most important culture region, having registered a significant increase in the last decade from 407.27 t harvested in 2006, to 3,042 t in 2014 (SAGARPA, 2015). This species is mostly reared in estuarine zones where natural productivity is high, thus ensuring its development. At same time, however, these water bodies are continuously exposed to pollutants from natural and human activities that spill out along rivers leading to the gulf. Some pollutants include heavy metals (Páez-Osuna *et al.*, 1991). Several studies in the Gulf of California indicate that various anthropogenic activities such as mining (Cadena-Cárdenas *et al.*, 2009), agriculture, aquaculture (Páez-Osuna *et al.*, 2003), and urban development (Ruiz-Luna & de la Lanza-Espino, 1999) are sources of diverse heavy metals.

Compared to other coastal areas of the Gulf of California, such as the east coast (Cadena-Cárdenas *et al.*, 2009) and the northern region (García-Rico *et al.*, 2001), the traditional southeastern oyster-culture areas in the state of Sinaloa are relatively more affected by anthropogenic activities, mostly agriculture. Its agriculture production of vegetables and grain crops make it a region of national importance. It is surrounded by some 350,000 ha of agriculture, forest, animal farms, and more than 50 shrimp farms (Honorable Ayuntamiento de Guasave, 2016). Therefore, these areas are under permanent pressure from an-

thropogenic pollutants from various sources located adjacent to the harvesting areas or at a relatively short distance from where oysters are cultured.

Since oysters are sedentary and filter feeders, they are susceptible to metal accumulation and, therefore, are ideal sentinel organisms for assessing environmental pollution along tropical and subtropical coasts (Páez-Osuna *et al.*, 1995). Further, this bivalve can be a vector of toxic chemicals for humans because is commonly consumed raw. The information on the levels of heavy metals in oyster species from the southeastern coast of the Gulf of California refers to mangrove (*C. corteziensis* and *C. palmula*, Carpenter, 1857), and rock *C. Iridescentes* (Hanley, 1854) wild populations (Páez-Osuna *et al.*, 1991, 1993, 2015). There are few studies on cultured oysters (Osuna-Martínez *et al.*, 2010, 2011; Vázquez-Boucard *et al.*, 2014) from different Sinaloa coastal lagoons have compared metal burdens in both rainy and dry seasons. Nevertheless, no information is available on metal concentrations in *C. gigas* throughout its culture cycle. The presence of high metal levels in cultivated oyster may be an effect of anthropogenic activities, thus indicating a potential risk for human health.

We undertook this investigation to study the status of metal concentrations in cultured Pacific oyster, *C. gigas*, from a farm located along the southeastern Gulf of California during March-December 2011.

MATERIALS AND METHODS

Study area. La Pitahaya Estuary (Figure 1) is located on the southeastern coast of the Gulf of California (25°21'N, 108°38'W), in the state of Sinaloa, Mexico, and is a part of the San-Ignacio-Navachiste-Macapule (SINM) lagoon system. The lagoon system is a marine environment during most of the year due to its two outlets that permanently connect it with the Gulf of California. The lagoon area of SINM has around 22,314 ha, with an estimated population of 91,156 people (Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2015). Mangrove communities surround La Pitahaya Estuary. The climate of the study area is temperate-subhumid with summer rains (INEGI, 2001). The main activity of the study area is intensive agriculture (105,000 ha) characterized by the use of irrigation with the application of high levels of fertilizers and pesticides (Hernández-Cornejo *et al.*, 2005; Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2015). Artisanal fishing and well-developed industrial shrimp fisheries are present (Ruiz-Luna & de la Lanza-Espino, 1999). There are 25 shrimp farms equivalent to 6,621 ha and broiler chickens (77,785 chickens/year, Páez-Osuna & Osuna Martínez, 2015).

Experimental animals. Seven thousand Japanese oyster juveniles (44.78 ± 7.97 mm shell height, SH; 5.56 ± 2.20 g body weight, BW) were cultured in racks suspended in a long-line system (n = 250 oysters/rack). Oysters were acclimated as mentioned by Gallo-García *et al.* (2001) and cultivated according to García-Ulloa *et al.* (2008).

We recorded oyster BW and water quality parameters monthly (March to December 2011). The BW of 50 oysters was measured *in situ* with a portable balance (0.00 g). Water temperature and dissolved oxygen, DO, were determined with an oximeter (YSI 55/12FT, Ohio, USA), salinity with a refractometer (ATAGO, S/Mill), pH by using a pH meter (HANNA, HI 8314, USA), and depth and transparency with a Secchi disk.

Trace metal analysis. Monthly (from March to December 2011), a total of 30 oysters were collected, rinsed with sea water, stored on ice in po-

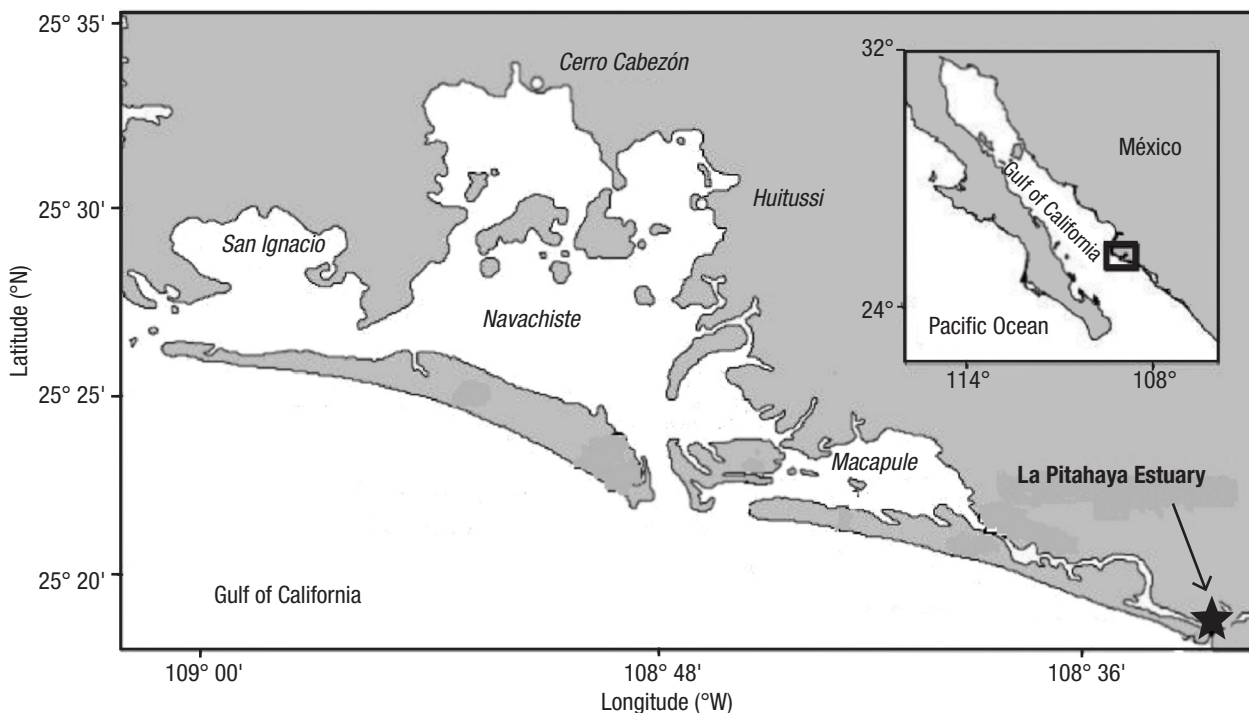


Figure 1. Location of the study area. La Pitahaya estuary (star), part of the San Ignacio-Navachiste-Macapule lagoon system, in Sinaloa, Mexico.

lyethylene plastic bags, and transported to the laboratory for cleaning, sacrificing, and shucking. Thus, a pool of 30 oysters was obtained each month. Oysters were chosen of nearly equal length to limit possible size differences given. Bivalves were opened with a knife to remove soft tissues from the shells and thoroughly washed with double distilled water. Samples were subsequently freeze dried, pulverized in a mortar, and homogenized by quartering, so that all fractions of the sample were equal in composition. The flesh weights and dry weights of the samples were recorded using a digital analytical balance (AE Adam, 0.001 g). To avoid metal residues, we used only high-quality reagents (GR grade, Merck Company). All material used were first cleaned with nitric acid (10%) for a 24 h period and rinsed with double distilled water.

To analyze metal burdens, each month an aliquot (1.27-1.46 g, dry weight) of oyster sample was digested with HNO₃ using a microwave digester (Paar Physica Multiwave Six Place) at 300 W for 5 min, then at 600 W for 10 min. H₂O₂ was then slowly added to the vessels, which were kept in a hood until all bubbling ceased. The digestion procedure proved satisfactory. Digestion of Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, Zn, and Hg were performed in 50 mL lined digestion vessels, while As was digested in 100 mL vessels, both equipped with safety relief valves. After digestion, extracts were allowed to cool at room temperature for 25 min and then diluted to 10 ml with de-ionized water. Digests were stored in labelled polyethylene vials at 0-5 °C until we performed the metal analysis.

Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, and Zn were analyzed by atomic absorption spectrophotometry (AAS) with flame (Perkin-Elmer, AAnalyst100), As by AAS with hydride generation, and Hg by AAS with cold vapor. For quality assurance, the oyster tissue standard reference material sample (1566b for oysters, National Bureau of Standards, NBS), reagent blanks, and duplicate samples were run with each digestion series. Experimental

values for all metals (mean recovery) were in good agreement with the NBS certified values (Table 1). Heavy metal concentrations were calculated based on dry weight (µg g⁻¹). For each element (Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, As, Zn, and Hg) the detection limits were 0.032, 0.032, 0.008, 0.46, 0.10, 0.002, 0.039, and 0.0003 µg g⁻¹ dry weight, respectively.

Statistical analyses. Descriptive statistics (mean, standard deviation, maximum and minimum limits) were used for metal concentrations each month. The coefficient of variation (CV) of metal burdens was used to test the reliability of data with regard to the effect of parameters and BW. Correlations were made with heavy metal levels, BW, and physico-chemical parameters. Statistical analyses were performed ($p < 0.05$) using the STATISTICA (StatSoft Inc., Tulsa, OK, USA) software package.

Table 1. Analytical results of standard reference oyster material (1566b) in this study (µg g⁻¹, dry wt), developed in La Pitahaya estuary, Sinaloa, Mexico.

Element	Established values	Found values	Mean recovery (%)
Cu	0.723	0.699	96.7
Cr	18.38	20	91.2
Cd	4.78	5	95.6
Ni	19.46	20	97.3
Pb	9.38	10	93.8
As	0.09	0.1	90
Zn	957.5	1000	95.7
Hg	0.025	0.023	93.6

Table 2. Concentration of Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, As, Zn, and Hg (dry and fresh weight, $\mu\text{g g}^{-1}$; mean, standard deviation, maximum and minimum limits) of cultivated oysters from La Pitahaya, Guasave, Sinaloa, Mexico, during 2011.

Month	Cu	Cr	Cd	Ni	Pb	As	Zn	Hg
Mar.	<0.032 <0.032	5.1 3.52	12.5 8.73	2 1.39	0.8 0.55	0.25 0.17	138 96.36	0.038 0.026
Apr.	43.5 29.96	0.4 0.29	17.5 12.05	2.8 1.92	3.46 2.38	0.48 0.33	215 148.08	0.003 0.002
May	26.2 20.58	41 32.21	11 8.64	11 8.64	1.25 0.98	0.38 0.29	170 133.97	0.003 0.002
Jun.	34 23.32	2.4 1.64	10.5 7.20	3.7 2.53	2.25 1.54	0.4 0.27	193 132.39	0.008 0.005
Jul.	70 53.15	22.5 17.08	21.4 16.24	10 7.59	2.25 1.70	0.44 0.33	336 255.12	0.0085 0.006
Aug.	68 51.65	106 80.52	14 10.63	42.6 32.36	3.45 2.62	0.33 0.25	334 253.74	0.041 0.031
Sept.	85 59.37	7 4.88	19 13.27	5 3.49	1.8 1.25	0.25 0.17	418.6 292.40	0.02 0.013
Oct.	62.5 43.04	40.5 27.89	14 9.64	13 8.95	4.6 3.16	0.3 0.2	338 232.79	0.0185 0.0127
Nov.	50.5 39.67	23 18.07	9 7.07	11.5 9.03	0.8 0.62	0.4 0.31	230 180.71	0.02 0.015
Dec.	74.5 51.10	1.8 1.23	9.5 6.51	1 0.68	1.2 0.82	0.46 0.31	242 166	0.038 0.026
Mean	51.42 (25.92) [†] 37.09	24.97 (32.38) 18.01	13.84 (4.22) 9.98	10.26 (12.18) 7.40	2.18 (1.28) 1.57	0.37 (0.08) 0.26	267.42 (92.29) 192.92	0.02 (0.01) 0.014
CV %	50.4	129.6	30.4	118.7	58.7	21.6	34.5	50
Limits	85-26.2	106-0.4	21.4-9	42.6-1	4.6-0.8	0.48-0.25	418.6-138	0.04-0.003

*Bold numbers = mean fresh weight basis ($\mu\text{g g}^{-1}$). [†]Standard deviation.

RESULTS

The mean water parameters were 26.91 ± 4.43 °C, 6.27 ± 1.27 mg L⁻¹, 33.35 ± 3.98 ups, 7.49 ± 0.48 , 1.86 ± 0.29 m, and 0.78 ± 0.26 m for temperature, OD, salinity, pH, depth, and transparency, respectively.

The concentration of each metal studied in *C. gigas* varied with the culture time. The highest values were observed as follows: As ($0.48 \mu\text{g g}^{-1}$) and Pb ($3.46 \mu\text{g g}^{-1}$) in April; Cd ($21.4 \mu\text{g g}^{-1}$) in July; Cr ($106 \mu\text{g g}^{-1}$), Ni ($42.6 \mu\text{g g}^{-1}$), and Hg ($0.041 \mu\text{g g}^{-1}$) in August; Cu ($85 \mu\text{g g}^{-1}$) and Zn ($418 \mu\text{g g}^{-1}$) in September. The mean metal concentrations (N = 10) were Cu 51.24 ± 25.29 ; Cr 24.97 ± 32.38 , Cd 13.84 ± 4.22 , Ni 10.26 ± 12.18 , Pb 2.18 ± 1.28 , As 0.37 ± 0.08 , Zn 267.42 ± 92.29 , and Hg $0.02 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$, dry weight (Table 2). The metals in the oyster samples showed the following rank order of accumulation: Zn>Cu>Cr>Cd>Ni>Pb>As>Hg.

Correlation analyses for metal levels, BW, and parameters (Table 3) showed a positive correlation of Cd, Ni, Pb, Zn, Cu, and Cr with BW and T

°C, but a negative correlation of Cr, Ni, Pb, and Zn with pH and DO. Only the BW/T °C and depth/transparency were positively correlated. Strong correlations were obtained for Cr/Ni, Cu/Zn, and Cd/Zn.

DISCUSSION

The results of metal analysis showed that the concentrations of these eight elements in *C. gigas* reared at the La Pitahaya estuary, Sinaloa, varied monthly. Mean values of Cu and Cd burdens were higher when compared to other studies in Mexico but lower when compared to other countries (Table 4). Some trace metals are essential for normal development of mollusks (Bryan, 1971). Zn, Na, and K are needed for tissue formation and metabolic physiology, while Fe, Cu, and Al are involved in cellular metabolism, protein synthesis, and lipid/carbohydrate metabolism (Barile, 2008). Levels higher than these requirements, however, may cause physiological damage that could threaten growth performance. In this study, oyster BW showed a constant increase until July.

However, with the exception of As and Pb, the remaining metal levels decreased from July to September. Loss of metals in soft tissue could be attributed to a combined effect of water salinity dilution during the rainy season (July to September) and spawning (Robinson *et al.*, 2005; Le *et al.*, 2015), which affect the metal levels by decreasing the concentrations. Jara-Marini *et al.* (2013) mention that Cu levels in adult oysters decrease during the post-spawning event and Lango-Reynoso *et al.* (2010) observed that variations of Cd accumulation in *C. virginica* (Gmelin, 1791) are a result of different stages of reproduction, among other factors. This suggests that oysters accumulated metals as their BW increased until the rainy season, which induced them to spawn and, consequently, caused the BW and metal levels to decrease. In wild populations, fluctuations in the trace metal levels of cultured oysters depend on several factors, such as the season. For instance, Páez-Osuna *et al.* (1995) concluded that levels of some metals vary seasonally with gonad maturation, while Páez-Osuna & Marmolejo-Rivas (1990a, 1990b), and Páez-Osuna *et al.* (1995) found higher levels of Cu and Zn at the end of the reproductive cycle of several oyster species. These previous findings coincide with our results since the higher metal levels were obtained after the oysters reached their highest BW (July-August). As Páez-Osuna *et al.* (1995) determined, some metal concentrations (Cu, Cd, Cr, Ni, Zn, and Hg) during the oyster pre-spawning period (June) were low due to dilution of metals in the soft tissue as the BW increased.

Metal concentrations in *C. gigas* cultivated at La Pitahaya estuary were initially sampled when oysters had a shell height around 35-45 mm (3-4 months after culture started), coinciding with the specimen size collected by Páez-Osuna *et al.* (1991) for analyzing trace metals in different bivalve species. In this study, the ranking of metal concentrations in *C. gigas* reflects the typical metal accumulation of other *Crassostrea* species (Phillips & Muttarasin, 1985; Páez-Osuna & Marmolejo-Rivas, 1990a; Lin & Hsien, 1999), for which Zn posted the highest level and Hg the lowest.

Osuna-Martínez *et al.* (2010) and Ochoa *et al.* (2013) highlighted the importance of oyster depuration prior to being analyzed for heavy metal concentration in order to eliminate digested and undigested food and other particles from gut contents with a potentially high-trace metal burden. This procedure allows us to quantify metal accumulation in body tissue. In our case, *C. gigas* was not depurated for analytical purposes since, first, such a procedure is not a common practice among local farmers and vendors; second, this bivalve is consumed raw.

Different national and international metal regulation for seafood with a fresh weight basis establish the following limits: Cu = 32.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ (FAO, 1983), Cr = 13 $\mu\text{g g}^{-1}$ (FDA, 2003), Cd = 0.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ (NOM, 1993), Ni = 80 $\mu\text{g g}^{-1}$ (FDA, 2003), Pb = 1 $\mu\text{g g}^{-1}$ (NOM, 1993), As = 80 $\mu\text{g g}^{-1}$ (NOM, 1993), Zn = 718 $\mu\text{g g}^{-1}$ (FDA, 1993), and Hg = 1 $\mu\text{g g}^{-1}$ (NOM, 1993). The values of Cu, Cd, Cr, and Pb surpassed permissible concentrations. The Cd, Cu, Zn, Pb, and As burdens were higher compared to those reported by García-Rico *et al.* (2001) for *C. gigas* cultured on the northwestern Gulf of California coast (0.95, 4.55, 22.75, 0.62, and 0.06 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectively). Also, Cd, Cu, and Pb were higher than the levels obtained by Najjah *et al.* (2008) for *C. iredalei* (Faustino, 1932) cultivated in Malaysia (1.60, 38.9, and 0.17 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectively) and by Ochoa *et al.* (2013) rearing *C. gigas* in Spain (0.5, 38.83, and 0.26 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectively). Yet the levels of Cu, Ni, and Pb were lower compared to those reported by Cadena-Cárdenas *et al.* (2009) (181, 12.2, and 5.8

$\mu\text{g g}^{-1}$, respectively) for several species of clams and mussels sampled along the Gulf of California. Differences can be attributed to the specific environmental conditions at those latitudes, human activities surrounding the sampled area, and the species studied, among other factors.

García-Rico *et al.* (2001) and Robinson *et al.* (2005) indicate that a consistent association between particular groups of metals may reflect their common metabolic route. Cu, Cd, Ni, and Zn posted the highest correlation values among the metals since they are mostly related with anthropogenic activities (Jara-Marini *et al.*, 2013). Some fertilizers such as Agrinutriente Micromax, Agrinutriente Cu and Agrinutriente Zn, and the fungicides based on zinc ethylene-bis-dithiocarbamate (Zineb) and cooper oxychloride (Cupravit) are commonly used in the region (Páez-Osuna *et al.*, 1993) reflecting their source, since such compounds contain Cu, Ni, and Zn. The SINM lagoon system is connected to the DR 075 and DR 063 Río Sinaloa irrigation districts and receives agrochemicals mainly from agriculture and aquaculture. Escobedo-Urías (2010) estimated that the SINM received 1243.10 t of inorganic nitrogen and 37 t of inorganic phosphorous from anthropogenic activities in 2007. In the same year, Gómez-Arroyo *et al.* (2013) reported that 6500 t of captan (pentachlorophenol-based fungicide) were applied in 5000 ha of cultures, in northern Sinaloa, among other insecticides (chlorpyrifos, Malathion, carbaryl cypermethrin), herbicides (atrazine, paraquat, mancozeb), and fungicides (cupravit, maneb, benomyl). For example, 121737 t of metam-sodium (dithiocarbamate) and cadusafes (organophosphorus) were applied at the tomato plantations in Culiacan Valley, Sinaloa, during the 2011-2012 culture cycle. The agrochemicals are eventually leached from the soil and transported to the coastal zones where oyster farms are located, and therefore oysters could be exposed to these metals. As for *C. corteziensis* in the same lagoon system, Zn

Table 3. Spearman rank order correlations (r) for metal levels (Cu, Cr, Cd, Ni, Pb, As, Zn, and Hg), oyster weight, environmental parameters (T °C, depth, pH, salinity, DO and transparency) and between metals, in cultivated *C. gigas* from La Pitahaya, Sinaloa, Mexico, during March-December 2011.

Metal/BW/Parameters	BW/Parameters	Metal/Metal
BW vs. Cd	0.66	BW vs. T °C 0.80
BW vs. Ni	0.57	BW vs. DO -0.85
BW vs. Pb	0.69	T °C vs. pH -0.56
BW vs. Zn	0.58	T °C vs. DO -0.72
T °C vs. Cu	0.63	pH vs. Sal. -0.65
T °C vs. Cd	0.79	DO vs. Trans. -0.67
T °C vs. Cr	0.73	Depth vs. Trans 0.62
T °C vs. Ni	0.77	
T °C vs. Pb	0.69	
T °C vs. Zn	0.82	
pH vs. Cr	-0.59	
pH vs. Ni	-0.66	
DO vs. Cr	-0.63	
DO vs. Ni	-0.61	
DO vs. Pb	-0.55	
DO vs. Zn	-0.60	
		Cu vs. Cd 0.64
		Cu vs. Zn 0.93
		Cu vs. Hg 0.64
		Cd vs. Pb 0.59
		Cd vs. Zn 0.75
		Cr vs. Ni 0.96
		Cr vs. Zn 0.56
		Ni vs. Pb 0.55
		Ni vs. Zn 0.59
		Zn vs. Hg 0.56

Only significant correlations ($p < 0.05$) are included.

and Cu concentrations in *C. gigas* may be due to the use of Cu- and Zn-based agriculture products (Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2015), as well as the use and application rates of feed additives, liming materials, inorganic fertilizers, and antibiotics applied in the shrimp farms. Lyle-Fritch *et al.* (2006) identified 106 different types of products, and approximately 42 products that are commonly applied at shrimp farms. As, essential element for normal growth and development (Ochoa *et al.*, 2013), Cu is present in aquatic invertebrates and its bioaccumulation

can increase with size (Pan & Wang, 2009). The consumption of oysters with high Cu levels can cause irritation, vomiting, and ulcer and kidney damage (ATSDR, 2004). Gorman (1993) indicates that high levels of Cu could even stunt human growth. Cr is an essential micronutrient trace metal that has a similar pattern to Ni and Zn, and, in humans, Cr is an essential part of the glucose tolerance factor (Cheung & Wong, 1992). Its excess, however, may lead to diabetes, may lead to diabetes. Cadmium is a nonessential metal for organisms, highly toxic to wildlife, and carci-

Table 4. Metal concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}\text{d.w.}$) in wild and cultured oysters from various countries and the Gulf of California, Mexico.

Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn	As	Hg	sp., location, year	Reference
17.5-166.3	1.5-7.4	ND	ND	4.1-9.4	245-2304		ND	<i>Cc</i> , CLSEGC, 2005	Frías-Espéricueta <i>et al.</i> (2009)
15.4-216	ND	ND	ND	3.6-7.6	442-1595		ND	<i>Cc</i> , CLSEGC, 1997-1998	Páez-Osuna <i>et al.</i> (2002)
33.6-44.9	0.2-0.6	ND	ND	0.3-1.9	263-382		0.03-0.08	<i>Cc</i> , Estuary Urías Lagoon, 2006	Jara-Marini <i>et al.</i> (2008)
1.7-3.5	0.9-4.9	ND	ND	0.4-0.7	ND		0.03-0.04	<i>Cc</i> , Bacochibampo Lagoon, Sonora, 2006	García-Rico <i>et al.</i> (2010)
23.1-112.6	1.0-9.0	ND	ND	0.3-2.1	226-1745		0.17-0.57	<i>Cc</i> , CJSEGC, 2008-2009	Páez-Osuna-Osuna-Martínez (2015)
33.9-46.0	0.27	ND	ND	0.5-1.8	254.3-348		ND	<i>Cc</i> , Estuary Urías, 2006	Jara-Marini <i>et al.</i> (2009)
		ND	ND		ND	5.2-11.6	ND	<i>Cc</i> , CLSEGC, 2008-2009	Bergés-Tiznado <i>et al.</i> (2013b)
		ND	ND		36.6-1702		0.2-0.6	<i>Cc/Cg</i> , Tobarí Lagoon, CEGC, NA	Jara-Marini <i>et al.</i> (2013)
9.1-58.0	4.9-13.9	ND	ND	0.5-2.1	113-478		ND	<i>Cg</i> , CLSEGC, NA	Osuna-Martínez <i>et al.</i> (2011)
	4.2-7.3	ND	ND	7.2-9.9	405.5-987.5		ND	<i>Cg</i> , ECGC, NA	Vázquez-Boucard <i>et al.</i> (2014)
		ND	ND		ND		0.06-0.91	<i>Cg</i> , CLSEGC, NA	Osuna-Martínez <i>et al.</i> 2010)
		ND	ND		ND		0.23	<i>Cg</i> , Guaymas Lagoon, NA	Green-Ruiz <i>et al.</i> (2005)
26.2-85.0	9.0-21.4	0.4-06.0	1.0-42.6	0.8-4.6	138.0-418.6	0.25-0.48	0.003-0.04	<i>Cg</i> , Estuary La Pitahaya, SEGC, 2011	This study
391.36	2.19	ND	ND	1.14	1972.17	ND	ND	<i>Cg</i> , SE England 2007-2008	Bray <i>et al.</i> (2015)
100	2.0	ND	ND	ND	2237	ND	ND	<i>Cg</i> , Arcachon, France, NA	Table 1 of Bragigand <i>et al.</i> (2004)
1041	7.5	ND	ND	ND	4964	ND	ND	<i>Cg</i> , Gironde Estuary, France, NA	Table 1 of Bragigand <i>et al.</i> (2004)
ND	0.01-0.15	ND	ND	0.019	3.7-11.5	ND	ND	<i>Cg</i> , Estuary of Lamnyong River, Indonesia, 2013-2014	Sarong <i>et al.</i> (2015)

Cc = *Crassostrea corteziensis*; *Cg* = *Crassostrea gigas*; ND = not determined; NA = not available; CLSEGC = coastal lagoons from Southeast Gulf of California; ECGC = East Coast Gulf of California; SEGC = Southeast Gulf of California; CEGC = Central East Gulf of California.

nogenic to humans (Wong *et al.*, 1981) since it tends to accumulate in the liver and kidney (Abbe *et al.*, 2000). Páez-Osuna & Osuna-Martínez (2015) concluded that high Cd levels in the tissue of *C. corteziensis* from SINM could be related to upwelling events, rather than wastes derived from anthropogenic activities, which could partially explain the Cd burdens bioaccumulated by *C. gigas* in this study. In addition, the authors pointed out that closely related oyster species living in the same site can accumulate significantly different levels of metals. Although Pb is known to be a metabolic poison, low concentrations are often observed in shellfish due to the dietary and dissolved lead available for marine invertebrates (Amiard *et al.*, 1986). Higher levels of Pb in oysters can be due to the river runoff and erosion of this metal from the natural bed rock in the region (Soto-Jiménez *et al.*, 2001), as well as human activities such as tourism, fisheries, and untreated urban sewage, i.e., potential pollution sources. In this case, the pollution status of the SINM lagoon system, where La Pitahaya Estuary is located, is well documented, particularly for heavy metals derived from human activities (Hernández-Cornejo *et al.*, 2005; Escobedo-Urías, 2010; Páez-Osuna & Osuna-Martínez, 2015), which helps to explain the results we obtained.

Based on the metal levels obtained, we conclude that cultivated oysters from La Pitahaya Estuary accumulated Cu, Cd, Cr, and Pb above the permissible limits for human consumption during the 2011 production cycle, thus posing a human-health risk. However, the apparent exposure of metals may not involve a consistent intake since individuals consume oysters occasionally. Due to the intense anthropogenic activity and the significant population in the area, the economic importance of the species, and the public-health concerns regarding raw consumption of oysters, we suggest that studies of heavy-metal concentrations in *C. gigas* farmed in this region be carried out periodically. Depuration, moving oyster racks to lower metal levels sites, and use of sterilized water to clean oysters before consumption are also possible strategies in lowering metal contents (Okazaki & Panietz, 1981; Katayon *et al.*, 2007; Wang & Wang, 2014).

ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to express their gratitude to the Instituto Politécnico Nacional (IPN), the Secretaría de Investigación y Posgrado (SIP-IPN), and the Comisión de Operaciones y Fomento de Actividades Académicas (COFAA-IPN) for financial support for the SIP-IPN 1695 multi-disciplinary project (Efecto de los metales pesados en organismos triploides de ostión japonés *Crassostrea gigas* cultivados en Ensenada Pabellones, Navolato, Sinaloa.)

REFERENCES

- ABBE, G. R., G. F. RIEDEL & J. G. SANDERS. 2000. Factors that influence the accumulation of cooper and cadmium by transplanted eastern oysters *Crassostrea virginica* in the Patuxent river, Maryland. *Marine Environmental Research* 49 (4): 377-396. DOI:10.1016/S0141-1136(99)00082-3
- AMIARD, J. C., C. AMIARD-TRIQUET, B. BERTHET & C. METAYER. 1986. Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, lead, cooper and zinc in the mussel: *Mytilus edulis*. *Marine Biology* 90 (3): 425-431. DOI:10.1007/BF00428566
- ARIFIN, Z. & L. I. BENDELL-YOUNG. 1997. Feeding response and carbon assimilation by the blue mussel *Mytilus trossulus* exposed to environmentally relevant seston matrices. *Marine Ecology Progress Series* 160: 241-253.
- ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES & DISEASE REGISTRY). 2004. *Toxicological profile for cooper*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y de Servicios Humanos de EUA. Servicio de Salud Pública. [Actualizado en el 2007]. Página electrónica (www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_ph132.html)
- BARILE, F. 2008. *Principles of Toxicology Testing*. CRC Press, Boca Ratón, FL.
- BERGÉS-TIZNADO, M. E., F. PÁEZ-OSUNA, A. NOTTI & F. REGOLI. 2013a. Biomonitoring of arsenic through mangrove oyster (*Crassostrea corteziensis* Hertien, 1951) from coastal lagoons (SE Gulf of California): occurrence of arsenobetaine and other arseno-compounds. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 7459. DOI: 10.1007/s10661-013-3112-8
- BERGÉS-TIZNADO, M. E., F. PÁEZ-OSUNA, A. NOTTI & F. REGOLI. 2013b. Arsenic and arsenic species in cultured oyster (*Crassostrea gigas* and *C. corteziensis*) from coastal lagoons of the SE Gulf of California, Mexico. *Biological and Trace Element Research* 151: 43-49. DOI:10.1007/s12011-012-9536-0
- BRAGIGAND, V., B. BERTHET, J. -C. AMIARD & P. S. RAINBOW. 2004. Estimates of trace metal bioavailability to human ingesting contaminated oysters. *Food and Chemical Toxicology* 42: 1893-1902. DOI: 10.1016/j.fct.2004.07.011
- BRAY, D. J., I. GREEN, D. GOLICHER & R. J. H. HERBERT. 2015. Spatial variation of trace metals within intertidal beds of native mussels (*Mytilus edulis*) and non-native Pacific oysters (*Crassostrea gigas*): implications for the food web? *Hydrobiologia* 757: 235-249. DOI: 10.1007/s10750-015-2255-8
- BRYAN, G. W. 1971. The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proceedings of the Royal Society of London B* 177: 380-410.
- CADENA-CÁRDENAS, L., L. MÉNDEZ-RODRÍGUEZ, T. ZENTENO-SAVIN, J. GARCÍA-HERNÁNDEZ & B. ACOSTA-VARGAS. 2009. Heavy metal levels in marine mollusks from areas with, or without, mining activities along the Gulf of California, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 57: 96-102. DOI:10.1007/s00244-008-9236-0
- CHEUNG, Y. H. & M. H. WONG. 1992. Trace metal contents of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) purchased from markets in Hong Kong. *Environmental Management* 16 (6): 753-761. DOI:10.1007/BF02645665
- ESCOBEDO-URÍAS, D. C. 2010. Diagnóstico y descripción del proceso de eutrofización en lagunas costeras del norte de Sinaloa. Tesis Doctoral en Ciencias Marinas. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas CICIMAR, Instituto Politécnico Nacional, 274 p.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). 1983. *Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products*. FAO Fishery Circular No 464, 100 p.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). 2015. *Cultured Aquatic Species Information Programme Crassostrea gigas*

- (Thunberg, 1793). Fisheries and Aquaculture Department. Available online at: <http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Crassostrea/gigas/en>. (downloaded July 24, 2015).
- FDA (FEDERAL DRUG ADMINISTRATION). 1993. *Guidance Document for Lead in Shellfish*. Center for Food Safety and Applied Nutrition United States Food and Drug Administration 200 st., SW Washington, DC, 502 p.
- FDA (FEDERAL DRUG ADMINISTRATION). 2003. *Guide for the Control of Molluscan Shellfish*. National Shellfish Sanitation Program. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Interstate Shellfish Sanitation Conference USA, Washington, DC, 427 p.
- FRIAS-ESPERICUETA, M. G., I. OSUNA-PÁEZ, I. BAÑUELOS-VARGAS, G. LÓPEZ-LÓPEZ, M. D. MUY-RANGEL, G. IZAGUIRRE-FIERRO, W. RUBIO-CARRASCO, P. C. MEZA-GUERRERO & D. VOLTOLINA. 2009. Cadmium, copper, lead and zinc contents of the mangrove oyster, *Crassostrea corteziensis*, of seven coastal lagoons of NW Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83: 595-599. DOI: 10.1007/s00128-009-9828-z
- GALLO-GARCÍA, M. C., M. GARCÍA-ULLOA, D. GODÍNEZ-SIORDIA & K. RIVERA-GÓMEZ. 2001. Estudio preliminar sobre el crecimiento y supervivencia del ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1873) en Barra de Navidad, Jalisco, México. *Universidad y Ciencia* 17: 83-91.
- GARCÍA-RICO, L., R. E. RAMOS-RUIZ & J. V. JIMÉNEZ. 2001. Determination of total metals in cultivated oysters (*Crassostrea gigas*) from the northwest coast of Mexico by microwave digestion and atomic absorption spectrometry. *Journal of AOAC International* 84 (6): 1909-1913.
- GARCÍA-RICO, L., L. TEJEDA-VALENZUELA & BURGOS-HERNÁNDEZ. 2010. Seasonal variations in the concentrations of metals in *Crassostrea corteziensis* from Sonora, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 85: 209-213. DOI: 10.1007/s00128-010-0055-4
- GARCÍA-ULLOA, M., M. C. GALLO-GARCÍA, J. T. PONCE-PALAFIX & J. L. ARREDONDO-FIGUEROA. 2008. Efecto de la cal en el control de gusanos barrenadores (Polychaete: Spionidae) en un cultivo experimental de ostión variando el tiempo de inmersión y la frecuencia de aplicación. *Universidad y Ciencia* 24 (2): 125-134.
- GÓMEZ-ARROYO, S., C. MARTÍNEZ-VALENZUELA, S. CALVO-GONZÁLEZ, R. VILLALOBOS-PIETRINI, S. M. WALISZEWSKI, M. E. CALDERÓN-SEGURA, A. MARTÍNEZ-ARROYO, R. FÉLIX-GASTÉLUM & A. LAGARDA-ESCARREGA. 2013. Assessing the genotoxic risk for mexican children who are in residential proximity to agricultural areas with intense aerial pesticide application. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29 (3): 217-225.
- GORMAN, M. 1993. *Environmental Hazards-Marine Pollution*. ABC-CLIO, Inc., (Contemporary World Issues series), Santa Barbara, California. 252 p.
- GREEN-RUIZ, C., J. RUELAS-INZUNZA & F. PÁEZ-OSUNA. 2005. Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. *Environmental Geochemistry and Health* 27: 321-329. DOI: 10.1007/s10653-004-5741-x
- HERNÁNDEZ-CORNEJO, R., N. KOEDAM, A. RUIZ-LUNA, M. TROELL & F. DAHDOUH-GUEBAS. 2005. Remote sensing and ethnobotanical assessment of the mangrove forest changes in the Navachiste-San Ignacio-Macapule lagoon complex, Sinaloa, Mexico. *Ecología y Sociedad* 10 (1): 16.
- HONORABLE AYUNTAMIENTO DE GUASAVE. 2016. *Guasave, Avanzando Juntos. 2014-2016*. Disponible en línea en: http://guasave.gob.mx/sitio/index.php?option=com_content&view=article&id=1573:informacion-de-guasave&catid=121:servicios&Itemid=20 (consultada el 4 de diciembre de 2016).
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA). 2001. *Censo Poblacional, México DF, 2000*. Disponible en línea en: <http://www.inegi.org.mx> (consultado el 20 marzo 2015).
- JARA-MARINI, M. E., M. F. SOTO-JIMÉNEZ & F. PÁEZ-OSUNA. 2008. Trace metal accumulation patterns in a mangrove lagoon ecosystem, Mazatlan Harbour, SE Gulf of California. *Journal of Environmental Science Health Part A*. 43: 995-1005. DOI: 10.1080/10934520802059797
- JARA-MARINI, M. E., M. F. SOTO-JIMÉNEZ & F. PÁEZ-OSUNA. 2009. Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere* 77: 1366-1373. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.09.025
- JARA-MARINI, M. E., J. N. TAPIA-ALCARAZ, J. A. DUMER-GUTIÉRREZ, L. GARCÍA-RICO, J. GARCÍA-HERNÁNDEZ & F. PÁEZ-OSUNA. 2013. Comparative bioaccumulation of trace metals using six filter feeder organisms in a coastal lagoon ecosystem of the central-east Gulf of California. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 1071-1085. DOI:10.1007/s10661-012-2615-z
- KANTHAI, L. D., J. F. GOBIN, D. M. BECKLES, B. LAUCKNER & A. MOHAMMED. 2014. Metals in sediments and mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) from the Caroni Swamp, Trinidad. *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 1961-1976. DOI: 10.1007/s10661-013-3510-y
- KATAYON, S., I. AHMAD, O. HISHAMUDDIN & K. MISRI. 2007. Heavy metal depuration in flat tree oysters *Isognomon alatus* under field and laboratory conditions. *Toxicological & Environmental Chemistry* 86 (3): 171-179. DOI: 10.1080/02772240400007039
- LANGO-REYNOSO, F., C. LANDEROS-SÁNCHEZ & M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ. 2010. Bioaccumulation of cadmium (Cd), lead (Pb) and arsenic (As) in *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791), from Tamiahua lagoon system, Veracruz, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 26 (3): 201-210.
- LE, Q. D., L. G. BACH & T. ARAI. 2015. Monitoring heavy metal contamination using rocky oyster (*Saccostrea glomerata*) in Haiphong-Halong Coastal Area, North Vietnam. *International Journal of Environmental Research* 9: 1373-1378.
- LIN, S. & J. HSIEN. 1999. Occurrence of green oyster and heavy metal contamination levels in the Sien-San area, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 38: 960-965. DOI:10.1016/S0025-326X(99)00108-3
- LYLE-FRITCH, L. P., E. ROMERO-BELTRÁN & F. PÁEZ-OSUNA. 2006. Survey on use of the chemical and biological products for shrimp farming in Sinaloa (NW Mexico). *Aquacultural Engineering* 35: 135-146. DOI: 10.1016/j.aquaeng.2005.09.006
- NAJIAH, M., M. NARIDAH, K. L. LEE, S. W. LEE, W. WENDY, H. H. RUHIL & F. A. NURUL. 2008. Bacteria flora and heavy metals in cultivated oysters *Crassostrea iredali* of Setui Wetland, East Coast Peninsular Malaysia. *Veterinary Research Communications* 32: 377-381.

- NOM (NORMA OFICIAL MEXICANA). 1993. NOM-031-SSA1-1993. *Bienes y servicios. Productos de la Pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias*. Secretaría de Salud. Gobierno de la República, México DF. Disponible en línea en: <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/027ssa1> (consultado el 14 de abril 2015).
- OCHOA, V., C. BARATA & M. CARMEN-RIVA. 2013. Heavy metal content in oysters (*Crassostrea gigas*) cultured in the Ebro Delta in Catalonia, Spain. *Environmental and Monitoring Assessment* 185: 6783-6792. DOI:10.1007/s10661-013-3064z
- OKAZAKI, R. K. & M. H. PANIETZ. 1981. Depuration of twelve trace metals in tissue of the oysters *Crassostrea gigas* and *C. virginica*. *Marine Biology* 63: 113-120. DOI: 10.1007/BF00406818
- OSUNA-MARTÍNEZ, C. C., F. PÁEZ-OSUNA & R. ALONSO-RODRÍGUEZ. 2010. Mercury in cultured oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793 and *C. corteziensis*, Hertlein, 1951) from four coastal lagoons of the SE Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 85: 39-343. DOI: 10.1007/s00128-010-0071-4
- OSUNA-MARTÍNEZ, C. C., F. PÁEZ-OSUNA & R. ALONSO-RODRÍGUEZ. 2011. Cadmium, copper, lead and zinc in cultured oysters under two contrasting climatic conditions in coastal lagoons from the SE Gulf of California. *Bulletin on Environmental Contamination and Toxicology* 87: 272-275. DOI: 10.1007/s00128-011-0355-3
- PÁEZ-OSUNA, F. & C. MARMOLEJO-RIVAS. 1990a. Occurrence and seasonal variation of heavy metals in the oyster *Saccostrea iridescens*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 44: 129-134. DOI:10.1007/BF01702372
- PÁEZ-OSUNA, F. & C. MARMOLEJO-RIVAS. 1990b. Trace metals in tropical coastal lagoon bivalves, *Crassostrea corteziensis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 45: 538-544. DOI:10.1007/BF01700626
- PÁEZ-OSUNA, F. & C. C. OSUNA-MARTÍNEZ. 2015. Bioavailability of cadmium, copper, mercury, lead, and zinc in subtropical coastal lagoons from the Southeast Gulf of California using mangrove oysters (*Crassostrea corteziensis* and *Crassostrea palmula*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 68: 305-316. DOI: 10.1007/s00244-014-0118-3
- PÁEZ-OSUNA, F., H. M. ZAZUETA-PADILLA & G. IZAGUIRRE-FIERRO. 1991. Trace metals in bivalves from Navachiste lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin* 22 (6): 305-307. DOI:10.1016/0025-326x(91)90809-7
- PÁEZ-OSUNA, F., A. GRACIA, F. FLORES-VERDUGO, L. P. LYLE-FRITCH, R. ALONSO-RODRÍGUEZ, A. ROQUE & A. C. RUIZ-FERNÁNDEZ. 1993. Biochemical composition of the oysters *Crassostrea iridescens* Hanley and *Crassostrea corteziensis* Hertlein in the Northwest coast of Mexico: seasonal changes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 170: 1-9. DOI:10.1016/0022-0981(93)90125-8
- PÁEZ-OSUNA, F., M. G. FRIAS-ESPERICUETA & J. L. OSUNA-LÓPEZ. 1995. Trace metal concentration in relation to season and gonadal maturation in the oyster *Crassostrea iridescens*. *Marine Environmental Research* 40: 19-31. DOI:10.1016/0141-1136(94)00004-9
- PÁEZ-OSUNA, F., A. C. RUIZ-FERNÁNDEZ, A. V. BOTELLO, G. PONCE-VÉLEZ, J. I. OSUNA-LÓPEZ, M. G. FRIAS-ESPERICUETA, G. LÓPEZ-LÓPEZ & H. M. ZAZUETA-PADILLA. 2002. Concentrations of selected trace metals (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCBs, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific Coast of Mexico: an overview. *Baseline/Marine Pollution Bulletin* 44: 1296-1313. PII: S0025-326X(02)00172-8
- PÁEZ-OSUNA, F., A. GRACIA, F. FLORES-VERDUGO, L. P. LYLE-FRITCH, R. ALONSO-RODRÍGUEZ, A. ROQUE & A. C. RUIZ-FERNÁNDEZ. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* 46: 806-815. DOI:10.1016/S0025-326X(03)00107-3
- PAN, K. & W.-X. WANG. 2009. Biodynamics to explain the difference of copper body concentrations in five marine bivalve species. *Environmental Science and Technology* 43 (6): 2137-2143. DOI:10.1021/es802888u
- PHILLIPS, D. J. H. & K. MUTTARASIN. 1985. Trace metals in bivalve mollusks from Thailand. *Marine Environmental Research* 15: 215-234. DOI:10.1016/0141-1136(85)90003-0
- ROBINSON, W. A., W. A. MAHER, F. KRUKOWA, J. A. NELL & R. HAND. 2005. The use of the oyster *Saccostrea glomerata* as a biomonitor of trace metal contamination: intra-sample, local scale and temporal variability and its implications for biomonitoring. *Journal of Environmental Monitoring* 7: 208-223. DOI:10.1039/B415295F
- RUIZ-LUNA, A. & G. DE LA LANZA-ESPINO. 1999. *Sistemas rurales de producción camarónica en Guasave, Sinaloa y norte de Nayarit (descripción física, entorno y ubicación)*. Centro de Investigación, Alimentación y Desarrollo (Unidad Mazatlán) y Universidad Nacional Autónoma de México, México DF. 45 p.
- SAGARPA (SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, DESARROLLO RURAL, PESCA Y ALIMENTACIÓN). 2015. Disponible en línea en: www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/consulta_especifica_por_produccion (consultado el 25 de marzo 2016).
- SARONG, M. A., C. JIHAN, Z. A. MUCHLISIN, N. FADLI & S. SUGIANTO. 2015. Cadmium, lead and zinc contamination on the oyster *Crassostrea gigas* muscle harvested from the estuary of Lanmyong River, Banda Aceh City, Indonesia. *AACL Bioflux* 8 (1): 1-6.
- SOTO-JIMÉNEZ, M., F. PÁEZ-OSUNA & F. MORALES-FERNÁNDEZ. 2001. Selected trace metals in oysters (*Crassostrea iridescens*) and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall in Mazatlán Bay (Southeast Gulf of California): Chemical fractions and bioaccumulation factors. *Environmental Pollution* 114: 357-370. DOI: 10.1016/S0269-7491(00)00239-6
- VÁZQUEZ-BOUCARD, C., G. ANGUIANO-VEGA, L. MERCIER & E. ROJAS DEL CASTILLO. 2014. Pesticide residues, heavy metals, and DNA damage in sentinel oysters *Crassostrea gigas* from Sinaloa and Sonora, Mexico. *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 77 (4): 169-176. DOI: 10.1080/15287394.2013.853223
- WANG, L. & W. X. WANG. 2014. Depuration of metals by the green-colored oyster *Crassostrea sikamea*. *Toxicology & Chemistry* 33 (10): 2379-2385. DOI: 10.1002/etc.2695
- WONG, M. H., C. K. CHOY, W. M. LAU & Y. H. CHEUNG. 1981. Heavy-metal contamination of the Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) cultured in Deep Bay, Hong Kong. *Environmental Research* 25: 302-309. DOI:10.1016/0013-9351(81)90032-3

Diversidad y distribución de los caprellidos (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) en la región del Pacífico oriental tropical: revisión documental

Diversity and distribution of caprellids (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) in the Eastern Tropical Pacific region: Review of the literature

Lucy Coral Alarcón-Ortega, Amílcar Leví Cupul-Magaña, Alma Paola Rodríguez-Troncoso y Fabio Germán Cupul-Magaña

Laboratorio de Ecología Marina, Centro de Investigaciones Costeras, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Av. Universidad de Guadalajara 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, 48280, México
e-mail: amilcar.cupul@gmail.com

Recibido: 24 de noviembre de 2016. **Aceptado:** 31 de mayo de 2017.

Alarcón-Ortega L. C., A. Leví Cupul-Magaña, A. P. Rodríguez-Troncoso y F. G. Cupul-Magaña. 2017. Diversidad y distribución de los caprellidos (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) en la región del Pacífico oriental tropical: revisión documental. *Hidrobiológica* 27 (2): 229-239.

RESUMEN

Antecedentes. Los caprellidos son de los grupos de anfípodos más diversos y abundantes asociados a ambientes marinos, desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas como recurso energético en diferentes niveles tróficos y, sin embargo, a pesar de su importancia, su abundancia y riqueza de especies en el Pacífico oriental tropical (POT), es pobremente conocida. **Objetivos.** El propósito de este trabajo fue recopilar y actualizar el conocimiento existente sobre los caprellidos del POT y describir generalidades sobre su alimentación, hábitat, distribución, reproducción y ciclos de vida. **Métodos.** El trabajo se centró en la búsqueda de material bibliográfico acerca del POT publicado entre 1903 y 2016, mediante el buscador Google Scholar y las bases de datos Redalyc, Scielo, Science Direct e ISI Web, así como por referencias cruzadas. **Resultados.** Se encontró que hasta el momento se han registrado un total de 16 especies agrupadas en cinco géneros que se distribuyen principalmente entre 1 y 30 m de profundidad dentro de la zona litoral y particularmente asociados a los ecosistemas coralinos. En la última década, el conocimiento sobre la riqueza de especies de caprellidos registrada incrementó 65.5%. Para el POT, el 57% de los registros se han documentado en subregiones del Pacífico mexicano; lo anterior evidencia el gran vacío de información para el resto de las subregiones. **Conclusiones.** Debido a la escasa información y al potencial de contar con más especies en la región, se recomienda incrementar el esfuerzo de muestreo con el fin de contribuir al conocimiento del grupo y generar una línea base de información para futuras investigaciones que permita mejorar las estrategias de manejo y conservación de los ecosistemas marinos.

Palabras clave: Biodiversidad, caprellidos, Pacífico de México, riqueza de especies.

ABSTRACT

Background. Caprellids are one of the most diverse and abundant amphipods associated with marine environments. They play a fundamental role in ecosystems as an energy source at different trophic levels. In spite of their importance, abundance, and species richness in the Eastern Tropical Pacific (ETP), they are scarcely known. **Goals.** The purpose of this study was to collect and update existing knowledge of caprellids in the ETP and to describe general information about feeding habitats, distribution, reproduction, and life cycle. **Methods.** The work focused on searching for bibliographic material published between 1903 and 2016 on the ETP, using the Google Scholar web search engine and the Redalyc, Scielo, Science Direct, and ISI Web databases, as well as cross-references. **Results.** Sixteen species grouped in five genera are distributed at a depth mostly between 1-30 m, within the littoral zone and particularly associated with coral reef ecosystems. In the last decade, knowledge about caprellids species richness has increased by 65.5%. However, 57% of the records in the Eastern Tropical Pacific have been reported in the Gulf of California and Central Mexican Pacific subregions, a fact that reveals a large information gap with respect to the rest of the ETP subregions. **Conclusions.** Due to the scarce information and the potential of finding more species in the region, we recommend increasing the sampling effort in order to contribute to the knowledge of the group and generate baseline information for further research that will inform improved management strategies and conservation of marine ecosystems.

Key words: Biodiversity, caprellids, Mexican Pacific, species richness.

INTRODUCCIÓN

Los caprélidos son crustáceos con tallas de entre 1 y 54 mm, exclusivamente marinos y clasificados en dos grandes grupos: los bentónicos de vida libre (familia Caprellidae) y los ectoparásitos de mamíferos marinos (familia Cyamidae) (McCain, 1968; Margolis *et al.*, 2000). La familia Caprellidae incluye 423 especies dentro de 89 géneros (de Broyer, 2015). El 40% de las especies corresponden al género *Caprella* Lamarck, 1801. Presentan una amplia distribución latitudinal y un gradiente batimétrico, habitan en diversos sustratos como algas, esponjas, hidrozooos, briozoos y octocorales (McCain, 1968; Laubitz, 1970; Laubitz & Mills, 1972), también en fondos blandos, arrecifes rocosos y coralinos (Guerra-García & Koonjul, 2005; Guerra-García *et al.*, 2012; Galván-Villa & Ayón-Parente, 2015; Sánchez-Moyano *et al.*, 2015).

El conocimiento sobre la sistemática de los anfípodos caprélidos inició con los trabajos de Mayer (1882, 1890, 1903), los cuales sintetizan lo que se conocía sobre la taxonomía hasta ese momento. Por lo que respecta a la zona del Pacífico occidental, se ha registrado una riqueza de 27 especies para el Indo-Pacífico central (Laubitz, 1991; Krapp-Schikell & Guerra-García, 2005), 18 especies en Australia (Guerra-García & Takeuchi, 2004), ocho para Hawái y la región media del Pacífico (McCain & Steinberg, 1970); y 115 especies para Japón y áreas adyacentes, región que presenta la mayor riqueza a nivel mundial (McCain & Steinberg, 1970; Arimoto, 1976; Takeuchi, 1999).

Para el pacífico oriental, la mayor parte de los registros corresponden a las costas del Pacífico norte oriental (Estados Unidos de América y Canadá) con 57 especies (Dougherty & Steinberg, 1953; Laubitz, 1970; McCain & Steinberg, 1970; Chess, 1989; Walting & Carlton, 2007; Guerra-García & Hendrycks, 2013) y para las costas del Pacífico sudoriental, cinco especies (Guerra-García & Thiel, 2001; Ros *et al.*, 2014). La poca frecuencia de realización de este tipo de estudios puede asociarse a la escasez de especialistas en el grupo, además, las investigaciones sobre los anfípodos se han desarrollado en mayor proporción para los grupos de gammáridos e hipéridos (Escobar-Briones & Winfield, 2003).

Actualmente, los registros de caprélidos en el Pacífico oriental tropical (POT) se limitan a las costas de unos cuantos países (McCain & Steinberg, 1970; Escobar-Briones & Winfield, 2003; Brusca & Hendrickx, 2005; García-Madriral, 2007). Por lo anterior, este trabajo tiene la finalidad de contribuir al conocimiento de las especies de caprélidos descritas y registradas en el POT a partir de la revisión documental sobre el grupo; igualmente recopila información dispersa sobre su sistemática, generalidades morfológicas y aspectos ecológicos relacionados con su alimentación y hábitat.

Sistemática. Históricamente, el orden Amphipoda (Crustacea: Malacostraca: Peracarida) se clasificaba en cuatro subórdenes: Gammaridea Latreille, 1802; Caprellidea Leach, 1814; Hyperriidea Milne-Edwards, 1830; e Ingolfiellidea Hansen, 1903. Sin embargo, recientemente se realizaron cambios sustanciales en la taxonomía del grupo con base en análisis filogenéticos y cladísticos de caracteres morfológicos (Myers & Lowry, 2003; Lowry & Myers, 2013). Se estableció al suborden Senticaudata Lowry & Myers, 2013, que agrupa al infraorden Coriophiida; asimismo al parvorden Caprellidira y a la superfamilia Caprelloidea Leach, 1814; ésta última incluye a las familias Caprellidae Leach, 1814; (con tres subfamilias Caprellinae, Paracercopinae, Phitiscinae) y Cyamidae Rafinesque, 1817.

Morfología. Presentan dos variaciones morfológicas: los de cuerpo delgado y cilíndrico con hábitos de vida libre (Caprellidae) y los deprimidos dorsoventralmente que parasitan cetáceos (Cyamidae) (Margolis *et al.*, 2000). Su cuerpo está constituido por siete pereonitos que en algunas especies presentan proyecciones dorsales (p. ej. *Aciconula acanthosoma* Chess, 1989; *Caprella verrucosa* Boeck, 1871), laterales (p. ej. *Paracaprella pusilla* Mayer, 1890) o ventrales (p. ej. *Caprella equilibra* Say, 1818; *C. pilidigita* Laubitz, 1970). Tienen dos pares de antenas, donde el primero es más largo que el segundo; dos pares de gnatópodos, con el segundo par más desarrollado y ornamentado en los machos que en las hembras (Arimoto, 1976).

En cuanto a las branquias, generalmente se localizan en el tercer y cuarto segmento, al igual que los oostegitos en el caso de las hembras. El número de pereiópodos es variable. En algunos géneros como *Phitiscia* y *Hemiproto* tiene cinco pares de pereiópodos (desde el pereonito tercero hasta el séptimo) o sólo tres (del quinto al séptimo) como en el género *Caprella*. Estas extremidades están provistas de garfios (*grasping spines* en inglés) que les permiten aferrarse fuertemente al sustrato que habitan (Thiel *et al.*, 2003) (Fig. 1). El abdomen es reducido; los pleópodos y urópodos se encuentran reducidos o ausentes, lo que les dificulta nadar. Esta última actividad la realizan mediante movimientos bruscos y rápidos que implican flexiones ventrales y enderezamiento del cuerpo, similares a los movimientos de una oruga (Keith, 1971; Aoki, 1999).

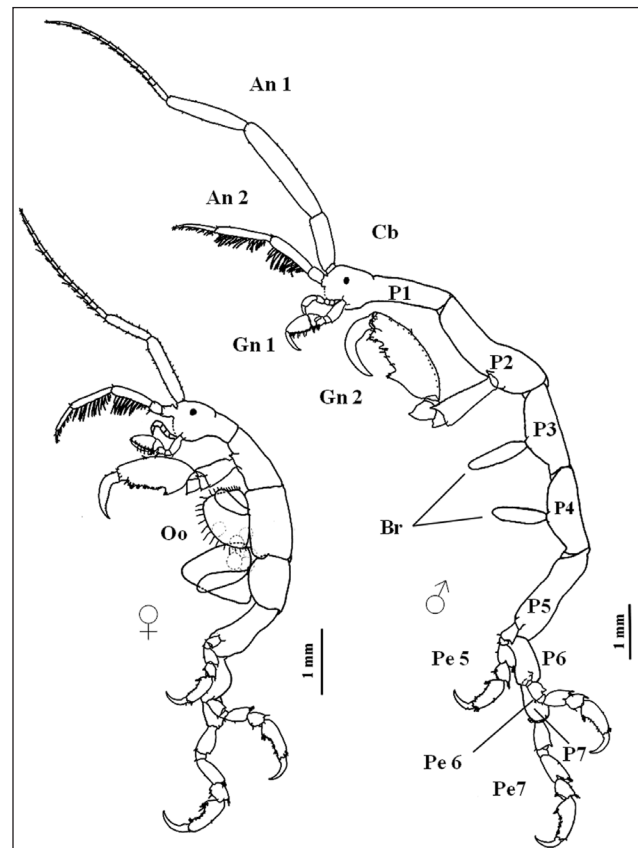


Figura 1. Morfología general de hembras y machos de caprélidos; vista lateral izquierda. An 1-2: Antena, Cb: Cabeza, Gn 1-2: Gnatópodo, P1-7: Pereonito, Pe 5-7: Pereiópodo, Oo: Oostegitos.

Importancia biológica. Son consumidores de diatomeas, detritus, pequeños crustáceos y microalgas, por lo que son considerados recicladores de biomasa (Caine, 1979; Caine, 1991; Takeuchi & Hino, 1997; Woods, 2009; Alarcón-Ortega *et al.*, 2012). Asimismo, son vectores en la transferencia de energía dentro de los ecosistemas al ser presas de crustáceos decápodos, cefalópodos y peces (Dauby *et al.*, 2001; Guerra-García & Koonjul, 2005; Moreira *et al.*, 2008; Woods, 2009).

Desde el punto de vista comercial son utilizados como alimento vivo para juveniles de peces y moluscos de cultivo, ya que alcanzan altas densidades poblacionales, son de rápido crecimiento y de temprana maduración sexual, particularmente en ambientes con alto contenido orgánico (Pinczon du Sel *et al.*, 2000; Guerra-García & Koonjul, 2005; Woods, 2009; Baeza-Rojano *et al.*, 2010; Baeza-Rojano, 2012).

Adicionalmente, son considerados como bioindicadores de la calidad ambiental por su sensibilidad a contaminantes y tóxicos en el ambiente, incluso en condiciones abióticas extremas (Thomas, 1993; Guerra-García & Gómez, 2001; Woods, 2009). Además, son tolerantes a un amplio intervalo térmico (2-28°C), tienen la capacidad de resistir condiciones de salinidad por debajo de los 19 ups, durante periodos cortos (Ashton *et al.*, 2007) y pueden sobrevivir alrededor de 20 días sin alimento (Cook *et al.*, 2007). Estas características les permiten distribuirse exitosamente en diferentes condiciones ambientales a lo largo de los océanos.

Hábitat. La morfológica de los caprellidos les ha permitido colonizar diferentes ecosistemas en un amplio gradiente de variables ambientales (Caine, 1978) y en una extensa distribución latitudinal que incluye desde las zonas tropicales hasta los polos. En un gradiente batimétrico se les encuentra desde la zona intermareal hasta profundidades abisales (4,970 m) (Laubitz & Mills, 1972; Moreira *et al.*, 2008; Hendrickx & Ayón-Parente, 2014; Paz-Ríos *et al.*, 2014). Los caprellidos establecen asociaciones de protección, comensalismo, mutualismo y ectoparasitismo con la comunidad epibiótica (Vader, 1978; Caine, 1998). También se relacionan con anémonas (Vader, 1983), gorgonias (Laubitz & Lewbel, 1974), equinodermos (Patton, 1968; Vader, 1978; Volbehr & Rachor, 1997) moluscos (Vader, 1972) y crustáceos decápodos (Griffiths, 1977; Martin & Pettit, 1998). Igualmente, se han encontrado en vertebrados como tortugas marinas (Aoki & Kikuchi, 1995), peces (Galván-Villa & Ayón-Parente, 2015) y cetáceos (familia Cyamidae) (McCain, 1968; Margolis *et al.*, 2000). Pueden ser encontrados aferrados a estructuras artificiales como boyas, cuerdas y cascos de barcos (Caine, 1987; Thiel *et al.*, 2003; Astudillo *et al.*, 2009; Ros *et al.*, 2014; Alarcón-Ortega *et al.*, 2015).

Alimentación. La mayoría de las especies son filtradoras, pues captan partículas en suspensión de la columna de agua al auxiliarse con las setas de sus antenas (Caine, 1974). Otras son carnívoras, que capturan activamente crustáceos pequeños (p. ej. copépodos harpacticoides, gammáridos) o raspadoras, que ingieren principalmente detritus depositado sobre el sustrato (Caine, 1974; Guerra-García & Tierno de Figueroa, 2009; Alarcón-Ortega *et al.*, 2012; Ros *et al.*, 2014). De igual manera, en su dieta se encuentran hidroides, esponjas, algas y diatomeas (Keith, 1969; Caine, 1974; Guerra-García & Tierno de Figueroa, 2009; Alarcón-Ortega *et al.*, 2012; Ros *et al.*, 2014). No son consideradas especialistas, ya que algunas especies como *C. grandimana* (Mayer, 1882) y *Paracaprella tenuis* Mayer, 1903, modifican su dieta de acuerdo con la disponibilidad de los recursos nutricionales (Guerra-García & Tierno de Figueroa, 2009).

La plasticidad de sus hábitos alimenticios, la asociación con sustratos y sus estructuras corporales, como pereiópodos, gnatópodos y antenas, les permiten captar una mayor cantidad de alimento con el menor esfuerzo (Caine, 1974, 1978, 1979). Su presencia puede llegar a beneficiar al sustrato hospedero, como ejemplo, se tiene la asociación que existe con los hidroides, quienes proveen hábitat y alimento a cambio de mantener alejados a los depredadores (Caine, 1998).

Ciclo de vida y reproducción. Su ciclo de vida es regularmente de un año y alcanzan la madurez sexual entre los 20 y 34 días de vida, con aproximadamente siete ciclos reproductivos en total (Baeza-Rojano & Guerra-García, 2013). Los machos poseen un par de penes en el séptimo pereonito y las hembras un par de poros genitales en el quinto. La cópula consiste en la introducción del par de penes y el depósito de esperma en los poros genitales. Posteriormente, la hembra transfiere los huevos (hasta 87) al interior de los oosteguitos y los incuba de tres a seis días (Heptner, 1963; Baeza-Rojano & Guerra-García, 2013). El desarrollo es de tipo directo, donde los caprellidos emergen del marsupio como juveniles con el mismo aspecto que un adulto, pero de menor tamaño y se aferran al sustrato que habitarán (Arimoto, 1976). Algunas especies presentan cuidado parental, donde los juveniles se aferran a la madre durante los primeros días de vida para recibir alimento y protección contra los depredadores (Thiel, 1997; Aoki, 1999). En otras especies el cuerpo de la madre es abandonado y los juveniles se sujetan rápidamente al sustrato (Aoki, 1999; Baeza-Rojano & Guerra-García, 2013).

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se centró en la búsqueda de información para el POT, región que comprende la costa del Pacífico de América, desde el sur de Baja California, México (~29°N), hasta el norte de Perú (5°S), con la inclusión de las islas Galápagos, Coco, Clipperton, Revillagigedo, Marietas, Marias e Isabel (Robertson *et al.*, 2004). La búsqueda del material bibliográfico se realizó con el buscador Google Scholar y en las bases de datos Redalyc, Scielo, Science Direct e ISI Web, así como por referencias cruzadas. Sólo se incluyó material publicado entre 1903 y 2016. Con el objetivo de conocer la distribución de los estudios de caprellidos por subregiones en el POT, éste fue dividido en seis subregiones (García-Madrigal, 2007): A) Costa oeste de Baja California, B) Golfo de California, C) Pacífico central mexicano (de Nayarit a Michoacán), D) Pacífico sur mexicano (desde Guerrero hasta Chiapas), E) Centroamérica (Guatemala a Panamá) y F) Pacífico sureste tropical (de Colombia al norte de Perú) (Fig. 3).

RESULTADOS

Para el POT se documentaron 15 publicaciones sobre caprellidos, de las que siete citan nuevas especies y nuevos registros, cuatro presentan listas de especies y cuatro mencionan aspectos ecológicos. Mayer (1903) fue quien realizó los primeros registros de especies de caprellidos para el POT: *Caprella equilibra* y *C. unguina* Mayer, 1903. Casi cuatro décadas después, Shoemaker (1942) registró a *C. scaura* Templeton, 1836, en la costa este de Baja California Sur, México.

El primer registro de un caprellido abisal para el POT corresponde a *Abysicaprella galathae* McCain, 1966, recolectado en Costa Rica (McCain, 1966). Posteriormente, McCain (1967) describió a *Paracaprella barnardi* McCain, 1967, para Panamá. McCain & Steinberg (1970) rea-

lizaron una recopilación de los registros existentes anteriores al año de 1970, en la que señalan la presencia de *C. californica* Stimpson, 1856; *C. equilibra*, *C. scaura* y *P. barnardi* para el POT. En particular para el Pacífico mexicano, Escobar-Briones & Winfield (2003) determinaron que su riqueza es de nueve especies, de las cuales tres corresponden a la familia Caprellidae (*C. equilibra*, *C. scaura* y *C. californica*) y seis a la familia Cyamidae. Para el Golfo de California, Brusca & Hendrickx (2005) realizaron una lista con la distribución de su macrofauna, e incluyeron a *C. californica* y *C. equilibra*. Posteriormente, García-Madrigal (2007) generó una relación de las especies del orden Amphipoda en el POT, en la cual incluyó seis especies de la familia Caprellidae: *C. californica*, *C. equilibra*, *C. scaura*, *C. unguina*, *P. barnardi* y *A. galathae*.

Hasta el 2007 sólo se tenían seis registros de caprélidos para el POT. No obstante, en los últimos años algunos autores han contribuido al incremento del conocimiento del grupo en la región (Alarcón-Ortega et al., 2012; Hendrickx & Ayón-Parente, 2014; Ros et al., 2014; Alarcón-Ortega et al., 2015; Galván-Villa & Ayón-Parente, 2015; Sánchez-Moyano et al., 2015; Soler-Hurtado & Guerra-García, 2015).

En cuanto a su ecología, es poco lo que se ha generado. Alarcón-Ortega et al. (2012) registraron los hábitos alimenticios de *C. equilibra*, *Aciconula acanthosoma*, *C. aff. penantis* y *Paracaprella* sp., en la costa este de México. Por otro lado, para el Golfo de California, Hendrickx & Ayón-Parente (2014) determinaron dos nuevas especies de aguas profundas, *Caprella calderoni* Hendrickx & Ayón-Parente, 2014, y *C. mercedesae* Hendrickx & Ayón-Parente, 2014. La primera asociada al erizo de mar *Spatangus californicus* H. L. Clark, 1917, y la segunda recolectada en hidroide. Asimismo, Sánchez-Moyano et al. (2015), en diferentes zonas insulares del Pacífico central mexicano, registraron siete especies, donde cuatro fueron nuevas para la ciencia: *A. acanthosoma*; *C. equilibra*; *C. mendax* Mayer, 1903; *Caprella pitu* Sánchez-Moyano, García-Asencio & Guerra-García, 2014; *Liropus isabelensis* Sánchez-Moyano, García-Asencio & Guerra-García, 2014; *Paracaprella carballoi* Sánchez-Moyano, García-Asencio & Guerra-García, 2014 y *P. isabelae* Sánchez-Moyano, García-Asencio & Guerra-García, 2014.

Un aspecto importante sobre la distribución de los caprélidos son las especies consideradas como invasoras, como es el caso de la especie no-indígena *Paracaprella pusilla*, cuya localidad tipo es Río de Janeiro, Brasil, y ha sido registrada junto con *C. equilibra* en el Canal de Panamá (Ros et al., 2014). Actualmente, *P. pusilla* se ha encontrado asociada a muelles y estructuras marinas en la región del Pacífico central mexicano (Alarcón-Ortega et al., 2015). Para las costas de Jalisco, México, Galván-Villa & Ayón-Parente (2015) describieron una nueva especie, *Caprella suprapiscis* Galván-Villa & Ayón-Parente, 2015, asociada al pez piedra *Scorpaena mystes* Jordan & Starks, 1895, siendo el segundo registro mundial que documenta este tipo de asociación. Recientemente para Ecuador, Soler-Hurtado y Guerra-García (2015) citaron la presencia de *A. acanthosoma* en asociación con gorgonias *Leptogorgia obscura* Bielshowsky, 1918 y *Leptogorgia* sp. (ver Tabla 1).

Consideraciones generales. En el POT se han registrado 16 especies dentro de cinco géneros. *Caprella* (nueve especies) y *Paracaprella* (cuatro especies) son los géneros más diversos. El POT contribuye con el 3.78% de las especies descritas en el mundo, las que principalmente se localizan en las subregiones del Golfo de California (nueve especies) y Pacífico central mexicano (ocho especies). Los estudios sobre el grupo son nulos en el Pacífico sur mexicano (Fig. 3); sin embargo, es importante reconocer que en la última década el esfuerzo de investigación se ha incrementado en un 50% (Fig. 2). No obstante, la información disponible sobre los caprélidos en esta región es limitada al compararla con otras regiones del mundo (Laubitz, 1970; Arimoto, 1976; Takeuchi, 1999; Winfield & Escobar-Briones, 2008; Guerra-García et al., 2012).

Por otro lado, las nuevas especies descritas fueron principalmente para las subregiones Golfo de California (seis especies) (Hendrickx & Ayón-Parente, 2014; Sánchez-Moyano et al., 2015) y Pacífico Central Mexicano (cinco especies) (Galván-Villa & Ayón-Parente, 2015; Sánchez-Moyano et al., 2015), pero escasas o con grandes vacíos de información en el resto de las subregiones (Fig. 3).

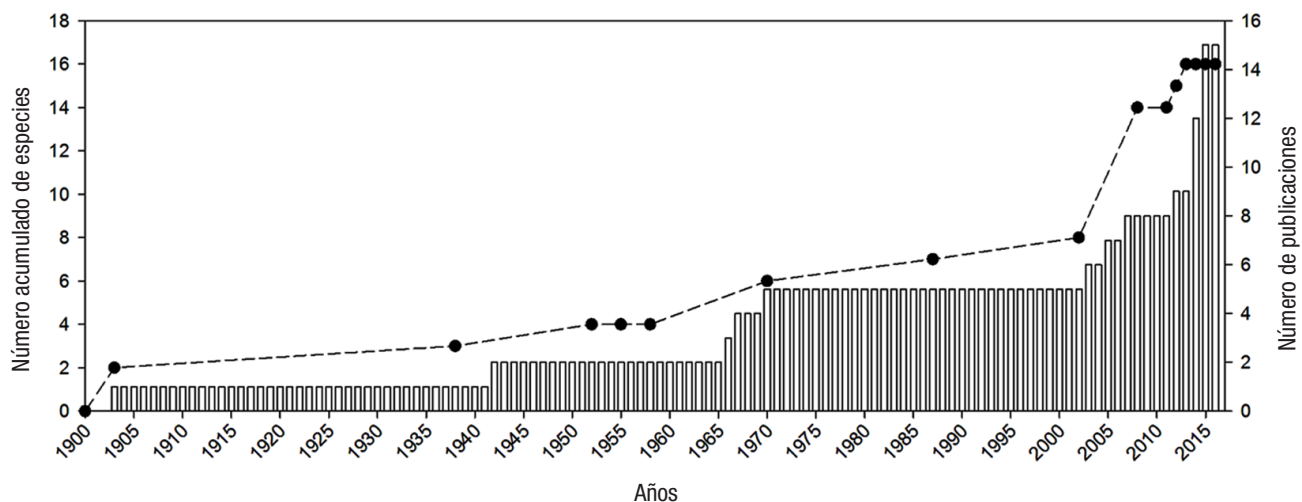


Figura 2. Número acumulado de especies de caprélidos descritas (línea discontinua) y número de publicaciones (barras) para el Pacífico oriental tropical de 1903 a 2016.

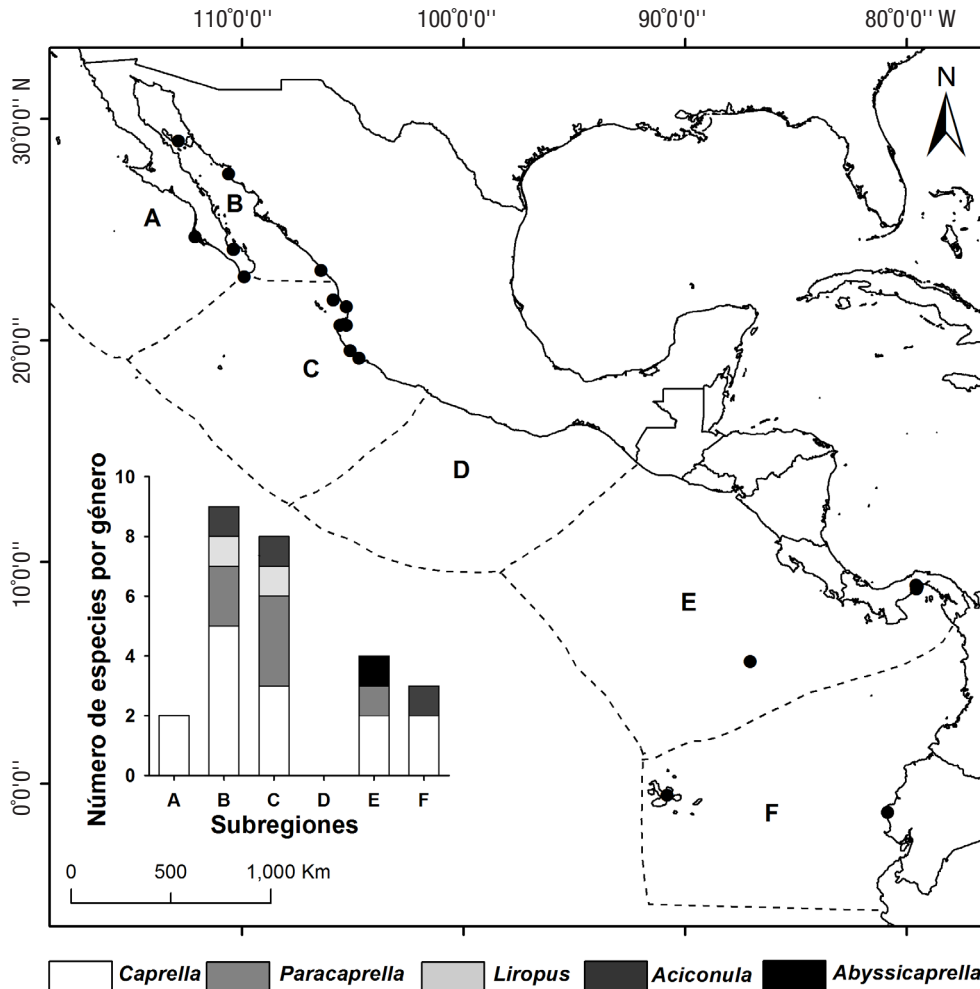


Figura 3. Distribución de la riqueza de especies de caprélidos a lo largo del Pacífico oriental tropical. Los círculos negros representan las localidades donde se han registrado caprélidos; la gráfica de barras representa el número de especies documentadas para cada género por subregión. A: Costa oeste de Baja California, B: Golfo de California, C: Pacífico central mexicano (de Nayarit a Michoacán), D: Pacífico sur mexicano (de Guerrero a Chiapas), E: Centroamérica (Guatemala a Panamá) y F: Pacífico sureste tropical (de Colombia al norte de Perú).

DISCUSIÓN

El POT pertenece a una de las provincias biogeográficas más diversas del mundo (Guzmán & Cortés, 1993). Presenta un alto nivel de conectividad ecológica y características oceanográficas complejas, derivadas de la convergencia de importantes corrientes marinas como la corriente de California, Ecuatorial y la costera de Costa Rica (Kessler, 2006). La presencia de estas corrientes influye sobre las características ambientales como la temperatura, salinidad, disponibilidad de nutrientes y hábitat de la región (Hernández-Ayón, 2011); además, proporcionan las condiciones óptimas para el asentamiento y crecimiento de las poblaciones de caprélidos. Las condiciones oceanográficas influenciadas por corrientes durante periodos largos (4-6 meses) de norte a sur y viceversa, ejercen un efecto en la dispersión de los caprélidos, los cuales pueden seguir el flujo superficial al utilizar medios físicos de dispersión como algas, hidroides y sustratos flotantes a la deriva (Thiel

et al., 2003; Astudillo *et al.*, 2009; Woods, 2009) que contribuye a la conectividad entre la región.

Otra condición importante en la distribución de los caprélidos es el evento “El Niño-Oscilación del Sur” (ENOS), tanto en su fase cálida (“El Niño”), como en su fase fría (“La Niña”). Estos fenómenos producen efectos, principalmente, en la productividad primaria de la cadena trófica de los ecosistemas marinos, afectando a los organismos dependientes de su disponibilidad (Wang & Fiedler, 2006). Pocos estudios en caprélidos han correlacionado el efecto en sus abundancias durante eventos ENOS; no obstante, se ha observado que la abundancia disminuye durante “El Niño” e incrementa durante “La Niña”, principalmente debido a la respuesta de los grupos bentónicos a las fluctuaciones de la temperatura (Chess, 1989; Hosono, 2014). Debido a que estos eventos actualmente se presentan con una mayor frecuencia e intensidad (Wang & Fiedler, 2006; Lee & McPhaden, 2010), esta situación podría afectar el patrón de distribución y abundancia de algunas especies.

Tabla 1. Distribución de las especies de caprélidos registradas en el Pacífico oriental tropical; incluye la colección donde se encuentra el material tipo, localidades de recolecta, estado, país y tipo de sustrato en el que se recolectó. NMNH-SI: National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Whashington D.C.; ZMUC: Zoological Museum University of Copenhagen, Dinamarca; EMU: Colección Regional de Invertebrados Marinos, Estación Marina Mazatlán, UNAM, Mazatlán, Sinaloa, México; MNCN: Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid, España; LEMA-CCR: Laboratorio de Ecosistemas Marinos y Acuicultura, Universidad de Guadalajara, Zapopan, México. Hol: Holotipo; Sin: Sintipo; Lec: Lectotipo; Par: Paralectotipo. Sin: Sinaloa; Nay: Nayarit; Jal: Jalisco; BCS: Baja California Sur; Son: Sonora; MEX: México; ECU: Ecuador; PAN: Panamá; CRC: Costa Rica; Al: Alga; Hi: Hidrozoos; Go: Gorgonias; Es: Esponja; Ar: Arena, Br: Brozoos, Ef: Esqueletos de foraminíferos; Fb: Fondos blandos.

Especie	Material tipo	Localidad	Estado	País	Profundidad (m)	Sustrato	Referencia	
<i>Aciconula acanthosoma</i> Chess, 1989	NMNH-SI	Mazatlán: Isla de los Pájaros, Isla Venado	Sin	MEX	2-6	Al, Hi, Go	Alarcón-Ortega <i>et al.</i> (2012)	
	Hol: USNM-240206	Isla Isabel: Bahía Tiburón, Las Monas, Cerro Pelón	Nay		1-25	Hi, Go, Br	Sánchez-Moyano <i>et al.</i> (2015)	
		Mazatlán: Isla de los Pájaros	Sin		3-25	Al, Hi		
		Parque Nacional Machalilla	Manabí	ECU	5-30	Go	Soler-Hurtado & Guerra-García (2015)	
<i>Abbyssicaprella galathea</i> McCain, 1966	ZMUC Hol: ZMUC CRU-6492	-	-	CRC	3501-4004	Ef	McCain (1966)	
		-	-		3501-3503	Ef	McCain & Steinberg (1970)	
<i>Caprella unguina</i> Mayer, 1903	NMNH-SI Sin: USNM-25910	Islas Galápagos	-	ECU	-	-	Mayer (1903)	
<i>Caprella californica</i> Stimpson, 1857	-	Bahía Magdalena, Cabo San Lucas	BCS	MEX	-	-	McCain & Steinberg (1970)	
<i>Caprella equilibra</i> Say, 1818	-	Bahía de la Paz	BCS	MEX	-	-	Mayer (1903)	
		Estero de la Luna	Son		-	-	McCain & Steinberg (1970)	
		Isla Taboga	Taboga	PAN		-	-	
		Entre Panamá e Islas Galápagos	-	ECU		-	-	
		Canal de Panamá	-	PAN		1	Ar	Ros <i>et al.</i> (2014)
		Isla Isabel: Bahía Tiburón, Las Monas, Cerro Pelón	Nay	MEX		1-25	Hi, Go, Br	Sánchez-Moyano <i>et al.</i> (2015)
		Mazatlán: Isla de los Pájaros	Sin			3-8	Hi, Go	Alarcón-Ortega <i>et al.</i> (2012)
<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836	-	Isla Isabel: Bahía Tiburón; Bahía de Banderas: Bajo de las Viudas	Nay					
		Bahía Magdalena, Cabo San Lucas	BCS	MEX	10-28	Al, Fb	Shoemaker (1942)	
		Isla Cocos	-	CRC	-	-	McCain & Steinberg (1970)	

Tabla 1 (continuation).

Especie	Material tipo	Localidad	Estado	País	Profundidad (m)	Sustrato	Referencia
<i>Caprella mercedesae</i> Hendrickx & Ayón-Parente, 2014	EMU Hol: EMU-9866, ex 9196	Golfo de California	BCS	MEX	260	-	Hendrickx & Ayón-Parente (2014)
		Golfo de California	BCS		270-309	Hi	
<i>Caprella calderoni</i> Hendrickx & Ayón-Parente, 2014	EMU Hol: EMU-9858	Golfo de California	BCS	MEX	270-415	Ef	Hendrickx & Ayón-Parente (2014)
<i>Caprella pitu</i> Sánchez-Moyano, García-Asencio, Guerra-García, 2015	MNCN Hol: MNCN 20.04/9211	Islas Marietas	Nay	MEX	10	Go	Sánchez-Moyano <i>et al.</i> (2015)
		Los Arcos	Jal		12	Go	
		Mazatlán: Isla de los Pájaros, Isla Venado	Sin		2-6	Go	
		Isla Isabel: Las Monas, Cerro Pelón	Nay		6-25	Go	
<i>Caprella mendax</i> Mayer, 1903	NMNH-SI Sin: USNM-2273, 25959, 25960, 25961	Mazatlán: Isla de los Pájaros, Isla Venado, Estero de Urías	Sin	MEX	3-6	Hi, Go, Al	Sánchez-Moyano <i>et al.</i> (2015)
<i>Caprella suprapiscis</i> Galván-Villa & Ayón-Parente, 2015	LEMA-CCR Hol: LEMA-CCR454A	Bahía de Chamela: Isla Cocinas, Isla Pajarera, Isla Colorada, San Agustín	Jal	MEX	5-6	Pez piedra	Galván-Villa & Ayón-Parente (2015)
<i>Liropus isabelensis</i> Sánchez-Moyano, García Asencio, Guerra-García, 2015	MNCN Hol: MNCN 20.04/9226	Mazatlán: Isla de los Pájaros	Sin	MEX	3-6	Hi, Go, Al	Sánchez-Moyano <i>et al.</i> (2015)
		Isla Isabel: Bahía Tiburón, Cerro Pelón	Nay		1-25	Hi, Go	
<i>Paracaprella barnardi</i> McCain, 1967	NMNH-SI Ho: USNM-120505	Isla Culebra	-	PAN	-	Raspado de rocas	McCain (1967)
<i>Paracaprella isabellae</i> Sánchez-Moyano, García Asencio, Guerra-García, 2015	MNCN Hol: MNCN 20.04/9239	Isla Isabel: Las Monas	Nay	MEX	6	Hi, Go	Sánchez-Moyano <i>et al.</i> (2015)
<i>Paracaprella carballoi</i> Sánchez-Moyano, García Asencio, Guerra-García, 2015	MNCN Hol: MNCN 20.04/9231	Mazatlán: Isla de los Pájaros	Sin	MEX	3-6	Hi, Go, Al	Sánchez-Moyano <i>et al.</i> (2015)
		Isla Isabel: Bahía Tiburón, Cerro Pelón	Nay		1-6	Hi, Go, Al	
<i>Paracaprella pusilla</i> Mayer, 1890	ZMUC Lec: ZMUC-CRU 7907; Pa: ZMUC-CRU 9428	Canal de Panamá	-	PAN	1	Ar	Ros <i>et al.</i> (2014)
		Mazatlán	Sin	MEX	>1	Al	Alarcón-Ortega <i>et al.</i> (2015)
		Marina: San Blas y Nuevo Vallarta	Nay			Al, Es, Br	
		Melaque	Jal			Ar	

Además de su amplia línea de costa, el POT cuenta con islas oceánicas de origen volcánico (Coco, Malpelo y Galápagos) que no presentan conectividad con la plataforma continental. Esta característica aumenta la importancia del estudio de los caprelidos, porque en las islas oceánicas es posible encontrar un alto número de especies endémicas (Whittaker & Fernández-Palacios, 2007). Por ejemplo, más del 80% de las especies de caprelidos se han documentado en zonas insulares coralinas (Isabel, Marietas, Coco, Galápagos, entre otras) (McCain, 1967; McCain & Steinberg, 1970; Alarcón-Ortega *et al.*, 2012; Galván-Villa & Ayón-Parente, 2015; Sánchez-Moyano *et al.*, 2015) (Tabla 1).

Su morfología y la plasticidad en sus hábitos alimenticios les han permitido llegar a otros sitios distantes a su localidad de origen. Estas especies, llamadas invasoras, han logrado ampliar su distribución aferrándose a estructuras artificiales marinas, muelles, cascos de barcos, agua de lastre y plásticos flotantes (botellas y boyas) (Thiel *et al.*, 2003; Astudillo *et al.*, 2009; Alarcón-Ortega *et al.*, 2015). Tal es el caso de *P. pusilla*, especie originaria de Brasil (Mayer, 1890), que se ha encontrado en ecosistemas modificados como estructuras marinas y muelles, en tres subregiones del POT (Ros *et al.*, 2014; Alarcón-Ortega *et al.*, 2015). Es probable que estos sitios colonizados funcionen como puntos de distribución a otras localidades dentro del POT o más allá de éste (Alarcón-Ortega *et al.*, 2015).

Por otro lado, la distribución batimétrica de este grupo está influenciada por la interacción de la temperatura, profundidad, oxígeno disuelto, disponibilidad de hábitat y fuentes de alimento (Cook *et al.*, 2007; Winfield & Escobar-Briones, 2008; Hendrickx & Ayón-Parente, 2013; Hosono, 2014). Los crustáceos peracáridos se distribuyen de manera estratificada con la profundidad y el tipo de sustrato (Sorbe, 1999), por lo que la composición específica y densidad de los caprelidos, disminuyen con el incremento de la profundidad y la distancia a la costa (Escobar-Briones *et al.*, 1999; Winfield & Escobar-Briones, 2008; Paz-Ríos *et al.*, 2014). Este patrón fue observado en el POT, donde las especies de caprelidos se encontraron principalmente en zonas someras (>1-30 m) asociadas a ecosistemas rocosos y coralinos, exceptuando a *C. calderoni*, *C. mersedesae* y *A. galathae*, que son caprelidos de aguas profunda y fondos blandos.

Podemos concluir que se requiere incrementar el esfuerzo de muestreo en la zona con la implementación de diferentes métodos de recolecta en los diferentes ecosistemas marinos, con el fin de determinar cuáles son los hábitats donde potencialmente se pueden encontrar los caprelidos. Con esta información, se contará con elementos para plantear estudios específicos para conocer sobre la biología del grupo y su función ecológica en el POT. Asimismo, la experiencia en la determinación taxonómica es fundamental para la identificación de los ejemplares, por lo que elaborar claves ilustradas, facilitará el trabajo de laboratorio y hará más eficiente la realización de estudios ecológicos. Por otro lado, promover la formación de redes de investigación especializadas en anfipodos caprelidos a lo largo del POT, permitirá generar bases de datos y la colaboración entre grupos de trabajo.

La mayor parte de la información disponible sobre caprelidos en el POT, corresponde a estudios taxonómicos o de distribución; por lo que su conocimiento en esta zona aún está en sus inicios, principalmente en subregiones como el Pacífico sur mexicano, Pacífico suroeste tropical y Costa oeste de Baja California (Fig. 3). Por otro lado, el aumento en el conocimiento de los caprelidos en el POT durante los últimos años (Fig. 2), sugiere la posibilidad de que este número se incrementará en

función de muestreos posteriores en la región. Esto, permitirá llenar los grandes vacíos de información y generará una línea base para futuras investigaciones que permitan mejorar las estrategias de manejo y conservación de los ecosistemas marinos.

AGRADECIMIENTOS

LCAO agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada (N° 323997) como parte de sus estudios en el programa de doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas de la Universidad de Guadalajara.

REFERENCIAS

- ALARCÓN-ORTEGA, L. C., A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO & A. L. CUPUL-MAGAÑA. 2015. First record of non-indigenous *Paracaprella pusilla* Mayer, 1890 (Crustacea: Amphipoda) in the Northern Tropical East Pacific. *BioInvasions Records* 4 (3): 211-215. DOI: 10.3391/bir.2015.4.3.10
- ALARCÓN-ORTEGA, L. C., J. M. GUERRA-GARCÍA, J. E. SÁNCHEZ-MOYANO & F. G. CUPUL-MAGAÑA. 2012. Feeding habits of caprellids (Crustacea: Amphipoda) from the west coast of Mexico. Do they feed on their hosting substrates? *Zoologica Baetica* 23: 11-20.
- AOKI, M. & T. KIKUCHI. 1995. Notes on *Caprella andreae* Mayer, 1890 (Crustacea, Amphipoda) from the carapace of loggerhead sea turtles in the East China Sea and in Kyushu, Japan. *Proceedings of the Japan Society of Systematic Zoology* 53: 54-61.
- AOKI, M. 1999. Morphological characteristics of young, maternal care behaviour and microhabitat use by caprellid amphipods. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 79: 629-638.
- ARIMOTO, I. 1976. Taxonomic studies of caprellids (Crustacea, Amphipoda, Caprellidae) found in the Japanese and adjacent waters. *Special Publications from the Seto Marine Biological Laboratory Series* 3: 1-229.
- ASHTON, G. V., K. J. WILLIS, M. T. BURROWS & E. J. COOK. 2007. Environmental tolerance of *Caprella mutica*: Implications for its distribution as a marine non-native species. *Marine Environmental Research* 64: 305-312. DOI: 10.1016/j.marenvres.2007.02.003
- ASTUDILLO, J. C., M. BRAVO, C. P. DUMONT & M. THIEL. 2009. Detached aquaculture buoys in the SE Pacific: potential dispersal vehicles for associated organisms. *Aquatic Biology* 5: 219-231. DOI: 10.3354/ab00151
- BAEZA-ROJANO, E. & J. M. GUERRA-GARCÍA. 2013. Life history under laboratory conditions of the caprellids (Crustacea: Amphipoda) from the South of the Iberian Peninsula: *Caprella equilibra* and *Caprella dilatata* (Caprellidae) and *Phtisica marina* (Phtisicidae). *Zoologica Baetica* 24: 155-186.
- BAEZA-ROJANO, E. 2012. Crustáceos anfipodos: una alternativa al alimento vivo usado tradicionalmente en acuicultura. *Chronica naturae* 2: 64-72.
- BAEZA-ROJANO, E., S. GARCÍA, D. GARRIDO, J. M. GUERRA-GARCÍA & P. DOMÍNGUES. 2010. Use of Amphipods as alternative prey to culture cuttlefish (*Sepia officinalis*) hatchlings. *Aquaculture* 300: 243-246. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2009.12.029

- BRUSCA, R. C. & M. E. HENDRICKX. 2005. Crustacea 4: Peracarida: Lophogastriada, Mysida, Amphipoda, Tanaidacea y Cumacea. In: Hendrickx, M. E., R. C. Brusca & L. T. Fiendley (Eds.) *Listado y distribución de macrofauna del golfo de California, México. Parte I. Invertebrados*. Arizona Sonora Desert Museum, USA, pp. 139-154.
- CAINE, E. A. 1979. Population structures of two species of caprellid amphipods (Crustacea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 40: 103-114. DOI: 10.1016/0022-0981(79)90038-8
- CAINE, E. A. 1991. Caprellid amphipods: fast food for the reproductively active. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 148: 27-33. DOI: 10.1016/0022-0981(91)90144-L
- CAINE, E. A. 1974. Comparative functional morphology of feeding in three species of caprellids (Crustacea, Amphipoda) from the Northwestern Florida, Gulf coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 15: 81-96. DOI: 10.1016/0022-0981(74)90065-3
- CAINE, E. A. 1978. Habitat adaptations of North American caprellid Amphipoda (Crustacea). *Biological Bulletin* 155: 288-296. DOI: 10.2307/1540953
- CAINE, E. A. 1987. Potential effect of floating dock communities on a South Carolina estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 108: 83-91. DOI: 10.1016/0022-0981(87)90132-8
- CAINE, E. A. 1998. First case of caprellid amphipod-hydrozoan mutualism. *Journal of Crustacean Biology* 18 (2): 317-320. DOI: 10.2307/1549325
- CHESS, J. R. 1989. *Aciconula acanthosoma*, new species, a caprellid amphipod from Southern California, with notes on its ecology. *Journal of Crustacean Biology* 9 (4): 662-665.
- COOK, E. J., K. J. WILLIS & M. LOZANO-FERNÁNDEZ. 2007. Survivorship, growth and reproduction of the non-native *Caprella mutica* Schurin, 1935 (Crustacea: Amphipoda). *Hydrobiologia* 590: 55-64. DOI: 10.1007/s10750-007-0757-8
- DAUBY, P., Y. SCAILTEUR & C. DE BROYER. 2001. Trophic diversity within the Eastern Weddell Sea amphipod community. *Hydrobiologia* 443: 69-86. DOI: 10.1023/A:1017596120422
- DE BROYER, C. (2015). Caprellidae Leach, 1814. In: Horton, T., Lowry, J., De Broyer, C., Bellan-Santini, D., Coleman, C. O., Daneliya, M., Dauvin, J.-C., Fišer, C.; Gasca, R.; Grabowski, M.; Guerra-García, J. M.; Hendrycks, E.; Holsinger, J., Hughes, L., Jazdzewski, K., Just, J., Kamal'tynov, R. M., Kim, Y.H., King, R., Krapp-Schickel, T., LeCroy, S., Lörz, A.N., Senna, A. R., Serejo, C., Sket, B., Thomas, J., Thurston, M., Vader, W., Väinölä, R., Vonk, R., White & K., Zeidler, W. World Amphipoda Database. Disponible en línea en: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=101361> (consultado el 02 de noviembre 2015).
- DOUGHERTY, E. C. & J. STEINBERG. 1953. Notes on the skeleton shrimps (Crustacea: Caprellidae) of California. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 66: 39-50.
- ESCOBAR-BRIONES, E. & I. WINFIELD. 2003. Patrones de la riqueza de especies y evolución del registro taxonómico de anfipodos del Pacífico en el territorio mexicano. In: Hendrickx, M. (Ed.) *Contribuciones al estudio de los crustáceos del Pacífico Este*. Vol. 2. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, pp. 1-19.
- ESCOBAR-BRIONES, E., M. SIGNORET & D. HERNÁNDEZ. 1999. Variación de la densidad de la infauna macrobentónica en un gradiente batimétrico: Oeste del Golfo de México 25 (2): 193-212.
- GALVÁN-VILLA, C. M. & M. AYÓN-PARENTE. 2015. *Caprella suprapiscis* sp. nov. (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) from the Pacific coast of Mexico. *Zootaxa*. 3956 (4): 569-578. DOI: 10.11646/zootaxa.3956.4.8
- GARCÍA-MADRIGAL, M. S. 2007. Annotated checklist of the amphipods (Peracarida: Amphipoda) from the tropical Eastern Pacific. In: Hendrickx, M. (Ed.) *Contributions to the study of East Pacific Crustaceans*. Vol. 4. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, pp. 63-195.
- GRIFFITHS, C. L. 1977. Deep-Sea Amphipods from west of Cape Point, South Africa. *Annals of the South African Museum* 73 (4): 93-104.
- GUERRA-GARCÍA J. M. & M. THIEL. 2001. La fauna de caprellidos (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) de la costa de Coquimbo, centro-norte de Chile, con una clave taxonómica para la identificación de las especies. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 873-883. DOI: 10.4067/S0716-078X2001000400014
- GUERRA-GARCÍA, J. M. & J. M. TIerno DE FIGUEROA. 2009. What do caprellids feed on? *Marine Biology* 156: 1881-1890. DOI: 10.1007/s00227-009-1220-3
- GUERRA-GARCÍA, J. M. & E. A. HENDRYCKX. 2013. A new species of *Liropus* (Crustacea, Amphipoda, Caprellidae) from California, USA, with an illustrated key of the genus. *Zootaxa* 3718 (5): 467-476. DOI: 10.11646/zootaxa.3718.5.3
- GUERRA-GARCÍA, J. M. & I. TAKEUCHI. 2004. The Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) from Tasmania. *Journal of Natural History* 38: 967-1044. DOI: 10.1080/0022293021000054497
- GUERRA-GARCÍA, J. M. & J. C. GARCÍA-GÓMEZ. 2001. The spatial distribution of Caprellidae (Crustacea: Amphipoda): A stress bioindicator in Ceuta (North Africa, Gibraltar Area). *Marine Ecology* 22 (4): 357-367. DOI: 10.1046/j.1439-0485.2001.01757.x
- GUERRA-GARCÍA, J. M. & M. S. KOONJUL. 2005. *Metaprotella sandalensis* (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae): a bioindicator of nutrient enrichment on coral reef? *Environmental Monitoring and Assessment* 104: 353-367. DOI: 10.1007/s10661-005-1621-9
- GUERRA-GARCÍA, J. M., C. NAVARRO-BARRANCO, J. CORZO, V. COBOSA-MUÑOZ, E. M. GARCÍA-ADIEGO, F. SEMPERE GIMÉNEZ & J. C. GARCÍA-GÓMEZ. 2012. An illustrated key to the soft-bottom caprellids (Crustacea: Amphipoda) of the Iberian Peninsula and remarks to their ecological distribution along the Andalusian Coast. *Helgolander Marine Research* 64 (2): 321-336. DOI: 10.1007/s10152-012-0324-1
- GUZMÁN, H. M. & J. CORTÉS. 1993. Arrecifes coralinos del Pacífico Oriental Tropical: Revisión y perspectivas. *Revisiones de Biología Tropical* 41 (3): 535-557.
- HENDRICKX, M. E. & M. AYÓN-PARENTE. 2014. Two new species of deep-water *Caprella* (Peracarida, Amphipoda, Caprellidae) from the Pacific coast of Mexico collected during the Talud XIV Cruise, with a checklist of species of Caprellidae recorded for the Eastern Pacific. *Crustaceana* 87 (1): 41-63. DOI: 10.1163/15685403-00003277
- HERNÁNDEZ -AYÓN J. M. 2011. CO₂ system studies in Mexican coastal waters: Baja California and the connections with subtropical water.

- Mid-Term Strategy theme: air-sea gas fluxes at Eastern boundary. *SOLAS News Letter* 13: 26-27.
- HEPTNER, M. V. 1963. Reproduction biology and life-cycle of *Caprella septentrionalis* Krøyer (Amphipoda, Caprellidea) in the White Sea. *Zoolicheskii Zhurnal* 42: 1619-30. (en ruso con resumen en inglés)
- HOSONO, T. 2014. Temperature explains reproductive dynamics in caprellids at different latitudes. *Marine Ecology Progress Series* 511: 129-141. DOI: 10.3354/meps10914
- KEITH, D. E. 1969. Aspects of feeding in *Caprella californica* Stimpson and *Caprella equilibra* Say (Amphipoda). *Crustaceana* 16 (2): 119-124.
- KEITH, D. E. 1971. Substrate selection in caprellid amphipods of Southern California, with emphasis on *Caprella californica* Stimpson and *Caprella equilibra* Say (Amphipoda). *Pacific Science* 25: 387-394.
- KESSLER, W. S. 2006. The circulation of the Eastern Tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69: 181-217. DOI: 10.1016/j.pocean.2006.03.009
- KRAPP-SCHICKEL, T. & J. M. GUERRA-GARCÍA. 2005. Littoral Caprellidae (Crustacea: Amphipoda) from Indonesia, with the description of a new species. *Botanica Zoologica* 29: 47-62.
- LAUBITZ, D. & G. LEWDEL. 1974. A new species of caprellid (Crustacea: Amphipoda) associated with gorgonian octocorals. *Canadian Journal of Zoology* 52 (5): 549-551. DOI: 10.1139/z74-070
- LAUBITZ, D. R. & E. L. MILLS. 1972. Deep-sea Amphipoda from the western North Atlantic Ocean. Caprellidea. *Canadian Journal of Zoology* 50 (4): 371-383. DOI: 10.1139/z72-054
- LAUBITZ, D. R. 1970. *Studies on the Caprellidae (Crustacea, Amphipoda) of the American North Pacific*. National Museum of Natural Sciences, Publications in Biological Oceanography N° 1. 89 p.
- Laubitz, D. R. 1991. New records of Antarctic and Subantarctic caprellids (Crustacea, Amphipoda). *Mésogée* 51: 29-39.
- LEE, T. & M. J. McPHADEN. 2010. Increasing intensity of El Niño in the central-equatorial Pacific. *Geophysical Research Letters* 37: L14603. DOI: 10.1029/2010GL044007
- LOWRY J. K. & A. A. MYERS. 2013. A phylogeny and classification of the Senticaudata subord. nov. (Crustacea, Amphipoda). *Zootaxa* 3610 (1): 001-080. DOI: 10.11645/zootaxa.3610.1.1
- MARGOLIS, L., T. E. McDONALD & E. L. BOUSFIELD. 2000. The whale lice (Amphipoda: Cyamidae) of the Northeastern Pacific Region. *Amphipacificica* 2 (4): 63-117.
- MARTIN, J. W. & G. PETTIT. 1998. *Caprella bathytatos* new species (Crustacea, Amphipoda, Caprellidae), from the mouthparts of the crab *Macroregonia Macrochira* Sakai (Brachyura, Majidae) in the vicinity of deep-sea hydrothermal vents off British Columbia. *Bulletin of Marine Science* 63 (1): 189-198.
- MAYER, P. 1882. Caprellidean. *Fauna und Flora des Golfes von Neapel* 6: 1-201.
- MAYER, P. 1890. Die caprelliden des Golfes von Neapel und der Angrenzenden Meeres-Abschnitte. *Fauna und Flora des Golfes von Neapel* 17: 157. DOI: 10.5962/bhl.title.53624
- MAYER, P. 1903. Die Caprellidae der Simboga-Expedition. *Simboga-Expedition, Monographie* 34: 160.
- McCAIN, J. C. 1967. *Paracaprella barnardi*, a new species of caprellid (Crustacea: Amphipoda). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 80: 219-222.
- McCAIN, J. C. & J. E. STEINBERG. 1970. Amphipoda I. Caprellidae i. Fam. Caprellidae. In: Gruner H. E. & L. B. Holthuis (Eds.). *Crustaceorum catalogus, Part 2*. Dr. W. Junk N.V.-Den Haag, pp. 1-78.
- McCAIN, J. C. 1966. *Abyssicaprella galathea*, a new genus and species of abyssal caprellid (Amphipoda: Caprellidae). *Galathea Report* 8: 91-94.
- McCAIN, J. C. 1968. The Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) of the Western North Atlantic. *United States National Museum Bulletin* 278: 1-147. DOI: 10.5479/si.03629236.278
- MOREIRA, J., A. LOURIDO & J. S. TRONCOSO. 2008. Diversity and distribution of peracarid crustaceans in shallow subtidal soft bottoms at the Ensenada de Baiona (Galicia, N.W. Spain). *Crustaceana* 81 (9): 1069-1089. DOI: 10.1163/156854008X360815
- MYERS, A. A. & J. K. LOWRY. 2003. A phylogeny and a new classification of the Corophiidea Leach, 1814 (Amphipoda). *Journal of Crustacean Biology* 23 (2): 443-485. DOI: 10.11646/zootaxa.3610.1.1
- PATTON, W. K. 1968. Feeding habits, behavior and host specificity of *Caprella grahamsi*, an amphipod commensal with the starfish *Asterias forbesi*. *The Biological Bulletin* 134 (1): 148-153.
- PAZ-RÍOS, C. E., J. M. GUERRA-GARCÍA & P. L. ARDISSON. 2014. Caprellids (Crustacea: Amphipoda) from the Gulf of Mexico, with observations on *Deutella mayeri*, redescription of *Metaprotella hummelincki*, a taxonomic key and zoogeographical comments. *Journal of Natural History* 48 (41-42): 2517-2578. DOI: 10.1080/00222933.2014.931481
- PINCZON DU SEL, G., A. BLANC & J. DAGUZAN. 2000. The diet of the cuttlefish *Sepia officinalis* L. (mollusca: cephalopoda) during its life cycle in the Northern Bay of Biscay (France). *Aquatic Sciences* 61: 167-178. DOI: 10.1007/PL00001329
- ROBERTSON, D. R., J. S. GROVE & J. E. McCOSKER. 2004. Tropical Transpacific Shore Fishes. *Pacific Science* 58 (4): 507-565.
- ROS, M., G. V. ASHTON, M. B. LACERDA, J. T. CARLTON, M. VÁZQUEZ-LUIS, J. M. GUERRA-GARCÍA & G. M. RUIZ. 2014. The Panama Canal and the transoceanic dispersal of marine invertebrates: Evaluation of the introduced amphipod *Paracaprella pusilla* Mayer, 1890 in the Pacific Ocean. *Marine Environmental Research* 99: 204-211. DOI: 10.1016/j.marenvres.2014.07.001
- SÁNCHEZ-MOYANO, J. E., I. GARCÍA-ASENCIO & J. M. GUERRA-GARCÍA. 2015. Littoral caprellids (Crustacea: Amphipoda) from the Mexican Central Pacific coast, with the description of four new species. *Journal of Natural History* 49: 77-127. DOI: 10.1080/00222933.2014.937366
- SHOEMAKER, C. R. 1942. Amphipoda crustaceans collected on the Presidential Cruise of 1938. *Smithsonian Miscellaneous Collection* 101: 1-52.

- SOLER-HURTADO, M. M. & J. M. GUERRA-GARCÍA. 2015. The caprellid *Aciconula acanthosoma* (Crustacea: Amphipoda) associated with gorgonians from Ecuador, Eastern Pacific. *Pacific Science* 70 (1): 1-17. DOI: 10.2984/70.1.6
- SORBE, J. C. 1999. Deep-sea macrofaunal assemblages within the benthic boundary layer of the Cap-Ferret Canyon (Bay of Biscay, NE Atlantic). *Deep-Sea Research II* 46: 2309-2329.
- TAKEUCHI, I. & A. HINO. 1997. Community structure of caprellid amphipods (Crustacea) on seagrasses in Otsuchi Bay, Northeastern Japan, with reference to the association of *Caprella japonica* (Schurin) and *Phyllospadix iwatensis* Makino. *Fisheries Science* 63 (3): 327-331.
- TAKEUCHI, I. 1999. Checklist and bibliography of the Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) from Japanese waters. *Otsuchi Marine Science* 24: 5-17.
- THIEL, M. 1997. Another caprellid amphipod with extended parental care: *Aeginina longicornis*. *Journal of Crustacean Biology* 17 (2): 275-278.
- THIEL, M., J. M. GUERRA-GARCÍA, D. A. LANCELLOTTI & N. VÁSQUEZ. 2003. The distribution of littoral caprellids (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) along the Pacific coast of continental Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 297-312. DOI: 10.4067/S0716-078X2003000200014.
- THOMAS, J. D. 1993. Biological monitoring and tropical biodiversity in marine environments: a critique with recommendations, and comments on the use of amphipods as bioindicators. *Journal of Natural History* 27: 795-806.
- VADER, W. 1972. Associations between amphipods and molluscs. A review of published records. *Sarsia* 48 (1): 13-18. DOI: 10.1080/00364827.1972.10411193
- VADER, W. 1978. Associations between amphipods and echinoderms. *Astarte* 11: 123-134.
- VADER, W. 1983. Associations between amphipods (Crustacea: Amphipoda) and sea anemones (Anthozoa, Actiniaria). *Memories of the Australian Museum*. 48: 141-153.
- VOLBEHR, U. & E. RACHOR. 1997. The association between the caprellid *Pariambus typicus* Krøyer (Crustacea, Amphipoda) and ophiuroids. *Hydrobiologia* 355: 71-76.
- WALTING, L. & J. T. CARLTON. 2007. Carprellidae. In: Carlton, J. T. (Ed.) *The Light and Smith Manual: Intertidal Invertebrates from Central California to Oregon*. University of California Press, pp. 618-627.
- WANG, C. & P. C. FIEDLER. 2006. ENSO variability in the Eastern Tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69: 239-266. DOI: 10.1016/j.pocean.2006.03.004
- WHITTAKER, R. J. & J. M. FERNÁNDEZ-PALACIOS. 2007. *Island biogeography. Ecology, evolution and conservation*. 2da ed. Oxford University Press, New York. 416 p.
- WINFIELD, I. & E. ESCOBAR-BRIONES. 2008. Composición, dominancia y distribución batimétrica de los anfípodos bentónicos (Caprellidea y Gammaridea) en la porción mexicana del Golfo de México. In: Álvarez F. y G. A. Rodríguez-Almaraz (Eds.) *Crustáceos de México: estado actual de su conocimiento*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México, pp.17-32
- WOODS, C. M. C. 2009. Caprellid amphipods: An overlooked marine finfish aquaculture resource? *Aquaculture* 289: 199-211. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2009.01.018

Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención

Cyanotoxins: environmental and health effects. Prevention measures

Enrique Arturo Cantoral Uriza¹, Antonia Dolores Asencio Martínez² y Marina Aboal Sanjurjo³

¹Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Laboratorio de Ecología Acuática y Algas, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Juriquilla, 76230 Querétaro, México

²Departamento de Biología Aplicada (Botánica), Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad Miguel Hernández, Campus de Elche, E-03202, Alicante, España

³Laboratorio de Algología, Departamento de Biología Vegetal, Facultad de Biología, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, E-30100 Murcia, España
email: cantoral@ciencias.unam.mx

Recibido: 12 de mayo de 2016.

Aceptado: 25 de mayo de 2017.

Cantoral Uriza E. A., A. D. Asencio Martínez y M. Aboal Sanjurjo. 2017. Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención. *Hidrobiológica* 27 (2): 241-251.

RESUMEN

Antecedentes. Ante los eventos de florecimientos de cianobacterias cada vez más frecuentes a nivel global, cuyos efectos son tóxicos y negativos para la salud humana, las mascotas, los animales del campo, la vida acuática y silvestre, es indispensable hacer pública la información más relevante respecto a este tema, ya que estos eventos tendrán cada vez más una mayor incidencia y frecuencia en un contexto de calentamiento global. **Objetivos.** Entre los objetivos principales de esta investigación destacan exhibir los impactos ambientales que causan las cianotoxinas, así como sus causas, y reconocer la falta de conocimiento sobre éstas, lo que ha impedido emprender medidas que disminuyan sus efectos negativos. **Métodos.** Se llevó a cabo una revisión de diversos estudios abarcando aspectos históricos e incorporando los primeros estudios hasta el contexto actual, con el fin de mostrar una breve descripción de las cianotoxinas más importantes y frecuentes en las aguas continentales. **Resultados.** Fue posible evidenciar los principales daños que causan en vertebrados y las consecuencias que provocan en los ecosistemas acuáticos, así como los niveles de referencia para evitar intoxicaciones por ingestión o contacto; también averiguar los métodos que se emplearon para su detección. **Conclusiones.** Es necesario hacer hincapié en la urgencia de atender integralmente los florecimientos algales y su monitoreo sistemático.

Palabras clave: Ambientes de agua dulce, cianotoxinas, hepatotoxinas, monitoreo, neurotoxinas, prevención.

ABSTRACT

Background. Before the events of cyanobacteria toxic blooms are widespread and are increasing in frequency globally, with negative effects on human health, pets, cattle, and wildlife, we integrated the information on the subject for general knowledge, as these events will increasingly have a greater incidence and frequency in a context of global warming. **Goals.** To reveal the environmental impacts of cyanotoxins, their causes, and acknowledge the need for knowledge about them in order to implement measures that will reduce their negative effects. **Methods.** We present a review of several studies encompassing historical aspects and incorporating the first studies into the current context, in order to enumerate the most frequent cyanotoxins in inland water. **Results.** We discuss the symptoms that cyanotoxins cause in vertebrates, as well as reference levels to avoid intoxication by ingestion or contact; the methods used for detection, and the effects on aquatic ecosystems. **Conclusions.** We draw attention to the need for integral management of algal blooms and systematic monitoring.

Key words: Cyanotoxins, freshwater environments, hepatotoxins, monitoring, neurotoxins, prevention.

INTRODUCCIÓN

Los cianoprocarriotas (*Cyanophyceae*, *Cyanobacteria*) son un grupo de algas procarriotas (tanto unicelulares como pluricelulares) que realizan fotosíntesis oxigénica, con un registro fósil desde el Precámbrico (Komárek & Anagnostidis, 1999). Han tenido mucho tiempo para propagarse en todos los ambientes acuáticos de todos los biomas de la Tierra, en sus lagos, ríos, lagunas, humedales, mares, e incluso algunas viven de forma subaérea en una diversidad de sustratos y emplean la humedad atmosférica. Se encuentran distribuidas en todos los continentes y en todas las latitudes. Algunas de sus especies habitan en condiciones muy extremas, como manantiales termales arriba de 80 °C, rocas de desiertos extremadamente cálidos o extremadamente fríos, regiones tropicales, en la Antártida, lagos hipersalinos, pantanos o en biotopos de zonas volcánicas (Komárek & Anagnostidis, 1999; Whitton & Potts, 2002). Esta viabilidad y diversidad está probablemente relacionada con sus capacidades adaptativas. Se conocen alrededor de 2698 especies y se estima que hay 6280 aún por describir (Nabout *et al.*, 2013).

El presente trabajo desarrolla los siguientes temas: florecimientos de cianobacterias, toxinas y tipos: neurotoxinas, hepatotoxinas y dermatotoxinas; métodos de detección; efectos en la salud y en los ecosistemas; algunos estudios de cianobacterias bentónicas; los niveles de referencia; una síntesis de la información disponible en América Latina y un planteamiento a manera de conclusión. Con lo anterior se pretende mostrar un panorama de las investigaciones sobre cianobacterias tóxicas de los principales ambientes continentales, sus consecuencias en los humanos y en los ecosistemas, así como exponer la importancia de atender integralmente la gestión de los florecimientos.

FLORECIMIENTOS DE CIANOBACTERIAS

Se ha detectado y documentado de forma sistemática y continua desde los años 80 del siglo XX, que algunas de estas algas muestran crecimientos masivos en las aguas lénticas conocidos como *blooms* (del inglés) o florecimientos, los cuales se presentan en verano y a principios del otoño bajo condiciones calmadas o de poco viento, de medias a altas temperaturas del agua (15-30 °C), pH entre 6.0 y 9.0 y nutrientes abundantes (fosfato y frecuentemente nitratos) (Dow & Swoboda, 2000). Las condiciones antes mencionadas son ideales para su crecimiento, ya que las cianobacterias son eficientes para asimilar compuestos nitrogenados y fosfatados con una alta concentración en el agua. Los crecimientos masivos forman masas flotantes visibles de cianobacterias, muchas veces en las orillas de los lagos y embalses, y si llegan a ingerirse puede ser fatal (Carmichael, 1994a). Se ha observado que la mayoría de los incidentes por envenenamiento, tanto en animales como en humanos, estuvieron asociados con la formación de este tipo de *blooms*.

Se conocen informes de la dinastía china Han sobre bajas en las tropas por intoxicación al beber agua de un río que era de color verde, aproximadamente hace mil años (Bartram *et al.*, 1999). En 1189, Gerald de Gales documentó que el lago Llangorse de “ponerse de color verde brillante, (...) se convirtió en escarlata” a lo largo de su viaje a través del país de Gales (Belovet *et al.*, 1999). Los primeros registros de los florecimientos algales que permitieron suponer que las cianobacterias eran tóxicas ocurrieron en Australia, y llamaron la atención de los científicos por los reportes de agricultores y veterinarios sobre el envenenamiento de animales. Francis (1878) describió tales florecimientos en el estua-

rio del río Murray como “una espesa espuma, como una pintura verde aceitosa, de alrededor de dos a seis pulgadas de grosor. Los animales que bebieron del agua murieron de forma rápida y terrible” (Sivonen & Jones, 1999).

Algunas especies de cianobacterias pueden producir toxinas con efectos adversos para distintas formas de vida, incluidos los humanos, y dentro de la misma población de cianobacterias pueden existir grupos de organismos (cepas) productores y no productores (Roset *et al.*, 2001). Esto dio pie a que se realizaran estudios para entender qué es lo que ocurría, así se llegó a determinar que las causantes de estos incidentes eran las toxinas contenidas en cianobacterias de ciertas especies planctónicas que formaban esos florecimientos, a las cuales se les llamó cianotoxinas.

FICOTOXINAS DE CIANOBACTERIAS

Las toxinas de cianobacterias se han nombrado *cianotoxinas*, y son metabolitos secundarios biológicamente activos que se dan en la formación de fotopigmentos y se acumulan en el citoplasma (Paerl & Millie, 1996). Son péptidos no ribosomales que inhiben las proteínas fosfatasa en eucariotas, que no son utilizados inicialmente por los organismos en el metabolismo (Carmichael, 1992; Lukac & Aegerter, 1993), algunos de los cuales pueden tener un potencial farmacológico. Se suelen agrupar de diferentes maneras y, según su impacto en los organismos que los ingieren, se han clasificado en tres grupos: 1) las que causan envenenamiento letal agudo (neurotoxinas y hepatotoxinas), 2) las que no son altamente letales pero muestran una mayor bioactividad selectiva (citotoxinas) (Carmichael, 1992) y 3) las que generan irritación en la piel o dermatotóxicas (Lucena, 2008).

Neurotoxinas. Causan envenenamiento letal agudo, son producidas principalmente por especies y cepas de los géneros: *Anabaena*, *Aphanizomenon* (Mahmood & Carmichael, 1986), *Oscillatoria* (Sivonen *et al.*, 1989), *Trichodesmium* (Hawser *et al.*, 1991) y *Cylindrospermopsis* (Mahmood & Carmichael, 1986; Sivonen *et al.*, 1989; Carmichael *et al.*, 1990; Hawser *et al.*, 1991).

Actúan en la transmisión del impulso nervioso y pueden provocar la muerte por parálisis muscular y un consecuente paro respiratorio (Lucena, 2008). Existen diversas variantes químicas, las más importantes son: anatoxina-a, homoanatoxina-a, anatoxina-a (s), n-éster de fosfato de metilo hidroxiguanidina, afanotoxinas I y II (saxitoxina y neosaxitoxina) y la β -N-metilamino-L-alanina (BMAA).

Efectos de las neurotoxinas. La anatoxina-a es producida por algunos linajes de *Anabaena*. El compuesto es una amina secundaria y un análogo estructural de la cocaína y del neurotransmisor acetilcolina. Los signos de envenenamiento que se han detectado en varios organismos son: tambalearse al caminar, fasciculaciones musculares, respirar con dificultad, convulsiones y rigidez (en aves). La muerte por falla respiratoria ocurre en minutos o a pocas horas dependiendo de la especie y de la dosis (Repavich *et al.*, 1990; Keevil, 1991; Carmichael, 1992, 1994a; Hunter, 1995). La dosis letal intraperitoneal (DL_{50}) conocida para ratón es de 200 $\mu\text{g kg}^{-1}$ del peso corporal, con una sobrevivencia de 4 a 7 minutos (Carmichael & Biggs, 1978; Carmichael & Gorham, 1978). Se detecta a través de cromatografía líquida de alta eficacia (HPLC, por sus siglas en inglés) y cromatografía de gases y captura de electrones (Carmichael, 1994b).

La anatoxina-a (s) es detonante de salivación en vertebrados, se produce por cepas de *Anabaena flos-aquae* Brébisson ex Bornet et Flauhault (Mahmood & Carmichael, 1986; Matsunaga *et al.*, 1989). Ocasiona síntomas similares a los de la anatoxina-a, con adición de ataxia (falta de coordinación en diferentes partes del cuerpo), diarrea, hipersalivación y temblores.

La homoanatoxina-a ha sido purificada de *Oscillatoria formosa* Bory ex Gomonty, caracterizada como un alcaloide amino secundario, anatoxina-ade metilo. Es un potente agente bloqueador muscular con una DL₅₀ en ratón de 250 µg kg⁻¹ del peso corporal (Skulberg *et al.*, 1992). La toxicosis es letal, provoca parálisis corporal, convulsiones y muerte por falla respiratoria.

La n-éster de fosfato de metilo hidroxiguanidina se encuentra naturalmente en forma organofosforada, funciona como un inhibidor de la acetil colinesterasa, similar a los pesticidas organofosforados (p. ej. malatión y paratión). La dosis letal intraperitoneal DL₅₀ para ratón es de 20 µg Kg⁻¹ del peso corporal, 10 veces más letal que la anatoxina-a. Son estables en ácido, pero no en condiciones básicas.

Las afanotoxinas I y II (saxitoxina y neosaxitoxina) son alcaloides neurotóxicos de *Aphanizomenon flos-aquae* Brébisson ex Bornet & Flauhault (Sawyer *et al.*, 1968). Interfieren con la neurotransmisión (p. ej. impulsos nerviosos que bloquean los canales de sodio de las neuronas que cruzan el axón de la membrana). La saxitoxina se encuentra también en *Lynngbya wollei* (Farlow ex Gomont) Speziale et Dyck (Carmichael *et al.*, 1997; Onodera *et al.*, 1997). Se ha reportado en lagos de EE.UU. e Italia. Suelen estar asociadas con dinoflagelados marinos (p. ej. *Alexandrium tamarense* [Lebour] Balech) que son responsables de la parálisis en humanos por envenenamiento debido al consumo de peces contaminados y las muertes masivas de animales marinos, asociadas con las mareas rojas en aguas costeras de todo el mundo. Su consumo puede provocar respiración irregular, disminución de la coordinación, retorcimiento y muerte por fallas respiratorias (Carmichael, 1992, 1994a; Keevil, 1991; Hunter, 1995). La DL₅₀ intraperitoneal usada en ratón por células de cepas cultivadas es aproximadamente de 5 mg Kg⁻¹ (cada gramo de células liofilizadas es 1.3 mg afanotoxina I y 0.1 mg de afanotoxina II) (Mahmood & Carmichael, 1986).

La sustancia β-N-metilamino-L-alanina (BMAA) es un aminoácido neurotóxico que afecta el cerebro, la médula espinal y los nervios periféricos, está asociado al Alzheimer y es producida por todos los grupos taxonómicos de cianobacterias (Cox *et al.*, 2005; Lage *et al.*, 2016).

Hepatotoxinas. Ocasionan el tipo más común de intoxicación relacionado con las cianobacterias y un envenenamiento letal agudo. De acción más lenta, pueden causar la muerte en horas o pocos días (Roset *et al.*, 2001). Son péptidos (Bishop *et al.*, 1959) y fueron caracterizadas (Botes *et al.*, 1982) como heptapéptidos cíclicos (como las microcistinas) que se han aislado de *Microcystis*, *Anabaena flos-aquae* Brébisson ex Bornet et Flauhault, *Nostoc rivulare* Kützing ex Bornet et Flauhault, *Oscillatoria agardhii* Gomont y *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju (Carmichael, 1992) y como pentapéptidos cíclicos (nodularinas) de *Nodularia spumigena* Mertens ex Bornet et Flauhault. De las variantes químicas conocidas, las más importantes son: microcistinas, cilindrospermopsina y nodularina.

Se conocen más de 80 tipos químicos de microcistinas (MC). Las más frecuentes son las que presentan L-aminoácidos, como Adda y el D-Glu libre, que son hepatotóxicas. Los L-aminoácidos más comunes

son leucina (L), arginina (R) y tirosina (Y). Los acrónimos se conforman con los aminoácidos y se nombran las microcistinas más frecuentes: MC-LR, MC-RR y MC-YR (Ramírez-García *et al.*, 2004). Las que presentan una alta toxicidad se reconocen con el grupo MC-LR.

Las cilindrospermopsinas son peptidotoxinas sintetizadas por *Cylindrospermum raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju (Australia) y *Aphanizomenon ovalisporum* Forti (Israel). Las C-citotoxinas son las menos estudiadas, la mayoría son metabolitos secundarios. Algunos tienen propiedades antialgales, antimicóticas o antibacteriales, y algunas otras actividades antitumorales en líneas de tejido celular (Gerwick *et al.*, 1994; Patterson *et al.*, 1994). Las más conocidas son las escitoficinas y la cianobacterina.

Las escitoficinas son toxinas lipofílicas producidas por *Scytonema pseudohofmanni* Bharadwaja, ligeramente tóxicas para el ratón (DL₅₀ de 650 µg Kg⁻¹ del peso corporal). Tienen una fuerte actividad citotóxica en cultivos celulares (p. ej. carcinoma epidérmico en humano y fibroblastos en ratón). Adicionalmente tienen una importante vía activa contra la leucemia linfocítica (cuando se implanta intraperitonealmente) y el carcinoma de pulmón (Moore *et al.*, 1986; Carmichael *et al.*, 1990). La cianobacterina, sintetizada por *Scytonema hofmanni* C. Agardh ex Bornet et Flauhault, es un compuesto que contiene cloro con un grupo funcional diarilo sustituido por gamma-lactona que muestra una actividad anticianobacteriana, por lo que se ha propuesto como un posible algicida (Mason *et al.*, 1982; Gleason & Paulson, 1984), ya que inhibe el transporte de electrones en el fotosistema II y es tóxico para algas y plantas vasculares (Eon-Seon & Gleason, 1994).

Efectos de las hepatotoxinas. Producen lesiones al hígado que pueden provocar la muerte por hemorragia intrahepática y choque hipovolémico (Lucena, 2008). En dosis no letales se les ha relacionado con efectos carcinogénicos. Las hepatotoxinas son fuertes inhibidores de las proteínas serina fosfatasa de tipo 1 y 2. Estas enzimas son importantes en varios procesos como el crecimiento celular y la supresión de tumores, por lo que son posibles promotores de cáncer. Llegan al hígado por los receptores de ácidos biliares (Runnegar *et al.*, 1981; Falconer, 1991) y favorecen la pérdida de contacto entre los hepatocitos provocando vacuolización y cambio en la arquitectura del hígado, lo que ocasiona graves lesiones internas y forma un edema hepático que se puede observar en la necropsia (Roset *et al.*, 2001).

Los principales signos de envenenamiento que presentaron los animales de laboratorio (ratones y conejos) fueron anorexia, diarrea, palidez de las membranas mucosas, vómito, debilitamiento y muerte (después de 1 a 2 horas) por hemorragia intrahepática, necrosis del hígado y desintegración de su arquitectura (p. ej. parénquima hepático y shock hipovolémico). Actualmente son conocidas más de 8 nodularinas distintas, clasificadas de acuerdo con las variaciones en su grado de metilación, composición e isomerización de sus aminoácidos. La microcistina-LR (MC-LR) es un estimulador extremadamente potente de tumores en animales de laboratorio (Nishiwaki-Matsushima *et al.*, 1992) y se considera el más eficaz carcinógeno del hígado.

Citotoxinas. Las citotoxinas son capaces de causar daños a diversos órganos y sistemas como hígado, corazón, riñones, estómago, sistema vascular y linfático y glándulas adrenales (Falconer & Humpage, 2006).

Dermatotoxinas. Las dermatotoxinas no son letales para los organismos, pero provocan irritación en la piel por contacto (Lucena, 2008). Se han definido dos grupos químicos: aplisiatoxinas y lingbiatoxinas, principal-

mente de cianobacterias marinas. Tienen efectos inflamatorios y se ha observado que son potentes promotores de tumores relacionados con la proteína quinasa C (Sivonen & Jones, 1999).

MÉTODOS DE DETECCIÓN DE TOXINAS DE CIANOBACTERIAS

Con base en la investigación acerca de las cianotoxinas, se han desarrollado diversos métodos para su detección, clasificados en biológicos y fisicoquímicos. Dentro de los biológicos están: ensayos con ratones, que son de alto costo y de reproducibilidad limitada (Pérez & Aga, 2005); los bioensayos con organismos acuáticos, donde se emplearon principalmente *Daphnia* y *Artemia* y algunos otros en pruebas con peces y anfibios (Baganz *et al.*, 1998; Ramírez-García *et al.*, 2004); ensayos alternativos, como el cultivo de hepatocitos de rata y las pruebas con fibroblastos de hámster, aunque en este último se enmascaran los resultados por falsos positivos y negativos (Runnegar *et al.*, 1981; Kotak *et al.*, 1995; Ramírez-García *et al.*, 2004); ensayos enzimáticos, como la inhibición de la enzima fosfatasa, que consiste en la afectación de procesos biológicos por cianotoxinas *in vitro* (Ramírez-García *et al.*, 2004); estudios inmunológicos, donde se emplean anticuerpos monoclonales con kits ELISA (acrónimo en inglés de enzyme-linked immunosorbent assay) o ensayo por inmunoabsorción ligado a enzimas para microcistinas que se visualizan por una reacción de la enzima peroxidasa, con buen nivel de detección en microgramos (Chu *et al.*, 1990). Por otro lado, destacan las aproximaciones genéticas, donde secuencias de rARN y ADN permiten diferenciar a nivel de género cepas tóxicas en las poblaciones (Tillett *et al.*, 2001; Ramírez-García *et al.*, 2004), y el análisis cuantitativo de la PCR (siglas en inglés de la reacción en cadena de la polimerasa), que se realiza en tiempo real a través de un chip que mide la expresión de los genes involucrados en la biosíntesis de las microcistinas de cianobacterias (Sipari *et al.*, 2010). Las aplicaciones tecnológicas actuales han permitido el desarrollo de una técnica novedosa que mide la MC-LR a través de un sensor fotoeléctrico que muestra alta selectividad y sensibilidad (Chen *et al.*, 2012).

Entre los métodos fisicoquímicos destacan la detección de microcistinas con el análisis de HPLC (acrónimo en inglés de high performance liquid chromatography o cromatografía líquida de alta eficacia) que realiza una separación líquida combinada con un detector ultravioleta (UV) a 238 nm (Pérez & Aga, 2005) con límite de detección inferior a 1 µg/l (Carmichael, 1994b); la cromatografía de gases que valora la oxidación de microcistinas que produce un ácido 3-metoxi-2-metilfenilbutanoico que es detectado a un nivel de 0.43 ng dependiendo de la concentración de la toxina (Gilroy *et al.*, 2000).

EFFECTO DE CIANOTOXINAS EN EL ECOSISTEMA

Una de las causantes antrópicas que potenciaron estos florecimientos en diversas regiones del mundo fue la incorporación de agua de desecho a los lagos y ríos producida en las ciudades, las industrias y las actividades agrícolas. Este hecho ha incrementado los niveles de nitrógeno y fósforo en diversas formas químicas, lo que ha causado eventos temporales donde las cianobacterias aumentan en poco tiempo su biomasa y, por tanto, la concentración de las cepas con cianotoxinas que potencian los efectos negativos en la salud humana y los ecosistemas acuáticos. De las 2698 especies conocidas de cianobacterias (Nabout *et al.*, 2013), alrededor de 13 géneros y 17 especies reúnen a las po-

blaciones que han mostrado ser altamente tóxicas en diversas regiones del mundo: Canadá, Dinamarca, Egipto, Finlandia, Francia, Noruega, Japón, China, Suiza, Inglaterra, Grecia, Estados Unidos de América, Nueva Zelanda, Israel, Hungría, Alemania, Irlanda, Italia, España, Escocia y Brasil (Sivonen & Jones, 1999; Aboal & Puig, 2005). Las investigaciones sobre florecimientos de cianobacterias tóxicas en regiones tropicales y subtropicales son escasas en la literatura (Sivonen & Jones, 1999; Vasconcelos *et al.*, 2010).

Las actividades agrícolas estimulan la aparición de florecimientos de cianobacterias por la escorrentía de fósforo (Hallegraeff, 1993) y otros nutrientes como el amonio en las aguas colindantes, por ejemplo, de *Nodularia spumigena* Mertens ex Bornet *et* Flahault en el mar Báltico y en el estuario Peel-Harvey, Australia. Se ha detectado que en algunas poblaciones de *Nodularia* y *Microcystis* se producen péptidos hepatotóxicos y en *Anabaena* y *Aphanizomenon*, alcaloides neurotóxicos que puede matar a los animales domésticos y silvestres que beben de las orillas de los estanques eutróficos, lagos y embalses (Edler *et al.*, 1985).

La producción de toxinas en cuerpos de agua de regiones templadas se encuentra influenciada por 3 grandes factores, los cuales difieren en la magnitud de la respuesta tóxica: 1) dinámica del fitoplancton (la abundancia relativa o biomasa de especies productoras de toxinas); 2) presencia variable de distintas cepas de cianobacterias productoras y no productoras de toxinas; y 3) efectos de las variables ambientales en la producción de toxinas (Kotak *et al.*, 1995, 2000; Chorus *et al.*, 2001). Durante el verano de agosto de 1982, un florecimiento de *Nodularia spumigena* provocó la muerte de 9 perros que tuvieron contacto con el agua de mar a lo largo de la costa sueca del mar Báltico. En un día, los perros que estuvieron expuestos mostraron los primeros signos y entre 1 y 15 días después murieron o fueron sacrificados. En siete de los nueve casos los perros mostraron ictericia (piel y ojos amarillos por exceso de bilirrubina), deshidratación y anemia. El ensayo de toxicidad de *Nodularia spumigena* en ratón reveló 40 unidades letales por gramo de biomasa algal liofilizada (Edler *et al.*, 1985). La mayoría de los informes sobre envenenamiento por toxinas de microalgas indican que ocurrieron en ambientes de agua dulce, pero son cada vez más comunes y se dan en áreas más extensas, llegando a las costas (Fetscher *et al.*, 2015).

Dentro de los factores que afectan la producción de toxinas, Sivonen (1990) encontró que existía un nivel de saturación de 0.4 mg/L de fósforo para la MC-RR en *Oscillatoria agardhii* Gomont. Por debajo de este nivel, el crecimiento fue inhibido y la producción de toxinas disminuyó de 5.8 a 2.2 mg/g. De 0.4 a 5.5 mg/L, el crecimiento y la producción de toxinas no se afectó. La limitación de fósforo influye en la proporción de MC-LR y MC-RR. Cuando el contenido de fósforo disminuyó de 2.5 a 1 mg/g, el contenido de toxinas en las células se incrementó para MC-LR de 88 a 339 µg/g y para MC-RR de 467 a 773 µg/g. La variante de microcistina más tóxica es la MC-LR, que muestra un incremento con la limitación de fósforo (Zurawell *et al.*, 2005).

En lagos templados de Alberta, Canadá, la dinámica de las toxinas en las comunidades del fitoplancton puede estar relacionada con los cambios en la concentración y en las proporciones de nitrógeno (N) y fósforo (P) (Kotak *et al.*, 1995). Se observó una reducción abrupta en la concentración de MC-LR en el fitoplancton cuando las proporciones de N total y P total (NT:PT) excedieron de 5:1 (Kotak *et al.*, 2000). Se ha observado que cuando las cianobacterias tóxicas no son dominantes, las toxinas que producen se diluyen por la biomasa total del fitoplancton

no tóxico (Chorus *et al.*, 2001). Por esta razón, Kotak y colaboradores (1995) recomiendan expresar la concentración de toxinas por unidad de biomasa de la especie tóxica que lo produce (p. ej. μg de toxina/g de *Microcystis aeruginosa*).

Desde un punto de vista ecológico, la producción de toxinas en las cianobacterias parece ser un mecanismo defensivo para disminuir la herbivoría por el zooplancton y protozoarios, pues les resta la apetencia por la toxicidad acumulada en las cianobacterias (Lampert, 1982; Christoffersen, 1996; Lucena, 2008). En estudios sobre los efectos de las microcistinas en organismos del zooplancton se ha descubierto que en el caso de cepas de cianobacterias formadoras de colonias, la diferente composición de mucilago (tales como polisacáridos) da lugar a diferentes viscosidades que modifican la actividad de inhibición (Henning *et al.*, 2001).

Las cianotoxinas muestran permanencia en el ambiente, dependiendo de la eficiencia de la degradación: fotólisis, hidrólisis y degradación bacteriana. Las microcistinas y nodularinas pueden persistir 21 días, 2 a 3 meses, hasta 6 meses. En aguas superficiales, se ha reportado que las cilindrospermopsinas pueden permanecer de 11 a 15 días (Fetscher *et al.*, 2015). La anatoxina-a ha mostrado una vida media de 14 días en condiciones normales de luz con pH básico y concentraciones iniciales bajas, pero una vida media más corta de 1 a 2 horas con alta intensidad de luz y es relativamente estable bajo condiciones neutras y ácidas. Para las saxitoxinas en agua superficial se ha observado la persistencia de 1 a 2 meses.

Los florecimientos de cianobacterias con cepas tóxicas en los ríos, lagos y embalses alteran los patrones normales de sucesión del fitoplancton provocando efectos directos o indirectos. Entre los directos destacan las afectaciones de las toxinas en los peces, invertebrados y otra fauna acuática, ya que disminuyen su diversidad y alteran las interacciones entre los organismos dentro de la comunidad: desde los virus y bacterias, el plancton (zoo y fitoplancton) y hasta los peces (Figueredo & Giani, 2001; Havens, 2008). En cuanto a los efectos indirectos figura la disminución y muerte de plantas acuáticas cuando el fitoplancton crece abundantemente y provoca el decaimiento del oxígeno disuelto y también genera cambios en la estructura de la comunidad de peces de agua fría, por ejemplo, si los refugios del verano se pierden debido a la anoxia hipolimnética (Havens, 2008).

Los resultados obtenidos en experimentos de inhibición entre algas, bacterias y microcistinas son contradictorios. Algunos autores no encontraron ningún efecto relevante (Casamatta & Wickstrom, 2000), pero otros mostraron claros efectos inhibidores de las cianobacterias y microcistinas en el crecimiento de algunas cepas de algas y bacterias (Valdor & Aboal, 2007; Leão *et al.*, 2009a; Miguéns & Valério, 2015). Sin embargo, tales efectos eran rápidamente reversibles (Leão *et al.*, 2009b). Se desconoce la importancia o significado de estos fenómenos en la naturaleza (Aboal, 2013). Por otro lado, hay evidencia de que un pH alto durante intensos florecimientos de cianobacterias puede ser tóxico para ciertas especies de peces (Kann & Smith, 1999), aunque esto presumiblemente podría ocurrir con los florecimientos de cualquier tipo de fitoplancton (bacterianos o de algas) o en praderas densas de plantas. El agotamiento del oxígeno que se produce en el agua durante la senescencia del florecimiento también puede tener impactos biológicos, siendo el más evidente la muerte de peces. También hay observaciones de los efectos adversos de altos niveles de amoníaco durante el envejecimiento del florecimiento (Havens, 2008).

Se han detectado efectos letales en macroinvertebrados causados por cianobacterias, por ejemplo, en el lago Elphinstone, Australia, donde disminuyó su abundancia total y riqueza con el aumento en la toxicidad de *Microcystis* (White *et al.*, 2005); hubo también consecuencias graves en moscas debido a la bioacumulación de microcistinas que provocaron daño histológico, el cual lesionó la grasa corporal y alteró el sistema traqueal (Liarde *et al.*, 2014). En relación con diversos análisis acerca de alimentación de macroinvertebrados con cianobacterias, se ha detectado que las larvas de cangrejos de río y los juveniles fueron resistentes a *Microcystis aeruginosa*; se acumuló hasta 3 μg microcistina/g de peso en seco del cangrejo. Al parecer existe una aparente resistencia a las toxinas de cianobacterias, lo que ha sugerido el uso de cangrejos de río para contrarrestar cianobacterias en las aguas hipereutróficas (Vasconcelos, 1999; Vasconcelos & Pereira, 2001). O bien, emplear a las moscas de mayo *Ecdyonurus angelieri* Thomas como indicadores tempranos de la producción de cianotoxinas en los cauces de agua dulce, por su sensibilidad (Liarde *et al.*, 2014).

La exposición de peces a las microcistinas puede inducir alteraciones del comportamiento y/o del desarrollo en diversas especies. Baganz y colaboradores (1998) demostraron que la MC-LR causa cambios que dependen de la dosis en la actividad locomotora de *Danio rerio* Hamilton (pez cebra). La toxicidad estuvo ligada a la dosis y el diferencial, a la relación con la fase de desarrollo, de tal manera que en la fase juvenil parecían ser menos sensible que los embriones y las larvas (Liu *et al.*, 2002). En estudios con plantas acuáticas, los macrófitos (*Myriophyllum spicatum* Linneo, *Ceratophyllum demersum* Linneo, *Elodea canadensis* Michaux) y plantas de cultivo expuestas o regadas en experimentos con agua que contiene cianobacterias, mostraron inhibición del crecimiento y la acumulación de toxinas (Codd *et al.*, 1999; McElhiney *et al.*, 2001).

Los organismos acuáticos pueden estar en contacto con endotoxinas y exotoxinas durante largos períodos, y pocos estudios han evaluado los efectos crónicos en los organismos. Menos atención han recibido las investigaciones sobre la acumulación y la transferencia de estas toxinas en las cadenas tróficas de lagos y embalses durante los florecimientos. Se requieren más trabajos acerca de los herbívoros, como los protozoos, cuyas poblaciones pueden no sólo ser afectados por la exposición a la toxina o la ingestión de cianobacterias tóxicas. Poco se ha hecho en la fisiología y ecología de las diferentes especies y cepas de cianobacterias en los florecimientos. Tomando en cuenta la distribución cosmopolita de estas cianobacterias en aguas dulces, aún se requiere un esfuerzo significativo para entender mejor la ecología de los florecimientos de cianobacterias y sus toxinas asociadas (Zurawell *et al.*, 2005).

ESTUDIOS SOBRE CIANOBACTERIAS BENTÓNICAS

Los ríos son ambientes dinámicos y por su estructura y funcionamiento se han desarrollado múltiples estudios (Allan, 1995). Son fundamentales en la conectividad del agua de las cuencas a lo largo de diferentes paisajes del territorio por donde fluyen. Por lo anterior, es necesario ampliar la investigación acerca de diferentes aspectos de las cianobacterias bentónicas por su potencial papel en los procesos de toxicidad. Existen algunas revisiones sobre su papel en la producción de toxinas, sobresalen dos muy completas y complementarias (Aboal, 2013; Quiblier *et al.*, 2013). Trabajos de investigación realizados en corrientes calcáreas mediterráneas del sureste de España han registrado grandes

variaciones del caudal durante todo un ciclo anual, con períodos de sequía seguidos de inundaciones. Los flujos más elevados se dieron generalmente en otoño-invierno y los más bajos en verano. En estas corrientes, las comunidades bentónicas están dominadas por las cianobacterias durante todo el año al formar tapetes y colonias permanentes, frecuentemente incrustadas en el sustrato y constituidas las capas basales de las colonias por células senescentes, mientras que las capas superiores, por células en crecimiento activo (Aboal, 2013). Detectaron, en general, las mayores concentraciones de toxinas intracelulares en verano y las más bajas en invierno. El período seco del verano es seguido por un otoño-invierno lluvioso y algunas veces por inundaciones que pueden llegar a destruir los crecimientos bentónicos y liberar toxinas en el agua (Aboal, 2013).

En la última década se reportaron numerosos envenenamientos de animales, los cuales se han relacionado con las cianobacterias bentónicas tóxicas. Actualmente, hay una creciente preocupación por el riesgo que representan estas algas para la salud humana, en particular cuando se emplea el agua como fuente de agua potable, con evidencia de efectos tóxicos por crecimientos algales (Vasconcelos *et al.*, 2010; Quiblier *et al.*, 2013). En la mayoría de los países que cuentan con observaciones de cianobacterias bentónicas tóxicas, su conocimiento se encuentra fragmentado y han sido generalmente descriptivos a los eventos de toxicosis en animales. A medida que cambian las condiciones climáticas globales y las presiones antropogénicas sobre los cursos de agua, es probable que se intensifiquen los eventos de toxicidad relacionados con estos grupos (Aboal, 2013; Quiblier *et al.*, 2013).

NIVELES MÁXIMOS DE REFERENCIA PARA CIANOTOXINAS

En 1998, la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció como valor provisional de referencia, 1 $\mu\text{g/litro}$ como nivel máximo aceptable para el consumo oral diario de MC-LR, en aguas de abastecimiento público (Gupta, 1998) y es también la concentración máxima para prevenir la inducción de tumores (Roset *et al.*, 2001). En el año 2000, las cianobacterias y cianotoxinas se incorporaron en la legislación brasileña respecto a la calidad del agua potable (Azevedo *et al.*, 2002) y en Canadá, en 2003 (Health Canada, 2003).

La Unión Europea dispone de legislación reguladora para el agua de consumo humano (98/93/CE) y algunos países cuentan con sus propias regulaciones y consideran el intervalo de 1 a 1.5 ppb (partes por billón) como el límite para el agua bebible (Ministerio de Sanidad y Consumo del Reino de España, 2003, R.D. 140/2003). Australia es una de las regiones del mundo donde los florecimientos han afectado de manera importante las actividades económicas ligadas al agua y a la salud de las personas. Por ello, han invertido en la medición de las cianotoxinas y han propuesto un máximo admitido de 1.3 $\mu\text{g/l}$, considerando la talla promedio de los australianos (NHMRC, 2004).

En relación a las actividades recreacionales en agua, no existe legislación. Sin embargo, con el fin de prevenir los riesgos de contacto, la OMS sugiere prohibir el acceso a las zonas de recreo cuando se tengan más de 20,000 células de cianobacterias potenciales de toxicidad por ml de agua (Quesada *et al.*, 2006). En Australia cuentan con una guía para el manejo del riesgo, que posibilita tomar las medidas preventivas que eviten intoxicaciones por contacto o ingestión de aguas recreacionales con florecimientos (NHMRC, 2006).

REFERENCIAS PARA AMÉRICA LATINA

Los estudios realizados sobre cianotoxinas en aguas continentales de regiones tropicales y templadas de América Latina son escasas; destaca la tragedia que llamó la atención mundial sobre las muertes de pacientes con diálisis en la ciudad de Caruaru, Pernambuco, Brasil (Codd *et al.*, 1999; Komárek *et al.*, 2001; Dörr *et al.*, 2010). Después de ello, se desarrollaron diversos trabajos, por ejemplo, los realizados en cuerpos de agua de São Paulo, donde encontraron cadenas tóxicas que en análisis de células cultivadas causaron la muerte aguda de ratones al aplicarles experimentalmente inyecciones por vía intraperitoneal, después de mostrar signos neurotóxicos similares a los causados por toxinas parálíticas en moluscos, que se atribuyeron a varias saxitoxinas. Se trata de la primera evidencia de toxinas parálíticas producidas por *Cylindrospermopsis raciborskii* y es también el primer registro de toxinas de cianobacterias en los países de América del Sur (Lagos *et al.*, 1999). Respecto a otros países de la región, en fechas relativamente recientes, se ha realizado para Uruguay un manual de cianobacterias planctónicas que describe claramente los florecimientos, como analizarlos, las especies de cianobacterias involucradas, entre otros temas (UNESCO, 2009). Para Argentina, una revisión sobre microcistinas, efectos en la salud humana y animal y los métodos de detección (Pérez *et al.*, 2008). Se hizo también una revisión en la última década sobre la evolución de los estudios en Argentina, Brasil, Chile y Uruguay sobre florecimientos, caracterización de microcistinas, efectos y áreas de atención (Dörr *et al.*, 2010). En otra publicación sobre tratamiento de agua, se mostró, en condiciones de laboratorio, que el cloro junto con el carbón activado en polvo tienen mejor efectividad para la remoción de microcistinas que el método de absorción sólo con carbón activado en polvo (Rosales *et al.*, 2012).

En Costa Rica sobresale una publicación sobre microcistinas en plantas de tratamiento de agua para consumo humano del área metropolitana (Avendaño & Arguedas, 2006), los autores argumentan que en la época de lluvias encontraron valores por debajo de los límites de la OMS (1 $\mu\text{g/litro}$, Gupta, 1998) y en la época de secas excedieron dichos valores.

Para México se han registrado diferentes florecimientos de cianobacterias en la región centro de México, destaca el primer reporte de los perfiles de MC's y las concentraciones en los florecimientos recogidos con un enfoque de múltiples técnicas: moleculares, inmunológicas y químicas en diferentes cuerpos de agua (Vasconcelos *et al.*, 2010). Se realizaron estudios en lagos urbanos donde encontraron MC-LR en concentraciones que pueden ser perjudiciales para la salud (Oliva-Martínez *et al.*, 2008; Arzate-Cárdenas *et al.*, 2010; Vasconcelos *et al.*, 2010). Describieron toxinas en el lago de Pátzcuaro, Michoacán (Tomasini-Ortiz *et al.*, 2012), hallaron MC-LR relacionada con *Aphanizomenon gracile* Lemmermann, *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, *Microcystis pulvera* (Wodt) Migula y *Anabaena affinis* Lemmermann. En otras investigaciones le han dado seguimiento temporal (2009-2011) a florecimientos de cianobacterias y sus toxinas (Sánchez-Chávez *et al.*, 2011). En el mismo lago descubrieron MC-LR en peces zooplanctívoros llamados "charales", en hígado y músculo de carpas omnívoras, en vísceras y músculo de fitoplanctívoros (*Goodea* sp.), todo ello es relevante debido a que de estas especies se consumen todas sus partes (Berry *et al.*, 2011). En un estudio sobre zooplancton en una importante presa de Valle de Bravo, que lleva agua a la Ciudad de México, observaron la presencia ocasional de cianobacterias *Anabaena* spp. y *Microcystis* spp. con valores bajos de

microcistinas dentro de los rangos de la OMS (Figueroa-Sánchez *et al.*, 2014), pero en otra época (julio 2001) se han registrado cifras por arriba de la norma (Ramírez-García *et al.*, 2004). La mayoría de los sitios estudiados están relacionados con alguna actividad humana, ya sea como fuente de agua potable, riego (agricultura) o zona de recreo, por lo que el riesgo para la salud humana puede ser alto si no se controla o maneja adecuadamente (Vasconcelos *et al.*, 2010).

COMENTARIOS FINALES

Se conocen cada vez mejor las condiciones ambientales que provocan los eventos de florecimientos algales en regiones templadas, asimismo, las especies de cianobacterias que producen las toxinas y qué tipo de daño provocan en la salud y en algunos organismos que habitan en los ecosistemas acuáticos. También se sabe que estos eventos ocurren con mayor frecuencia y se tiene conocimiento de que las hepatotoxinas son las más frecuentes en los florecimientos a lo largo de los cuerpos acuáticos continentales y las microcistinas, los representantes más comunes. La OMS ha propuesto algunos niveles de referencia para evitar intoxicaciones, así como instrucciones para no estar en contacto con los florecimientos y reducir los riesgos de afectación.

Por lo anterior, es necesario contar con apropiados valores de referencia para proteger la salud humana y la vida silvestre (Fetscher *et al.*, 2015). Las principales áreas donde se debe prestar más atención por las afectaciones que se pudieran generar a la salud pública y a los ecosistemas acuáticos, radica en zonas acondicionadas para el agua de riego, el consumo de agua y el uso de agua recreacional. Un acelerador de que las algas muestren crecimientos masivos evidentes, ha sido la descarga de nitrógeno y fósforo que llegan a las aguas, producto de las actividades humanas. Aquí es, en primera instancia, donde se tiene que actuar con el fin de minimizar los impactos de toxicidad. De igual forma, es necesario realizar procesos de depuración funcionales que eviten el incremento masivo de nutrientes.

Es de suma importancia señalar que ante escenarios de cambio climático global, los eventos que producen la aparición de *blooms* seguramente serán cada vez más frecuentes y abarcarán mayores extensiones globales de incidencia, lo que requerirá que tanto las regiones templadas como las tropicales estén preparadas para minimizar los riesgos potenciales. Aun cuando son pocos los países que han puesto atención en el tema, es deseable emprender acciones globales a través de instituciones integrales, como la Organización Mundial de la Salud, donde se puedan intercambiar datos e información para monitorear a nivel regional y global.

También es apremiante implementar políticas ambientales y en materia de salud pública que atiendan esta problemática. Además, se requiere un sistema de seguimiento en los organismos responsables de la gestión del agua, para medir y recabar información para los diferentes usuarios. Plantear la conveniencia de revisar cuerpos de agua con descargas cerca de las ciudades como centros de uso y consumo, sería una opción ideal. La visión de cuenca puede ayudar a contextualizar los procesos que se generan en el territorio y a predecir, con la información sistematizada de las actividades y sus efectos, la presencia de los crecimientos algales, conocer las concentraciones, su temporalidad e identificar los efectos negativos para que puedan planearse acciones de control y manejo de cuencas.

Adicionalmente, habrá que trabajar en tecnologías que posibiliten de forma eficiente la detección y cuantificación de toxinas y controlar y disminuir los florecimientos algales. Para ello, se pueden incorporar los sistemas de información geográfica y la modelación (Ibarra-Montoya *et al.*, 2012) como apoyo para ubicar los sitios temporales con mayor probabilidad en donde se puedan formar estos florecimientos, ya sea con imágenes, dirección de vientos, datos de la fisicoquímica del agua, caracterización de especies, entre otros, y georreferenciar las fuentes naturales, las actividades agrícolas, urbanas e industriales en las cuencas, con especial atención a las estaciones climáticas ligadas a las épocas calurosas (Roset *et al.*, 2001).

En conclusión, se requiere apoyar la investigación que permita entender en cada región la estructura y funcionamiento de los sistemas acuáticos. Es necesario continuar también con los estudios básicos de sistemática y ecología de cianobacterias regionales, la composición de especies, los datos ambientales propios, las relaciones bióticas involucradas, las concentraciones de nitrógeno y fósforo y sus proporciones (N:P), que deriven en aplicaciones técnicas y mejoren la gestión del agua a través de planes de manejo integrales. Lo anterior sugiere la creación de una red de control con el fin de detectar cianobacterias que puedan provocar, aun en pequeñas zonas urbanas, impactos negativos potenciales a largo plazo, y que monitoree el suministro de agua potable y el agua empleada para el riego de vegetales, así como para la vida silvestre (Aboal & Puig, 2005). Será fundamental analizar la conectividad entre las redes hídricas de los ríos, los lagos y embalses, las lagunas y el mar, en especial, en los sitios donde se emplea el agua para consumo humano, el riego y la cría de especies como alimento. Debería ser una prioridad emprender indagaciones científicas en América Latina para conocer las especies de cianobacterias de las regiones tropicales donde todavía se encuentran especies desconocidas y por tanto su toxicidad, para generar datos de referencia y programas de manejo.

Se ha mostrado con este trabajo que los métodos de análisis para la detección de las cianotoxinas requieren de una inversión importante que no siempre es accesible para todas las regiones del mundo. Por ello, es necesario actuar, y será deseable generar alternativas viables, como mirar y aprender del uso de las cianobacterias en las culturas mesoamericanas (Godínez *et al.*, 2001), emplear ecotecias de humedales artificiales con base en filtros de arena, roca y plantas acuáticas (Quiroz, 2011), que asimilen y disminuyan las concentraciones de nitrógeno y fósforo, y posibiliten prevenir la formación de florecimientos en las aguas de uso humano que se distribuyan a pequeñas poblaciones rurales. Finalmente, será necesario revalorar los procesos globales de desarrollo económico y medir sus efectos en los diferentes ecosistemas acuáticos para emprender una educación ambiental a través de procesos participativos y de involucramiento en la cultura del agua.

AGRADECIMIENTOS

Al programa PASPA-DGAPA-UNAM por el apoyo otorgado al primer autor para estancia sabática. Al Departamento de Biología Vegetal de la Universidad de Murcia, España, por las facilidades de trabajo. A los revisores anónimos que con sus comentarios mejoraron el escrito.

REFERENCIAS

- ABOAL, M. 2013. Benthic microcystin and climatic change. *In*: A. K. Srivastava, A. N. Rai y B. Neilan (Eds.). *Stress biology of cyanobacteria. Molecular mechanisms to cellular responses*. CRC Press, Editors. Florida, USA. pp. 321-340.
- ABOAL, M. & M. A. PUIG. 2005. Intracellular and dissolved microcystin in reservoirs of the river Segura basin, Murcia, SE Spain. *Toxicon* 45: 509-518. DOI: 10.1016/j.toxicon.2004.12.012
- ALLAN, D. J. 1995. *Stream ecology structure and function of running water*. Champam & Hall, London, U.K. 388 p.
- ARZATE-CÁRDENAS, M. A., R. OLVERA-RAMÍREZ & F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO. 2010. *Microcystis* toxigenic strains in urban lakes: A case of study in Mexico City. *Ecotoxicology* 19: 1157-1165. DOI: 10.1007/s10646-010-0499-7
- AVENDAÑO, A. & C. ARGUEDAS. 2006. Microcistina en plantas de tratamiento de agua para consumo humano en un ambiente tropical: El Área Metropolitana de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical (Int. J. Trop. Biol.)* 54 (3): 711-716. DOI: 10.15517/rbt.v54i3.12557
- AZEVEDO, S. M., W. W. CARMICHAEL, E. M. JOCHIMSEN, K. L. RINEHART, S. LAU, G. R. SHAW & G. K. EAGLESHAM. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology* (181-182): 441-446. DOI: 10.1016/S0300-483X(02)00491-2
- BAGANZ, D., G. STAAKS & C. STEINBERG. 1998. Impact of the cyanobacteria toxin, microcystin-LR on behaviour of zebrafish, *Danio rerio*. *Water Research* 32: 948-952. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00207-8
- BARTRAM, J., W. W. CARMICHAEL, I. CHORUS, G. JONES & O. SKULBERG. 1999. Eutrophication, cyanobacterial blooms and surface scums. *In*: I. Chorus & J. Bartram (Eds.). *Toxic cyanobacteria in water*. E & FN Spon, London, UK. pp. 5-7.
- BELOV, A. P., J. D. GILES & R. J. WILTSHIRE. 1999. Toxicity in water column following the stratification of a cyanobacterial population development in a calm lake. *IMA Journal of Mathematics Applied in Medicine and Biology* 16: 93-110.
- BERRY, J. P., E. LEE, K. WALTO, A. E. WILSON & F. BERNAL-BROOKS. 2011. Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lago de Patzcuaro (Michoacan, Mexico). *Environmental Toxicology and Chemistry* 30 (7): 1621-1628. DOI: 10.1002/etc.548
- BISHOP, C. T., E. F. L. J. ANET & P. R. GORHAM. 1959. Isolation and identification of the past-death factor in *Microcystis aeruginosa* NRC-1. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology* 37: 453-471. DOI: 10.1139/059-047
- BONILLA, S. (Ed). 2009. Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Documento técnico PHI-LAC, 16. UNESCO, 105 p.
- BOTES, D. P., C. C. VILJOEN, H. KRUGER, P. L. WESSELS & D. H. WILLIAMS. 1982. Configuration assignments of the amino acid residues and the presence of N-methyldehydroalanine in toxins from the blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon* 20: 1037-1042.
- CARMICHAEL, W. W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites, the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology* 72: 445-459. DOI: 10.1111/j.1365-2672.1992.tb01858.x
- CARMICHAEL, W. W. 1994a. Toxins the cyanobacteria. *Scientific American* 270: 78-86. DOI: 10.1038/scientificamerican0194-78
- CARMICHAEL, W. W. 1994b. Detection methods for cyanobacterial toxins. *In*: G. A. Codd, T. M. Jeffries, C. W. Keevil & E. Potter (Eds.). *Proceedings of the First International Symposium on detection methods for cyanobacterial toxins*. The Royal Society Chemistry, Cambridge, U.K.
- CARMICHAEL, W. W. & D. F. BIGGS. 1978. Muscle sensitivity differences in two avian species to anatoxin-a produced by the freshwater cyanophyte *Anabaena flos-aquae* NRC-44-1. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 56: 510-512. DOI: 10.1139/z78-071
- CARMICHAEL, W. W. & P. GORHAM. 1978. Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of western Canada. *Mitteilung Internationale Vereinigung fuer Theoretische unde Amgewandte Limnologie* 21: 285-295.
- CARMICHAEL, W. W., N. A. MAHMOOD & E. G. HYDE. 1990. Natural toxins from cyanobacteria (blue-green algae). *In*: S. Hall & G. Strichartz (Eds.). *Marine toxins, origin, structure and molecular pharmacology*. American Chemical Society, Washington DC, USA. pp. 418: 87-106.
- CARMICHAEL, W. W., W. R. EVANS, Q. Q. YIN, P. BELL & E. MOCAUKLOWSKI. 1997. Evidence for paralytic shellfish poisons in the freshwater cyanobacterium *Lyngbya wollei* (Farlow ex Gomont) comb. nov. *Applied and Environmental Microbiology* 63: 3104-3110.
- CASAMATTA, D. A. & C. E. WICKSTROM. 2000. Sensitivity of two disjunct bacterioplankton communities to exudates from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* Kützing. *Microbial Ecology* 40: 64-73. DOI: 10.1007/s002480000035
- CHEN, K., M. LIU, G. ZHAO, H. SHI, L. FAN & S. ZHAO. 2012. Fabrication of a novel and simple microcystin-LR photoelectrochemical sensor with high sensitivity and selectivity. *Environmental Science & Technology* 46 (21): 11955-11961. DOI: 10.1021/es302327w
- CHORUS, I. (Ed.). 2001. *Cyanotoxins, occurrence, causes, consequences*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany. 357 p.
- CHRISTOFFERSEN, K. 1996. Effect of microcystin on growth of single species and on mixed natural populations of heterotrophic nanoflagellates. *Natural Toxins* 4: 215-220. DOI: 10.1002/(SICI)(1996)4:5<215::AID-NT3>3.0.CO;2-S
- CHU, F. S., X. HUANG & R. D. WEI. 1990. Enzyme-linked immunosorbent assay for microcystins in blue-green algal blooms. *Journal - Association of Official Analytical Chemists* 73 (3): 451-456.
- CODD, G. A., S. G. BELL, K. KAYA, C. J. WARD, K. A. BEATTIE & J. S. METCALF. 1999. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *European Journal of Phycology* 34: 405-415. DOI: 10.1080/09670269910001736462
- COX, P. L., S. A. BANACK, S. J. MURCH, U. RASMUSSEN, G. TIEN, R. R. BIDIGARE, J. S. METCALF, L. F. MORRISON, G. CODD & B. BERGMAN. 2005. Diverse taxa of cyanobacteria produce β -N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *PNAS* 102 (14): 5074-5078. DOI: 10.1073/pnas.0501526102

- DÓRR, F. A., E. PINTO, R. MORAES & S. M. F. DE OLIVEIRA E AZEVEDO. 2010. Microcystins in South American aquatic ecosystems: Occurrence, toxicity and toxicological assays. *Toxicon* 56: 1247-1256. DOI: 10.1016/j.toxicon.2010.03.018
- DOW, C. S. & U. K. SWOBODA. 2000. Cyanotoxins. In: B.R. Whitton & M. Potts. The ecology of cyanobacteria, their diversity in time and space. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp. 613-632.
- EDLER, L., S. FERNO, M. G. LIND, R. LUNDBERG & P. O. NILSSON. 1985. Mortality of dogs associated with a bloom of the cyanobacterium *Nodularia spumigena* in the Baltic Sea. *Ophelia* 24: 103-109. DOI: 10.1080/00785236.1985.10426623
- EON-SEON, J. L. & F. K. GLEASON. 1994. A second algicidal natural product from the cyanobacterium, *Scytonema hofmanni*. *Plant Science* 103 (2): 155-160. DOI: 10.1016/0168-9452(94)90203-8
- FALCONER, I. R. 1991. Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environmental Toxicology and Water Quality* 6: 177-184. DOI: 10.1002/tox.2530060207
- FALCONER, I. R. & A. R. HUMPAGE. 2006. Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water supplies: Cylindrospermopsins. *Environmental Toxicology* 21 (4): 299-304. DOI: 10.1002/tox.20194
- FETSCHER, A. E., D. A. HOWARD, R. STANCHEVA, R. M. KUDELA, E. D. STEIN, M. A. SUTULA, L. B. BUSSE & R. G. SHEATH. 2015. Wadeable streams as widespread sources of benthic cyanotoxins in California, USA. *Harmful Algae* 49: 105-116. DOI: 10.1016/j.hal.2015.09.002
- FIGUEREDO, C. C. & A. GIANI. 2001. Seasonal variations in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 445: 165-174. DOI: 10.1023/A:1017513731393
- FIGUEROA-SÁNCHEZ, M. A., N. SARMA & S. S. SARMA. 2014. Zooplankton community structure in the presence of low levels of cyanotoxins: A case study in a high altitude tropical reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *Journal of Limnology* 73 (1): 157-166.
- FRANCIS, G. 1878. Poisonous Australian lake. *Nature* 18: 11-12. DOI: 10.1038/018011d0
- GERWICK, W. H., P. J. ROBERTS, P. J. PROTEAU & J.-L. CHEN. 1994. Screening cultured marine microalgae for anticancer-type activity. *Journal of Applied Phycology* 6: 143-149. DOI: 10.1007/BF02186068
- GODÍNEZ, J. L., M. M. ORTEGA, G. GARDUÑO, M. G. OLIVA & G. VILA CLARA. 2001. Traditional knowledge of Mexican continental algae. *Journal of Ethnobiology* 21 (1): 57-88.
- GILROY, D. J., K. W. KAUFFMAN, R. A. HALL, X. HUANG & F. S. CHU. 2000. Assessing potential health risks from microcystin toxins in blue-green algae dietary supplements. *Environmental Health Perspectives* 108 (5): 435-439.
- GLEASON, F. K. & J. P. PAULSON. 1984. Site of action of the natural algicide, cyanobacterin in the blue-green alga, *Synechococcus* sp. *Archives of Microbiology* 138: 273-277.
- GUPTA, S. 1998. Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR. In: *Guidelines drinking water quality*. Geneva, Switzerland: WHO. 2nd ed. pp. 95-110. Quién es el editor de este libro?.
- HALLEGRAEFF, G. M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32 (2): 79-99. DOI: 10.2211/10031-8884-32-2-79.1
- HAVENS, K. E. 2008. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In: H. K. Hudnell (Ed.) *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs*. Advances in Experimental Medicine and Biology, Volume 619: 733-747. Springer. DOI: 10.1007/978-0-387-75865-7_33
- HAWSER, S. P., G. A. CODD, D. G. CAPONE & E. J. CARPENTER. 1991. A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium*. *Toxicon* 29: 277-278.
- HEALTH CANADA. 2003. Summary of guidelines for Canadian drinking water quality. Federal-Provincial-Territorial Committee on Environmental and Occupational Health, Health Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- HUNTER, P. R. 1995. Cyanobacterial toxins and their potential risk to drinking water supplies. *Microbiology Europe* 3: 8-10.
- IBARRA-MONTOYA, J. L., G. RANGEL-PERAZA, F. A. GONZÁLEZ-FARIAS, J. DE ANDA, E. MARTÍNEZ-MEYER & H. MACÍAS-CUPELLAR. 2012. Uso del modelado de nicho ecológico como una herramienta para predecir la distribución potencial de *Microcystis* sp. (cianobacteria) en la Presa Hidroeléctrica de Aguamilpa, Nayarit, México. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* 7 (1): 218-234. DOI: 10.4136/ambi-agua.607
- KANN, J. & V. H. SMITH. 1999. Estimating the probability of exceeding elevated pH values critical to fish populations in a hypereutrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 2262-2270. DOI: 10.1139/f99-158
- KEEVIL, C. W. 1991. Toxicological and detection of cyanobacterial (blue-green algal) toxins. In: G. A. Codd & C. Roberts (Eds.). *Public health aspects of cyanobacteria (blue-green algal)*. PHLS Microbiology Digest Supplement 8: 91-95. London.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 1999. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. In: H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenhauer (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. (H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenhauer, Eds.). Gustav Fischer Verlag Jena, Germany. 548 p.
- KOMÁREK, J., S. M. F. O. AZEBEDO, P. DOMINGOS, J. KOMÁRKOVÁ & M. TICHY. 2001. Background of the Caruaru tragedy; a case taxonomic study of toxic cyanobacteria. *Algological Studies* 103 (2): 9-29.
- KOTAK, B. G., A. K. Y. LAM, E. E. PREPAS, S. L. KENEFICK & S. E. HRUDEY. 1995. Variability of the hepatotoxin microcystin-LR in hyper-eutrophic drinking water lakes. *Journal of Phycology* 31: 248-263. DOI: 10.1111/j.0022-3646.1995.00248.x
- KOTAK, B. G., A. K. Y. LAM, E. E. PREPAS & S. E. HRUDEY. 2000. Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1584-1593. DOI: 10.1139/f00-091
- LAGE, S., A. BURIAN, U. RASMUSSEN, P. REIS COSTA, H. ANNADOTTER, A. GODHE & S. RYDBERG. 2016. BMAA extraction of cyanobacteria samples: which method to choose? *Environmental Science and Pollution Research* 23 (1): 338-350. DOI: 10.1007/s11356-015-5266-0

- LAGOS, N., H. ONODERA, P. A. ZAGATTO, D. ANDRINOLO, S. M. F. Q. AZEVEDO & Y. OSHIMA. 1999. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon* 37: 1359-1373.
- LAMPERT, W. 1982. Further studies on the inhibitory effect of the toxic blue-green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. *Archiv fur Hydrobiologie* 95: 207-220.
- LEÃO, P. N., M. T. S. D. VASCONCELOS & V. VASCONCELOS. 2009a. Allelopathic activity of cyanobacteria on green microalgae at low cell densities. *European Journal of Phycology* 44 (3): 347-355. DOI: 10.1080/09670260802652156
- LEÃO, P., M. T. S. D. VASCONCELOS & V. M. VASCONCELOS. 2009b. Allelopathy in freshwater cyanobacteria. *Critical Reviews in Microbiology* 35 (4): 271-282. DOI: 10.3109/10408410902823705
- LIARTE, S., N. UBERO-PASCAL, A. GARCÍA-AYALA & M. A. PUIG. 2014. Histological effects and localization of dissolved microcystins LR and LW in the mayfly *Ecdyonurus angelierii* Thomas (Insecta, Ephemeroptera). *Toxicon* 92: 31-35. DOI: 10.1016/j.toxicon.2014.09.008
- LIU, Y., L. SONG, X. LI & T. LIU. 2002. The toxic effects of microcystin-LR on embryo-larval and juvenile development of loach, *Misgurnus mizolepis* Gunthe. *Toxicon* 40: 395-399.
- LUCENA, E. 2008. Aspectos sanitarios de las cianotoxinas. *Higiene y Sanidad Ambiental* 8: 291-302.
- LUKAC, M. & R. AEGERTER. 1993. Influence of trace metal on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon* 31: 293-305.
- MAHMOOD, N. A. & W. W. CARMICHAEL. 1986. Paralytic shellfish poisons produced by the freshwater cyanobacterium *Anabaena flos-aquae* NH-5. *Toxicon* 24: 175-186.
- MASON, C. P., K. R. EDWARDS, R. E. CARLSON, J. PIGNATELLO, F. K. GLEASON & J. M. WOOD. 1982. Isolation of chlorine-containing antibiotic from the freshwater cyanobacterium, *Scytonema hofmanni*. *Science* 215: 400-402.
- MATSUNAGA, S., R. E. MOORE, W. P. NIEMCZURA & W. W. CARMICHAEL. 1989. Anatoxin-a(s), a potent anticholinesterase from *Anabaena flos-aquae*. *Journal of the American Chemical Society* 111: 8021-8023. DOI: 10.1021/ja00202a057
- MC ELHINEY, J., L. A. LAWTON & C. LEIFERT. 2001. Investigations into the inhibitory effects of microcystins on plant growth, and the toxicity of plant tissues following exposure. *Toxicon* 39: 1411-1420.
- MIGUÉNS, D. & E. VALÉRIO. 2015. The impact of some microcystins on the growth of heterotrophic bacteria from Portuguese freshwater reservoirs. *Limnetica* 34 (1): 215-226.
- MINISTERIO DE SANIDAD Y CONSUMO DEL REINO DE ESPAÑA. 2003. Criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano (R.D. 140/2003, BOE nº 45 de 21 de febrero de 2003).
- MOORE, R. E., G. M. L. PATTERSON, M. ENTZEROTH, H. MORIMOTO, M. SUGANUMA, H. HAKII, H. FUJIKI & T. SUGIMURA. 1986. Binding studies of [H-3] lyngbyatoxin A and [H3] debromoplysiatoxin to the phorbol ester receptor in a mouse epidermal particulate fraction. *Carcinogenesis* 7: 641-644.
- NABOUT, J. C., B. DA SILVA, F. MELO & C. L. SANT' ANNA. 2013. How many species of Cyanobacteria are there? Using a discovery curve to predict the species number. *Biodiversity and Conservation* 22: 2907-2918. DOI: 10.1007/s10531-013-0561-x
- NHMRC (National Health and Medical Research Council of Australia). 2004. National water quality management strategy: Australian drinking water guidelines.
- NHMRC. (National Health and Medical Research Council of Australia). 2006. Guideline for Managing Risks in Recreational Water. Australian Government.
- NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R., T. OHTA, S. NISHIWAKI, M. SUGAWAMA, K. KOHYAMA, T. ISHIKAWA, W. W. CARMICHAEL & H. FUJIKI. 1992. Liver-tumour by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology* 118: 420-424.
- OLIVA-MARTÍNEZ, M. G., A. RODRÍGUEZ-ROCHA, A. LUGO-VÁZQUEZ & M. R. SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18 (1): 752-761.
- ONODERA, H., M. SATAKE, Y. OSHIMA, T. YASUMOTO & W. W. CARMICHAEL. 1997. New saxitoxin analogues from the freshwater filamentous cyanobacterium *Lyngbya wollei*. *Natural Toxins* 5: 146-151. DOI: 10.1002/1522-7189(1997)5:4<146::AID-NT4>3.0.CO;2-V
- PAERL, H. W. & D. F. MILLIE. 1996. Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. *Phycologia* 35: 160-167. DOI: 10.2216/i0031-8884-35-6S-160.1
- PATTERSON, G. M. L., L. K. LARSEN & R. E. MOORE. 1994. Bioactive natural products from blue-green algae. *Journal of Applied Phycology* 6: 151-157. DOI: 10.1007/BF02186069
- PÉREZ, S. & D. S. AGA. 2005. Recent advances in the sample preparation liquid chromatography tandem mass spectrometric analysis and environmental fate of microcystins in water. *Trends in Analytical Chemistry* 24 (7): 658-670. DOI: 10.1016/j.trac.2005.04.005
- PÉREZ, D. S., A. L. SORACI & M. O. TAPIA. 2008. Cianobacterias y cianotoxinas: Rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. *Analecta Veterinaria* 28 (1): 48-56.
- QUESADA, A., D. CARRASCO & S. CIRÉS. 2006. Cianobacterias en aguas de consumo y de recreo: Un problema de todos, Ponencia en Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX).
- QUIBLIER, C., S. WOOD, I. ECHENIQUE-SUBIABRE, M. HEATH, A. VILLENEUVE & J. F. HUMBERT. 2013. A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria - Ecology, toxin production and risk management. *Water Research* 47: 5464-5479. DOI: 10.1016/j.watres.2013.06.042
- QUIRÓZ, M. 2011. Caracterización de crecimiento y eficiencia biorremediadora de plantas acuáticas para su uso en un humedal artificial en San Miguel de Allende. Tesis de Maestría en Recursos Bióticos, Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México.
- RAMÍREZ-GARCÍA, P., E. MARTÍNEZ-ROMERO, M. D. MARTÍNEZ-SALGADO & C. A. ESLAVA-CAMPOS. 2004. Cianobacterias, microorganismos del fitoplancton y su relación con la salud humana. Instituto Nacional de Ecología, México, pp. 1-18.

- REPAVICH, W. M., W. C. SONZOGNI, J. H. STANDRIDGE, R. E. WEDEPOHL & L. F. MEISNER. 1990. Cyanobacteria (blue-green algae) in Wisconsin waters, acute and chronic toxicity. *Water Research* 24: 225-231. DOI: 10.1016/0043-1354(90)90107-H
- ROSALES, R. J., M. C. CAYETANO & H. R. CIVES. 2012. Acción del cloro y carbón activado en polvo sobre la remoción de microcistinas en tratamientos de agua potable. *Ciencia, docencia y tecnología* 44: 221-237.
- ROSET, J., S. AGUAYO & M. J. MUÑOZ. 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Revista de Toxicología* 18: 65-71.
- RUNNEGAR, M. T., I. R. FALCONER & J. SILVER. 1981. Deformation of isolated rat hepatocytes by a peptide hepatotoxin from the blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Archives of Pharmacology* 317: 268-272. DOI: 10.1007/BF00503829
- SÁNCHEZ-CHÁVEZ, J. J., L. A. BRAVO-INCLÁN, A. C. TOMASINI-ORTIZ, R. GONZÁLEZ-VILLELA, M. A. CÓRDOVA-RODRÍGUEZ & R. S. VILLALOBOS-HERNÁNDEZ. 2011. Monitoreo de la calidad del agua del lago y de las descargas. Sub-coordinación Hidrobiología y Evaluación Ambiental. Coordinación Tratamiento y Calidad del Agua. Ver si se puede poner una dirección electrónica porque está incompleta la referencia
- SAWYER, P. J., J. H. GENTILE & J. J. JR. SASNER. 1968. Demonstration of a toxin from *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. *Canadian Journal of Microbiology* 14: 1199-1204.
- SIPARI, H., A. RANTALA-YLINEN, J. JOKELA, I. OKSANEN & K. SIVONEN. 2010. Development of a chip assay and quantitative PCR for detecting microcystin synthetase e gene expression. *Applied and Environmental Microbiology* 76 (12): 3797-3805. DOI: 10.1128/AEM.00452-10
- SIVONEN, K. 1990. Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Applied and Environmental Microbiology* 56 (9): 2658-2666.
- SIVONEN, K. & G. JONES. 1999. Cyanobacterial toxins. In: I. Chorus & J. Bartram (Eds.). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon, London, UK. pp. 41-112.
- SIVONEN, K., K. HIMBERG, R. LUUKAINEN, S. NIEMELA, G. K. POON & G. A. CODD. 1989. Preliminary characterization of neurotoxic cyanobacterial blooms and strains from Finland. *Toxicity Assessment* 4: 339-352. DOI: 10.1002/tox.2540040310
- SKULBERG, O. M., W. W. CARMICHAEL, R. A. ANDERSEN, S. MATSUNAGA, R. E. MOORE & R. SKULBERG. 1992. Investigation of a neurotoxic oscillatorialean strain (Cyanophyceae) and its toxins. Isolation and characterization of homoanatoxin-a. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 321-329. DOI: 10.1002/etc.5620110306
- TILLET, D., D. L. PARKER & B. A. NEILAN. 2001. Detection of toxigenicity by a probe for the microcystin synthetase A Gene (*mcyA*) of the cyanobacterial genus *Microcystis*: Comparison of toxicities with 16S rRNA and phycocyanin operon (Phycocyanin Intergenic Spacer) phylogenies. *Applied and Environmental Microbiology*: 2810-2818. DOI: 10.1128/AEM.67.6.2810-2818.2001
- TOMASINI-ORTIZ, A. C., G. MOELLER-CHÁVEZ, J. J. SÁNCHEZ & L. A. BRAVO. 2012. Cianobacterias y cianotoxinas en el lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *REVISTA AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica* 5 (2): 93-101.
- VALDOR, R. & M. ABOAL. 2007. Effects of living cyanobacteria, cyanobacterial extracts and pure microcystins on growth and ultrastructure of microalgae and bacteria. *Toxicon* 49 (6): 769-779. DOI: 10.1016/j.toxicon.2006.11.025
- VASCONCELOS, V. M. 1999. Cyanobacterial toxins in Portugal: Effects on aquatic animals and risk for human health. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research* 32 (3): 249-254.
- VASCONCELOS, V. M. & E. PEREIRA. 2001. Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). *Water Research* 35: 1354-1357.
- VASCONCELOS, V., A. MARTINS, M. VALE, A. ANTUNES, J. AZEVEDO, M. WELKER, O. LÓPEZ & G. MONTEJANO. 2010. First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon* 56 (3): 425-431. DOI: 10.1016/j.toxicon.2010.04.011
- WHITE, S. H., L. J. DUIVENVOORDEN & L. D. FABBRO. 2005. Impacts of a toxic *Microcystis* bloom on the macroinvertebrate fauna of Lake Elphinstone, Central Queensland, Australia. *Hydrobiologia* 548: 117-126. DOI: 10.1007/s10750-005-4756-3
- WHITTON, B. A. & M. POTTS (Eds.). 2002. *The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA. 669 p.
- ZURAWELL, R. W., H. CHEN, J. M. BURKE & E. E. PREPAS. 2005. Hepatotoxic cyanobacteria: A review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 8: 1-37. DOI: 10.1080/10937400590889412

Efecto de la marea en la concentración de nutrientes, clorofila *a* y parámetros físicos y químicos en una laguna costera subtropical (Bahía Magdalena, México)

Tidal effect on the nutrients, chlorophyll-*a* concentration, and physical-chemical parameters in a subtropical coastal lagoon (Bahía Magdalena, Mexico)

Rafael Cervantes Duarte¹, Luisa Margarita Rodríguez Mata² y Silverio López López¹

¹ Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional., Apdo. Postal 592, La Paz, BCS., 23000. México

² Estación de Investigaciones Marinas de Margarita (EDIMAR), Final Calle Colón, Punta de Piedras estado Nueva Esparta, Venezuela
e-mail: rcervan@ipn.mx

Recibido: 02 de mayo de 2016.

Aceptado: 09 de junio de 2017.

Cervantes Duarte R., L. M. Rodríguez Mata y S. López López. 2017. Efecto de la marea en la concentración de nutrientes, clorofila *a* y parámetros físicos y químicos en una laguna costera subtropical (Bahía Magdalena, México). *Hidrobiológica* 27 (2): 253-264.

RESUMEN

Antecedentes. Bahía Magdalena es una laguna costera subtropical de alta importancia ecológica y pesquera del noroeste (NO) de México, donde se requiere consolidar el conocimiento de los procesos hidrodinámicos y la calidad de sus aguas para mejorar su aprovechamiento. **Objetivos.** Analizar la influencia de la marea en la variación y transporte de nutrientes y clorofila *a* entre la laguna y el océano adyacente como mecanismo de fertilización de la región. **Métodos.** Se realizaron tres muestreos en junio, agosto y noviembre de 2005 en un sitio aproximadamente a 5 km de la boca (24° 57' N y 112° 03' O). Se tomaron muestras cada 2 horas durante cada ciclo de marea para medir nutrientes, clorofila *a* y oxígeno a tres profundidades (0, 15 y 30 m), así como temperatura y salinidad mediante un CTD. **Resultados.** Se identificaron tres condiciones climático-oceanográficas: surgencias (junio), estratificación (agosto) y ENSO (El Niño Southern Oscillation) negativo (noviembre). La relación entre amplitud de marea y las variables medidas fue mayor en agosto ($p < 0.05$) respecto a junio y noviembre. **Conclusiones.** El transporte neto de nutrientes por ciclo de marea depende de la época del año y el estado de la marea y se considera alto comparado con otros sistemas de menores dimensiones y explica la elevada productividad orgánica en esta región costera.

Palabras clave: Estuario negativo, fosfato, nitrógeno, oxígeno, transporte neto.

ABSTRACT

Background. Magdalena Bay is a subtropical coastal lagoon of northwestern Mexico with important ecological considerations and numerous fisheries. Knowledge of hydrodynamics and water quality are essential for establishing best management practices for the Bay. **Goals.** The aim of the study was to analyze the influence of the tide on the variation and transport of nutrients and chlorophyll *a* between the inner lagoon and the adjacent ocean as a fertilization mechanism in the area. **Methods.** Samples were obtained in June, August, and November 2005 at a site close to the mouth (24° 57' N and 112° 03' W). The samples were obtained every 2 hours during each tidal cycle at three different depths (0, 15, and 30 m). Temperature and salinity were measured using a CTD. Nutrients, chlorophyll *a*, and oxygen were measured at a laboratory. **Results.** Three climatic-oceanographic conditions were identified: upwelling (June), stratification (August), and negative effects during the ENSO (November). The correlation between tidal range and other variables was significant ($p < 0.05$) in August, compared to June and November. **Conclusions.** The transport of net nutrients associated with the tidal cycle depends on the season and the state of the tide and is considered high compared to other smaller systems. This explains the high organic productivity in this coastal region.

Key words: Negative estuary, net transport, nitrogen, oxygen, phosphate.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son importantes ecosistemas marinos por su alta producción primaria y relevancia ecológica. Algunos procesos que regulan y definen la productividad de estos sistemas son el ciclo y flujo de nutrientes, la descomposición y transformación de materia orgánica y la remoción de contaminantes (Brito *et al.*, 2012). El conocimiento de los balances de nutrientes (entradas y salidas) y otras variables hidrológicas como oxígeno disuelto, clorofila *a*, entre otras, en los cuerpos de agua lagunares, permiten hacer inferencias acerca de su biota y su estado trófico. Existen diferentes aproximaciones para estimar los flujos de material disuelto y particulado en los sistemas marinos costeros (De la Lanza-Espino & Rodríguez-Mena 1993; Gordon *et al.*, 1996; Alcántara *et al.*, 2012). Las lagunas costeras del oeste de la península de Baja California (México) presentan una variedad de ambientes geomorfológicos (Lankford 1977) y procesos oceanográficos, como la actividad de surgencias, que contribuyen a realizar un estudio comparativo (Zaytsev *et al.*, 2003). Debido a su ubicación, su importancia para la economía regional y su estatus de sitio Ramsar, Bahía Magdalena (BM) ha sido objeto de varias investigaciones ecológicas (Funes-Rodríguez *et al.*, 2007) e interdisciplinarias (Bizarro 2008). La calidad del agua de la laguna ha sido estudiada desde varios puntos de vista, incluyendo la dinámica de nutrientes (Álvarez-Borrego *et al.*, 1975; Cervantes-Duarte *et al.*, 2007, 2010, 2013). En este sistema antiestuarino se han realizado modelaciones numéricas y trabajo de campo para determinar el patrón de circulación e intercambio de agua entre la laguna y el mar adyacente (Morales-Zárate *et al.*, 2006; Sánchez-Montante *et al.*, 2007; Zaitsev *et al.*, 2007). Estos estudios mostraron que las aguas subsuperficiales oceánicas, relativamente frías y ricas en nutrientes, se presentan en la vecindad inmediata de la boca de BM y son susceptibles de ser transportadas hacia el interior del sistema por la acción de mareas (Cervantes-Duarte *et al.*, 2012). En consecuencia, las concentraciones de nutrientes en la laguna dependen en gran medida de la calidad de las aguas costeras adyacentes. Hasta ahora los estudios sobre la importancia del intercambio de agua entre la laguna y el mar (Acosta-Ruiz & Lara-Lara, 1978; Guerrero *et al.*, 1988; Robinson *et al.*, 2007) no han estimado el transporte de nutrientes y clorofila *a* como una medida del proceso responsable de la productividad. De acuerdo con los antecedentes oceanográficos en esta región, suponemos que los nutrientes aportados por el océano durante los procesos de surgencia y transportados por las corrientes de marea, fertilizan la laguna aumentando la biomasa fitoplanctónica. Con el propósito de analizar el efecto de la marea sobre la distribución de variables hidrológicas y calcular los flujos y el transporte de nutrientes y clorofila *a* en Bahía Magdalena y el océano adyacente, se realizaron 3 campañas de 24 horas cada una, en un sitio cercano a la boca principal en junio, agosto y noviembre del 2005.

MATERIALES Y MÉTODOS

Bahía Magdalena está localizada en el suroeste de la península de Baja California (24° 30' - 24° 48' N y 111° 51' - 112° 09' O), es el cuerpo de agua costero más extenso y más profundo de la región y forma parte de un complejo sistema lagunar (Funes-Rodríguez *et al.*, 2007). Tiene un área de aproximadamente 565 km² con un volumen total de agua (marea baja-alta) de 6.8 a 8.1 km³. Las mareas son mixtas semidiurnas la mayor parte del año y su rango varía de 0.7 a 2.3 m (micromareal) (Hayes 1975). La zona interna es (< 10 m) y ocupa alrededor de la mitad de la superficie de la laguna, mientras que la zona más profunda

se comunica con el océano a través de una boca de 5.6 km de ancho y 38 m de profundidad (Fig. 1). Durante el año 2005 se realizaron 3 campañas en diferentes épocas del año (2 días de duración): 29-30 de junio (principios de verano boreal), 17-18 de agosto (verano) y 14-15 de noviembre (otoño), a bordo de la embarcación CICIMAR XX en un sitio ubicado a 3 km al noroeste de la parte central de la boca de Bahía Magdalena (24° 57'N y 112° 03'O) (Fig. 1). El propósito de estos muestreos fue determinar las características del agua, del océano y la laguna que se intercambian por ciclo de marea. Cada muestreo se efectuó cada 2 h y durante un lapso de 24 h. Se realizaron lances verticales de CTD Seabird 19Plus para medir la temperatura (°C) y salinidad (adimensional) en la columna de agua. Cabe destacar que además se tomaron muestras discretas de agua para calcular el oxígeno disuelto (OD), nutrientes (nitrato, nitrito, amonio y fosfato) y clorofila *a*, a profundidades de 0, 15 y 30 m con una botella Niskin, General Oceanic de 5 L. Las muestras para OD fueron colectadas y fijadas en botellas de vidrio de 125 ml, y transportadas en una caja oscura hasta su análisis al día siguiente del muestreo en el laboratorio. Las submuestras para la determinación de sales nutrientes y clorofila *a* (aproximadamente 1.5 L) fueron tomadas de la botella Niskin y refrigeradas a 4 °C hasta ser filtradas en el laboratorio. Cerca de 12 horas después de su colecta, las muestras para clorofila *a* (1 L) fueron procesadas con filtros Whatman GFF de 25 mm de diámetro. El contenido del filtro fue utilizado para extraer la clorofila *a* de acuerdo con el procedimiento de Venrick y Hayward (1984) y luego cuantificar la concentración con el método de Jeffrey & Humphrey (1975) con ayuda de un espectrofotómetro (Spectronic Genesys-2). El filtrado de cada muestra (aproximadamente 100 ml por analito) fue almacenado en un congelador a -50 °C para los análisis de amonio, nitrato, nitrito y fosfato, con base en los métodos de Strickland y Parsons (1972). En este estudio se consideró el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) como la suma de nitrito, nitrato y amonio. Las unidades e intervalo de detección para cada variable fueron los siguientes: clorofila *a* (0.1 - 10 mg m⁻³); nitrito (0.01 - 2.5 µM); nitrato (0.05 - 25 µM); amonio (0.04 - 5 µM); fosfato (0.03 - 2.5 µM) y oxígeno disuelto (0.07 - 7.0 ml l⁻¹). Los datos de la amplitud de la marea (pronósticos respecto al NMM) y viento (dirección en grados y velocidad en metros por segundo) fueron obtenidos de las páginas: <http://predmar.cicese.mx/programa/> y <http://meteorologia.semar.gob.mx/>, respectivamente. La ubicación de las estaciones del mareógrafo y anemómetro se indican en la Figura 1. Para determinar si existían diferencias significativas entre las variables medidas en las tres profundidades seleccionadas (0, 15 y 30 m) durante el ciclo de 24 horas, y considerando los supuestos de normalidad (prueba de Levene), se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) y una prueba *a posteriori* de comparaciones múltiples por pares de Tukey HSD (Honestly-Significant-Difference), con un nivel de confianza de 95%. Asimismo, se llevaron a cabo pruebas de asociación y relación entre la concentración de clorofila *a* como indicador de la biomasa fitoplanctónica y el resto de las variables medidas. El transporte de volumen de agua transversal a la boca (gasto) integrado en la vertical y a lo largo de la sección longitudinal (172 x 10³ m³ s⁻¹ en flujo y en 162 x 10³ m³ s⁻¹ en reflujo), fue estimado a partir de mediciones *in situ* y modeladas con el modelo numérico de circulación costera (ECOM, por sus siglas en inglés) (Sánchez-Montante *et al.*, 2007).

RESULTADOS

El 29 y 30 junio de 2005 la marea tuvo una amplitud de 1.01 m y el viento dominante fue del noreste (NE) (73%), con una velocidad prome-

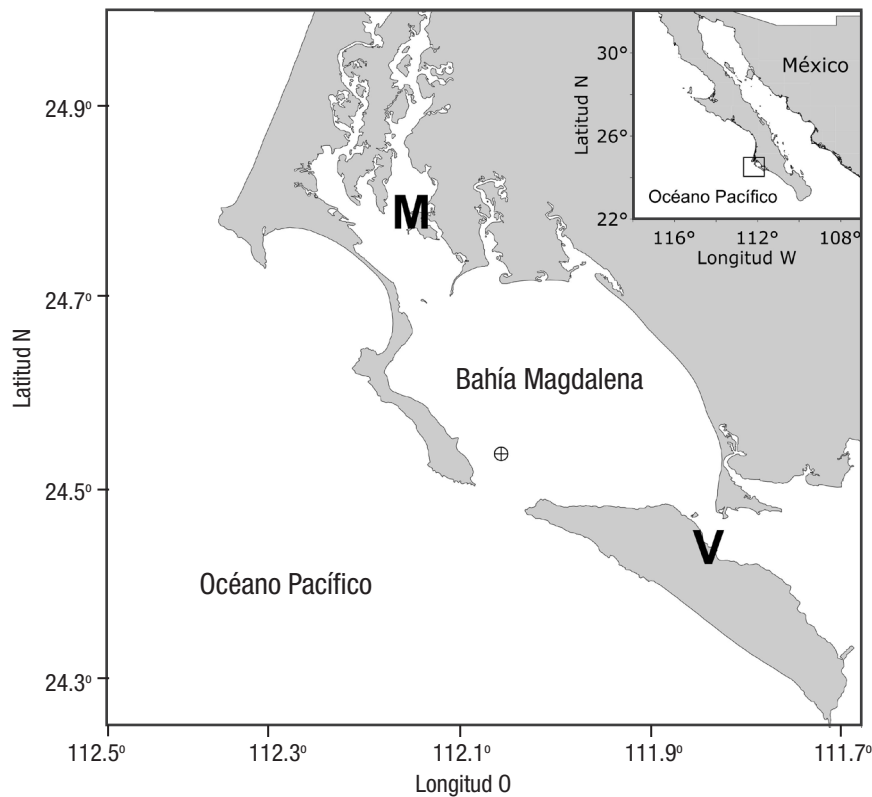
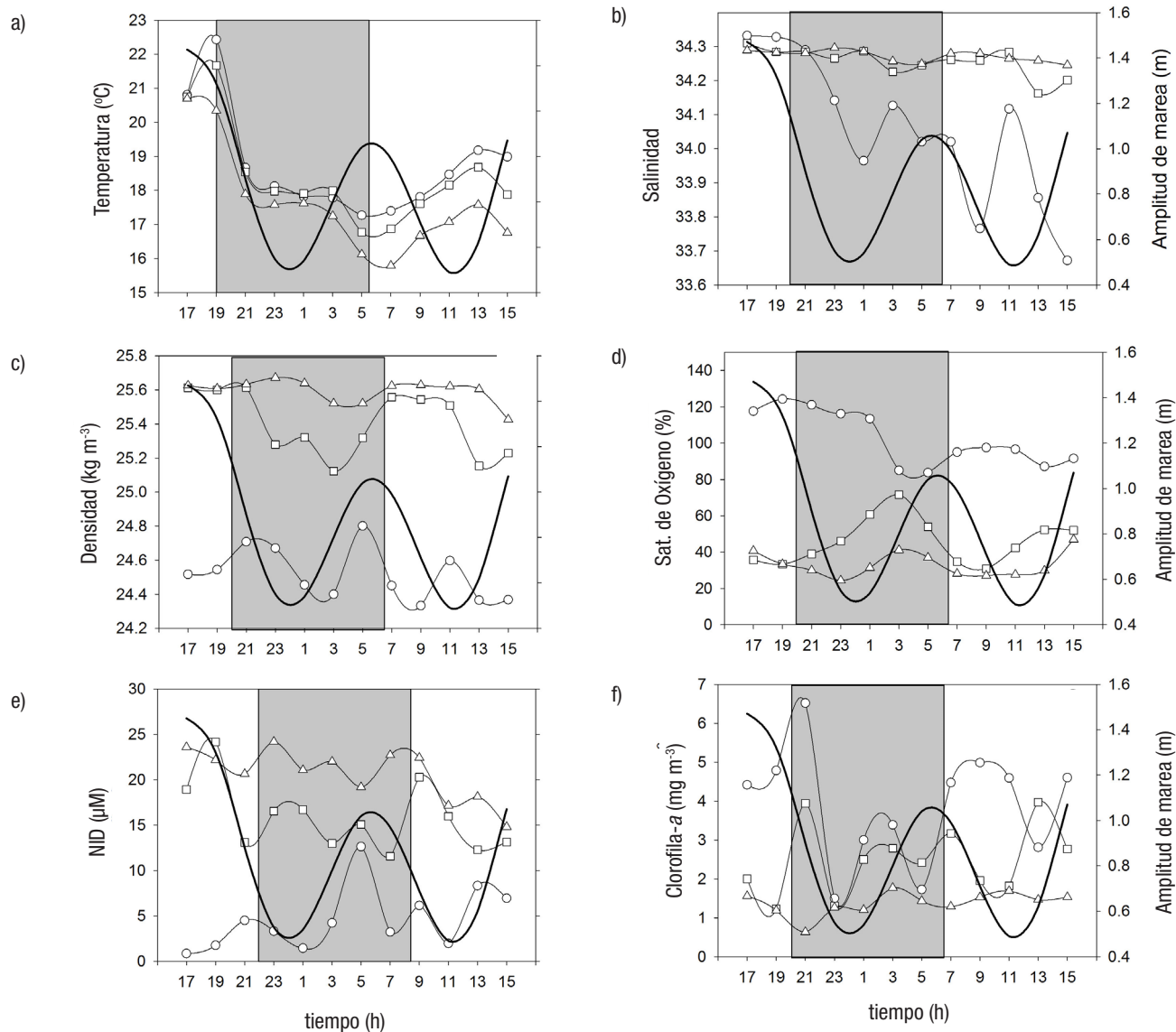


Figura 1. Localización del sitio de estudio (boca de Bahía Magdalena, B. C. S., México) (Θ); mareógrafo (M), estación meteorológica (V).

dio de $2.2 \pm 0.8 \text{ m s}^{-1}$. La temperatura en la columna de agua (0, 15 y 30 m) presentó los valores más altos en superficie ($18.7 \pm 1.5 \text{ }^\circ\text{C}$) y los menores en el fondo ($17.6 \pm 1.5 \text{ }^\circ\text{C}$), con una diferencia de hasta $5 \text{ }^\circ\text{C}$ entre ambas profundidades. El valor máximo se registró a las 19 h ($22.4 \text{ }^\circ\text{C}$ a 0 m) y el mínimo a las 07 h ($15.8 \text{ }^\circ\text{C}$ a 30 m) (Fig. 2a). Los datos no cumplieron el criterio de normalidad (Tabla 1) y la relación con la altura de la marea fue significativa (Tabla 2). La salinidad superficial (34.0 ± 0.2) fue significativamente menor que a 15 y 30 m (34.3 ± 0.0) (Tabla 1), excepto al inicio del muestreo de las 17 a las 21 h (Fig. 2b). La relación con la altura de marea no fue significativa. La densidad de la columna de agua varió entre un mínimo de 24.3 kg m^{-3} en superficie a un máximo de 25.4 kg m^{-3} a 30 m de profundidad (Fig. 2c). Se registraron diferencias significativas entre las profundidades (0, 15 y 30 m) y no se observó relación significativa con la amplitud de la marea (Tabla 2). La saturación de oxígeno (%) durante el muestreo obtuvo valores por arriba de la saturación en la superficie (84-124%) y disminuyeron significativamente a los 15 m (31-72%) y 30 m (24-47%) (Tabla 1 y Fig. 2d). Sólo a una profundidad de 30 m se relacionó significativamente con la amplitud de la marea (Tabla 2). Durante el ciclo de muestreo, los nutrientes (NID y fósforo) mostraron el mismo patrón de distribución y su relación fue alta y significativa ($r = 0.90$; $p < 0.001$); ambos incrementaron su concentración de la superficie al fondo (Tabla 1; Fig. 2e) y no se relacionaron de forma significativa con la altura de marea (Tabla 2). La clorofila *a* disminuyó significativamente de la superficie ($3.7 \pm 1.2 \text{ mg m}^{-3}$) al fondo (2.3 ± 0.8 a 15 m y $1.4 \pm 0.2 \text{ mg m}^{-3}$ a 30 m) (Tabla 1 y Fig. 2f). La relación con la amplitud de la marea no fue significativa en ninguna de las profundidades (Tabla 2).

El 17 y 18 de agosto la marea tuvo una amplitud de 2.3 m y el viento dominante fue del suroeste (SO) (55%), con una velocidad de $3.1 \pm 0.4 \text{ m s}^{-1}$. La temperatura en la columna de agua varió durante el ciclo de un máximo superficial de $24.3 \text{ }^\circ\text{C}$ a las 14 h, a un mínimo de $18.3 \text{ }^\circ\text{C}$ a 30 m de profundidad a las 24 h (Tabla 1, Fig. 3a). La temperatura superficial fue significativamente mayor que a los 15 y 30 m de profundidad. Las relaciones entre la temperatura y la amplitud de la marea no fueron significativas (Tabla 2). La salinidad, en las tres profundidades, desarrolló un patrón similar de variación, las mayores diferencias se observaron en la superficie, con un mínimo de 34.0 a las 06:00 h y un máximo de 34.4 a las 18:00 h (Fig. 3b). La relación con la altura de la marea fue negativa y no significativa (Tabla 2). Durante el ciclo, la densidad aumentó de la superficie al fondo, con un mínimo de 22.4 kg m^{-3} a las 14 h, a un máximo de 24.7 kg m^{-3} , a las 24:00 h (Fig. 3c). La densidad superficial fue significativamente menor a 15 y 30 m y la correlación con la altura de la marea en ninguno de los casos fue significativa. La saturación de oxígeno (%) fue alta en la superficie (94-129%) y mínima a 30 m (48-89%). Únicamente a 30 m se registró una relación significativa con la amplitud de la marea (Tabla 2). El NID y fósforo manifestaron el mismo patrón de variación en el ciclo con un incremento de la superficie al fondo (Fig. 3d; Tabla 1). La relación entre ambos nutrientes fue alta y significativa ($r = 0.84$; $p < 0.001$). El NID presentó diferencias significativas entre las profundidades (0, 15 y 30 m) y la relación con la altura de la marea no fue significativa. La clorofila *a* en la columna de agua obtuvo un máximo a 15 m ($3.1 \pm 0.9 \text{ mg m}^{-3}$) respecto a la superficie ($2.1 \pm 0.6 \text{ mg m}^{-3}$) y a 30 m ($2.2 \pm 0.8 \text{ mg m}^{-3}$). La relación con la amplitud de la marea fue significativa a 0 y 30 m (Tabla 2).



Figuras 2a-f. Distribución de las variables medidas en la boca de Bahía Magdalena, México, en junio, a 0 (O), 15 (□) y 30 m (Δ). a) temperatura, b) salinidad, c) densidad, d) oxígeno, e) nutrientes, f) clorofila (Cl-a).

El 14 y 15 de noviembre el viento dominante fue del sur-sureste (SSE) (78%), con una velocidad promedio de $2.3 \pm 1.0 \text{ m s}^{-1}$ y una amplitud de marea de 2.4 m. La temperatura en la columna de agua tuvo el valor más alto en la superficie ($20.7 \text{ }^{\circ}\text{C}$) a las 16 h y el mínimo ($16.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$) a las 18 h (Fig. 4a). En promedio, la temperatura disminuyó de la superficie ($19.9 \pm 0.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$) al fondo (17.7 ± 0.8 a 15 m y $16.9 \pm 0.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ a 30 m). La relación con la amplitud de marea no fue significativa (Tabla 2). La salinidad manifestó una desviación estándar de 0.09 en la superficie en el ciclo y en promedio aumentó de 33.6 (en superficie) a 33.7 (a 30 m) (Tabla 1; Fig. 4b). La salinidad a 30 m fue significativamente mayor que la calculada a 0 y 15 m (Tabla 1), y se relacionó con la amplitud de marea (Tabla 2). La densidad promedio se incrementó de la superficie al fondo (23.7 ± 0.1 ; 24.3 ± 0.2 y $24.5 \pm 0.1 \text{ kg m}^{-3}$) (Tabla 1; Fig. 4c). No se relacionó de forma significativa con la amplitud de la

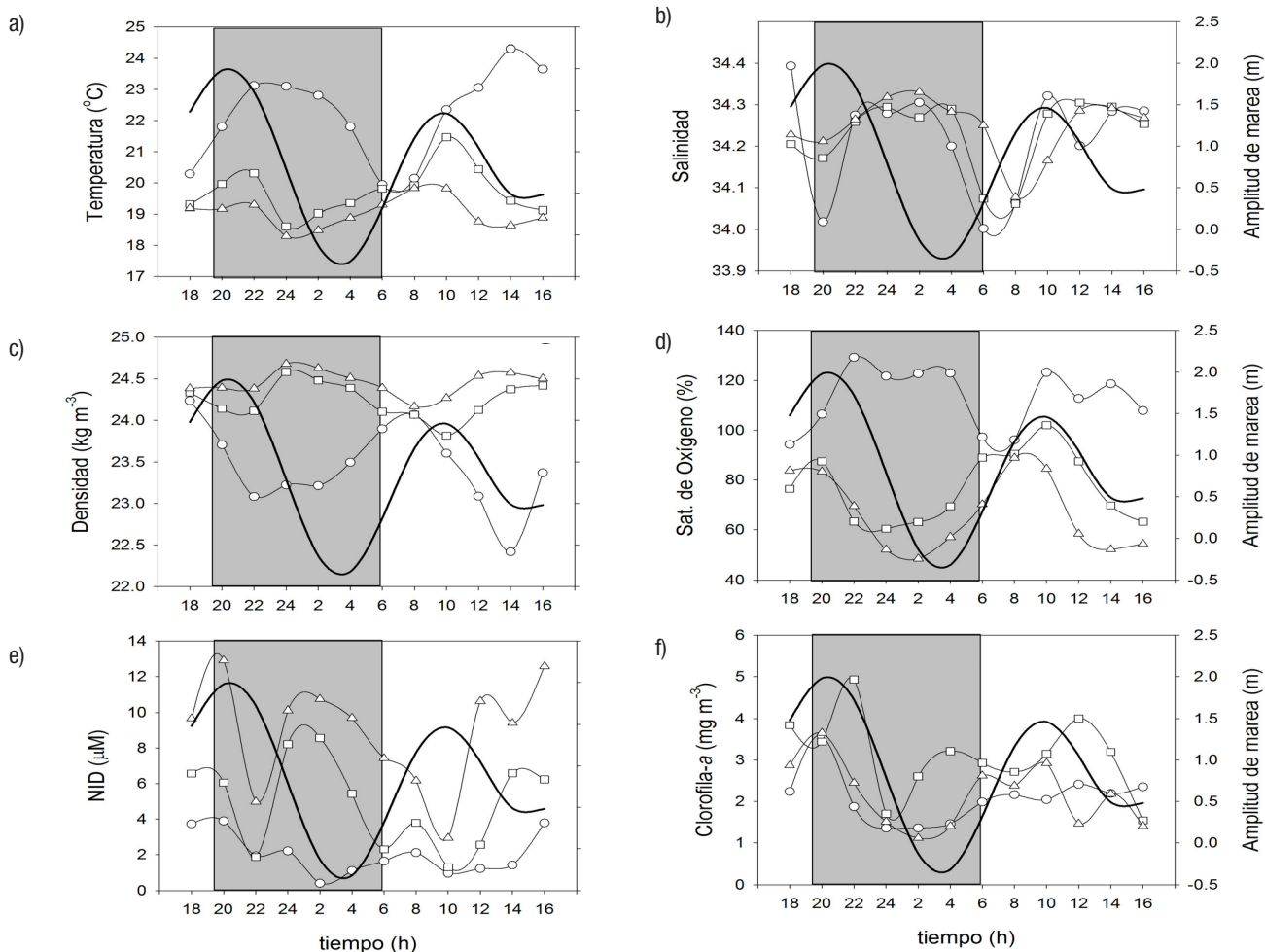
marea (Tabla 2). La saturación de oxígeno disminuyó de la superficie ($95 \pm 5 \%$) al fondo (88 ± 7 a 15 m y $79 \pm 5 \%$ a 30 m) (Tabla 1; Fig. 4d). No hubo un vínculo significativo con la amplitud de marea (Tabla 2). Los nutrientes (NID y fosfato) se acrecentaron de la superficie al fondo durante el muestreo (Tabla 1; Fig. 4e) y se relacionaron positiva y significativamente ($r = 0.83$; $p < 0.001$). Se pudieron observar en el NID diferencias significativas entre las tres profundidades (Tabla 1) y la concentración a 30 m se relacionó de manera significativa con la amplitud de marea, tanto para NID como fosfato (Tabla 2). La clorofila *a* aumentó de la superficie ($1.2 \pm 0.4 \text{ mg m}^{-3}$) al fondo (1.6 ± 0.4 a 15 m y $2.2 \pm 0.7 \text{ mg m}^{-3}$ a 30 m) (Tabla 1; Fig. 4e). La concentración a 30 m fue mayor que a 0 y 15 m y no se relacionó de modo significativo con la amplitud de marea (Tabla 2).

Tabla 1. Valores promedio y desviación estándar por ciclo de 24 horas en la boca de Bahía Magdalena, B.C.S., México (en negritas se indican diferencias significativas entre profundidades ($p < 0.05$)).

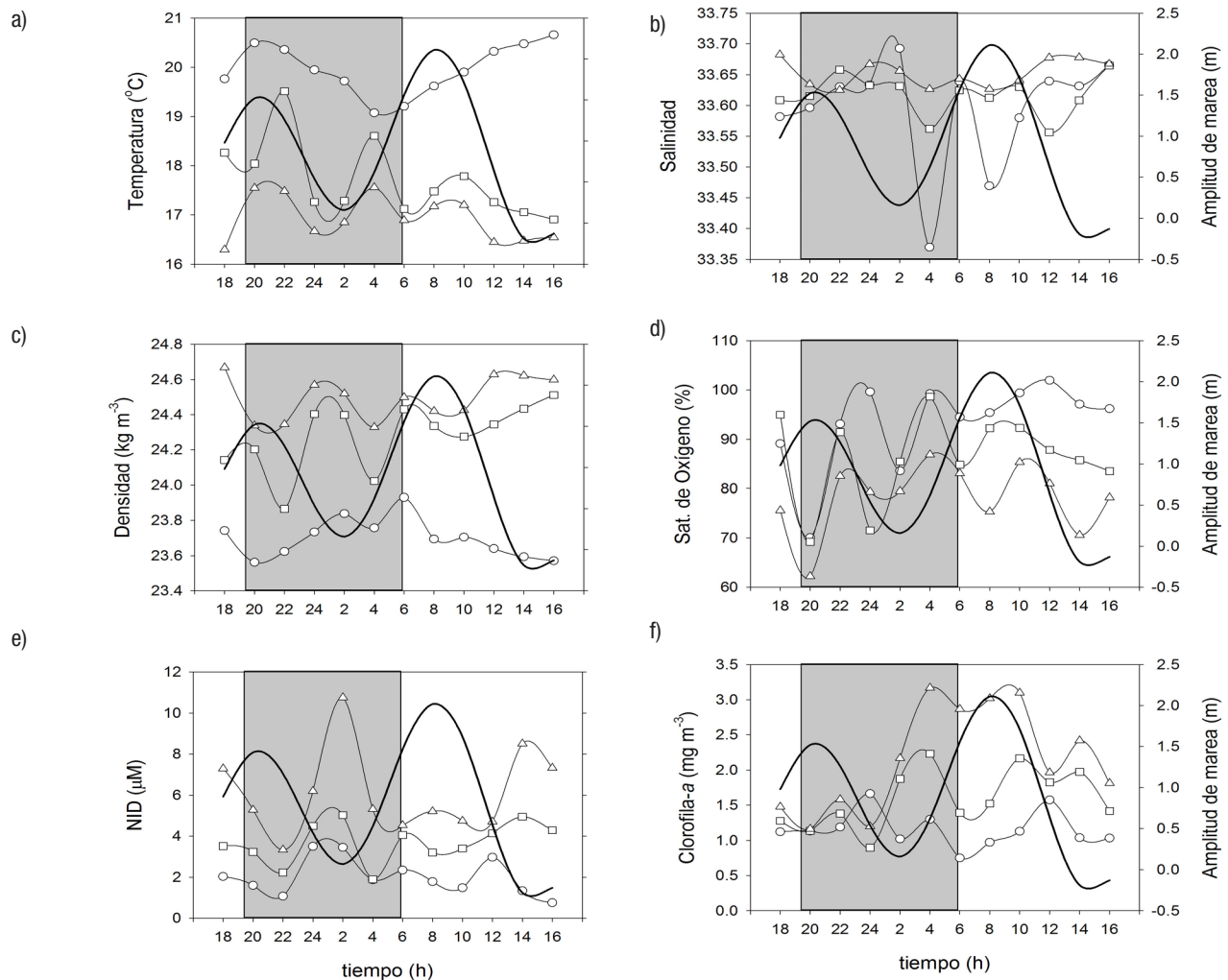
		Prof.	ANOVA (una vía)			Tukey (HDS)		Levene
			media \pm d.s	F (2,33)	p	M.S.	p	p
Temperatura (°C)	Junio	0	18.7 (1.5)	1.73	0.19	2.14	0.39	0.99
		15	18.4 (1.4)				0.88	
		30	17.6 (1.5)				0.19	
	Agosto	0	21.6 (1.2)	34.39	<0.05	0.96	0.22	<0.05
		15	19.7 (1.8)				<0.05	
		30	19.2 (0.6)				<0.05	
	Noviembre	0	19.9 (0.5)	83.92	<0.05	0.35	<0.05	0.21
		15	17.7 (0.8)				<0.05	
		30	16.9 (0.5)				<0.05	
Salinidad	Junio	0	34.0 (0.2)	11.25	<0.05	0.16	0.95	<0.05
		15	34.3 (0.0)				<0.05	
		30	34.3 (0.0)				<0.05	
	Agosto	0	34.2 (0.1)	0.27	0.76	0.01	0.89	0.09
		15	34.2 (0.1)				0.96	
		30	34.2 (0.1)				0.75	
	Noviembre	0	33.6 (0.1)	3.18	0.05	0	0.59	<0.05
		15	33.6 (0.0)				0.30	
		30	33.7 (0.0)				<0.05	
Densidad (Kg m ⁻³)	Junio	0	24.5 (0.1)	190.10	<0.05	0.02	<0.05	<0.05
		15	25.4 (0.2)				<0.05	
		30	25.6 (0.1)				<0.05	
	Agosto	0	23.4 (0.5)	31.58	<0.05	0.11	0.29	<0.05
		15	24.2 (0.2)				<0.05	
		30	24.4 (0.1)				<0.05	
	Noviembre	0	23.7 (0.1)	96.10	<0.05	0.02	<0.05	<0.05
		15	24.3 (0.2)				<0.05	
		30	24.5 (0.1)				<0.05	
Saturación de Oxígeno (%)	Junio	0	102 (15)	114.53	<0.05	142.47	<0.05	<0.05
		15	46 (12)				<0.05	
		30	33 (7)				<0.05	
	Agosto	0	113 (12)	37.09	<0.05	188.04	0.19	0.50
		15	77 (14)				<0.05	
		30	67 (15)				<0.05	
	Noviembre	0	95 (5)	10.02	<0.05	67.34	0.05	0.76
		15	88 (7)				0.12	
		30	79 (5)				<0.05	
NID (μ M)	Junio	0	4.6 (3.4)	72.51	<0.05	11.24	<0.05	0.74
		15	15.9 (3.7)				<0.05	
		30	20.4 (2.8)				<0.05	
	Agosto	0	2.0 (1.2)	25.84	<0.05	5.56	<0.05	<0.05
		15	5.0 (2.5)				<0.05	
		30	8.9 (3.0)				<0.05	
	Noviembre	0	2.0 (0.9)	25.31	<0.05	1.99	<0.05	<0.05
		15	3.7 (1.0)				<0.05	
		30	6.1 (2.1)				<0.05	
Fosfato (μ M)	Junio	0	0.9 (0.3)	67.55	<0.05	0.09	<0.05	0.41
		15	2.0 (0.3)				<0.05	
		30	2.3 (0.2)				<0.05	

Tabla 1. (Continuación).

	Prof.	ANOVA (una vía)			Tukey (HDS)		Levene
		media ± d.s	F (2,33)	p	M.S.	p	p
Clorofila <i>a</i> (mg m ⁻³)	Agosto	0	0.6 (0.3)	24.80	<0.05	0.11	0.34
		15	1.2 (0.3)			<0.05	
		30	1.5 (0.4)			<0.05	
	Noviembre	0	0.5 (0.1)	22.18	<0.05	0.01	0.91
		15	0.6 (0.1)			<0.05	
		30	0.8 (0.1)			<0.05	
	Junio	0	3.7 (1.2)	19.15	<0.05	1.00	<0.05
		15	2.3 (0.8)			<0.05	
		30	1.4 (1.2)			<0.05	
Agosto	0	2.1 (0.6)	6.27	<0.05	0.62	0.34	
	15	3.1 (0.9)			<0.05		
	30	2.2 (0.8)			0.97		
Noviembre	0	1.2 (0.4)	11.44	<0.05	0.26	<0.05	
	15	1.6 (0.4)			0.11		
	30	2.2 (0.7)			<0.05		



Figuras 3a-f. Distribución de las variables medidas en la boca de Bahía Magdalena, México en agosto, a 0 (O), 15 (□) y 30 m (Δ). a) temperatura, b) salinidad, c) densidad, d) oxígeno, e) nutrientes, f) clorofila (Cl-a).



Figuras 4a-f. Distribución de las variables medidas en la boca de Bahía Magdalena, México, en noviembre, a 0 (O), 15 (□) y 30 m (Δ). a) temperatura, b) salinidad, c) densidad, d) oxígeno, e) nutrientes, f) clorofila (Cl-a).

DISCUSIÓN

Durante el año 2005 se identificaron en el sitio de estudio tres diferentes condiciones climático-oceanográficas. La primera se registró en junio (principios de verano) con la influencia del viento dominante del NO cuando se observó agua más fría y con mayor clorofila *a* en la zona de la boca y exterior de la laguna (Fig. 5a y 5b) debido a las surgencias costeras, las cuales ocurren con mayor intensidad de marzo a junio (Zaytsev *et al.*, 2003; Cervantes *et al.*, 2012; Cervantes *et al.*, 2013). La columna de agua se caracterizó por tener en promedio la menor temperatura ($<18\text{ }^{\circ}\text{C}$) y mayor densidad (hasta 25.59 kg m^{-3} a 30 m de profundidad), así como los más altos nutrientes (hasta $20.4\text{ }\mu\text{M}$ de NID y $2.3\text{ }\mu\text{M}$ de fosfato a 30 m de profundidad) y clorofila *a* (3.7 mg m^{-3} en superficie) durante el periodo de estudio. La temperatura y la amplitud de la marea se relacionaron positiva y significativamente ($r = 0.6$; $p < 0.05$), lo que indica que durante este ciclo de marea, especialmente en su máxima amplitud, la salida de agua fue más cálida durante el refluo (Fig. 2a). La biomasa de fitoplancton (medida por la clorofila *a*) reveló

una relación positiva y significativa con la saturación de oxígeno ($r = 0.73$), posiblemente como resultado de la fotosíntesis del fitoplancton, con valores arriba del 100% de saturación cuando la clorofila *a* fue máxima y disminuyeron ambas variables con el incremento de la profundidad. En agosto (verano) ocurrió una estratificación en los primeros 10 metros de la columna de agua debido al aumento de temperatura. Esta época es la más cálida y oligotrófica del año (Fig. 5c y 5d). El viento dominante típicamente proviene del SSE con velocidad casi siempre menor ($3.1 \pm 0.4\text{ m s}^{-1}$ en este estudio) a la observada cuando la dirección es NO (promedio 5 y hasta 15 m s^{-1}), excepto en temporada de tormentas tropicales (García-Escobar, 1992). En este mes, bajo las condiciones de una mayor amplitud de la marea, se registró el mayor número de relaciones significativas (y de signo contrario) con los nutrientes y positivo con la clorofila *a*. La temperatura presentó una relación inversa y significativa con los nutrientes ($\text{DIN} = -0.74$ y fosfato = -0.87), es decir, que el agua superficial más cálida fue pobre en nutrientes, resultado de su utilización y por la estratificación térmica que evita el transporte desde el fondo. La relación de temperatura con la saturación

de oxígeno fue positiva ($r = 0.90$), posiblemente debido a la producción de oxígeno del fitoplancton, el cual tuvo un máximo de clorofila *a* a 15 m de profundidad. La imagen de clorofila *a* (Fig. 5d) mostró una distribución homogénea en la región con valores alrededor de 2 mg m^{-3} , consistentes con los registrados *in situ* ($2.1 \pm 0.6 \text{ mg m}^{-3}$). La relación de la clorofila *a* con el resto de las variables fue baja y no significativa, excepto con la amplitud de la marea ($r = 0.51$) de manera similar a lo reportado por Acosta-Ruiz y Lara-Lara (1978), quienes sugieren que Bahía Magdalena aporta altas biomásas de fitoplancton (clorofila *a*) al océano abierto durante el refluo. La tercera condición tuvo lugar en noviembre (otoño) donde la salinidad fue la menor del estudio (< 34), y que junto con la temperatura ($< 21 \text{ }^\circ\text{C}$) (Fig. 5e) corresponde con la del agua de la Corriente de California (Durazo & Baumgartner, 2002; Durazo, 2015), que generalmente es más rápida en invierno-primavera (0.15 a 0.20 m s^{-1} en primavera), pero que debido a un enfriamiento regional pudo haber favorecido su flujo al sur en esta época del año, como lo indica el cambio de signo del índice multivariado El Niño Oscilación del Sur (ENSO por sus siglas en inglés) con un incremento de la corriente al sur (<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei>) (Fig. 6). Las relaciones con la amplitud de la marea generalmente fueron negativas (Tabla 2), lo cual evidencia el contraste entre las condiciones ambientales de flujo y refluo en la laguna durante un ciclo de marea. Excepto la amplitud de la marea, el resto de las variables presentaron relaciones significativas entre ellas. La temperatura se relacionó inversa y significativamente con la densidad ($r = -0.99$) y los nutrientes ($r = -0.79$ y -0.74 para NID y fosfato respectivamente), lo que indica que aguas más frías son más densas y con mayor concentración de nutrientes y

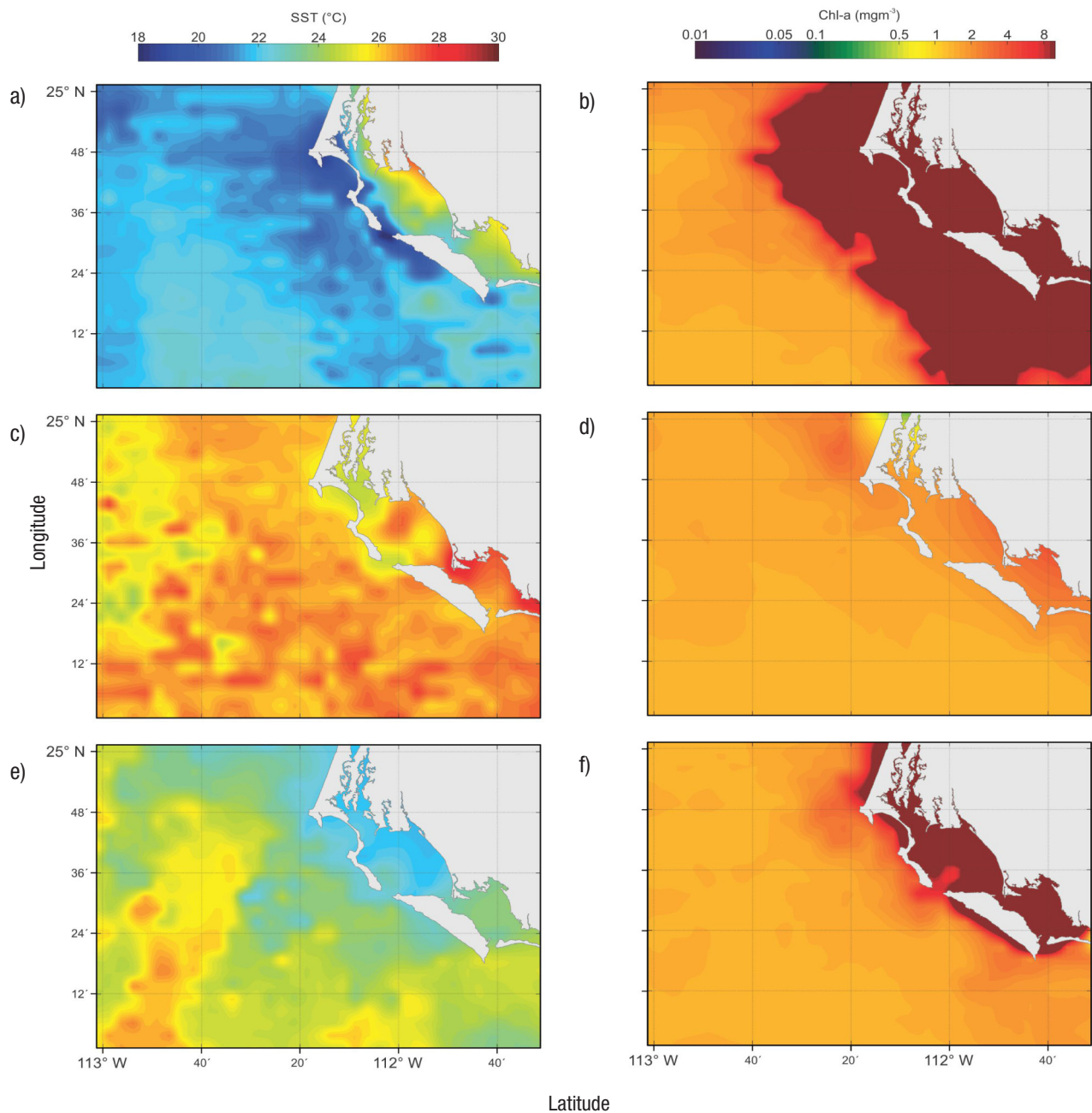
viceversa. La clorofila *a* se relacionó positivamente con los nutrientes ($r = 0.47$ y 0.40 para NID y fosfato respectivamente), esto es, la correlación entre la mayor disponibilidad con la mayor biomasa fitoplanctónica (Barber & Hiscock, 2006). En este ciclo la clorofila *a* promedio a 30 m fue significativamente mayor que a 0 y 15 m, es decir, que la distribución de clorofila no es homogénea en la columna de agua; su distribución espacial mostró mayor concentración dentro de la laguna posiblemente como resultado del aporte de nutrientes remineralizados (Fig. 5f) (Cervantes-Duarte *et al.*, 2012).

En promedio, la saturación de oxígeno disminuyó de $\approx 100\%$ en la superficie al fondo (33% en junio, 67% en agosto y 79% en noviembre). Los valores mínimos registrados en junio es posible que se deban al origen subsuperficial del agua (aproximadamente 80 m) transportada hacia la superficie por el proceso de surgencia costera (Cervantes-Duarte *et al.*, 2013; Zaitsev *et al.*, 2014). En verano y otoño (agosto y noviembre) los valores de oxígeno debajo de la superficie tienden a disminuir de manera normal por el aumento de temperatura en el año y el aumento en la tasa de respiración de los organismos.

Los nutrientes se incrementaron en general de la superficie al fondo y su concentración fue mayor en junio, esto asociado al abasto por surgencias. El proceso antes mencionado funciona como un sistema de fertilización que incrementa la biomasa de clorofila *a* en la región. En agosto y noviembre una menor disponibilidad de nutrientes produjo una disminución relativa de la clorofila *a* en la superficie, con máximos significativos a 15 y 30 m en agosto y noviembre, respectivamente, y de forma regular están relacionados con los procesos de estratificación en la columna de agua (Murillo-Murillo *et al.*, 2013).

Tabla 2. Coeficiente de correlación de Pearson (r) y valor de significancia p de la amplitud de la marea y la variable medida durante el ciclo de 24 h (boca de bahía Magdalena, B. C. S., México, 2005). En negritas se indican las pruebas significativas.

	Prof.	Junio		Agosto		Noviembre	
		r	p	r	p	r	p
Temperatura ($^\circ\text{C}$)	0	0.62	< 0.05	0.13	0.68	-0.34	0.28
	15	0.56	< 0.05	0.53	0.07	0.34	0.27
	30	0.55	0.06	0.51	0.09	0.54	0.07
Salinidad	0	0.38	0.23	-0.05	0.86	-0.36	0.24
	15	0.24	0.44	-0.18	0.56	-0.01	0.98
	30	-0.01	0.99	-0.51	0.09	-0.64	< 0.05
Densidad (Kg m^{-3})	0	0.05	0.88	0.26	0.42	0.19	0.56
	15	0.32	0.31	-0.56	0.06	-0.34	0.28
	30	-0.28	0.37	-0.53	0.07	-0.55	0.06
Sat.Oxígeno (%)	0	0.25	0.43	-0.18	0.57	-0.17	0.59
	15	0.36	0.26	0.41	0.18	0.12	0.71
	30	0.59	< 0.05	0.72	< 0.05	0.01	0.96
NID (μM)	0	-0.05	0.88	0.50	0.09	-0.12	0.72
	15	0.32	0.31	-0.37	0.23	-0.53	0.08
	30	0.16	0.61	-0.26	0.42	-0.68	< 0.05
Fosfato (μM)	0	-0.25	0.43	0.25	0.44	0.21	0.51
	15	0.47	0.12	-0.61	< 0.05	-0.49	0.10
	30	-0.37	0.23	-0.57	< 0.05	-0.61	< 0.05
Clorofila- <i>a</i> (mg m^{-3})	0	0.31	0.33	0.64	< 0.05	-0.24	0.46
	15	-0.12	0.72	0.48	0.11	-0.16	0.61
	30	-0.07	0.84	0.76	< 0.05	0.26	0.42



Figuras 5a-f. Imágenes de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y clorofila a (mg m^{-3}) en la región de Bahía Magdalena, México, composiciones promedio de ocho días (incluidos los días de muestreo), resolución de 4 km, plataforma MODIS-Aqua. a- b) junio, c-d) agosto, e-f) noviembre de 2005.

Para obtener una primera aproximación del transporte neto de nutrientes a través de la boca en mareas vivas, se utilizó el volumen máximo esperado en flujo y en reflujo (Sánchez-Montante *et al.*, 2007) y el sentido de la marea fue determinado por la amplitud de la misma como se observa en el gráfico de la anomalía de densidad a la profundidad de 30 m (Fig. 7). El transporte neto de nutrientes por ciclo de marea para junio (29-30) fue de -143 kg de NID y -4 kg de fosfato, que indican una

salida de nutrientes desde la laguna durante el reflujo, los cuales es posible que no fueron asimilados en su totalidad en la laguna debido a su alta disponibilidad. En agosto (17-18) y noviembre (14-15) los transportes fueron respectivamente de 209 y 176 kg de NID y 30 y 3 kg de fosfato. En éstos últimos, entran nutrientes hacia la laguna durante el flujo de la marea. En términos de nitrógeno, los valores son superiores a los reportados en el estero Agua Dulce Sinaloa, México, de 26.4 kg

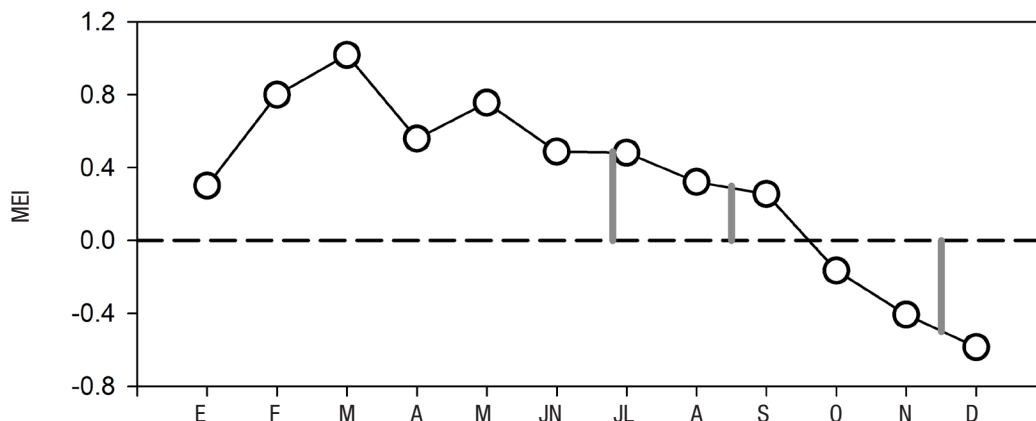


Figura 6. Variación del índice mutivariado El Niño (MEI) en el Pacífico oriental, durante los distintos meses del año 2005.

h^{-1} amonio y $18.6 \text{ kg } h^{-1}$ nitrato durante un ciclo de marea de 6 h (De la Lanza-Espino & Rodríguez-Mena, 1993), y en la Bocana de Ancao, Portugal, de 3.9 kg de nitrato + nitrito por ciclo de marea. Sin embargo, el transporte de fosfato fue más variable en este estudio que el valor de 16 kg de fosfato reportado por estos autores por ciclo de marea (Alcántara *et al.*, 2012); en ambos casos determinados en bocas pequeñas y someras con transporte de agua mucho menor, comparado con la boca de Bahía Magdalena que tiene 5.6 km ancho y 40 m de profundidad.

A diferencia de otros sistemas lagunares, la costa occidental de Baja California presenta lagunas costeras más o menos profundas con bocas amplias con un transporte de material disuelto y particulado comparativamente mayor, que ayuda a explicar su alta productividad durante el año. El metabolismo neto (autótrofo / heterótrofo) de esta laguna, evaluado por el modelo Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) (Gordon *et al.*, 1996), mostró que en el periodo de febrero a julio (surgencias intensas) tiende a ser autótrofo (fotosíntesis

> respiración) y de agosto a enero (surgencias débiles) es heterótrofo (fotosíntesis < respiración) (Cervantes-Duarte, 2016). En las lagunas costeras localizadas a lo largo de la costa del noroeste de la península de Baja California, México, el océano es la fuente externa más importante de nutrientes y de carbono orgánico e inorgánico (Ribas-Ribas *et al.*, 2011), por lo que sus lagunas actúan como sumidero de nutrientes, similar a lo reportado para Bahía Magdalena, donde el NID es sumidero todo el año y el FID es fuente en el periodo de agosto a enero (Cervantes-Duarte, 2016). Los resultados en la escala diaria difieren de los reportados en la escala estacional. En principio porque los primeros consideran a la marea como la principal fuente de variación, mientras que en la escala estacional los procesos climático-oceanográficos son más relevantes. Este estudio debe considerarse como una primera aproximación del transporte diario de nutrientes y clorofila *a*, donde dependiendo de los cambios de la marea (viva y muerta) y la época del año, el balance de nutrientes definirá en gran medida la productividad del ecosistema.

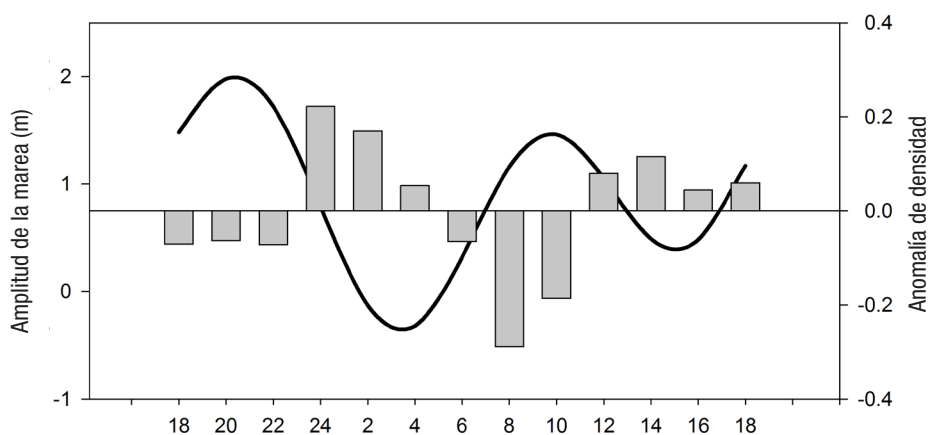


Figura 7. Variación diaria de la amplitud de marea y diferencias de densidad en la capa a 30 m medidos en la boca de Bahía Magdalena, México. Los valores positivos corresponden al refluo y los negativos al flujo.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo brindado para realizar la presente investigación.

REFERENCIAS

- ACOSTA-RUIZ, M. & J. R. LARA-LARA. 1978. Resultados físico-químicos de un estudio de variación diurna en el área central de Bahía Magdalena, BCS. *Ciencias Marinas* 5: 37-46.
- ALCÁNTARA, P., A. CRAVO & J. JACOB. 2012. Variability of nutrients and chlorophyll a in Ancão Inlet during a spring tidal cycle in April 2009. *Ciencias Marinas* 38 (1B): 161-176. DOI 10.7773/cm.v38i1B.1780
- ÁLVAREZ-BORREGO, S., L. A. GALINDO-BECT & A. CHEE-BARRAGÁN. 1975. Características hidroquímicas de Bahía Magdalena, BCS. *Ciencias Marinas* 2: 94-110.
- BARBER, R. T. & M. R. HISCOCK. 2006. A rising tide lifts all phytoplankton: Growth response of other phytoplankton taxa in diatom dominated blooms. *Global Biogeochem. Cycles*, 20, GB4S03. DOI: 10.1029/2006GB002726.
- BIZARRO, J. 2008. A review of the physical and biological characteristics of the Bahía Magdalena lagoon complex (Baja California Sur, Mexico). *Bulletin Southern California Academy of Sciences* 107 (1): 1-24.
- BRITO, A. C., A. NEWTON, P. TETT & T. F. FERNANDES. 2012. How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modelling investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112: 98-104. DOI: 10.1016/j.ecss.2011.09.002
- CERVANTES-DUARTE, R. 2016. Nutrient fluxes and net metabolism in a coastal lagoon SW peninsula of Baja California, Mexico. *Revista Bio Ciencias* 4 (2): 104-115. <http://editorial.uan.edu.mx/BIOCIENCIAS/article/view/174/253>
- CERVANTES-DUARTE, R., R. PREGO, S. LÓPEZ-LÓPEZ, F. AGUIRRE-BAHENA & N. OSPINA-ÁLVAREZ. 2013. Annual patterns of nutrients and chlorophyll in a subtropical coastal lagoon under the upwelling influence (SW of Baja-California Peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 120: 54-63. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.01.020
- CERVANTES-DUARTE, R., S. LÓPEZ-LÓPEZ, F. AGUIRRE-BAHENA, E. GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ & S. FUTEMA-JIMÉNEZ. 2012. Relevancia de fuentes nitrogenadas nuevas y regeneradas en la columna de agua en Bahía Magdalena (SO Península de Baja California), México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47 (3): 587-592.
- CERVANTES-DUARTE, R., S. LÓPEZ-LÓPEZ, E. GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ & S. FUTEMA-JIMÉNEZ. 2010. Ciclo estacional de nutrientes, temperatura, salinidad y clorofila a en Bahía Magdalena, BCS, México (2006-2007). *CICIMAR Océánides* 25: 111-120.
- CERVANTES-DUARTE, R., S. LÓPEZ-LÓPEZ & E. GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ. 2007. Características hidrológicas de Bahía Magdalena, BCS, México, en el periodo 2001-2003. *CICIMAR Océánides* 22: 1-11.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. & M. A. RODRÍGUEZ-MENA. 1993. Nutrient Exchange between Subtropical Lagoons and the Marine Environment. *Estuaries* 16 (2): 273-279.
- DURAZO R. 2015. Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 120: 1173-1196. DOI: 10.1002/2014JC010405
- DURAZO, R. & T. R. BAUMGARTNER. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54: 7-31.
- FUNES-RODRÍGUEZ, R., J. GÓMEZ-GUTIÉRREZ & R. PALOMARES-GARCÍA. 2007. *Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena*, 311 p. Instituto Politécnico Nacional, La Paz Baja California Sur, México.
- GARCÍA ESCOBAR, H. 1992. Análisis del viento en el área frente a Bahía de San Hipólito y la zona comprendida entre bahía Magdalena y Cabo San Lucas. B.C.S., en junio y julio de 1989. *Res. IX Congreso Nacional de Oceanografía*. 28.
- GORDON, D. C., P. R. BOUDREAU, K. H. MANN, J. E. ONG, W. L. SILVERT, S. V. SMITH, G. WATTAYAKORN, F. WULFF & T. YANAGI. 1996. *LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines*. LOICZ/R&S/95-5, VI 96 p. LOICZ, Texel, the Netherlands.
- GUERRERO-GODÍNEZ, R., R. CERVANTES-DUARTE & A. R. JIMÉNEZ-ILLESCAS. 1988. Nutrient variations during a tidal cycle at the mouth of a coastal lagoon in the northwest of México. *Indian Journal of Marine Sciences* 17: 235-237.
- HAYES, M. O. 1975. Morphology of sand accumulation in estuaries: An introduction to the symposium. In: L.E. Croning (Ed.). *Estuarine Research*, Vol. II, Academic Press, New York, pp. 3-22.
- JEFFREY, S. & J. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equations for determining Chlorophylls a, b, c1 and c2 in algal phytoplankton and higher plants. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167: 191-194.
- LANKFORD, R. R. 1977. Coastal Lagoons of Mexico. Their origin and classification. In: Wiley M (Ed). *Estuarine processes 2*. Academic Press, New York, pp. 182-216.
- MORALES-ZÁRATE, M. V., A. L. ARETXABAETA, F. E. WERNER & S. E. LLUCH-COTA. 2006. Modelación de la circulación invernal y la retención de partículas en el sistema lagunar Bahía Magdalena-Almejas (Baja California Sur, México). *Ciencias Marinas* 32: 631-647. DOI: 10.7773/cm.v32i4.1162
- MURILLO MURILLO, I., R. CERVANTES-DUARTE, G. GAXIOLA-CASTRO, S. LÓPEZ-LÓPEZ, F. AGUIRRE-BAHENA, E. GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, Á. JIMÉNEZ-ILLESCAS & F. E. HERNÁNDEZ-SANDOVAL. 2013. Variabilidad de la productividad primaria y de pigmentos fotosintéticos en una zona de surgencias de la región sur de la corriente de California. *CICIMAR Océánides* 28 (1): 23-26.
- REDFIELD, A. C., B. H. KETCHUM & F. A. RICHARDS. 1963. The influence of organisms on the composition of the sea-water. In: Hill M. N (Ed.). *The Sea. Ideas and observations on progress in the study of the seas 2. The composition of sea-water. Comparative and descriptive oceanography*. Interscience Publishers, New York, London / Sydney, pp. 26-77.
- ribas-ribas, M., J. M. HERNÁNDEZ-AYÓN, V. F. CAMACHO-IBAR, A. CABELLO-PASINI, A. MEJIA-TREJO, R. DURAZO, S. GALINDO-BECT, A. J. SOUZA, J. M. FORJA & A. SIQUEIROS-VALENCIA. 2011. Effects of upwelling, tides and biological processes on the inorganic carbon system of a coastal lagoon in

- Baja California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95: 367-376. DOI: 10.1016/j.ecss.2011.09.017
- ROBINSON, C. J., J. GÓMEZ-GUTIÉRREZ & S. GÓMEZ-AGUIRRE. 2007. Estudios ecológicos en Bahía Magdalena. *In: Funes-Rodríguez R, J Gómez-Gutiérrez & R Palomares-García (Eds.). Efecto de la dinámica de las corrientes de marea en los organismos pelágicos en la boca de Bahía Magdalena*. Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, México, pp. 45-58.
- SÁNCHEZ-MONTANTE, O., O. ZAITSEV & M. SALDIVAR-REYES. 2007. Estudios ecológicos en Bahía Magdalena. *In: Funes-Rodríguez R, J Gómez-Gutiérrez & R Palomares-García (Eds.). Condiciones hidrofísicas en el sistema lagunar Bahía Magdalena-Almejas*. Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, México, pp. 1-28.
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Bulletin, Fisheries Research Board of Canada 167: p 310.
- VENRICK, E. & T. HAYWARD. 1984. Determining chlorophyll on the 1984 CALCOFI Surveys. *CalCOFI, Reports* 25: 74-79.
- ZAITSEV, O., A. TRASVIÑA-CASTRO, J. LINERO-CUETO, G. GAXIOLA-CASTRO & J. CEPEDA-MORALES. 2014. Condiciones oceanográficas en la plataforma continental frente a bahía Magdalena (México) en 2011-2012. *Ciencias Marinas* 40 (2): 89-112. DOI: 10.7773/cm.v40i2.2314.
- ZAITSEV, O., O. SÁNCHEZ-MONTANTE & C. J. ROBINSON. 2007. Estudios ecológicos en Bahía Magdalena. *In: Funes-Rodríguez R., J. Gómez-Gutiérrez & R. Palomares-García (Eds.). Características del ambiente hidrofísico de la plataforma continental y zona oceánica adyacente al sistema lagunar Magdalena-Almejas*. Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, México, pp. 29-43.
- ZAITSEV, O., R. CERVANTES-DUARTE, O. MONTANTE & A. GALLEGOS-GARCÍA. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography* 59: 489-502.

Oxidative stress, lipid metabolism, and neurotransmission in freshwater snail (*Pomacea patula*) exposed to a water-accommodated fraction of crude oil

Estrés oxidativo, metabolismo lipídico y neurotransmisión en el caracol dulceacuícola (*Pomacea patula*) expuesto a la fracción hidrosoluble de petróleo crudo

Hugo F. Olivares-Rubio, Lucía Salazar-Coria and Armando Vega-López

Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Toxicología Ambiental. Avenida Wilfrido Massieu s/n, Unidad Profesional Zacatenco, CDMX, 07738. México
e-mail: avegadv@yahoo.com.mx

Recibido: 5 de mayo de 2017.

Aceptado: 29 de junio de 2017.

Olivares-Rubio H. F., L. Salazar-Coria and A. Vega-López. 2017. Oxidative stress, lipid metabolism, and neurotransmission in freshwater snail (*Pomacea patula*) exposed to a water-accommodated fraction of crude oil. *Hidrobiológica* 27 (2): 265-280.

ABSTRACT

Background. Crude oil is a super mixture of chemical compounds and is commonly found in aquatic environments. The tegogolo (*Pomacea patula* Baker, 1922) is a Mexican freshwater snail endemic to Lake Catemaco in Veracruz; currently, however, its distribution has expanded to many freshwater ecosystems that suffer the impact of crude oil spills and oil byproducts like fuels. **Goals.** To assess a series of biomarkers involved in oxidative stress, neurotransmission, and fatty acid metabolism in tegogolos exposed to the water-accommodated fraction (WAF) of Maya crude oil (MCO). **Methods.** Tegogolo specimens were exposed to WAF of MCO obtained from loads of 0.1, 1, 10 and 100 mg/L. We evaluated ROS (O_2^{*-} and H_2O_2), oxidative stress (TBARS and RC=O), enzymes involved in antioxidant defense (SOD, CAT, and GPx), some enzymes involved in neurotransmission (AChE, GDA, and CbE activities), and biomarkers of fatty acids metabolism (fatty acids levels and AOX activity). **Results.** Clear biomarkers responses were observed only in some tissues. ROS were clearly higher than controls in the foot, head, and kidney; however, others biomarkers of oxidative stress remain statistically unchanged. SOD response was irregular with respect to controls and treatments. In contrast, CAT (foot) and GPx (foot and intestine) were the more active enzymes and their activities were higher than in controls. The responses of some enzymes involved in neurotransmission suggest that compensation mechanisms exist between AChE and GDA in the foot and head. Fatty acids metabolism increased with exposure to WAF; however, these types of biomarkers seem unsuitable for monitoring the toxic effects produced by WAF at low environmental concentrations. **Conclusions.** We can conclude that under the exposure conditions discussed herein, the tegogolos showed acclimation to WAF of Maya crude oil by complex mechanisms.

Keys words: Crude oil, fatty acid metabolism, neurotransmission, oxidative stress, snails.

RESUMEN

Antecedentes. El petróleo crudo es una supermezcla de compuestos químicos y su presencia en ambientes acuáticos es común. El tegogolo (*Pomacea patula* Baker, 1922) es un caracol dulceacuícola endémico del lago de Catemaco, Veracruz, pero su distribución se ha expandido a muchos ecosistemas de agua dulce que sufren el impacto de los derrames de crudo y sus derivados. **Objetivos.** Evaluar un conjunto de biomarcadores involucrados en el estrés oxidativo, neurotransmisión y metabolismo de ácidos grasos en especímenes expuestos a la fracción hidrosoluble (FH) de petróleo crudo maya (PCM). **Métodos.** Los caracoles se expusieron a la FH del PCM a partir de las cargas de 0.1, 1, 10 y 100 mg/L. Se midieron biomarcadores como ROS (O_2^{*-} y H_2O_2), daño oxidativo (TBARS y RC=O) y enzimas involucradas en defensa antioxidante (SOD, CAT y GPx), neurotransmisión (AChE, GDA y CbE) y biomarcadores del metabolismo de ácidos grasos (niveles de ácidos grasos y actividad AOX). **Resultados.** En algunos tejidos del tegogolo se observó una clara respuesta de los biomarcadores. Las concentraciones de ROS fueron superiores a los controles en el pie, la cabeza y el riñón; sin embargo, otros biomarcadores del estrés oxidativo no presentaron cambios significativos. La SOD fue irregular con respecto a los controles y entre tratamientos. Por el contrario, la CAT (pie) y la GPx (pie e intestino) fueron más activas. Las respuestas de las enzimas involucradas en la neurotransmisión sugieren un mecanismo compensatorio entre AChE y GDA en el pie y la cabeza. El metabolismo de los ácidos grasos aumentó con los tratamientos, aunque estos biomarcadores no parecen ser adecuados para monitorear los efectos de la FH del PCM a bajas concentraciones ambientales. **Conclusiones.** Es posible que en las condiciones de exposición los tegogolos mostraran aclimatación a la FH del PCM por mecanismos complejos.

Palabras clave: Caracoles, estrés oxidativo, metabolismo de ácidos grasos, neurotransmisión, petróleo crudo.

INTRODUCTION

Petroleum is a super complex mixture of chemical compounds with an estimated minimum of 50,000 different substances (Marshall & Rodgers, 2004). The main groups of compounds are aliphatic hydrocarbons, polyaromatic hydrocarbons (PAHs), heterocyclic of nitrogen and sulphur, endocrine compounds, and saturated fatty acids (Benassi *et al.*, 2013). In addition, alkenes and heavy metals have been identified (Cote, 1976). Petroleum and its products are common pollutants in the aquatic environment (Crunkilton & Duchrow, 1990). As an example of the impacts of crude oil spills during one such spill in 2010, approximately 200 million gallons of South Louisiana crude oil were released into the northern Gulf of Mexico over the course of 87 days (Crone & Tolstoy 2010). Communities of aquatic macro-invertebrates have been suitable for environmental risk assessment in streams and rivers following spills of crude oil (Poulton *et al.*, 1998). Recently, numerous studies have reported that snails are appropriate for toxicity testing because they are benthic and have reduced mobility (Ma *et al.*, 2014a). In addition, it is possible to perform tests under laboratory conditions to evaluate the potential damage provoked by environmental pollutants (Whitehead, 2013). One of the most common toxic effects in aquatic organisms is related to oxygen metabolism. Under aerobic conditions, cells can produce reactive oxygen species (ROS); in addition, the antioxidant system in aquatic animals includes specific enzymes to reduce ROS levels (Hermes-Lima, 2004; Lushchak, 2011). Nevertheless, if antioxidant systems do not reduce ROS, their concentrations could be deleterious and induce oxidative stress. Oxidative stress is characterized by oxidation of biomolecules such as lipids, proteins, and nucleic acids (Lushchak, 2011). These oxidative damages caused by crude oil or its components could compromise energy provision as well as high energy demanding organs, such as the nervous system (Beal, 1995). Fatty acids (FA) are essential as energy sources and their concentrations could be suitable as biomarkers (Kowalczyk-Pecka *et al.*, 2017). The acyl-CoA oxidase (AOX) is an enzyme that belongs to peroxisomal β -oxidation, which is the metabolic pathway to obtain energy from fatty acids (Cajaraville *et al.*, 2003). Further, some enzymes, such as acetylcholinesterase (AChE) and glutamate decarboxylase (GDA), are involved in neurotransmission, i.e., a key function in the nervous system (Basu, 2015). In addition, carboxylesterases (CbE) are enzymes involved in the detoxification of compounds that can inhibit the activity of AChE (Fukuto, 1990).

The tegogolo *Pomacea patula* (Baker, 1922) is an edible freshwater mollusk, endemic to Catemaco Lake in Veracruz, Mexico (Carreón-Palau *et al.*, 2003). However, due to the economic importance of this species, its culture has been developed in Central and Southern Mexico. The southern region of Mexico is an important supplier of oil resources (CNH, 2017). In addition, pollution associated with the petroleum industry has been documented in this area (PROFEPA, 2017). The objective of this study was to select and assess a series of biomarkers involved in oxidative stress (contents of $O_2^{\cdot-}$ and H_2O_2 , lipid peroxidation, and protein oxidation), antioxidant defense activity (SOD, CAT, and GPx), fatty acid metabolism indicators (fatty acid levels and acyl-CoA oxidase), and neurotransmission enzymes in the *Pomacea patula* mollusk exposed under controlled conditions to the WAF of Maya crude oil. The study compared some of the widely documented aspects related to toxic effects caused by petroleum, such as the oxidative stress response and other less-studied aspects, such as fatty-acid metabolism and neurotransmission indicators.

MATERIALS AND METHODS

Animals and experimental design. Cultured specimens of the Mexican freshwater snail tegogolo (*Pomacea patula*) were obtained from an aquaculture center located in Zacatepec (Morelos, México). Snails were maintained in glass aquariums with a capacity of 145 L using semi-hard synthetic water (0.22 g $MgSO_4$, 0.18 g $NaHCO_3$, 0.08 g KCl and 0.13 g $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ per L) with constant aeration at 24 ± 1 °C under natural light-dark cycle at Mexico City latitude for three months until the experiments started. The snails were feed twice a week with lettuce obtained from a local supermarket. Healthy tegogolos of similar size (51.5 ± 2.96 mm) and weight (26.85 ± 3.87 g) were selected for the test. Groups of seven tegogolos were exposed for 96 h to the four concentrations of WAF obtained from different loads (0.1, 1, 10 and 100 mg/L) of Maya crude oil. The WAF fraction was obtained by the Singer *et al.* (2000) method. Maya crude oil was supplied by the Instituto Mexicano del Petróleo (Mexico). Specimens of *P. patula* were treated in glass aquariums protected from the light in a total volume of 10 L. The control group was exposed to semi-hard synthetic water.

Chemical analysis. A sample of 1 L of exposure medium was collected after the snails were euthanized. The quantification of PAHs was undertaken with a Biotek SynergyMX spectrofluorometer, using certified analytical standards obtained from Chem Service, Inc. (West Chester, PA), as previously documented (Dzul-Caamal *et al.*, 2016).

Biomarker evaluation. Test specimens were measured with a Vernier caliper and weighed in analytical balance with a sensitivity of 0.1 g. Organisms were euthanized by fast-freezing them at -20 °C/30 min, as previously reported (Nica *et al.*, 2015). Tissues of tegogolo (foot, head, intestine, mantle, digestive gland, and kidney) were obtained according to the anatomy of gastropods (Barnes, 1980). All tissues were weight and homogenized in a Glas-Col™ homogenizer in an ice bath as follows: foot and head in 10 mL of PBS 1X; the rest of the tissues in 3 mL of PBS 1X. 1.0 mL of the homogenates was centrifuged at $4,980 \times g$ (9,000 rpm) and 4 °C for 15 min in a Hermle Labnet Z216MK centrifuge to obtain the cytosolic fraction. The uncentrifuged and cytosolic fractions were stored at -70 °C until the biomarker assay was performed (less than 2 weeks).

Table 1 summarizes the methods used to assess biomarkers.

Statistical analysis. Biomarker results were compared to controls and treatments by ANOVA, followed by post-hoc Dunnett's Comparison Test. Statistical significance was set at $p \leq 0.05$ for all tests. Analyses were done in GraphPad Prism version 5.00 for Windows (GraphPad Software, San Diego, California, USA, www.graphpad.com). To determine the impact of the WAF of MCO in tissues of tegogolos, we calculated the IBRv2 according to Sanchez *et al.* (2013) and employed the general IBRv2 (gIBRv2) proposed by Dzul-Caamal *et al.* (2016) to integrate the IBRv2 values by tissue and treatment.

RESULTS

PAHs concentrations in the exposure medium. The concentration of the PAHs increased in relation to the load of Maya crude oil at the end of the experiment (Table 2). The proportion of individual compounds between loads did not show large variations, except for phenanthrene, benzo[a]pyrene (BaP), and fluoranthene. BaP was the PAH with the high-

Table 1. Methods for biomarker evaluation in *Pomacea patula* (Baker, 1922) exposed to the water-accommodated fraction (WAF) of Maya crude oil

Biomarker	EC number	Tissue under study	Studied fraction	Reference
O ₂ ^{-•} levels	NA	F, H, I, M, DG, K	Cytosolic	Dzul-Caamal <i>et al.</i> (2016)
H ₂ O ₂ levels	NA	F, H, I, M, DG, K	Cytosolic	Dzul-Caamal <i>et al.</i> (2016)
TBARS	NA	F, H, I, M, DG, K	Uncentrifuged	Buege & Aust (1978)
RC=O	NA	F, H, I, M, DG, K	Uncentrifuged	Levine <i>et al.</i> (1994)
SOD	1.15.1.1	F, H, I, M, DG, K	Cytosolic	Misra & Fridovich (1972)
CAT	1.11.1.6	F, H, I, M, DG, K	Cytosolic	Radi <i>et al.</i> (1991)
GPx	1.11.1.9	F, H, I, M, DG, K	Cytosolic	Lei <i>et al.</i> (1995)
FA levels	NA	F, H, I, M, DG, K	Uncentrifuged	Cheng <i>et al.</i> (2011)
AOX	1.3.3.6	F, H, I, M, DG, K	Cytosolic	Holth <i>et al.</i> (2011)
AChE	3.1.1.7	F, H	Cytosolic	Ellman <i>et al.</i> (1961)
GDA	4.1.1.15	F, H	Cytosolic	Yu <i>et al.</i> (2011)
CbE	3.1.1.1	F, H	Cytosolic	Hotta <i>et al.</i> (2002); Kumar <i>et al.</i> (2010)

O₂^{-•}: superoxide anion; H₂O₂: hydrogen peroxide; TBARS: lipid peroxidation evaluated as thiobarbituric acid reactive substances; RC=O: protein oxidation evaluated as carbonyls (RC=O) content; SOD: superoxide dismutase activity (CuZn-SOD plus Mn-SOD); CAT: catalase activity; GPx: selenium-dependent glutathione peroxidase activity; FA: fatty acids; AOX: acyl-CoA oxidase activity; AChE: acetyl cholinesterase activity; GDA: glutamate decarboxylase activity; CbE: carboxylesterase activity. EC: Enzyme Commission number; NA: not applicable. F: foot; H: head; I: intestine; M: mantle; DG: Digestive gland; K: kidney.

hest proportion in all loads. There was a lower percentage of total low molecular weight (LMW) PAHs than the high molecular weight (HMW) PAHs, due to their volatility and the characteristics of heavy crude oil.

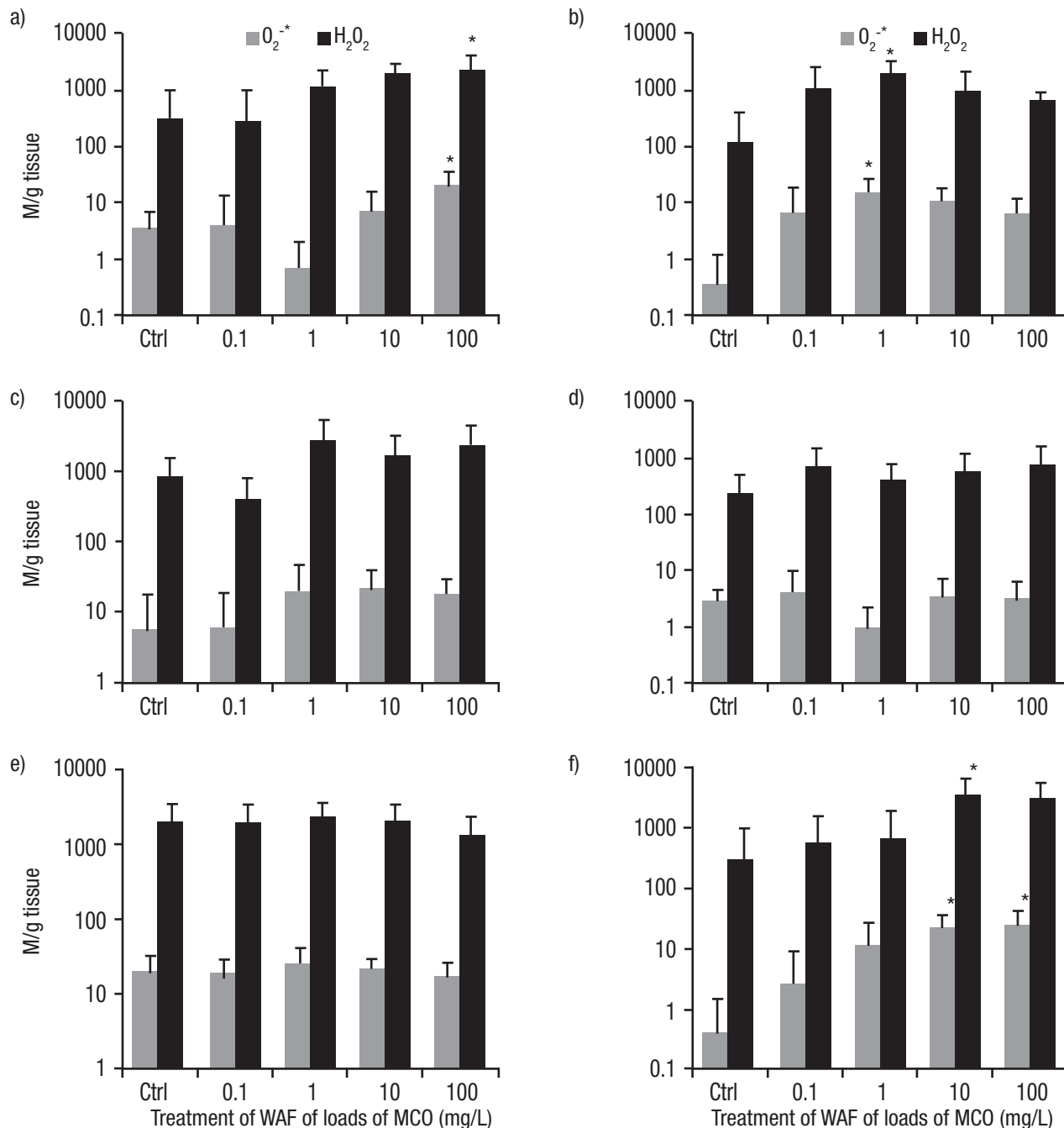
Biomarker responses. Most of the treatments show that the content of ROS was higher in the tissues of *P. patula* exposed to the WAF of Maya crude oil, as compared to controls. The tendency of O₂^{-•} and H₂O₂ was similar in the tissues under study. Wider differences were observed in the higher concentration of WAF particularly for the foot and kidney (p

<0.05, Fig. 1a,f). A higher content of ROS was found in the head at 1 mg/L load (p <0.05, Fig. 1b). In the intestine, the higher concentration of H₂O₂ was recorded at 1 mg/L; meanwhile, the high levels of O₂^{-•} was detected at 10 mg/L (Fig. 1c). In the tegogolo mantle, the content of ROS was irregular in treatments and was higher at the lower load of Maya crude oil (0.1 mg/L, Fig. 1d). Notably, in the digestive gland, the levels of ROS were similar to controls at 0.1 and 1 mg/L. However, from 1 to 100 mg/L, a slight reduction was observed (Fig. 1e).

Table 2. Concentration of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in µg/L medium of exposure after 96 h of exposure. Mean ± standard deviation.

PAH	Treatment (WAF of load of MCO in mg/L)			
	0.1	1	10	100
Naphthalene	3.53±0.22	2.91±0.27	3.79±0.13	2.78±0.39
Acenaphthene	36.11±12.56	36.45±9.83	41.07±1.59	60.31±20.17
Anthracene	0.06±0.82	0.61±0.20	0.75±0.30	0.78±0.25
Phenanthrene	58.30±23.02	74.30±21.65	45.82±3.67	148.23±23.85
LMW-PAHs (2-3 rings)	97.78±16.68	114.28±30.63	91.06±10.96	212.12±52.32
Pyrene	16.57±6.06	22.06±2.35	24.97±1.28	33.74±7.48
Fluoranthene	24.76±14.90	21.17±4.74	24.64±4.64	60.32±10.31
Benzo[a]anthracene	1.05±0.42	1.24±0.16	1.54±0.16	2.41±0.48
Chrysene	3.86±1.06	3.35±0.54	3.66±0.83	4.88±0.60
Benzo[b]fluoranthene	1.34±1.65	2.20±1.02	2.52±1.49	4.27±0.93
Benzo[a]pyrene	204.75±585.30	263.70±331.30	444.70±528.98	694.44±158.82
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	1.38±0.25	1.21±0.16	1.25±0.15	1.97±0.41
HMW-PAHs (≥3 rings)	250.69±32.03	311.19±145.6	498.73±238.47	488.91±247.84
Total PAHs	348.47±44.06	452.47±330.44	589.76±536.17	701.03±637.03
%LMW	28.06	25.26	15.44	30.26
%HMW	71.94	68.78	84.56	69.74
LMW:HMW	3	3	5	2

LMW: Low molecular weight; HMW: High molecular weight.



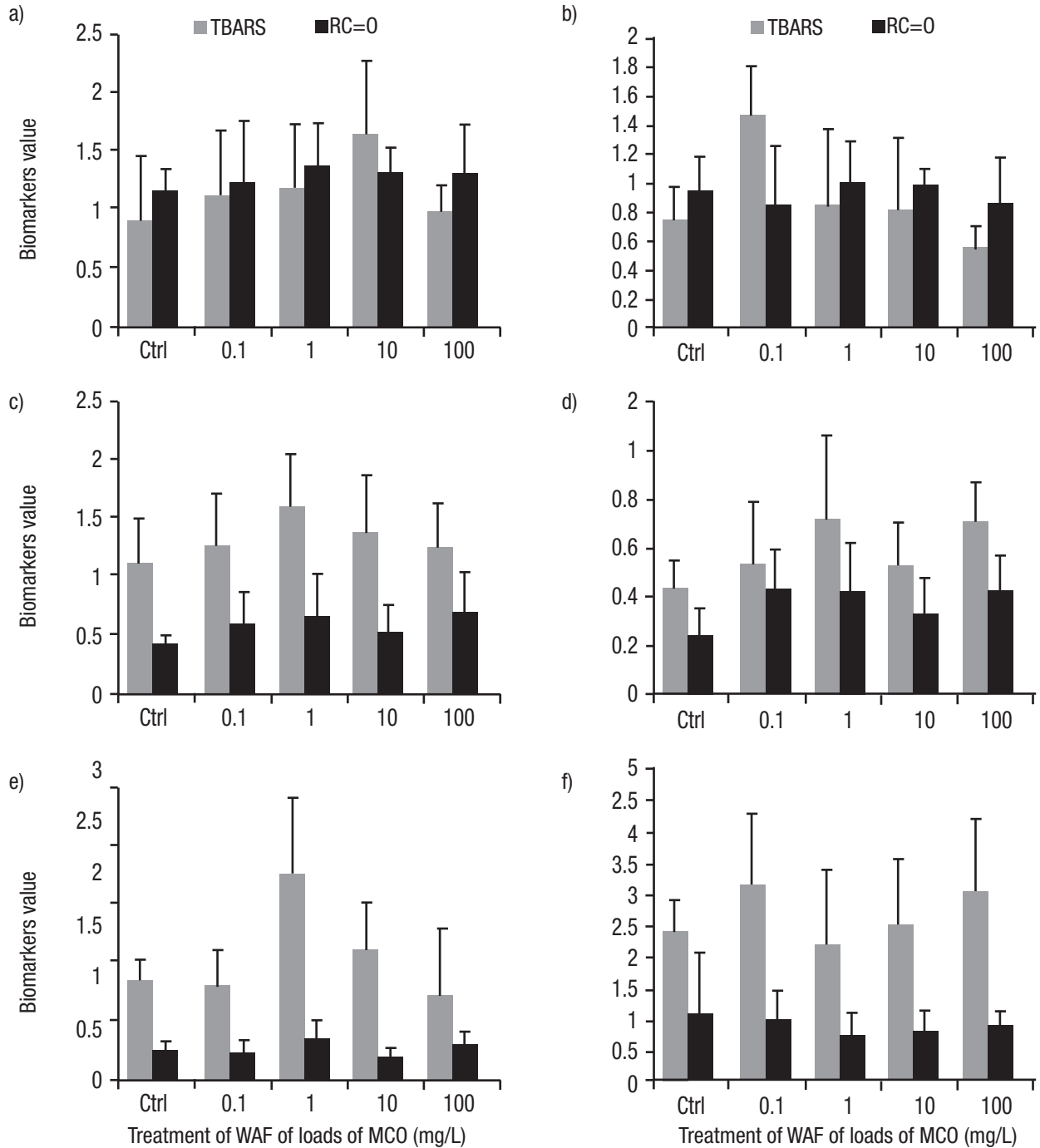
Figures 1a-f. Content of ROS ($O_2^{\cdot-}$ y H_2O_2) in tissues of *Pomacea patula* exposed under controlled conditions to the WAF of MCO for 96 hours. Bars represent standard error of the mean. a) Foot, b) Head, c) Intestine, d) Mantle, e) Digestive gland, f) Kidney.

Oxidative stress. The response of lipid peroxidation and protein oxidation in WAF treated gastropods was inconsistent compared to controls. In addition, the responses of these biomarkers were erratic among tissues. We observed no significant differences in the foot (Fig. 2a). In the head, differences among TBARS and RC=0 were found. The lipid peroxidation was higher at 0.1 mg/L; however, this oxidative damage diminished at greater WAF concentrations. Likewise, protein oxidation

was similar to controls (Fig. 2b). Of importance, in the intestine, mantle, and digestive gland of *P. patula* treated at 1 mg/L, we detected higher oxidative damage (Figs. 2c-e). In the kidney, the greater level of lipid peroxidation was observed at 0.1 mg/L of crude oil load. In contrast, the protein oxidation in this tissue was lower than controls in all treatments (Fig. 2f).

Activities of enzymes involved in antioxidant defense. Several patterns of responses were detected in the activities of enzymes involved in antioxidant defense (SOD, CAT, and GPx) in *P. patula* exposed to the WAF of Maya crude oil. In the tegogolo foot and head, the SOD activity did not show a trend compared to controls and treatments. In the foot, the activity of CAT increased with WAF concentration. In contrast, in the

head, this response was inversely linked with the load of crude oil from 1 to 100 mg/L. The activity of GPx was clearly induced by exposure to the WAF of Maya crude oil compared to controls. Significant differences were found in this snail's foot treated at 10 and 100 mg/L ($p < 0.05$); in the head, significant differences were documented at 10 mg/L ($p < 0.05$; Figs. 3a-b). In the intestine, the activities of CAT and GPx were



Figures 2a-f. Oxidative damage measured as lipid peroxidation (TBARS) and protein oxidation (RC=0) in tissues of *Pomacea patula* exposed under controlled conditions to the WAF of MCO for 96 hours. TBARS were presented as mmol TBARS/g tissue and RC=0 as mmol RC=0/mg protein/g tissue. Bars represent standard error of the mean. a) Foot, b) Head, c) Intestine, d) Mantle, e) Digestive gland, f) Kidney.

higher than control specimens with the exception of CAT at 100 mg/L; however, in this tissue, the catalysis of SOD was irregular compared to controls and treatments (Fig. 3c). CAT activity in the mantle was induced at 0.1 and 1 mg/L. Nevertheless, at high concentrations (10 and 100 mg/L), CAT activity was reduced. SOD and GPx showed an irregular tendency in their metabolisms (Fig. 3d). In the digestive gland, higher activities of CAT and GPx were observed at 100 mg/L; meanwhile, SOD was similar and lower than controls (Fig. 3e). In the kidney, the catalysis of these enzymes reached a peak at 1 mg/L of a load of Maya crude oil. However, these activities were reduced at 10 and 100 mg/L (Fig. 3f).

Fatty acid metabolism. The concentration of FA in the foot and intestine of *P. patula* exposed to the WAF of Maya crude oil were higher than in controls (Figs. 4a,c). However, in the head, levels of FA were similar among exposed and unexposed snails (Fig. 4b). In the digestive gland and kidney of *P. patula* treated with the WAF, the concentration of FA was lower than controls, except those observed in the treatment with the WAF obtained from 1 mg/L of Maya crude oil (Figs. 4e-f). In the mantle, the content of these biomolecules was irregular compared to treatment (Fig. 4d).

The activity of AOX was higher in the foot and in the kidney of *P. patula* than in the control in all treatments, with exception of the catalysis of this enzyme detected in the heads of snails exposed to the WAF of 0.1 mg/L of MCO (Figs. 5a-f). In contrast, in the mantle and in the digestive gland, an irregular activity of AOX was observed compared to controls (Figs. 5d-e). The maximum activities of AOX were detected at the WAF at the higher load of MCO (100 mg/L) solely in the snails' foot and digestive gland.

Activity of enzymes involved in neurotransmission. In the head and foot of *P. patula* exposed to the WAF of MCO, AChE was higher than controls in all cases and was related with WAF concentration. In addition, significant differences compared to controls were noted at WAF loads of MCO at 1, 10, and 100 mg/L ($p \leq 0.05$) (Figs. 6a-b).

The catalysis of GDA in the head was lower than controls with a concentration-dependent response with statistical differences at WAF of 10 and 100 mg/L of MCO (Fig. 6d). Similarly, the activity of this enzyme in the foot was lower than control; however, at the WAF of 100

mg/L of MCO, an increase in this enzyme was found, even greater than controls (Fig. 6c).

In general, the activity of CbE in the head and foot of *P. patula* treated with the WAF of Maya crude oil was irregular compared to the treatments. Nevertheless, at the WAF of the lower load of MCO, an increase of this enzyme was detected in both tissues (Figs. 6e-f).

Integrated biomarker response. Higher values of gIBRv2 were found in the head and foot of *P. patula* exposed to the WAF of MCO followed by the digestive gland, intestine, kidney, and mantle. In terms of treatments, the higher value of gIBRv2 was found in specimens exposed to the WAF at 1 mg/L and by treatments of the WAF at 0.1, 100, and 10 mg/L, respectively (Table 3).

DISCUSSION

Several natural sources of pro-oxidants forces have been documented in aquatic organisms such as the electron-transport chain, oxygenases, auto-oxidation, and dependent systems of NADPH oxidases (Lushchak, 2011). Although the pro-oxidant/antioxidant balance in snails exposed to diverse pollutants has been studied, a lack of information about the content of ROS prevails. In this study, following exposure to the WAF of Maya crude oil, the levels of ROS in the tissues under study were higher than in their respective controls in the head of *P. patula* treated with the WAF from 1.0 mg/L, followed by the kidney (10 and 100 mg/L), and the foot (100 mg/L). Since crude oil contains more than 50,000 chemicals (Marshall & Rodgers, 2004), it is not possible to attribute the generation of ROS solely by decoupling the electron flux during the catalysis of specific isoforms of the CYP450 superfamily (Arzuaga & Elskus, 2010). The WAF has high bioavailability to organisms and its chemical characteristics are related to the type of crude oil. There is a large variation in the chemical composition of different oils. The WAF of heavy crude oil, such as the Maya type, contains large amounts of water-soluble heavy molecules and microscopic oil droplets that are associated with HMW PAHs (Couillard *et al.*, 2005). Chemical transformations occur in the soluble molecules allowing the decrease of the concentrations of the LMW compounds within a period of 24 h (Nebo *et al.*, 1998), because of these transformations; in this study, the amounts of HMW PAHs overcame the

Table 3. A values of the Integrated Biomarker Response index, version 2 (IBRv2) and general Integrated Biomarker Response index, version 2 (gIBRv2) for biomarkers in tissues of *Pomacea patula* exposed to water-accommodated fraction (WAF) of different loads of Maya crude oil for 96 h.

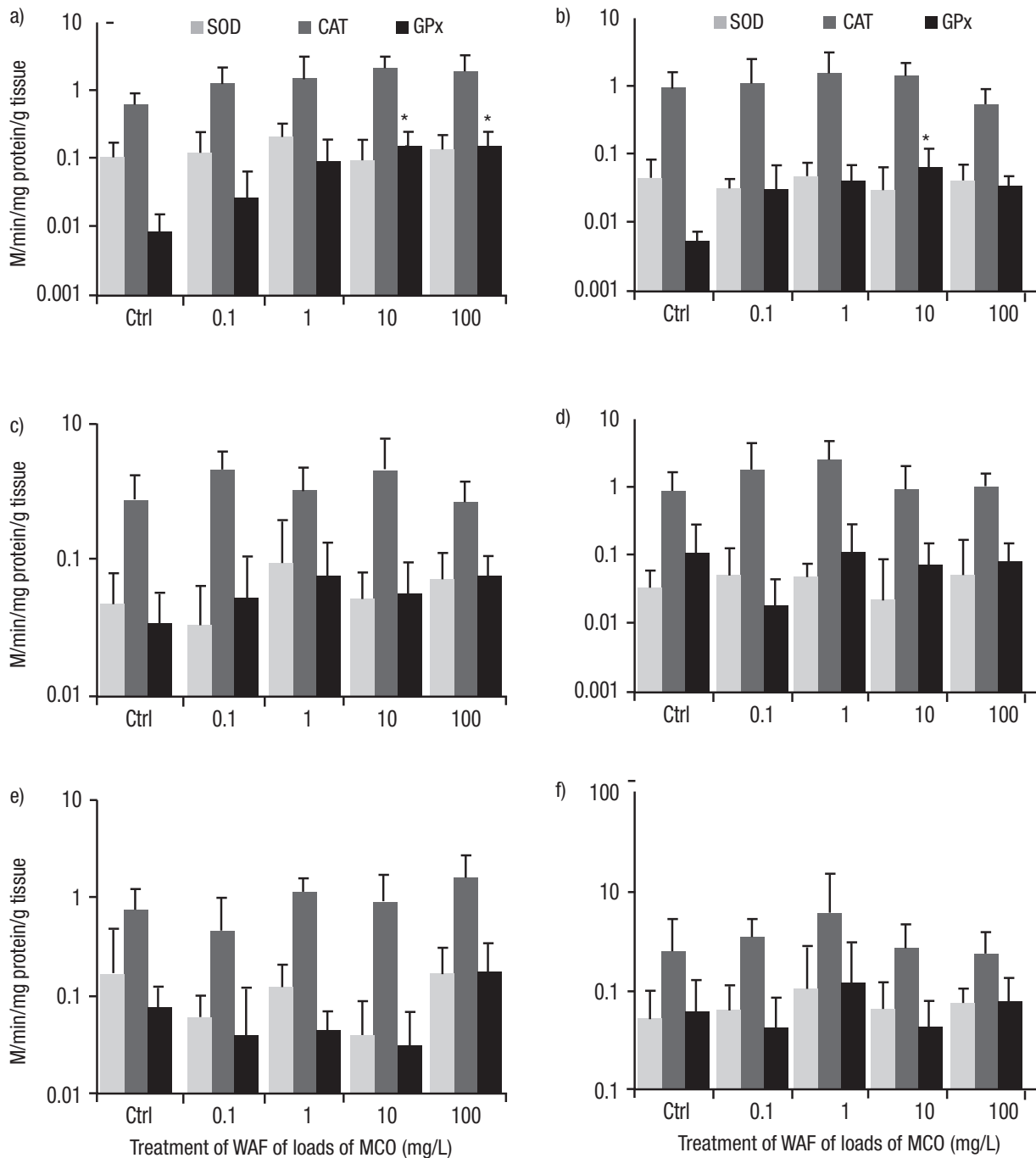
Loads of Maya crude	Biomarker	Foot	Head	Intestine	Mante	Digestive gland	Kidney
0.1 mg/L	O ₂ ^{-*}	-0.920	2.612	-1.126	-0.193	-0.619	2.685
	H ₂ O ₂	-3.423	-0.584	-4.803	-1.164	-2.567	-1.889
	TBARS	-0.212	0.203	-0.156	0.336	0.771	-0.440
	RC=O	-0.606	-0.614	0.702	1.139	1.252	-0.607
	SOD	0.551	0.499	0.147	1.998	-1.379	0.118
	CAT	0.877	-0.336	1.313	1.303	-0.334	-0.383
	GPx	3.474	3.351	1.979	-0.880	0.159	-0.808
	FA	0.549	0.062	1.452	1.315	1.307	-0.651
	AOX	-1.110	-1.550	0.737	-0.733	-1.205	-1.500
	AChE	1.530	-1.921				
	CbE	0.509	0.346				
	GDA	-4.092	-3.090				
	IBRv2		17.851	15.169	12.415	9.060	9.592

Table 3 (continuation).

Loads of Maya crude	Biomarker	Foot	Head	Intestine	Mante	Digestive gland	Kidney
1 mg/L	O ₂ ^{-*}	-2.509	2.696	0.632	-2.909	-1.022	2.700
	H ₂ O ₂	1.666	0.540	1.583	1.940	3.417	2.254
	TBARS	-0.122	-0.333	-0.418	0.818	1.457	-1.062
	RC=0	-0.322	-0.489	-1.109	1.184	0.910	-0.943
	SOD	1.199	0.856	1.623	1.954	-0.521	0.351
	CAT	0.659	-0.167	-0.208	1.756	0.860	-0.200
	GPx	3.987	3.189	2.002	1.096	-0.726	0.221
	FA	0.423	0.104	0.745	1.079	1.376	-0.810
	AOX	-0.813	-1.288	-1.439	0.084	-1.534	-1.478
	AChE	0.221	1.723				
	CbE	-0.347	-0.085				
	GDA	-3.584	-3.241				
	IBRv2	15.850	14.712	9.760	12.820	11.822	10.020
10 mg/L	O ₂ ^{-*}	-0.530	2.574	1.363	-0.296	-0.695	2.482
	H ₂ O ₂	1.433	0.958	2.315	0.216	2.888	1.276
	TBARS	-0.069	-0.339	-0.812	0.638	0.982	-0.840
	RC=0	-0.635	-0.467	-0.423	1.175	0.673	-0.697
	SOD	0.168	0.523	0.225	0.652	-1.372	-0.045
	CAT	0.769	-0.184	0.571	0.591	0.980	-0.842
	GPx	4.285	3.662	1.388	0.383	0.001	-0.512
	FA	0.077	0.183	0.090	0.625	1.144	-0.535
	AOX	-1.192	-0.792	0.158	-0.431	-1.440	-1.208
	AChE	0.138	1.813				
	CbE	-0.554	0.069				
	GDA	-3.898	-3.480				
	IBRv2	13.748	15.044	7.346	5.008	10.175	8.439
100 mg/L	O ₂ ^{-*}	0.343	2.490	0.780	-0.959	-1.898	2.613
	H ₂ O ₂	1.416	0.968	1.571	0.202	4.655	1.402
	TBARS	-0.650	-0.314	-0.990	0.827	-0.628	-0.748
	RC=0	-0.721	-0.259	0.326	1.249	0.629	-0.663
	SOD	0.424	1.077	1.139	1.945	0.268	0.030
	CAT	0.514	-0.597	-0.699	0.346	1.583	-0.963
	GPx	4.076	3.506	2.213	0.261	2.640	-0.128
	FA	0.003	0.409	0.151	0.609	0.387	-0.525
	AOX	-0.898	-1.595	-1.104	-0.953	-0.941	-1.690
	AChE	0.106	1.348				
	CbE	-1.044	0.522				
	GDA	3.397	-3.945				
	IBRv2	13.593	17.031	8.971	7.351	13.630	8.761
gIBRv2	61.042	61.956	38.492	34.239	45.219	36.301	

temporary decline. The low variation of most individual PAHs between the different loads showed a reduced WAF weathering during the experiment. Besides, crude oil contains transition metals such as Fe, Mn, and Cr, among others, which are involved in ROS induction by interference of a metal-related process also brought about by generation of free radicals (Lushchak, 2011). Thus, we may speculate that HMW PAHs in addition to transitions metals and other compounds were responsible

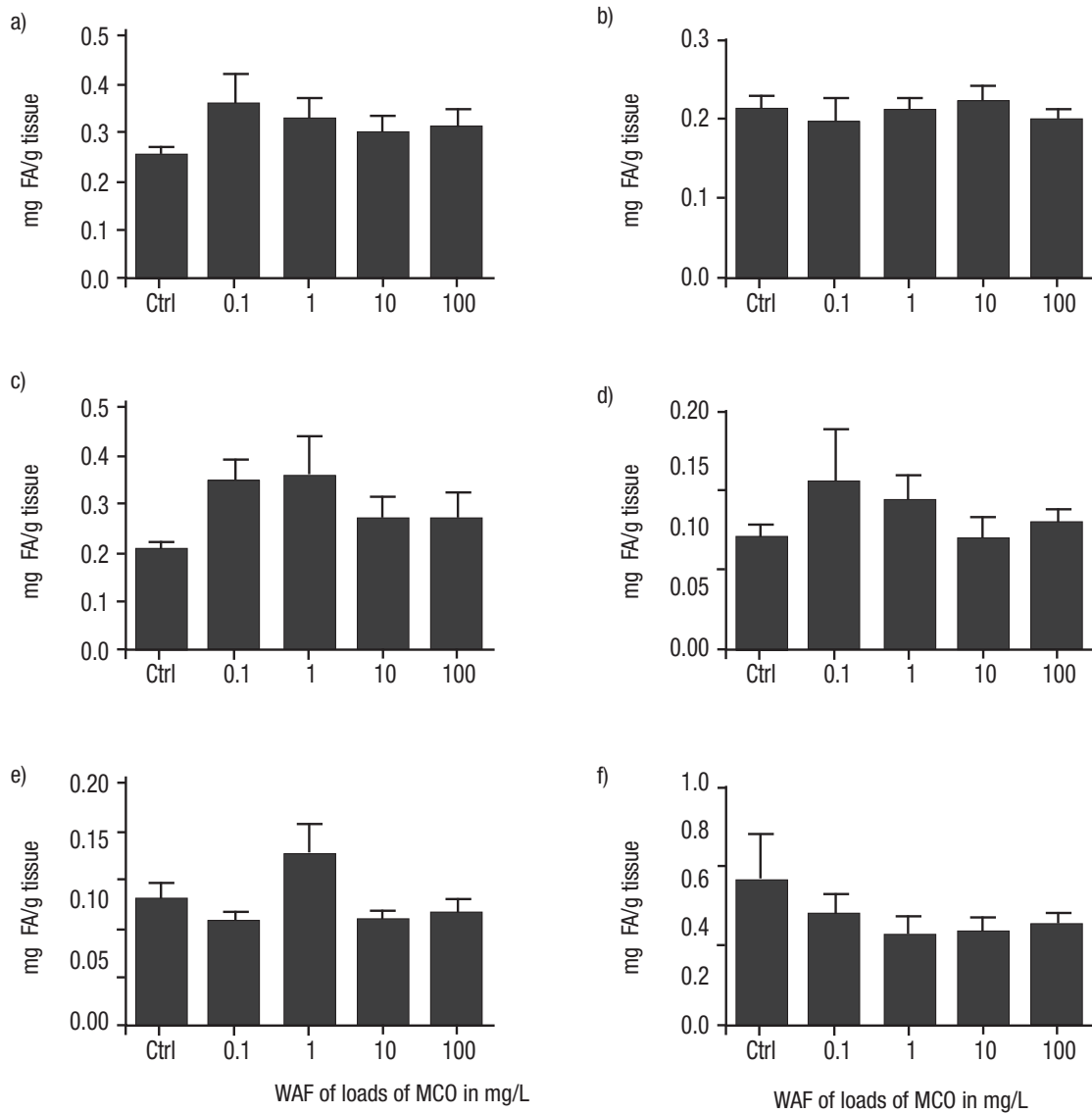
for ROS generation. With regard to the organ-specific response, it has been documented that some organs of the central nervous system are located in the head of the snails (Battonyai *et al.*, 2012; Battonyai *et al.*, 2014). In addition, the foot is responsible for locomotion (Miyamae *et al.* 2010; Longley, 2014). Thus, the cells which make up this system require large amounts of energy in order to function (Rigon *et al.*, 2010; Panov *et al.*, 2014). However, during the generation of energy, ROS



Figures 3a-f. Activity of enzymes involved in antioxidant defense (SOD, CAT, and GPx) in tissues of *Pomacea patula* exposed under controlled conditions to WAF of MCO for 96 hours. Bars represent standard error of mean. a) Foot, b) Head, c) Intestine, d) Mantle, e) Digestive gland, f) Kidney.

could be induced in the mitochondria which is the principal organelle related to energy production (Sharp & Haller, 2014). The results in this study could be associated to these events; however, more studies are needed to clarify this point. Despite the lack of information about ROS levels in the snails' kidneys, in fish a positive and negative selection of hematopoietic progenitor cells occurs (Davidson & Zon, 2004; Stachura *et al.*, 2009) that involve the generation of ROS required for the extrinsic pathway of apoptosis. Besides, ROS induction is a defense mechanism of some immunocompetent mature cells, which are plentiful in the kidney (Janeway & Medzhitov, 2002). Oxidative stress response is the most reported biological response in snails exposed to several chemical compounds. In this study, the lipid peroxidation assessed as TBARS and protein oxidation evaluated as carbonyl proteins were greater in the tissues of *P. patula* exposed to the WAF of Maya crude oil compared to

controls. Nevertheless, the differences observed were not statistically significant. Similar responses were found in some gastropods exposed to compounds different from crude oil (Cochón *et al.*, 2007; Zheng *et al.*, 2013). However, in other mollusk species, contrasting findings have been documented (Ansaldo *et al.*, 2005; Kaloyianni *et al.*, 2009; Itziou *et al.*, 2011a; Itziou *et al.*, 2011b; Ali *et al.*, 2012; Ma *et al.*, 2014a; Wang *et al.*, 2014). Results of this study indicate the presence of efficient processes to reduce the induction of ROS in the foot, head, and kidney of *P. patula*, probably by unspecific antioxidant systems, as well as an efficient process mediated through the ATP-dependent ubiquitination, via endogenous proteases such as cathepsin c, calpain, and trypsin for degradation of RC=O (Hermes-Lima, 2004). This process is aimed at auto-regulating the oxidative damage induced by the WAF of Maya crude oil.

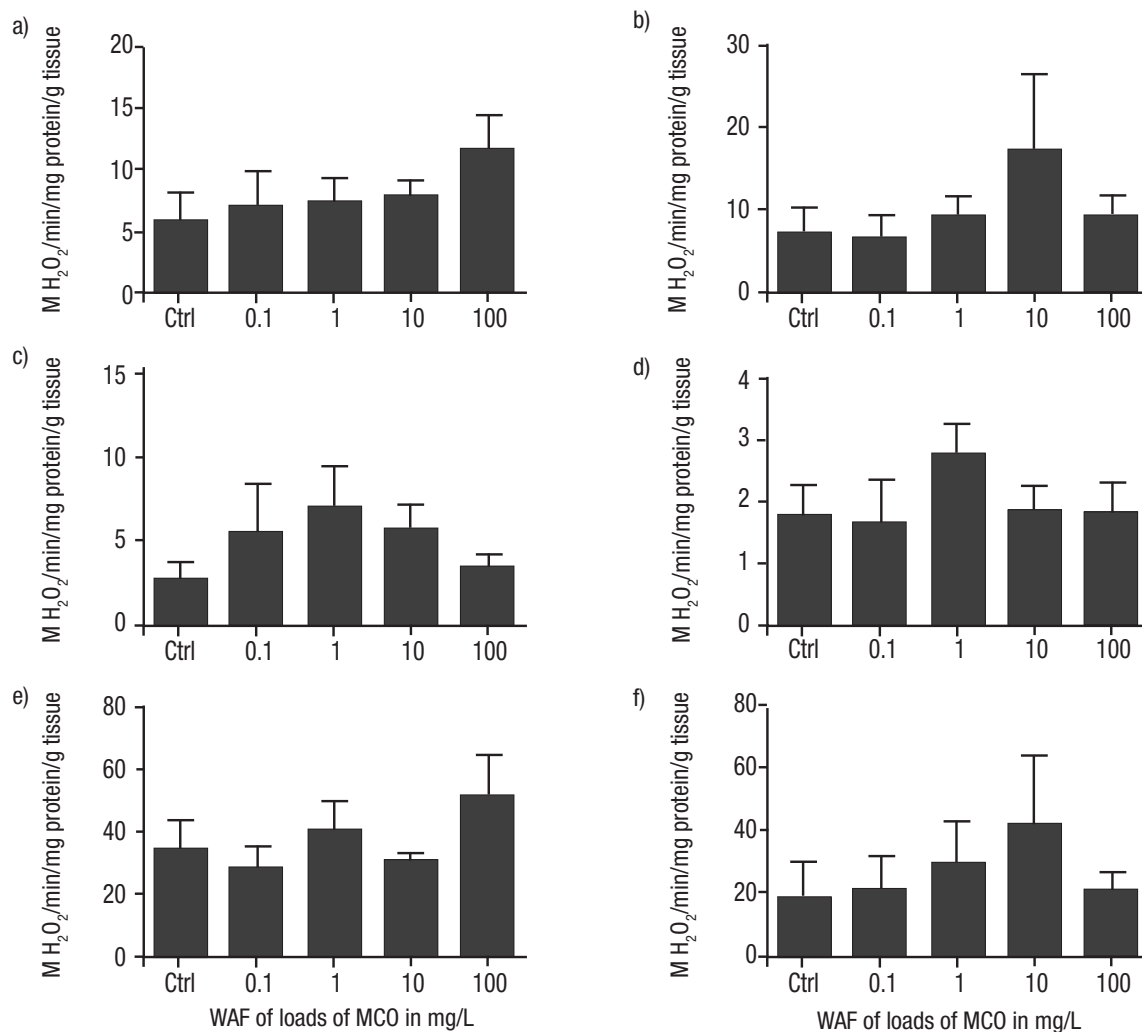


Figures 4a-f. Concentration of FA in tissues of *Pomacea patula* exposed under controlled conditions to WAF of MCO for 96 hours. Bars represent standard error of the mean. a) Foot, b) Head, c) Intestine, d) Mantle, e) Digestive gland, f) Kidney.

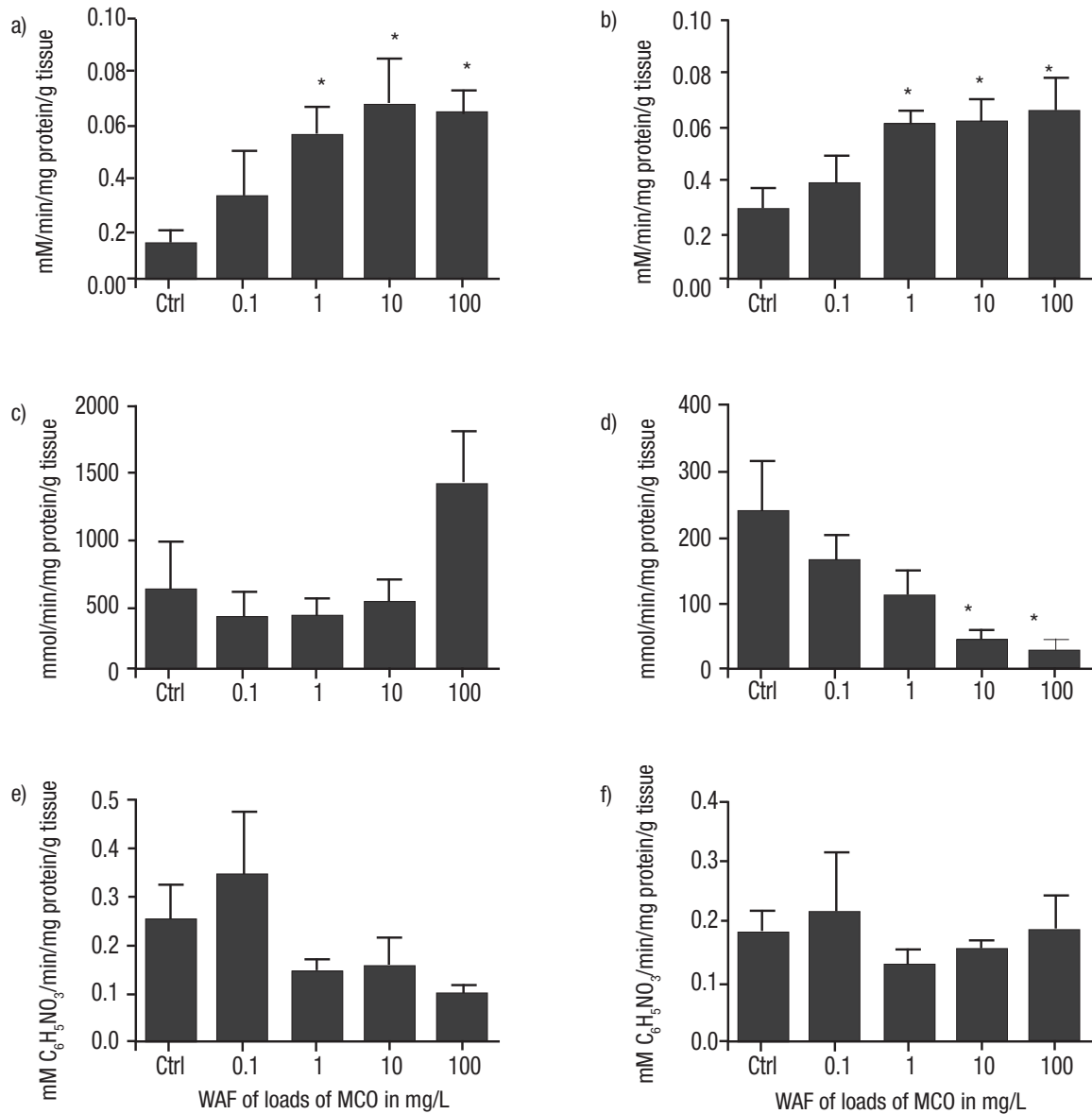
No significant changes in the catalysis of enzymes involved in antioxidant defense (SOD, CAT, and GPx) compared to controls were observed in tissues of tegogolos exposed to the WAF of MCO, with the exception of GPx in the foot and head of *P. patula* exposed to high concentration of WAF (10 and 100 mg/L). In addition to oxidative stress, the activity and presence of antioxidant systems are also widely studied in snails treated with pollutants (Ismert *et al.*, 2002; Li *et al.*, 2008; El-Gendy *et al.*, 2009; Radwan *et al.*, 2010; Ali *et al.*, 2012; Bouétard *et al.*, 2013; Zheng *et al.*, 2013; Ma *et al.*, 2014a; 2014b; Wang *et al.*, 2014). Inactivity of SOD, particularly at high concentrations of the WAF of Maya crude oil, could be due to the oxidative stress induced by the accumulation of ROS (Liesivuori & Savolainen, 1991). Additionally, the damage to this enzyme could be due to reactive and oxidant metabolites produced by biotransformation of many compounds, as is the case of PAHs (Gao *et al.*, 2005; Vondráček *et al.*, 2009). In contrast,

significant increases in GPx activity in the foot and head of *P. patula* exposed to high concentrations of WAF are likely due to the presence of H_2O_2 in the cells, since this ROS is the main substrate for these enzymes (Hermes-Lima, 2004). The induction of ROS could be different among tissues due to contact with the environment, but also to their energy demands obtained through fatty-acid metabolism, among others sources. Consequently, the activity of enzymes involved in antioxidant defense could be linked to these pro-oxidant forces. It has not been possible to substantiate that oxidative stress participates in depleting the activity of these antioxidant defenses.

In this study, we found different patterns of response due to the concentration of FA in *P. patula* exposed to the WAF of MCO; however, in no case did we find significant results. In contrast, in other mollusk species, significant results were found (El-Wakil & Radwan, 1991; Radwan *et al.*, 1993; Radwan *et al.*, 2008; Lyssimachou *et al.*, 2009). Research



Figures 5a-f. Metabolism of AOX in tissues of *Pomacea patula* exposed under controlled conditions to the WAF of MCO for 96 hours. Bars represent standard error of mean. a) Foot, b) Head, c) Intestine, d) Mantle, e) Digestive gland, f) Kidney.



Figures 6a-f. Metabolism of enzymes involved in neurotransmission of *Pomacea patula* exposed under controlled conditions to the WAF of MCO for 96 hours. Bars represent standard error of mean. a) Activity of AChE in the foot, b) Activity of AChE in the head, c) Activity of GDA in the foot, d) Activity of GDA in the head, e) Activity of CbE in the foot, f) Activity of CbE in the head.

suggests that the changes of FA content in snails exposed to stressing agents could be explained by their synthesis to repair and prevent damage to organelle and cells, whereas its decrease could be due to utilization of energy requirements (Padmaja & Rao, 1994). Similarly to FA, the activity of AOX showed a different pattern of response among treatments and tissues, even though significant differences were not found. However, in other snail species exposed to inducers of the peroxisome proliferator activated receptor alpha (PPAR α), the response was irregular under laboratory conditions (Lyssimachou *et al.*, 2009) or amplified in specimens from polluted sites (Cajaraville *et al.*, 2003; Regoli *et al.*, 2006). The lack of response to FA levels and AOX activity in *P. patula* treated with the WAF of Maya crude oil may have an adap-

tive significance as documented in other snail species (Arakelova *et al.*, 2004) as a protective mechanism for reducing the toxic effects of WAF, as suggested by Padmaja & Rao (1994) in other species. The current results and previous reports denote the need of more studies aimed at increasing knowledge about fatty-acid metabolism in snails exposed to pollutants.

CbE activity, which is present in a range of organism including Bacteria, Eukaryota, and Archaea, is responsible for the hydrolysis of carboxylic esters, carboxylic thioesters, and esters of about 1684 substrates (BRENDA, 2017) in the head and foot of *P. patula* exposed to the WAF of Maya crude oil, was irregular with regard to treatments and tissues.

However, these findings were not significant, probably due to the variable bioavailability of carboxylic compounds in the WAF of Maya crude oil, as well as to the role of CYP450 isoenzymes involved in metabolism of PAHs as documented in snails (Wilbrink *et al.*, 1991; Ismert *et al.*, 2002). However, it is more likely that the specific aging or stimulation of the AChE will occur after the exposure to soluble compounds present in Maya crude oil. Increases in the catalysis of AChE in head and foot of *P. patula* treated with the WAF of MCO were found. Similar findings were documented in the Senegal sole *Solea senegalensis* (Kaup, 1858) exposed to the WAF of "Prestige" crude oil under laboratory conditions (Solé *et al.*, 2008). These results suggest that compounds present in the WAF of Maya crude oil stimulate the activity of this enzyme. Likewise, it is probable that the degradation of acetylcholine overcomes the basal levels provoking deficiencies in this neurotransmitter. Since the acetylcholine participates in the activation of neuromuscular function, it is likely that this function in *P. patula* is inactive. Little information is available regarding the activity of AChE in snails exposed to petroleum hydrocarbons. However, inhibition has been documented in the catalysis of this enzyme in some snail species exposed mainly to pesticides (Singh & Agarwal, 1983; Coeurdassier *et al.*, 2001; Radwan & Mohamed, 2013; Khalil *et al.*, 2015; Zheng & Zhou, 2017). The different responses documented in previous reports and in this study could be attributed to the presence of bioavailable compounds in WAF that are able to stimulate this enzyme, despite the lack of information about the complete characterization of the WAF obtained from Maya crude oil. Nevertheless, it is probable that the degradation of acetylcholine caused by WAF exposure could modify the response of *P. patula*, probably provoking the apparent lack of sensitivity of this snail species linked to reduced motility.

The catalysis of GDA in the head and foot of *P. patula* was reduced compared to the control, with exception of the activity detected in the foot at the higher WAF concentration. There are few reports regarding the activity of this enzyme in snails exposed to hydrocarbons. However, in the ganglia of a feral freshwater mussel *Elliptio complanata* (Lightfoot, 1786) exposed to dilutions of primary-treated effluent, decreases were documented in GABA catalysis, suggesting glutamatergic stimulation (Gagné *et al.*, 2007), which exerts excitatory effects. This neurophysiological process probably occurs as a compensatory mechanism for depression of locomotion activity related with low levels of acetylcholine. Nevertheless, more studies are required to explore the neurotoxicity of petroleum hydrocarbons in freshwater snails as well as specific studies about the composition of the WAF obtained from Maya crude oil.

Comparing the tissues and concentrations of WAF, it is probable that two factors are involved in increased values of gIBRv2 in the head and foot of *P. patula* detected in this study: *i*) both are the main tissues in contact with the medium that contains petroleum hydrocarbons, and *ii*) the numerical effect of the three additional biomarkers involved in neurotransmission which was only measured in these tissues, mainly through their high nervous innervation in the foot and by the presence of some organs of the central nervous system in the head. However, the first hypothesis is the more likely, considering their regular contact with the polluted medium. Yet, the digestive gland showed higher values of gIBRv2 compared to intestine, mantle, and kidney. This could be due to its high capacity to uptake and concentrate contaminants, which suggests the usefulness of this organ for monitoring biochemical responses (Abdel-Halim *et al.*, 2013).

Given the results of this study, we can conclude that the tegogolo foot was the most sensitive organ in terms of the biological response to exposure to the WAF of Maya crude oil. However, more studies are required in order to clarify the biotransformation, bioaccumulation, and detoxification involved in oxidative stress in gastropods exposed under controlled conditions to diverse pollutants. The alterations of some enzymes involved in neurotransmission (AChE and CbE) seem to be suitable biomarkers for monitoring the toxic effects of hydro-soluble compounds present in the Maya crude oil found in this type of organism that also possesses mechanical defenses (shell and operculum) against environmental pressures. Research also confirms that crude oil is one of the most complex contaminants in the aquatic environment and the knowledge of its effects in aquatic organism should be increased.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by the Instituto Politécnico Nacional, Secretaría de Investigación y Posgrado, SIP codes 20161462 and 20170766. H.F. Olivares-Rubio is a DSc. student who received a scholarship from CONACyT and BEIFI-IPN. A. Vega-López is a fellow of Estímulos al Desempeño en Investigación and Comisión y Fomento de Actividades Académicas (Instituto Politécnico Nacional) and the Sistema Nacional de Investigadores (SNI, CONACyT, México).

REFERENCES

- ABDEL-HALIM, K. Y., A. A. EL-SAAD, M. M. TALHA, A. A. HUSSEIN & N. M. BAKRY. 2013. Oxidative stress on land snail *Helix aspersa* as a sentinel organism for ecotoxicological effects of urban pollution with heavy metals. *Chemosphere* 93 (6): 1131-1138. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.06.042
- ALI, D., S. ALARIFI, S. KUMAR, M. AHAMED & M. A. SIDDIQUI. 2012. Oxidative stress and genotoxic effect of zinc oxide nanoparticles in freshwater snail *Lymnaea luteola* L. *Aquatic Toxicology* 124-125: 83-90. DOI: 10.1016/j.aquatox.2012.07.012
- ANSALDO, M., R. NAJLE & C. M. LUQUET. 2005. Oxidative stress generated by diesel seawater contamination in the digestive gland of the Antarctic limpet *Nacella concinna*. *Marine Environmental Research* 59 (4): 381-390. DOI: 10.1016/j.marenvres.2004.06.003
- ARAKELOVA, K. S., CHEBOTAREVA, M. A. & S. A. ZABELINSKII. 2004. Physiology and lipid metabolism of *Littorina saxatilis* infected with trematodes. *Dis Aquat Organ*. 2004 Sep 8 60 (3): 223-231.
- ARZUAGA, X. & A. ELSKUS A. 2010. Polluted-site killifish (*Fundulus heteroclitus*) embryos are resistant to organic pollutant-mediated induction of CYP1A activity, reactive oxygen species, and heart deformities. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29 (3): 676-682. DOI: 10.1002/etc.68
- BENASSI, M., A. BERISHA, W. ROMÃO, E. BABAYEV, A. RÖMPP & B. SPENGLER. 2013. Petroleum crude oil analysis using low-temperature plasma mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 27 (7): 825-834. DOI: 10.1002/rcm.6518
- BARNES, R. D. 1980. *Invertebrate Zoology*. Saunders College, Philadelphia. 1089 p.

- BASU, N. 2015. Applications and implications of neurochemical biomarkers in environmental toxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry* 34 (1): 22-29. DOI: 10.1002/etc.2783
- BATTONYAI, I., Z. SERFÖZŐ & K. ELEKES. 2012. Potassium channels in the Helix central nervous system: Preliminary immunohistochemical studies. *Acta Biologica Hungarica* 63 (Supplement 2): 146-150. DOI: 10.1556/ABiol.63.2012.Suppl.2.19
- BATTONYAI, I., N. KRAJCS, Z. SERFÖZŐ, T. KISS & K. ELEKES. 2014. Potassium channels in the central nervous system of the snail, *Helix pomatia*: Localization and functional characterization. *Neuroscience* 268: 87-101. DOI: 10.1016/j.neuroscience.2014.03.006
- BEAL, M. F. 1995. Aging, energy, and oxidative stress in neurodegenerative diseases. *Annals of Neurology* 38 (3): 357-366. DOI: 10.1002/ana.410380304
- BRENDA. 2017. Available online at: <http://www.brenda-enzymes.org/enzyme.php?ecno=3.1.1.1> (downloaded June 18, 2017).
- BOUÉTARD, A., A. L. BESNARD, D. VASSAUX, L. LAGADIC & M. A. COUTELLEC. 2013. Impact of the redox-cycling herbicide diquat on transcript expression and antioxidant enzymatic activities of the freshwater snail *Lymnaea stagnalis*. *Aquatic Toxicology* 126: 256-265. DOI: 10.1016/j.aquatox.2012.11.013
- BUEGE, J. A. & S. D. AUST. 1978. [30] Microsomal lipid peroxidation. *Methods in Enzymology* 52: 302-310. DOI: 10.1016/S0076-6879(78)52032-6
- CAJARAVILLE, M. P., I. CANCIO, A. IBABE & A. ORBEA. 2003. Peroxisome proliferation as a biomarker in environmental pollution assessment. *Microscopy Research and Technique* 61 (2): 191-202. DOI: 10.1002/jemt.10329
- CARREÓN-PALAU, A., E. URIA-GALICIA, F. ESPINOSA-CHÁVEZ & F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO. 2003. Desarrollo morfológico e histológico del sistema reproductor de *Pomacea patula catemacensis* (Baker 1922) (Mollusca, Caenogastropoda: Ampullariidae). *Revista Chilena de Historia Natural* 76 (4): 665-680. DOI: 10.4067/S0716-078X2003000400010
- CHENG, Y. S., Y. ZHENG & J. S. VANDERGHEYNST. 2011. Rapid quantitative analysis of lipids using a colorimetric method in a microplate format. *Lipids* 46 (1): 95-103. DOI: 10.1007/s11745-010-3494-0
- CNH (COMISIÓN NACIONAL DE HIDROCARBUROS). 2017. Available online at: <https://www.gob.mx/cnh/articulos/rondas-mexico?idiom=es> (downloaded June 17, 2017)
- COCHÓN, A. C., A. B. DELLA PENNA, G. KRISTOFF, M. N. PIOL, L. S. M. DE VIALE & N. V. GUERRERO. 2007. Differential effects of paraquat on oxidative stress parameters and polyamine levels in two freshwater invertebrates. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 68 (2): 286-292. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2006.11.010
- COEURDASSIER, M., SAINT-DENIS, M., GOMOT-DE VAUFLEURY, A., RIBERA, D. & P.M. BADOT. 2010. The garden snail (*Helix aspersa*) as a bioindicator of organophosphorus exposure: effects of dimethoate on survival, growth, and acetylcholinesterase activity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20 (9): 1951-1957. DOI: 10.1002/etc.5620200913
- COTE, R. P. 1976. *The effects of petroleum refinery liquid wastes on aquatic life, with special emphasis on the Canadian environment*. National Research Council of Canada. NRC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, Ottawa, Ontario, Canada K1A 0R6, publication number 15021, 77 p.
- COUILLARD, C. M., LEE, K., LÉGARÉ, B. & L. KING. 2005. Effect of dispersant on the composition of the water-accommodated fraction of crude oil and its toxicity to larval marine fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (6): 1496-1504. DOI: 10.1897/04-267R.1
- CRONE, T. J. & M. TOLSTOY. 2010. Magnitude of the 2010 Gulf of Mexico oil leak. *Science* 330 (6004): 634-634. DOI: 10.1126/science.1195840
- CRUNKILTON, R. L., & R. M. DUCHROW. 1990. Impact of a massive crude oil spill on the invertebrate fauna of a Missouri Ozark stream. *Environmental Pollution* 63 (1): 13-31. DOI: 10.1016/0269-7491(90)90100-Q
- CRUZ-OREA, A., S. A. TOMÁS, A. GUERRERO-ZUÑIGA & A. RODRÍGUEZ-DORANTES. 2004. Detection of an aromatic compound at the roots of *Cyperus hermaphroditus* by photoacoustic techniques. *International Journal of Thermophysics* 25 (2): 603-610. DOI: 10.1023/B:IJOT.0000028493.87576.a0
- DANTÁN-GONZÁLEZ, E., O. VITE-VALLEJO, C. MARTÍNEZ-ANAYA, M. MÉNDEZ-SÁNCHEZ, M. C. GONZÁLEZ, L. A. PALOMARES & J. FOLCH-MALLOL. 2008. Production of two novel laccase isoforms by a thermotolerant strain of *Pycnoporus sanguineus* isolated from an oil-polluted tropical habitat. *International Microbiology* 11 (3): 163-169. DOI: 10.2436/20.1501.01.xx
- DAVIDSON, A. J. & L. I. ZON. 2004. The 'definitive' (and 'primitive') guide to zebrafish hematopoiesis. *Oncogene* 23 (43): 7233-7246. DOI: 10.1038/sj.onc.1207943
- DZUL-CAAMAL, R., L. SALAZAR-CORIA, H. F. OLIVARES-RUBIO, M. A. ROCHA-GÓMEZ, M. I. GIRÓN-PÉREZ & A. VEGA-LÓPEZ. 2016. Oxidative stress response in the skin mucus layer of *Goodea gracilis* (Hubbs and Turner, 1939) exposed to crude oil: A non-invasive approach. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 200: 9-20. DOI: 10.1016/j.cbpa.2016.05.008
- EL-GENDY, K. S., M. A. RADWAN & A. F. GAD. 2009. In vivo evaluation of oxidative stress biomarkers in the land snail, *Theba pisana* exposed to copper-based pesticides. *Chemosphere* 77 (3): 339-344. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.07.015
- EL-WAKIL, H. B., RADWAN, M. A. 1991. Biochemical studies on the terrestrial snail, *Eubania vermiculata* (Müller) treated with some pesticides. *Journal of Environmental Science & Health, Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 26 (5-6): 479-89. DOI: 10.1080/03601239109372750
- ELLMAN, G. L., K. D. COURTNEY, V. ANDRES & R. M. FEATHERSTONE. 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7 (2): 881N191-9095. DOI: 10.1016/0006-2952(61)90145-9
- FAKSNES, L. G., P. J. BRANDVIK & L. K. SYDNES. 2008. Composition of the water accommodated fractions as a function of exposure times and temperatures. *Marine Pollution Bulletin* 56 (10): 1746-1754. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.07.001

- FERKET, H., R. SWENNEN, S. O. ARZATE & F. ROURE. 2006. Fluid flow evolution in petroleum reservoirs with a complex diagenetic history: An example from Veracruz, Mexico. *Journal of Geochemical Exploration* 89 (1): 108-111. DOI: 10.1016/j.gexplo.2005.11.040
- FUKUTO, T. R. 1990. Mechanism of action of organophosphorus and carbamate insecticides. *Environmental Health Perspectives* 87: 245-254. DOI: 10.1289/ehp.9087245
- GAGNÉ, F., P. CEJKA, C. ANDRÉ, R. HAUSLER & C. BLAISE. 2007. Neurotoxicological effects of a primary and ozonated treated wastewater on freshwater mussels exposed to an experimental flow-through system. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 146 (4): 460-470. DOI: 10.1016/j.cbpc.2007.04.006
- GAO, D., Y. LUO, D. GUEVARA, Y. WANG, M. RUI, B. GOLDWYN, Y. LU, E.C. SMITH, M. LEBWOHL & H. WEI. 2005. Benzo [a] pyrene and its metabolites combined with ultraviolet A synergistically induce 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine via reactive oxygen species. *Free Radical Biology and Medicine* 39 (9): 1177-1183. DOI: 10.1016/j.freeradbiomed.2005.06.005
- HERMES-LIMA, M. 2004. Oxygen in biology and biochemistry: role of free radicals. In: Storey, K.B. (Ed.). *Functional Metabolism: Regulation and Adaptation*. Hoboken, New Jersey, Wiley-Liss, pp. 319-351. DOI: 10.1002/047167558X.ch12
- HOLTH, T. F., J. BECKIUS, I. ZORITA, M. P. CAJARAVILLE & K. HYLLAND. 2011. Assessment of lysosomal membrane stability and peroxisome proliferation in the head kidney of Atlantic cod (*Gadus morhua*) following long-term exposure to produced water components. *Marine Environmental Research* 72 (3): 127-134. DOI: 10.1016/j.marenvres.2011.07.001
- HOTTA, Y., S. EZAKI, H. ATOMI & T. IMANAKA. 2002. Extremely stable and versatile carboxylesterase from a hyperthermophilic archaeon. *Applied and Environmental Microbiology* 68 (8): 3925-3931. DOI: 10.1128/AEM.68.8.3925-3931.2002
- ISMERT, M., T. OSTER & D. BAGREL. 2002. Effects of atmospheric exposure to naphthalene on xenobiotic-metabolising enzymes in the snail *Helix aspersa*. *Chemosphere* 46 (2): 273-280. DOI: 10.1016/S0045-6535(01)00124-2
- ITZIOU, A., M. KALOYIANNI & V. K. DIMITRIADIS. 2011a. In vivo and in vitro effects of metals in reactive oxygen species production, protein carbonylation, and DNA damage in land snails *Eobania vermiculata*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 60 (4): 697-707. DOI: 10.1007/s00244-010-9583-5
- ITZIOU, A., M. KALOYIANNI & V. K. DIMITRIADIS. 2011b. Effects of organic contaminants in reactive oxygen species, protein carbonylation and DNA damage on digestive gland and haemolymph of land snails. *Chemosphere* 85 (6): 1101-1107. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.07.043
- LEI X. G., J. K. EVENSON, K. M. THOMPSON & R. A. SUNDE. 1995. Glutathione peroxidase and phospholipid hydroperoxide glutathione peroxidase are differentially regulated in rats by dietary selenium. *Journal of Nutrition* 125: 1438-1446.
- LEVINE, R. L., J. A. WILLIAMS, E. R. STADTMAN & E. SHACTER. 1994. Carbonyl assays for determination of oxidatively modified proteins. *Methods in Enzymology* 233: 346-357. DOI: 10.1016/S0076-6879(94)33040-9
- LI, X., L. LIN, T. LUAN, L. YANG & C. LAN. 2008. Effects of landfill leachate effluent and bisphenol A on glutathione and glutathione-related enzymes in the gills and digestive glands of the freshwater snail *Bellamya purificata*. *Chemosphere* 70 (10): 1903-1909. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2007.07.059
- LIESIVUORI, J. & H. SAVOLAINEN. 1991. Methanol and formic acid toxicity: biochemical mechanisms. *Pharmacology and Toxicology* 69: 157-163. DOI: 10.1111/j.1600-0773.1991.tb01290.x
- LIVINGSTONE, D. R. 2001. Contaminant-stimulated reactive oxygen species production and oxidative damage in aquatic organisms. *Marine Pollution Bulletin* 42 (8): 656-66. DOI: 10.1016/S0025-326X(01)00060-1
- LONGLEY, R. D. 2014. Pedal sole immunoreactive axons in terrestrial pulmonates: Limax, Arion, and Helix. *Biology Bulletin* 226 (1): 19-28. DOI: 10.1086/BBLv226n1p19
- LUSHCHAK, V. I. 2011. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. *Aquatic Toxicology* 101(1): 13-30. DOI: 10.1016/j.aquatox.2010.10.006
- LYSSIMACHOU, A., J. C. NAVARRO, J. BACHMANN & C. PORTE. 2009. Triphenyltin alters lipid homeostasis in females of the ramshorn snail *Marisa cornuarietis*. *Environmental Pollution* 157 (5): 1714-1720. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.12.013
- JANEWAY, C. A. JR. & R. MEDZHITOV. 2002. Innate immune recognition. *Annual Review of Immunology* 20: 197-216. DOI: 10.1146/annurev.immunol.20.083001.084359
- KAINZ, M. J. & A. T. FISK. 2009. Integrating lipids and contaminants in aquatic ecology and ecotoxicology. In: Kainz, M., M. T. Brett, & M. T. Arts (Eds.). *Lipids in Aquatic Ecosystems*. Springer New York, pp. 93-113. DOI: 10.1007/978-0-387-89366-2_5
- KALOYIANNI, M., S. DAILIANIS, E. CHRISIKOPOULOU, A. ZANNOU, S. KOUTSOGIANNAKI, D. H. ALAMDARI, G. KOLIAKOS & V. K. DIMITRIADIS. 2009. Oxidative effects of inorganic and organic contaminants on haemolymph of mussels. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 149 (4): 631-639. DOI: 10.1016/j.cbpc.2009.01.006
- KHALIL, A. M. 2015. Toxicological effects and oxidative stress responses in freshwater snail, *Lanistes carinatus*, following exposure to chlorpyrifos. *Ecotoxicology Environmental Safety* 116: 137-142. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2015.03.010
- KOWALCZYK-PECKA, D., S. PECKA & E. KOWALCZUK-VASILEV. 2017. Selected fatty acids as biomarkers of exposure to microdoses of molluscicides in snails *Helix pomatia* (Gastropoda Pulmonata). *Environmental Pollution* 222: 138-145. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.12.068
- KUMAR, A. 2010. Effect of simvastatin on paraoxonase 1 (PON1) activity and oxidative stress. *Asian Pacific Journal of Tropical Disease* 3 (4): 310-314. DOI: 10.1016/S1995-7645(10)60075-2

- MA, J., C. ZHOU, Y. LI & X. LI. 2014a. Biochemical responses to the toxicity of the biocide abamectin on the freshwater snail *Physa acuta*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 101: 31-35. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2013.12.009
- MA, J., X. DONG, Q. FANG, X. LI & J. WANG. 2014b. Toxicity of imidazolium-based ionic liquids on *Physa acuta* and the snail antioxidant stress response. *Journal of Biochemical and Molecular Toxicology* 28 (2): 69-75. DOI: 10.1002/jbt.21537
- MARSHALL, A. G. & R. P. RODGERS. 2004. Petroleumomics: The next grand challenge for chemical analysis. *Accounts of Chemical Research* 37 (1): 53-59. DOI: 10.1021/ar020177t
- MISRA, H. P. & I. FRIDOVICH. 1972. The role of superoxide anion in the autoxidation of epinephrine and a simple assay for superoxide dismutase. *Journal of Biological Chemistry* 247: 3170-3175.
- MIYAMAE, Y., M. KOMURO, A. MURATA, K. AONO, K. NISHIKATA, A. KANAZAWA, Y. FUJITO, T. KOMATSU, D. ITO, T. ABE, M. NAGAYAMA, T. UCHIDA, K. GOHARA, J. MURAKAMI, R. KAWAI, D. HATAKEYAMA, K. LUKOWIAK & E. ITO. 2010. Contrary effects of octopamine receptor ligands on behavioral and neuronal changes in locomotion of lymnaea. *Biology Bulletin* 218 (1): 6-14. DOI: 10.1086/BBLv218n1p6
- MORALES-MORA, M. A., B. RODRÍGUEZ-PÉREZ, S. A. MARTÍNEZ-DELGADILLO, E. ROSA-DOMÍNGUEZ & C. NOLASCO-HIPÓLITO. 2014. Human and ecotoxicological impacts assessment from the Mexican oil industry in the Coatzacoalcos region, as revealed by the USEtox™ model. *Environmental Science and Pollution Research International* 21 (16): 9819-9831. DOI: 10.1007/s11356-014-2942-4
- NERBO H.J., DALING, P.S., JOHNSEN, S. & M. BUFFAGNI. 1998. Chemical and toxicological characterization of water accommodated fractions relevant oil spill situations. Transactions on Ecology and environment. Vol. 20. WIT press. ISSN: 1743-3541. Available on line at <https://www.onepetro.org/conference-paper/SPE-61468-MS> DOI: 10.2118/61468-MS (downloaded June 17, 2017).
- NICA, D. V., FILIMON, M. N., BORDEAN, D. M., HARMANESCU, M., DRAGHICI, G. A., DRAGAN, S. & I. I. GERGEN. 2015. Impact of soil cadmium on land snails: a two-stage exposure approach under semi-field conditions using bioaccumulative and conchological end-points of exposure. *PLoS One* 10 (3): e0116397. DOI: 10.1371/journal.pone.0116397.
- PADMAJA, R.J. & M. B. RAO. 1994. Effect of an organochlorine and three organophosphate pesticides on glucose, glycogen, lipid and protein contents in tissues of the freshwater snail, *Bellamya dissimilis* (Muller). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 53: 142-148. DOI: 10.1007/BF00205151
- PANOV, A., Z. ORYNBAYEVA, V. VAVILIN & V. LYAKHOVICH. 2014. Fatty acids in energy metabolism of the central nervous system. *BioMed Research International* 2014: 472459. DOI: 10.1155/2014/472459
- POULTON, B. C., E. V. CALLAHAN, R. D. HURTUBISE & B. G. MUELLER. 1998. Effects of an oil spill on leafpack-inhabiting macroinvertebrates in the Chariton River, Missouri. *Environmental Pollution* 99 (1): 115-22. DOI: 10.1016/S0269-7491(97)00160-7
- PROFEPA (PROCURADURÍA FEDERAL DE PROTECCIÓN AL AMBIENTE). 2017. Available online at: www.cofemersimir.gob.mx/expediente/19411/mir/41723/anexo/3027511 (downloaded June 17, 2017).
- RADI, R., J. F. TURRENS, L. Y. CHANG, K. M. BUSH, J. D. CRAPO & B. A. FREEMAN. 1991. Detection of catalase in rat heart mitochondria. *Journal of Biological Chemistry* 266: 22028-22034.
- RADWAN, M. A., K. A. OSMAN & A. K. SALAMA. 1993. Biochemical response of the brown garden snails, *Helix aspersa* to chlorfluazuron and flufenoxuron. *Journal of Environmental Science and Health Part B* 28 (3): 291-303. DOI: 10.1080/03601239309372827
- RADWAN, M. A., A. E. ESSAWY, N. E. ABDELMEGUEID, S. S. HAMED & A. E. AHMED. 2008. Biochemical and histochemical studies on the digestive gland of *Eobania vermiculata* snails treated with carbamate pesticides. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 90 (3): 154-167. DOI: 10.1016/j.pestbp.2007.11.011
- RADWAN, M. A., K. S. GENDY & A. F. GAD. 2010. Oxidative stress biomarkers in the digestive gland of *Theba pisana* exposed to heavy metals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58 (3): 828-835. DOI: 10.1007/s00244-009-9380-1
- RADWAN, M. A. & M. S. MOHAMED. 2013. Imidacloprid induced alterations in enzyme activities and energy reserves of the land snail, *Helix aspersa*. *Ecotoxicology Environmental Safety* 95: 91-97. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2013.05.019
- REGOLI, F., S. GORBI, D. FATTORINI, S. TEDESCO, A. NOTTI, N. MACHELLA, R. BOCCHETTI, M. BENEDETTI & F. PIVA. 2006. Use of the land snail *Helix aspersa* as sentinel organism for monitoring ecotoxicologic effects of urban pollution: an integrated approach. *Environmental Health Perspectives* 114 (1): 63-69. DOI: 10.1289/ehp.8397
- RIGON, F., G. MÁNICA, F. GUMA, M. ACHAVAL & M. C. FACCIONI-HEUSER. 2010. Ultrastructural features of the columellar muscle and contractile protein analyses in different muscle groups of *Megalobulimus abbreviatus* (Gastropoda, Pulmonata). *Tissue and Cell* 42 (1): 53-60. DOI: 10.1016/j.tice.2009.08.001
- RUEDA-GAXIOLA, J. 1998. El origen del Golfo de México y de sus subcuencas petroleras mexicanas con base en la palinología de lechos rojos. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 15 (1): 78-86.
- SANCHEZ, W., T. BURGEOT & J. PORCHER. 2013. A novel "Integrated Biomarker Response" calculation based on reference deviation concept. *Environmental Science and Pollution Research* 20 (5): 2721-2725. DOI: 10.1007/s11356-012-1359-1
- SHARP, L. J. & R. G. HALLER. 2014. Metabolic and Mitochondrial Myopathies. *Neurologic Clinics* 32 (3): 777-799. DOI: 10.1016/j.ncl.2014.05.001
- SINGER, M. M., D. AURAND, G. E. BRAGIN, J. R. CLARK, G. M. COELHO, M. L. SOWBY & R. S. TJEERDEMA. 2000. Standardization of the preparation and quantization of water-accommodated fractions of petroleum for toxicity testing. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1007-1016. DOI: 10.1016/S0025-326X(00)00045-X

- SINGH, D. K., & R. A. AGARWAL. 1983. Inhibition kinetics of certain organophosphorus and carbamate pesticides on acetylcholinesterase from the snail *Lymnaea acuminata*. *Toxicology Letters* 19 (3): 313-319. DOI: 10.1016/0378-4274(83)90136-4
- SOLÉ, M., D. LIMA, M. A. REIS-HENRIQUES & M. M. SANTOS. 2008. Stress biomarkers in Juvenile Senegal Sole, *Solea senegalensis*, exposed to the water-accommodated fraction of the "Prestige" Fuel Oil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 80 (1): 19-23. DOI: 10.1007/s00128-007-9289-1
- STACHURA, D. L., J. R. REYES, P. BARTUNEK, B. H. PAW, L. I. ZON & D. TRAVER. 2009. Zebrafish kidney stromal cell lines support multilineage hematopoiesis. *Blood* 114 (2): 279-289. DOI: 10.1182/blood-2009-02-203638
- VONDRÁČEK, J., P. KRČMÁR, J. PROCHÁZKOVÁ, L. TRILECOVÁ, M. GAVELOVÁ, L. SKÁLOVÁ, B. SZOTÁKOVÁ, M. BUNCEK, H. RADILOVÁ, A. KOZUBÍK & M. MACHALA. 2009. The role of aryl hydrocarbon receptor in regulation of enzymes involved in metabolic activation of polycyclic aromatic hydrocarbons in a model of rat liver progenitor cells. *Chemico-Biological Interactions* 180 (2): 226-237. DOI: 10.1016/j.cbi.2009.03.011
- WANG, X., Z. LIU, W. WANG, Z. YAN, C. ZHANG, W. WANG & L. CHEN. 2014. Assessment of toxic effects of triclosan on the terrestrial snail (*Achatina fulica*). *Chemosphere* 108: 225-230. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.01.044
- WHITEHEAD, A. 2013. Interactions between oil-spill pollutants and natural stressors can compound ecotoxicological effects. *Integrative and Comparative Biology* 53 (4): 635-647. DOI: 10.1093/icb/ict080
- WILBRINK, M., E. J. GROOT, R. JANSEN, Y. DE VRIES & N. P. VERMEULEN. 1991. Occurrence of a cytochrome P-450-containing mixed-function oxidase system in the pond snail, *Lymnaea stagnalis*. *Xenobiotica* 21 (2): 223-233. DOI: 10.3109/00498259109039464
- YU, K., S. HU, J. HUANG & L. H. MEI. 2011. A high-throughput colorimetric assay to measure the activity of glutamate decarboxylase. *Enzyme and Microbial Technology* 49 (3): 272-276. DOI: 10.1016/j.enzmictec.2011.06.007
- ZHENG, S., Y. WANG, Q. ZHOU & C. CHEN. 2013. Responses of oxidative stress biomarkers and DNA damage on a freshwater snail (*Bellamya aeruginosa*) stressed by ethylbenzene. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 65 (2): 251-259. DOI: 10.1007/s00244-013-9899-z
- ZHENG, S. & Q. ZHOU. 2017. Intoxication and biochemical responses of freshwater snail *Bellamya aeruginosa* to ethylbenzene. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (1): 189-198. DOI: 10.1007/s11356-016-7716-8

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 27

Número 2

2017

-
- Albarrán Méizer N. C., L. J. Rangel Ruiz, L. M. Gama Campillo, J. A. Arévalo de la Cruz, E. Moguel-Ordoñez y C. J. Pacheco Figueroa**
Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México 145-151
-
- Ortega-Acosta O., E. López-López, A. V. Rodríguez-Tovar, L. A. Guerrero-Zúñiga y A. M. Rodríguez-Dorantes**
Análisis funcional comparativo de fitobacterias productoras de ácido indolacético aisladas de plantas *Lemna gibba* de la zona chinampera de Xochimilco, México 153-161
-
- Reyes-Ramírez H., R. Florido, N. Álvarez-Pliego, A. J. Sánchez y M. Á. Salcedo**
Hábitos alimenticios de *Cathorops aguadulce* (Siluriformes: Ariidae) en un ecosistema estuarino al sur del golfo de México 163-173
-
- Aragón-Noriega E. A.**
Edad y crecimiento de la almeja chocolate *Megapitaria squalida* (Bivalvia: Veneridae) en la costa oriental del golfo de California 175-184
-
- Armas-Vargas F., O. Escolero, D. García de Jalón, L. Zambrano, M. González del Tánago and S. Kralisch**
Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico 185-200
-
- Coria-Monter E. and E. Durán-Campos**
The relationship between the massive nesting of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) and the local physical environment at La Escobilla, Oaxaca, Mexico, during 2005 201-209
-
- Jacobson B. J., A. Cervantes-Martínez and M. A. Gutiérrez-Aguirre**
Selectivity of *Incilius valliceps* (Anura: Bufonidae) tadpoles on freshwater zooplankton 211-217
-
- Góngora-Gómez A. M., M. García-Ulloa, N. P. Muñoz Sevilla, A. L. Domínguez-Orozco, B. P. Villanueva-Fonseca, J. A. Hernández-Sepúlveda and R. Ortega Izaguirre.**
Heavy-metal contents in oysters (*Crassostrea gigas*) cultivated on the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico 219-227
-
- Alarcón-Ortega L. C., A. Leví Cupul-Magaña, A. P. Rodríguez-Troncoso y F. G. Cupul-Magaña**
Diversidad y distribución de los caprélidos (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) en la región del Pacífico oriental tropical: revisión documental 229-239
-
- Cantoral Uriza E. A., A. D. Asencio Martínez y M. Aboal Sanjurjo**
Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. Medidas de prevención 241-251
-
- Cervantes Duarte R., L. M. Rodríguez Mata y S. López López**
Efecto de la marea en la concentración de nutrientes, clorofila-*a* y parámetros físicos y químicos en una laguna costera subtropical (Bahía Magdalena, México) 253-264
-
- Olivares-Rubio H. F., L. Salazar-Coria and A. Vega-López**
Oxidative stress, lipid metabolism, and neurotransmission in freshwater snail (*Pomacea patula*) exposed to a water-accommodated fraction of crude oil 265-280
-