

HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 32.
Número 3, 2022



UAM
Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa



Septiembre-Diciembre de 2022

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 32

Número 3

2022

Hidrobiológica es una publicación científica cuatrimestral del Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa creada desde 1991. **Hidrobiológica** está dirigida a publicar investigaciones originales e inéditas sobre la hidrología, biología, pesquerías, acuicultura, contaminación y ecología de los recursos y sistemas acuáticos, realizados en México y en todo el mundo.

Hidrobiológica (ISSN 0188-8897) pertenece al Catálogo de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica del CONACyT desde 1994. Indizada en:

PERIÓDICA. Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias.

Latindex. Catálogo-Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal.

Redalyc. Red de Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal.

SciELO - Scientific Electronic Library Online.

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA).

ISI-Thomson: Biological Abstracts y Biosis Previews.

E&M Biology (Elsevier)

Journal Citation Reports - Thomson Reuters (JCR)

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

HIDROBIOLÓGICA. Vol. 32 Año 2022, Número 3, septiembre-diciembre de 2022, es una publicación cuatrimestral editada por la Universidad Autónoma Metropolitana, a través de la Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Hidrobiología. Prolongación Canal de Miramontes 3855, Colonia Ex Hacienda San Juan de Dios, Alcaldía Tlalpan, C.P. 14387, México, Ciudad de México y Av. San Rafael Atlixco, No. 186, Colonia Vicentina, Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09340, México, Ciudad de México, teléfono: 5804-6475.

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

Fecha de última modificación: 30 de diciembre de 2022. Tamaño de archivo: 2.4 MB.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización de la Universidad Autónoma Metropolitana.

COMITÉ EDITORIAL

Responsable de la edición del número

Editor en Jefe: Dra. María del Rocío Torres Alvarado

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología.

División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

EDITORES ASOCIADOS

ÁREA SISTEMÁTICA, FILOGENIA Y MORFOLOGÍA

Dr. Francisco F. Pedroche

Área de Ciencias Ambientales

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAML)

Estado de México, México

Dr. Luis Manuel Guevara Chumacero

Área de Zoología. Depto. de Biología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE MANEJO DE RECURSOS ACUÁTICOS

Dra. Ana Laura Ibañez Aguirre

Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Alma Socorro Sobrino Figueroa

Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA AMBIENTAL

Dra. Laura Georgina Calva Benítez

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Flor de María Cuervo López

Área de Microbiología. Depto. de Biotecnología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dr. Francisco José Gutiérrez Mendieta

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE ECOLOGÍA

M. en B. E. Sergio Humberto Álvarez Hernández

Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dr. Ramón Andrés López Pérez

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

CONSEJO EDITORIAL

Dr. Raymundo Reyes-Gutiérrez

Área de Recursos Hídricos.
Depto. de Recursos de la Tierra
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Lerma (UAM-L)
Estado de México, México.

Dr. Armando Domínguez-Ortiz

Área de Físicoquímica de Superficies.
Depto. de Química
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dra. Hisol Sarai López-Arellanes

Depto. Plancton y Ecología Marina
Instituto Politécnico Nacional, Centro
Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN)
La paz, BCS, México

Dr. Horacio Lozano-Cobo

Área de Zooplancton y Parasitología Marina.
Depto. De Hidrobiología
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dr. Manuel Castillo-Rivera

Área de Zoología. Depto. de Biología
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dra. Miriam Azucena Hernández-Zamora

Área de Ciencias Agrícolas y Biológicas
Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de
Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dr. Roberto Rico-Martínez

Área de Centro de Ciencias Básicas.
Depto. de Química
Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)
Aguascalientes, México

Dr. César Meiners-Mandujano

Área de Análisis de pesquerías y variables ambientales
Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias
Marinas y Pesquerías (UV)
Veracruz, México

Dr. Luis Amado Ayala-Pérez

Área de Sistemas y Procesos Ecológicos de los
Recursos Acuáticos Tropicales.
Depto. de El Hombre y su Ambiente.
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Xochimilco (UAM-X)
CDMX, México

Dr. Jose Ivan Velazquez-Abunader

Área de Acuacultura, pesca y Biotecnología.
Depto. de Recursos del Mar
Instituto Politécnico Nacional, Centro de
Investigación y de Estudios Avanzados Mérida
(IPN-CINVESTAV)
Yucatán, México

Dra. Nataly Quiroz-González

Laboratorio de Ficología y Sección de Algas del Herbario
Universidad Nacional Autónoma de México,
Facultad de Ciencias (UNAM)
CDMX, México

Dra. Gloria Garduño-Solorzano

Laboratorio de Botánica.
Universidad Nacional Autónoma de México,
FES Iztacala (UNAM)
Estado de México, México

Dr. José Alberto Ocaña-Luna

Laboratorio de Ecología
Instituto Nacional de Ciencias Biológicas Escuela
Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dra. Rosa maría García-Martínez

Depto. de Zoología
Instituto Politécnico Nacional,
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dr. Héctor Omar Mejía-Guerrero

Laboratorio de Variación Biológica y Evolución.
Depto. de Zoología.
Instituto Politécnico Nacional,
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

HIDROBIOLÓGICA

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

ÍNDICE AL VOLUMEN 32, NÚMERO 3 • 2022

Pedroche, F. F.

La obra de J. Agardh: Algae Liebmanniae, revisitada 175 años después 171-182

**Okolodkov, Yuri B., L. M. Durán-Riveroll, C. J. Band-Schmidt, I. Leyva-Valencia,
I. Gárate-Lizárraga y A. Douglas Cembella**

Una revisión sobre los dinoflagelados bentónicos marinos en México 183-210

Lira, B., E. Novelo y R. Tavera

Revisión histórica de los cambios nomenclaturales genéricos y específicos de *Durinskia baltica*
(Dinophyceae: Peridiniales) 211-221

Figueroa, G., R. E. Muciño Máquez y S. Almanza Encarnación

Estado de conocimiento de los dinoflagelados de agua dulce de México 223-234

Novelo, E. y R. Tavera

Panorama florístico actual de las algas continentales mexicanas 235-243

Siqueiros-Beltrones, D. A. y O. U. Hernández Almeida

Mediciones de diversidad en taxocenosis de diatomeas bentónicas con base en la teoría
de la información (H') utilizando la razón género-especie 245-249

Gárate-Lizárraga, I. y Y. B. Okolodkov

La familia Podolampadaceae (Dinoflagellata) en las aguas mexicanas 251-263

López-Mejía, D., D. A. Siqueiros-Beltrones y F. J. Gutiérrez-Mendieta

Influencia del sustrato y las condiciones ambientales sobre la estructura de asociaciones de diatomeas
bentónicas en una laguna costera tropical 265-274

Piñón-Gimate, A., E. Serviere-Zaragoza, T. Chávez-Sánchez, y M. Casas-Valdez

Composición y abundancia de florecimientos macroalgales y su relación con variables ambientales
en una bahía subtropical en el Golfo de California 275-284

López, N., H. León-Tejera, L. González-Reséndiz, C. Candelaria, P. Ramírez-García y D. Rodríguez

Macroalgas arrecifales del Pacífico Centro-Sur de México: Estado del arte 285-293

Arana-Ravell, J- M., S. J. López-Adrián y R. C. Barrientos-Medina

Ficoflorística de cianobacterias en Laguna Chichancanab, Quintana Roo, México 295-308

Ortegón Aznar, I. y H. León Tejera

Diversidad de macroalgas y cianoprocariontes marinos de la costa norte de la Península de Yucatán, México.....309-317

Martínez, Y. J., D. A. Siqueiros-Beltrones, A. J. y Marmolejo-Rodríguez

Observaciones exploratorias en taxocenosis de diatomeas bentónicas marinas en un puerto expuesto a residuos mineros 319-330

Muciño-Márquez, R. E., D. Aldana-Aranda, J. F. Chavez-Villegas, M. G. Figueroa-Torres, L. A. Ayala-Pérez, Y. B. Okolodkov y R. Gelabert-Fernández

Colonización de diatomeas epizóicas sobre larvas de *Aliger gigas* (Mollusca: Gastropoda)331-340

Jaimes-Duarte, I., S. Álvarez-Hernández, A. T. Jaramillo-Pérez y M. del R. Zárate-Hernández

Uso de las macroalgas marinas como promotores en el crecimiento de una leguminosa (*Trifolium repens*) y un cereal (*Triticum aestivum*)341-352

Di Filippo-Herrera, D. A., D. L. Arvizu-Higuera, Y. E. Rodríguez-Montesinos, M. Muñoz-Ochoa, R. M. Hernández-Herrera y G. Hernández-Carmona

Efecto de fucoïdan y alginato en la germinación y el crecimiento de plántulas de frijol mungo353-363

Villegas-Silva, V. A., M. Muñoz-Ochoa, Y. E. Rodríguez-Montesinos y D. L. Arvizu-Higuera

Caracterización parcial y actividad biológica de *Sargassum lapazeanum* (Fucales, Phaeophyceae)365-372

Villa-Arce, M. Á., L. T. Guzmán-Villanueva, N. Vélez-Arellano, G. Hernández-Carmona, C. A. Godínez-Pérez, M. Contreras-Olguín, M. Muñoz-Ochoa y F. A. García-Domínguez

Evaluación de la aceptabilidad de dietas formuladas con algas hidrolizadas para juveniles de abulón *Haliotis fulgens*.....373-382

Índice del volumen 32383-384

Índice de autores385-386

HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 32, NUMBER 3 • 2022

Pedroche, F. F.

The work by J. Agardh: Algae Liebmanniae, revisited 175 years later 171-182

Okolodkov, Yuri B., L. M. Durán-Riveroll, C. J. Band-Schmidt, I. Leyva-Valencia, I. Gárate-Lizárraga and A. Douglas Cembella

A review on marine benthic dinoflagellates in Mexico 183-210

Lira, B., E. Novelo and R. Tavera

Historical revision of generic and specific nomenclatural changes of *Durinskia baltica*
(Dinophyceae: Peridiniales) 211-221

Figueroa, G., R. E. Muciño Máquez and S. Almanza Encarnación

State of knowledge of freshwater dinoflagellates in Mexico 223-234

Novelo, E. and R. Tavera

Current floristic panorama of Mexican continental algae 235-243

Siqueiros-Beltrones, D. A. and O. U. Hernández Almeida

Diversity measurement of benthic diatom taxocoenoses based on information theory (H')
using genus-to-species ratio 245-249

Gárate-Lizárraga, I. and Y. B. Okolodkov

The family Podolampadaceae (Dinoflagellata) in Mexican waters 251-263

López-Mejía, D., D. A. Siqueiros-Beltrones and F. J. Gutiérrez-Mendieta

Benthic diatom distribution in a tropical coastal lagoon in relation to substrate
and its environmental factors 265-274

Piñón-Gimate, A., E. Serviere-Zaragoza, T. Chávez-Sánchez and M. Casas-Valdez

Macroalgae blooms, composition, abundance, and their relationship with environmental variables
at a subtropical bay of the Gulf of California 275-284

**López, N., H. León-Tejera, L. González-Reséndiz, C. Candelaria, P. Ramírez-García
and D. Rodríguez**

Reef macroalgae of the South-Central Pacific of Mexico: State of the art 285-293

Arana-Ravell, J- M., S. J. López-Adrián and R. C. Barrientos-Medina	
Phycofloristics of cyanobacteria in Laguna Chichancanab, Quintana Roo, México.....	295-308
Ortegón Aznar, I. and H. León Tejera	
Diversity of marine macroalgae and cyanoprokaryotes from the north coast of the Yucatan peninsula, México.....	309-317
Martínez, Y. J., D. A. Siqueiros-Beltrones and A. J. Marmolejo-Rodríguez	
Prospective observations on benthic marine diatoms taxocoenoses in a port exposed to mining residues.....	319-330
Muciño-Márquez, R. E., D. Aldana-Aranda, J. F. Chavez-Villegas, M. G. Figueroa-Torres, L. A. Ayala-Pérez, Y. B. Okolodkov and R. Gelabert-Fernández	
Colonization of epizoic diatoms on larvae of <i>Aliger gigas</i> (Mollusca: Gastropoda).....	331-340
Jaimes-Duarte, I., S. Álvarez-Hernández, A. T. Jaramillo-Pérez and M. del R. Zárate-Hernández	
Use of the macroalgae as a bio-stimulant for the growth of a legume (<i>Trifolium repens</i>) and a cereal (<i>Triticum aestivum</i>)	341-352
Di Filippo-Herrera, D. A., D. L. Arvizu-Higuera, Y. E. Rodríguez-Montesinos, M. Muñoz-Ochoa, R. M. Hernández-Herreraz and G. Hernández-Carmona	
Effect of fucoidan and alginate on germination and growth of mung bean seedling.....	353-363
Villegas-Silva, V. A., M. Muñoz-Ochoa, Y. E. Rodríguez-Montesinos and D. L. Arvizu-Higuera	
Partial characterization and biological activity of <i>Sargassum lapazeanum</i> (Fucales, Phaeophyceae)	365-372
Villa-Arce, M. Á., L. T. Guzmán-Villanueva, N. Vélez-Arellano, G. Hernández-Carmona, C. A. Godínez-Pérez, M. Contreras-Olguín, M. Muñoz-Ochoa and F. A. García-Domínguez	
Evaluation of the acceptability of diets formulated with hydrolyzed algae for juvenile abalone of <i>Haliotis fulgens</i>	373-382
Volume 32 index	383-384
Author index	385-386

PRESENTACION DE LOS EDITORES DEL NÚMERO DE FICOLOGÍA

El conocimiento, evaluación, uso sostenible y conservación de los recursos naturales de un país es una obligación ineludible, que debe ser asumida por todos los sectores que se benefician directa o indirectamente de ellos. La Organización de Naciones Unidas (ONU), como resultado de la Cumbre sobre el Desarrollo Sostenible, generó un documento conocido como “la Agenda 2030” con 17 objetivos para transformar el mundo. Entre ellos, se encuentran tres que tocan de lleno el mundo de las algas, “Acción climática”, “Vida bajo el agua” y “Vida terrestre”; los tres destacan, por un lado, aumentar los conocimientos científicos y por el otro, desarrollar la capacidad de investigación para proteger sosteniblemente a los ecosistemas acuáticos y terrestres. Adicionalmente, México ha sido considerado un país megadiverso por las condiciones de origen y desarrollo, propias del espacio que ocupa, y en conjunto con otros dieciséis países, consiguen reunir casi el 70% de la biodiversidad global conocida. La diversidad natural de México no solo se puede medir en cuanto al número de especies que alberga, sino también por aquellas de naturaleza endémica y por la variedad de ecosistemas, ambientes y microambientes en donde estos seres se desarrollan y viven, por no mencionar la herencia cultural ligada a esta biodiversidad. Esta mega biodiversidad está distribuida en dos mega-ambientes: el terrestre y el acuático, siendo este último el que menos atención ha recibido históricamente. Irónicamente, ya que por la superficie y volúmenes que cubre, debería de ocupar un lugar preponderante, independientemente del número de especies registradas en los diversos grupos que lo habitan. Los organismos acuáticos se encuentran en aguas dulces, marinas y salobres, de ellos los que poseen menor investigación son los dulceacuícolas y entre ellos por supuesto las algas.

El presente número de la Revista *Hidrobiológica* despliega una fracción de la investigación que se desarrolla en México sobre este grupo de organismos, a 175 años de los primeros registros en aguas marinas y dulceacuícolas llevados a cabo por Jacobo Georgio Agardh en su obra conocida como *Algae Liebmannaie*, con material recolectado por Frederick Michael Liebmann. Gracias a la SOMFICO y a la revista *Hidrobiológica* se convocó al gremio ficológico para que nos enviaran manuscritos en todas las áreas de esta disciplina. El resultado fue fantástico, 24 aportaciones en donde participaron más de 50 autores que pertenecen a 14 instituciones de educación superior e investigación en sus diversas dependencias. De estos, ninguno fue rechazado para su publicación, aunque algunos deberán ser sometidos a una segunda revisión y por ello no aparecen en el contenido de este volumen 32 número 3. Serán contribuciones que extienden el espíritu de esta iniciativa en los números próximos del año 2023. Esta continuidad contribuirá a la visión externa que de la ficología mexicana tienen otros países, instituciones e instancias gubernamentales y fortalecerá la visión interna y el trabajo colaborativo entre los que nos dedicamos al estudio de las algas. Así, el número que está en sus manos contiene 18 trabajos que hemos agrupado en cuatro categorías. En ellas se incluyeron manuscritos de taxonomía, panoramas florísticos, propuestas de métodos, de actividad biológica y productos derivados, y por qué no, también históricos sobre la diversidad ficológica, que va de procariontes a eucariontes, de micro a macroalgas, dinoflagelados, diatomeas y otros grupos poco conocidos, en aguas de baja salinidad, denominadas cotidianamente dulces a totalmente marinas, de la meseta central de México al Pacífico y Golfo de México y Caribe.

Agradecemos profundamente la disposición del Comité Editorial de la revista *Hidrobiológica* al hacer suya la propuesta, al financiamiento por parte de la UAM-Iztapalapa y UAM-Lerma para el trabajo editorial y por supuesto a los diversos árbitros que nos ayudaron a opinar sobre el contenido y calidad de los manuscritos recibidos. En especial un agradecimiento a Neivy Maldonado, nuestra Asistente Editorial, por todo su apoyo y ayuda. Al Departamento de Producción de UAM-I por su dedicación.

La publicación de *Algae Liebmannaie* representa el inicio de una historia que aún se construye: el inventario de la diversidad de algas marinas y dulceacuícolas de México.

Dra. Alejandrina Ávila Ortiz
Dr. Eberto Novelo M.
Dr. Francisco F. Pedroche
Editores

PALABRAS DE LA EDITORA EN JEFE

El quehacer de la revista *Hidrobiológica*, desde su creación en el año de 1991, es difundir trabajos originales e inéditos de investigación o revisión, sobre temas relacionados con la hidrología y ecología de los ambientes acuáticos, desde los dulceacuícolas, hasta los salobres y marinos; así como de los organismos que habitan en éstos. Precisamente uno de los grupos de organismos presentes en dichos ambientes, lo constituyen las algas, importantes no sólo desde el punto de vista ecológico y de su diversidad, sino por las aplicaciones biotecnológicas que pueden tener.

En el marco de los 175 años de los primeros registros del grupo de las algas en aguas marinas y dulceacuícolas mexicanas, que fueron llevados a cabo por Jacobo Georgio Agardh, se propuso a la revista *Hidrobiológica*, en el mes de marzo del presente año, celebrar este acontecimiento con la edición de un número especial dedicado a la Ficología; propuesta que fue acogida por el pleno del Comité Editorial de la revista con gusto y compromiso de apoyar el trabajo que llevarían a cabo los editores del dicho número, iniciando así este importante proyecto.

Este número especial está conformado por artículos científicos y de revisión donde se abordan diversos aspectos de la Ficología, desde estudios florísticos, ecológicos y de ficología aplicada; todos ellos, constituyen aspectos importantes que contribuyen al conocimiento de las algas en los ecosistemas acuáticos mexicanos.

Mi reconocimiento y agradecimiento a los autores de las diversas instituciones que se sumaron al proyecto, aceptando participar a través de sus contribuciones para este número, al valioso trabajo de los árbitros que enriquecieron los manuscritos presentados con sus comentarios; asimismo al Comité Editorial de la revista por su apoyo para la revisión editorial final de los artículos. Finalmente hago extensivo mi agradecimiento a los editores del número especial, cuyo esfuerzo y dedicación hicieron posible el número que ahora les presentamos, así como a la Universidad Autónoma Metropolitana, unidades Iztapalapa y Lerma por el financiamiento de este número especial.

Dra. María del Rocío Torres Alvarado
Editora en jefe

La obra de J. Agardh: Algae Liebmanniae, revisitada 175 años después

The work by J. Agardh: Algae Liebmanniae, revisited 175 years later

Francisco F. Pedroche[®]

Recibido: 29 de julio de 2022.

Aceptado: 13 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. Frederick Michael Liebmann exploró México durante dos años visitando Veracruz, Oaxaca y Puebla recolectando plantas, algas marinas y algas de agua dulce. Estas muestras fueron confiadas a J. Agardh en Lund para su determinación y publicadas en 1847. **Objetivos.** Reconocer a Liebmann y a J. Agardh por ser los pioneros en el estudio de las algas mexicanas y actualizar el estado taxonómico que guardan estos nombres publicados en Algae Liebmanniae, con énfasis en el primer inventario ficoflorístico de México. **Métodos.** Se consultaron las obras integradoras a nivel mundial como el Index Nominum Algarum (INA) y AlgaeBase, cuya principal tarea ha sido recopilar información dispersa y poco clara de los nombres algales publicados hasta la fecha. Se recurrió a las publicaciones originales y a los criterios del Código Internacional de algas, hongos y plantas citando los artículos o recomendaciones ofrecidas para aclarar, resolver o respaldar alguna opinión taxonómica. **Resultados.** Treinta especies y una variedad, citadas por J. Agardh para todo el itinerario de la expedición de Liebmann, que consta de 98 nombres, se consideraron nuevas. Se describieron ocho nuevas especies adicionales de otras colecciones. Sólo doce de ellas son nombres en uso actual (nombres taxonómicos aceptados). También se incluyeron 27 propuestas taxonómicas o nomenclaturales no mexicanas. Las aportaciones de Liebman representan el 12% del total de taxones registrados para México que es de 1698. Las nuevas especies descritas por J. Agardh son el 1% de este total. Ocho de ellas son parte del 23% de los endemismos para el Pacífico de México. **Conclusiones.** La procedencia y el significado taxonómico de algunas de estas propuestas de J. Agardh han permanecido inciertos después de 175 años, por lo que es necesario realizar, en un futuro próximo, estudios que profundicen en estos taxones para llegar a un inventario real y actualizado.

Palabras clave: Historia, ficología, Mexico, Liebmann, florística

Ciencias Ambientales, UAM-Lerma. Av. De las Garzas N. 10, Lerma de Villada, Edo. Mex. 52005. México & University Herbaria, UC-Berkeley, CA 95720, USA.

***Corresponding author:**

Francisco F. Pedroche: e-mail: fpedroche@correo.ier.uam.mx

To quote as:

Pedroche, F. F. 2022. La obra de J. Agardh: Algae Liebmanniae, revisitada 175 años después. *Hidrobiológica* 32 (3): 171-182.

ABSTRACT

Background. Frederick Michael Liebmann explored Mexico for two years visiting Veracruz, Oaxaca, and Puebla collecting plants, seaweed, and freshwater algae. These samples were entrusted to J. Agardh in Lund for his determination and published in 1847. **Goals.** Recognize Liebmann and J. Agardh for being the pioneers in the study of Mexican algae and update the taxonomic status of these names published in Algae Liebmanniae, with emphasis on the first phycofloristic inventory of Mexico. **Methods.** Global integrative works such as the Index Nominum Algarum (INA) and AlgaeBase were consulted, whose main task has been to collect scattered and unclear information on algal names published to date. The original publications and the criteria of the International Code of algae, fungi and plants were used, citing the articles or recommendations offered to clarify, solve, or support taxonomic opinions. **Results.** Thirty species and one variety, cited by J. Agardh for the entire Liebmann expedition itinerary, which consist of 98 names, were considered new. Eight additional new species from other collections were described. Only twelve of them are names in current use (accepted taxonomic names). Twenty-seven non-Mexican taxonomic or nomenclatural proposals were also included. Liebman's contributions represent 12% of the total number of taxa recorded for Mexico. The new species described by J. Agardh are 1% of this total. Eight of them are part of the 23% of the endemisms for the Pacific of Mexico. **Conclusions.** The origin and taxonomic significance of some of these proposals by J. Agardh have remained uncertain after 175 years, so it is necessary to carry out studies that delve deeper into these taxa to arrive at a real and updated inventory.

Keywords: History, phycology, Mexico, Liebmann, floristics

INTRODUCCIÓN

Durante 1841, Frederick Michael Liebmann (fig. 1), botánico danés, realizó un viaje de exploración a las Américas para el Jardín Botánico de Copanague, bajo el patrocinio del Rey Christian VIII. Durante los dos años que exploró nuestro país, pasó ocho meses recorriendo Veracruz, Oaxaca y Puebla, en donde además de plantas vasculares, recolectó algas marinas y también dulceacuícolas en algunos lugares del interior de la República mexicana (Godínes Ortega, 2008). En su regreso a Dinamarca, en 1843, visitó St. Croix, Puerto Rico y Cuba. Liebmann (1846) hizo un recuento de su viaje y de sus hallazgos en una relatoría titulada “Informe sobre las plantas acuáticas de América, la clase de algas”, con un total de 98 nombres (tabla S1), además de algunas entidades indefinibles y entre ellos, el primer listado de algas mexicanas con 93 taxones. En palabras del propio Liebmann, 22 eran especies nuevas, seis nuevas variedades y 33 tenían correspondencia con formas europeas. Sin embargo, él no proporcionó una diagnosis o descripción para ninguno de los registros y por lo tanto, en el caso de las entidades nuevas, se consideran nombres desnudos (*nom. nud.*) (Liebmann, 1846). El material, a solicitud de Liebmann, fue revisado por J. Agardh (fig. 2), en ese entonces profesor en Lund, con una tradición ficológica heredada de su padre Carl Adolph Agardh. Agardh hijo consideró que era importante dar a conocer estos descubrimientos nuevos, provenientes de América, en un artículo que representa un breve resumen o extracto de lo que sería, en un futuro, una obra de gran envergadura con la descripción detallada de muchas algas marinas (*Species genera et ordines algarum ...*). Este resumen recibió el título de “Nuevas algas de México” (*Nya alger från México*) también conocido como *Algae Liebmanniae* y fue publicado el 13 de enero de 1847 (Agardh, 1847) ¡hace 175 años! En esta publicación, aunque el título refiere a México, se citan otros taxones e incluso se describen especies no provenientes de las recolecciones de Liebmann ni en su totalidad de México. La publicación de *Algae Liebmanniae* representa el inicio de una historia que aún se construye: el inventario de la diversidad de algas de México. Un recuento más detallado de la exploración en las costas mexicanas ha sido mencionado con anterioridad por Pedroche & Senties (2003) y Ortega et al. (2001).

Es interesante mencionar que lo que podría haber sido la primera alga marina recolectada en México, fue mucho antes durante 1790 o 1791 y proviene de la expedición Malaspina, que salió de Valparaíso, Chile en 1790, en su recorrido hacia Alaska, deteniéndose brevemente en Acapulco, México (febrero) para regresar nuevamente a este puerto en 1791 (octubre) en su camino a Manila (Presl et al., 1830). Luis Née y T. Haenke fueron los botánicos de la expedición. Al parecer, éste último fue el responsable de recolectar incidentalmente algunas algas, que permanecieron por un tiempo en un almacén en la ciudad de Cádiz y después fueron enviadas a algún lugar en Praga, en donde se empezaron a deteriorar hasta que fueron rescatadas por Sternberg para ser enviadas a C. Agardh, líder de la ficología en esa época (Silva, 1996). Desafortunadamente, por la condición de los ejemplares y de las etiquetas, la mayoría de estos especímenes fueron citados con localidades desconocidas o simplemente con la denominación de “In mari australi”. En opinión de Kylin (1941, p. 10) es probable que una de las especies descritas con material de Haenke: *Sphaerococcus sternbergii* C. Agardh (\equiv *Prionitis sternbergii* (C. Agardh) J. Agardh) provenga de Acapulco (fig. 3); sin embargo, Gabrielson (2008) sugiere que la procedencia del ejemplar tipo es Nootka Sound, Canadá o Monterey en California. A la fecha sigue siendo un misterio la localidad de donde

proviene este ejemplar. Una variedad de *Grateloupia sternbergii*, como veremos adelante, fue publicada por Agardh, J. en 1847.

La presente contribución tiene la finalidad de reconocer a dos personajes pioneros, el primero (Liebmann), por pisar por primera vez suelo mexicano con una visión hacia estos organismos pocos conocidos y denominados algas y el segundo (J. Agardh), por considerar importante estos hallazgos y publicarlos para todo el mundo. Así como actualizar el estado taxonómico que guardan estos nombres iniciales publicados en *Algae Liebmanniae* (J. Agardh, 1847), con énfasis en el primer inventario ficoflorístico de México. Para ello, se han revisado intensivamente las publicaciones que registran su presencia o aclaran su posición taxonómica a la luz de los nuevos métodos o aproximaciones en sistemática. Se complementa la información, de ser necesario, con notas u opiniones del autor del presente trabajo.

MATERIAL Y MÉTODO

Como punto de partida para analizar el origen de los nombres, su situación taxonómica y consultar su distribución, se consultaron primariamente las obras integradoras a nivel mundial como el *Index Nominum Algarum* (INA) (Silva & Moe, 1999) y *AlgaeBase* (Guiry & Guiry, 2022) cuya principal tarea ha sido recopilar información dispersa y poco clara de los nombres algales publicados hasta la fecha. Estas bases de datos no deben ser tomadas como fuentes certificadoras de identificaciones o como el recurso final del conocimiento, sino como el insumo para la investigación y profundización en registros, opiniones taxonómicas y tendencias en la taxonomía de algas. Secundariamente se revisaron aquellas obras, también de intención integradora, pero referentes a México para las costas del Pacífico (Pedroche et al., 2005, 2008), Atlántico (García-García et al., 2020; García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001) o ambas (González González et al., 1996; Pedroche & Senties, 2020; Vázquez-Delfín et al., 2019) y en el caso de los representantes con presencia en agua dulce, Novelo & Tavera (2022) con la finalidad de constatar su vigencia como parte del elenco florístico en México. Las localidades específicas de registro y los autores de ellos pueden consultarse directamente en las fuentes primarias que citan estas obras. Finalmente, se recurrió a las obras originales, en todos los casos, para verificar la interpretación taxonómica, la procedencia del material original y la nomenclatura primaria. También fueron consultadas algunas publicaciones puntuales, que se mencionan en su oportunidad, para resolver dudas nomenclaturales, taxonómicas o de registro. En algunos casos se recurrió a los criterios del Código Internacional de algas, hongos y plantas (Turland et al., 2018) citando los artículos o recomendaciones ofrecidas para aclarar, resolver o fundamentar alguna opinión taxonómica.

RESULTADOS REVISADOS

En *Algae Liebmanniae* están descritas, por primera vez 30 especies (29 numeradas por J. Agardh) y una variedad (tabla S2); 19 son para México, incluyendo las costas del Pacífico y Atlántico y una dulceacuícola. El resto de estas nuevas especies pertenecen al Caribe o incluso a otras regiones geográficas, algunas incluso con registros posteriores para México. Se elaboró una lista que respeta los nombres originalmente aplicados por J. Agardh y el orden en el que él los presentó. En los casos en donde el nombre ha cambiado se coloca, después de la denominación original, el nombre correcto entre paréntesis con un símbolo de

igualdad o identidad (Pedroche & Novelo, 2021b) y en negritas. Lo que convierte al taxón original en sinónimo ya sea homotípico o heterotípico. Adicionalmente, se elaboró una tabla (S2) con información de cada entidad: nombre taxonómicamente aceptado, región y ambiente donde se distribuye. También en esta lista, se incluyen otras 27 propuestas taxonómicas o nomenclaturales publicadas en *Algae Liebmanniae* (J. Agardh, 1847), las cuales se han actualizado y para algunas, se adicionan comentarios.

Taxones nuevos descritos por J. Agardh para México.

Lynghya crassa J. Agardh ex Gomont, 1892, p. 132. J. Agardh, 1847, p. 6. Loc. tipo: En las costas mexicanas del Océano Pacífico. Liebmann (1846, p. 73) *nom. nud.*¹. Playa Coyote (en los mares del sur) como la localidad de recolecta.

Nota: El nombre correcto de este taxón incluye, con la partícula ex, a Gomont (Art. 46.7) en la autoridad de la especie por la fecha de partida establecida por el Código (Turland et al., 2018), que para Nostocaceae (Homocysteeae) es el 1 de enero de 1892 (Art. 13.1) (Pedroche, 2018). Algunos autores colocan a este taxón como sinónimo de *L. majuscula* (Dillwyn) Harvey; sin embargo, aún el grupo de las cianoprocariontes requiere de trabajo intenso. En este caso, se tomó como referencia *AlgaeBase* y no se cita alguna relación nomenclatural o taxonómica entre estas dos entidades.

Distribución conocida: México.

Calothrix cyanea J. Agardh, 1847, p. 6 *nom. inval.* Loc. tipo: sobre *Sargassum* en el Caribe. Liebmann (1846, p. 73) *nom. nud.*

Nota: El punto de partida para este taxón y por lo tanto, para su publicación válida, debería ser Bornet & Flahault (1886–1888) puesto que se considera una Nostocaceae (Heterocysteeae); sin embargo, estos autores la colocaron en su sección de especies de dudosa identidad y que requieren de ser investigadas con mayor profundidad (*species inquirenda*: pl. *species inquirendae* ver Hawksworth (2010)) (Bornet & Flahault, 1886, p. 370).

Distribución conocida: Caribe (Ortega et al., 2001).

Prasiola mexicana J. Agardh, 1847, p. 6. Loc. tipo: en arroyos en Alpatlachna (Santa María Alpatlachna en México *vide* Setchell & Gardner (1920a.)). Liebmann (1846, p. 74) *nom. nud.* (en arroyos rápidos de montaña en el lado este del volcán Orizaba).

Distribución conocida: **México** (Novelo & Tavera, 2022): Veracruz, Faja Volcánica, Hidalgo, Ciudad de México, Estado de México y Jalisco. **Costa Rica** (Guiry & Guiry, 2022).

Bryopsis pennatula J. Agardh, 1847, p. 6. Loc. tipo: San Agustín, Oax., Méx. Liebmann (1846, p. 74) *nom. nud.*

NOTA: *Bryopsis pennatula* fué mencionada por Agardh (1887, p. 23) en el protólogo de *B. pennata* var. *minor*, por lo tanto, los dos nombres comparten el mismo tipo. Por prioridad *B. pennatula* es el nombre correcto. *Bryopsis pennatula* Liebmann ex Kützing (1849, p. 6) es un homónimo posterior y por lo tanto ilegítimo (*nom. illeg.*).

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., 2005): Baja California, Golfo de California, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán,

Guerrero, Oaxaca, Chiapas. **Estados Unidos de Norteamérica (USA), Ecuador, Korea, Rusia, Marruecos, Irán, Pakistán, Arabia** (Guiry & Guiry, 2022).

Ectocarpus breviarticulatus J. Agardh, 1847, p. 7. Loc. tipo: St. Agustín, Oax., Méx. Liebmann (1846, p. 75) *nom. nud.* (≡ ***Asteronema breviarticulatum*** (J. Agardh) Ouriques & Bouzon).

Sinónimos registrados en *AlgaeBase*: *Feldmannia breviarticulata* (J. Agardh) Pham-Hoàng Hô. *Hincksia breviarticulata* (J. Agardh) P. C. Silva, *Ectocarpus hamatus* P. Crouan et H. Crouan, *Ectocarpus spongiosus* Dickie, *Ectocarpus spongiodioides* P. Crouan et H. Crouan.

Nota: *Ectocarpus breviarticulatus* Liebmann ex Kützing (1849, p. 453) es un homónimo posterior y por lo tanto ilegítimo (*nom. illeg.*). *Giffordia breviarticulata* (J. Agardh) Doty et I. A. Abbott *nom. nud.*, no existe referencia a este taxón en *INA* y *AlgaeBase* lo considera como nulo.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., 2008): Baja California, Golfo de California, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca, Chiapas. Atlántico (García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001): Veracruz, Tabasco, Yucatán, Quintana Roo. **Distribuida ampliamente en el resto del mundo** (Guiry & Guiry, 2022).

Myrionema expansum J. Agardh, 1847, p. 7. Loc. tipo: Veracruz, Mex. Liebmann (1846, p. 75) *nom. nud.* (≡ ***Neoralfsia expansa*** (J. Agardh) P.-E. Lim et H. Kawai ex Cormaci et G. Furnari).

Sinónimo registrado en *AlgaeBase*: *Ralfsia expansa* (J. Agardh) J. Agardh.

NOTA: *Myrionema expansum* fue publicada por J. Agardh intercalando un signo de interrogación, entre el epíteto genérico y el específico, denotando su duda sobre la ubicación genérica de la especie. Anotación que no fue incluida por Liebmann. El mismo, J. Agardh reubicó *M. expansum* en el género *Ralfsia* publicando la combinación *R. expansa* en 1848 (Agardh, 1848, p. 63). León Álvarez & González (1993, p. 474) observaron que ejemplares registrados como *Ralfsia hancockii* E. Y. Dawson (≡ *Neoralfsia hancockii* (E. Y. Dawson) D. León-Álvarez et M. L. Nuñez-Reséndiz), para el Pacífico mexicano, coincidían también con *Ralfsia expansa* (≡ *Neoralfsia expansa* lo cual inició una investigación a largo plazo. León Álvarez & González (2003) concluyen que la verdadera *Neoralfsia expansa* debe quedar restringida a individuos provenientes del Atlántico. León-Álvarez et al. (2014), utilizando caracteres morfológicos y moleculares confirmaron que los ejemplares asiáticos, asignados a *N. expansa*, son genéticamente distintos y deberían ser ubicados en un género nuevo. La combinación *Neoralfsia expansa* (J. Agardh) Lim et Kawai en Lim et al. (2007, p. 464) es inválida pues no citaron la publicación original del basónimo, que a partir de 1953 debe ser completa y directa a su autor, lugar de publicación válida, con cita de página o lámina y fecha (Art. 41.5). Este error fue enmendado en Cormaci et al. (2012).

Distribución conocida: **México**. Atlántico (García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001): Veracruz, Campeche, Yucatán, Quintana Roo. **Distribuida ampliamente en el resto del mundo** (Guiry & Guiry, 2022) (ver Nota).

Asperococcus intricatus J. Agardh, 1847, p. 7. Loc. tipo: Veracruz, Mex. Liebmann (1846, p. 75) *nom. nud.* (≡ ***Roseningea endiviifolia*** (Martius) M. J. Wynne).

¹ Como se mencionó al inicio *nom. nud.* es la denominación de un taxón nuevo publicado sin descripción ni diagnosis ni referencia a una descripción o diagnosis (Art. 38; Rec. 50B). Para mayor información consultar Pedroche & Novelo (2021a).

Sinónimos registrados en AlgaeBase (ver también Wynne & Nunes (2021): *Ulva endiviifolia* Martius, *Encoelium intricatum* Liebmman ex Kützing, *Asperococcus schrammii* P. Crouan et H. Crouan, *Hydroclathrus intricatus* (J. Agardh) Heydrich, *Striaria intricata* (Liebmman ex Kützing) Vickers, *Rosenvingea intricata* (J. Agardh) Børgesen, *Iyengaria quadri-seriata* J. A. West et al.

NOTA: Todo parece indicar que el nombre *Striaria intricata* es un nombre inválido, pues no hay claridad si Vickers (1905) y Vickers & Shaw (1908) pretendían hacer una combinación nueva. Su referencia al basónimo no es precisa. El nombre *U. endiviifolia*, considerado desde 1848 (Agardh, 1848), sinónimo de *A. intricatus* tiene prioridad al reconocerse como miembro del género *Rosenvingea*.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., 2008): Baja California, Golfo de California, Michoacán, Guerrero. Atlántico (García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001): Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Yucatán, Quintana Roo. **Distribuida ampliamente en el resto del mundo** (Guiry & Guiry, 2022).

Dictyota crenulata J. Agardh, 1847, p. 7. Loc. tipo: St. Agustín, Oax., Méx. Liebmman (1846, p. 75) *nom. nud.* Lectotipo: Liebmman s.n. en LD 49042 *fide* Nizamuddin & Gerloff (1980, p. 867) (LD 49042a *fide* De Clerck (2003, p. 179).

NOTA: Examinando una serie de ejemplares tipo de *Dictyota crenulata*, Nizamuddin y Gerloff (1980) encontraron que, en las partes bajas de las frondas, la médula se constituye por más de una capa de células, carácter propio del género *Dilophus*. De acuerdo con Womersley (1987, p. 200), las especies de *Dilophus* con médula monostromática poseen márgenes engrosados. Varios ejemplares de *D. crenulata* del Pacífico mexicano no poseen esta característica. Por ello Pedroche et al. (2008), decidieron retener a esta especie en el género *Dictyota*. De todas maneras, Hörnig et al. (1992, 1993) propusieron la sinonimia de ambos géneros.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., 2008): Baja California, Golfo de California, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca. Atlántico (García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001): Veracruz, Tabasco, Quintana Roo. **Bermuda, Islas Canarias, Cabo Verde, Islas Salvoe, Costa Rica, Panamá, Brasil, Ecuador, Guinea, Mauritania, Senegal, India, Indonesia, Sri Lanka** (Guiry & Guiry, 2022). Tronholm et al. (2012), p. 3 concluyeron que *D. crenulata* está restringida a la costa del Pacífico de América Central, desde Costa Rica a Baja California. Los individuos asignados a este taxón, procedentes del Océano Atlántico, son genéticamente distintos de los del Pacífico oriental y deben ser asignados, en su mayoría, a *D. jamaicensis* W. R. Taylor (Tronholm et al., 2013).

Chnoospora pacifica J. Agardh, 1847, p. 7. Loc. tipo: St. Agustín, Oax., Méx. Liebmman (1846, p. 75) *nom. nud.* Isotipo AHF 54032 en UC 1859360 (fig. 4).

Sinónimos: *Chnoospora fastigiata* J. Agardh *nom. illeg.*, *Chnoospora fastigiata* J. Agardh var. *pacifica* (J. Agardh) J. Agardh.

NOTA: J. Agardh (1848, pp. 171-172) describió *C. fastigiata*, incluyendo dos variedades (α *pacifica* y β *atlantica*) como un colectivo de especies (Silva et al., 1996). Al tratar a *C. pacifica* como la variedad alfa, el nombre *C. fastigiata* es superfluo e ilegítimo (Pedroche & Novelo, 2021a). Papenfuss (1956, pp. 69-70) consideró esta especie como sinónimo de *Chnoospora minima* (Hering) Papenfuss (loc. tipo: Port Natal, Sud-

áfrica). Sin embargo, Norris (2010, p. 172) y Norris et al. (2017, p. 70) consideran estas dos entidades como independientes hasta no tener más información de fuentes diferentes. Las localidades tipo de ambos taxones se encuentran en regiones muy apartadas entre sí.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., 2008): Golfo de California, Jalisco, Colima, Guerrero, Oaxaca. Atlántico (García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001): Veracruz, Tabasco, Quintana Roo. **Brasil, Japón, Taiwán** (Guiry & Guiry, 2022).

Sargassum hystrix J. Agardh, 1847, p. 7. Loc. tipo: Campeche, México (holotipo en NYBG 937530) (fig. 5).

Sinónimo registrado en AlgaeBase: *Carpacanthus spinulosus* Kützing.

NOTA: El presente taxón y *Sargassum affine* J. Agardh, aunado a ocho especies más, reconocidas como nombres aceptados taxonómicamente, fueron considerados por Gonzalez-Nieto et al. (2020) como miembros de un solo taxón altamente variable denominado por ellos, como *Sargassum cf. cymosum*. Como se ha apuntado en su oportunidad, el uso de la nomenclatura abierta, pone en duda incluso la identidad de algún taxón en concreto (Pedroche & Novelo, 2020a). *Sargassum cymosum* C. Agardh incluye 19 nombres de variedades y 11 nombres a nivel forma (INA, 2022). En el estudio no fueron revisados morfológicamente, ni analizados molecularmente los tipos de los taxones involucrados, por lo que la propuesta es tentativa, sin consecuencias taxonómicas y nomenclaturales.

Distribución conocida: México. Atlántico (García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001): Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche, Yucatán, Quintana Roo. **Bermuda, Madeira, Belize, Costa Rica, Panamá, Bahamas, Barbados, Cuba, Jamaica, Martinique, Puerto Rico, Trinidad, Islas Vírgenes, Brasil, Venezuela, Senegal, Sierra Leona, Mar Rojo, Indonesia** (Guiry & Guiry, 2022).

Sargassum liebmannii J. Agardh, 1847, p. 8 '*liebmanni*' Loc. tipo: Océano Pacífico, México. "St Augustin" (San Agustín, Oax., México) *fide* isotipo en UC (UC141536).

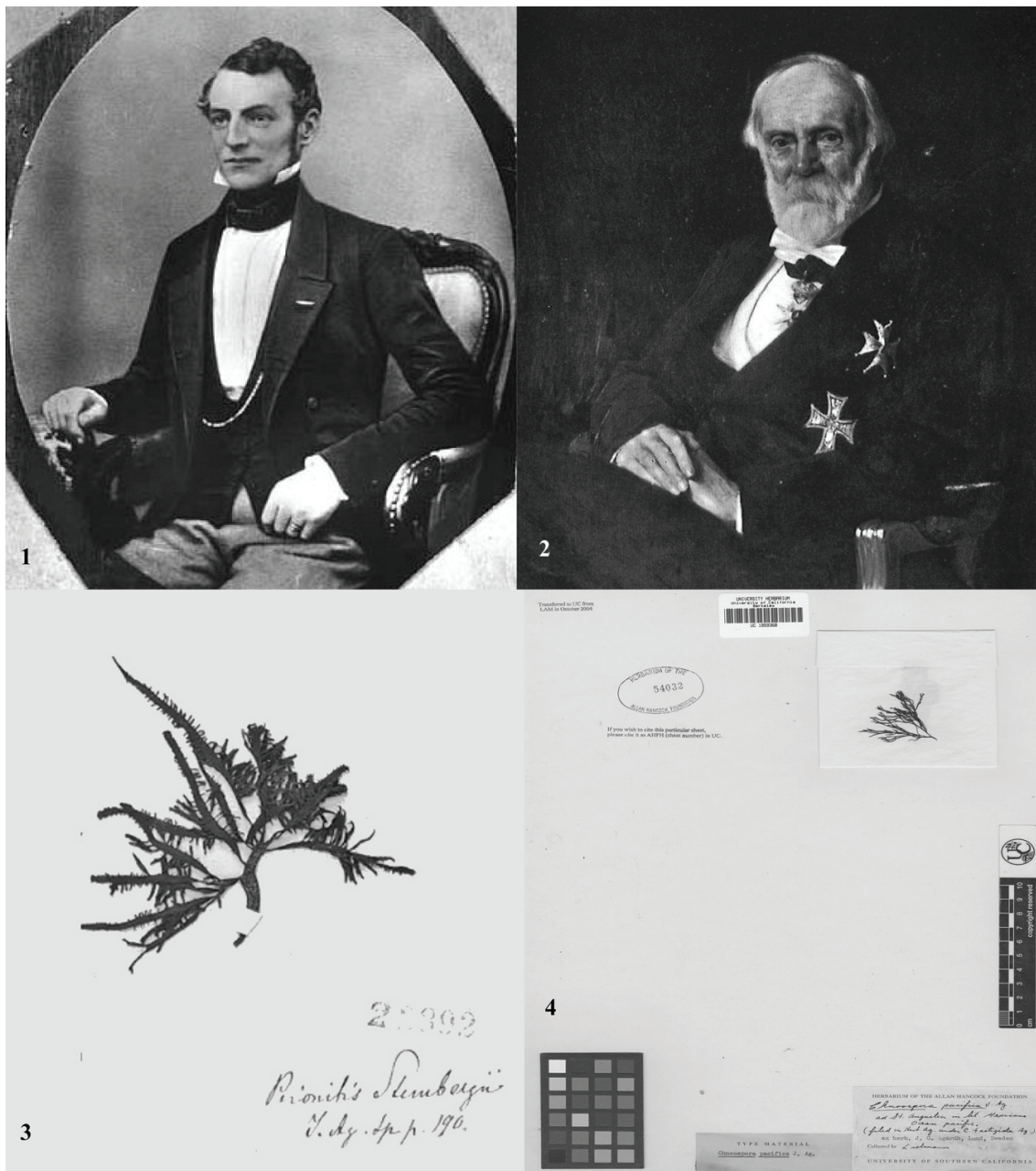
Sinónimo: *Carpacanthus liebmannii* (J. Agardh) Kützing.

NOTA: J. Agardh no dió una localidad tipo precisa, pero varios ejemplares están indicados como obtenidos en B. de San Agustín. Un ejemplar de Liebmman en UC (UC141536) tiene en la etiqueta, "S. Agustín 12.1842" (fig. 6).

Distribución conocida: México. Pacífico (Pedroche et al., 2008): Golfo de California, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca. USA, **Panamá, Brasil, Colombia** (Guiry & Guiry, 2022).

Nemalion virens J. Agardh, 1847, p. 8. Loc. tipo: Costa del Pacífico de México. "St Augustin" (San Agustín, Oax., México) *fide* espécimen tipo en LD e isotipo AHF 54018 en UC1883904 (fig. 7). Liebmman (1846, p. 76) *nom. nud.* (\equiv **Dermonema virens** (J. Agardh) Pedroche y Ávila Ortíz).

Sinónimos registrados en AlgaeBase: *Cladosiphon frappieri* Montagne et Millardet, *Gymnophlaea gracilis* Kützing, *Gymnophlaea gracilis* G. Martens *nom. illeg.*, *Dermonema dichotomum* Harvey ex Heydrich *nom. illeg.*, *Dermonema gracile* (Kützing) F. Schmitz, *Dermonema gracile* Weber Bosse *nom. illeg.*, *Dermonema frappieri* (Montagne et Millardet) Børgesen.



Figuras 1-4. 1. Frederick Michael Liebmann (https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Frederik_Michael_Liebmann.png); 2. J. Agardh (https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Agardh,_Jacob_Georg_(av_Oscar_Björck_1893).jpg); 3. *Sphaerococcus sternbergii* (Lectotipo L22892) tomado de Gabrielson (2008); 4. *Chnoospora pacifica* (isotipo AHFH 54032 en UC 1859360, University Herbarium, University of California at Berkeley). Acrónimos de los herbarios de acuerdo a Thiers (2022).

NOTA: Por mucho tiempo esta alga recibió el nombre de *Dermonema frapperi*, dado por Dawson a ejemplares del Golfo de California e Islas Revillagigedo (Dawson, 1954b, 1959), que después demostró ser un taxón común en la zona intermareal del Pacífico tropical mexicano en rocas expuestas al oleaje. Estudios moleculares recientes respaldan la independencia, en clados diferentes, de *D. virens* en relación a otras especies del género *Nemalion* (Lin et al., 2015, p. 549). Sin embargo, la conoespecificidad de los ejemplares de Sri Lanka, México y Ceilán,

este último, sobre el que está fundado el concepto genérico están por resolverse.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., 2008): Golfo de California, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca. **El Salvador, Taiwan, Sri Lanka, Japón, Indonesia, Mauritius, Filipinas, Vietnam, China, Burma, Réunion, Iran, Yemen, India, Polinesia** (Guiry & Guiry, 2022).

Liagora leprosa J. Agardh, 1847, p. 8. Loc. tipo: Veracruz, México. Liebmann (1846, p. 76) *nom. nud.* (= *Liagora ceranoides* J. V. Lamouroux).

Sinónimos registrados en AlgaeBase: *Dichotomaria ceranoides* (J. V. Lamouroux) Blainville, *Liagora viscida* f. *ceranoides* (J. V. Lamouroux) Hauck, *Liagora pulverulenta* C. Agardh, *Liagora patens* P. Crouan et H. Crouan, *Liagora subarticulata* Grunow, *Liagora prolifera* P. Crouan et H. Crouan, *Liagora opposita* J. Agardh, *Liagora subpaniculata* Butters, *Liagora tildenii* Butters, *Liagora tildenii* var. *lubrica* Butters, *Liagora pilgeriana* Zeh, *Liagora pulverulenta* var. *compacta* Weber Bosse, *Liagora ceranoides* f. *leprosa* (J. Agardh) Yamada, *Liagora ceranoides* f. *pulverulenta* (C. Agardh) Yamada, *Liagora ceranoides* var. *pulverulenta* (C. Agardh) Børgesen, *Liagora ceranoides* var. *leprosa* (J. Agardh) Børgesen.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Baja California, Golfo de California. Atlántico (García-García et al., 2020; Ortega et al., 2001): Veracruz, Campeche, Yucatán, Quintana Roo. **Distribuida ampliamente en el resto del mundo** (Guiry & Guiry, 2022).

Grateloupia sternbergii var. ? *versicolor* J. Agardh, 1847, p. 10. Loc. tipo: B. de San Agustín, Oax., Méx. (= *Grateloupia versicolor* (J. Agardh) J. Agardh).

NOTA: J. Agardh utilizó la marca de interrogación dudando que fuera este taxón una variedad de *G. sternbergii*; sin embargo, este nombre, como bien apunta Kylin (1941, p. 10), no existía. El INA (2022) menciona la combinación *Grateloupia sternbergii* (C. Agardh) J. Agardh (1847, p. 10), pero en este último trabajo no hay referencia al basónimo, que seguramente sería *Sphaerococcus sternbergii* C. Agardh (1822-1823 (1822a, p. 275), alga de la cual ya se ha hablado en la introducción, taxón que luego sería transferido al género *Prionitis* por J. Agardh (1851-1863, p. 190). La postura original se corrigió al publicar, en ese mismo trabajo, la combinación en donde se eleva a rango de especie (p. 181). Los estudios morfológicos y anatómicos de Kylin lo llevaron a considerar que estas dos entidades *Grateloupia versicolor* y *Prionitis sternbergii* eran la misma alga. Finalmente, los estudios moleculares de Gabrielson (2008), p. 96 determinaron la independencia de los dos taxones.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Baja California, Golfo de California, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca. **El Salvador, Chile, Ecuador, China** (Guiry & Guiry, 2022).

Grateloupia prolongata J. Agardh, 1847, p. 10. Loc. tipo: "Pochetti" (Pochutla?, seguramente se trata de Puerto Ángel, localidad situada en la costa a 12 km de Pochutla, Oax., Méx.). Liebmann, 1846, p. 76 *nom. nud.* Isotipo AHFH 54025 en UC (UC1883737) (fig. 8).

Sinónimos registrados en AlgaeBase: *Grateloupia filicina* f. *prolongata* (J. Agardh) C. K. Tseng, *Grateloupia prolunga* f. *prolonga* (J. Agardh) C. K. Tseng.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Baja California, Golfo de California, Jalisco, Michoacán, Guerrero, Oaxaca. **California, Trinidad y Tobago, Turquía, Vietnam, China, Japón, Islas Chatham** (Guiry & Guiry, 2022).

Ahnfeltia gigartinoides J. Agardh, 1847, p. 12. Loc. tipo: B. de San Agustín, Oax., Méx. ('-*Ahnfeldtia*-'). J. Agardh en Liebmann (1846, p.

76) *nom. nud.* (≡ *Ahnfeltiopsis gigartinoides* (J. Agardh) P. C. Silva y DeCew).

Sinónimo registrado en AlgaeBase: *Gymnogongrus gigartinoides* (J. Agardh) Kützing.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Baja California, Golfo de California, Jalisco, Michoacán, Guerrero, Oaxaca. **Canadá, USA, Chile, Ecuador, Cabo Verde** (Guiry & Guiry, 2022).

Hypnea pannosa J. Agardh, 1847, p. 14. Loc. tipo: B. de San Agustín, Oax., Méx. Liebman, 1846, p. 77 *nom. nud.*

Sinónimos: *Hypnophycus pannosus* (J. Agardh) Kuntze, *Hypnea musciformis* var. *cornuta* Harvey, *Hypnea nidulans* Setchell.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Baja California, Golfo de California, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca. **Distribuida ampliamente en el resto del mundo** (Guiry & Guiry, 2022).

Polysiphonia perpusilla Agardh, J., 1847, p. 16. Loc. tipo: B. de San Agustín, Oax., Mex. Liebman, 1846, p. 77 *nom. nud.* (≡ *Taenioma perpusillum* (J. Agardh) J. Agardh).

Sinónimo registrado en AlgaeBase: *Taenioma dotyi* Hollenberg.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Baja California, Golfo de California, Jalisco, Michoacán, Guerrero, Oaxaca. Atlántico (García-García et al., 2020; Ortega et al., 2001): Veracruz, Campeche, Quintana Roo. **Distribuida ampliamente en el resto del mundo** (Guiry & Guiry, 2022).

Polysiphonia cuspidata J. Agardh, 1847, p. 16. Loc. tipo: Veracruz, Mex. Liebman, 1846, p. 77 *nom. nud.* (≡ *Bryocladia cuspidata* (J. Agardh) De Toni).

Distribución conocida: **México**. Atlántico (García-García et al., 2020; Ortega et al., 2001): Tamaulipas, Veracruz, Campeche, Yucatán, Quintana Roo. **Cabo Verde, USA, Barbados, Cuba, Jamaica, Antillas, Trinidad y Tobago, Brasil, Venezuela, Camerún, Gambia, Liberia** (Guiry & Guiry, 2022).

Polysiphonia dictyurus J. Agardh, 1847, p. 16 (loc. tipo: "Pochetti" en las costas mexicanas del Océano Pacífico). Liebman, 1846, p. 77 *nom. nud.* (Pochutla) (≡ *Tayloriella dictyurus* (J. Agardh) Kylin).

Sinónimo registrado en AlgaeBase: *Bryocladia dictyurus* (J. Agardh) W. R. Taylor.

Distribución: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Baja California, Golfo de California, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca. **Vietnam, China, Islas Hawaii** (Guiry & Guiry, 2022).

Dictyurus occidentalis J. Agardh, 1847, p. 17. Loc. tipo: Veracruz, Mex. Liebmann (1846, p. 77) *nom. nud.*

Distribución conocida: **México**. Atlántico (García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001): Veracruz, Campeche, Quintana Roo. **Vietnam, USA, Barbados, Cuba, Jamaica, Martinique, St. Croix, Islas Vírgenes, Brasil, Seychelles, China** (Guiry & Guiry, 2022).

Taxones nuevos descritos por J. Agardh para otras regiones geográficas.

Pericystis aeruginosus J. Agardh, 1847, p. 6 ('*aeruginosa*'). Loc. tipo: Habana, Cuba. Liebmann (1846, p. 74) *nom. nud.* (en cursos de agua cerca de La Habana) (= *Compsopogon caeruleus* (Balbis ex C. Agardh) Montagne).

Nota: Este taxón fue transferido al género *Compsopogon* por Kützing, quien realizó la combinación *Compsopogon aeruginosus* (J. Agardh) Kützing (1849, p. 433). Necchi et al. (2013) concluyeron que el género *Compsopogon* es monoespecífico y que todas las especies descritas corresponden al mismo taxón, por prioridad el nombre correcto debe ser *Compsopogon caeruleus* ('*caeruleus*').

Distribución conocida: **México** (Novelo & Tavera, 2022): Colima, Hidalgo, Puebla, Morelos, San Luis Potosí, Tamaulipas, Nuevo León. **Distribuida ampliamente en el resto del mundo** (Guiry & Guiry, 2022; Novelo & Tavera, 2022)

Caulerpa verticillata J. Agardh, 1847, p. 6. Loc. tipo: no especificada Indias Occidentales *vide* Agardh (1873, p. 7).

Sinónimo registrado en AlgaeBase: *Stephanocoelium verticillatum* (J. Agardh) Kützing

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., 2005): Golfo de California, Colima. Atlántico (Ortega et al., 2001): Veracruz, Campeche, Quintana Roo. **Distribuida ampliamente en el resto del mundo** (Guiry & Guiry, 2022)

Chnoospora atlantica J. Agardh, 1847, p. 7. Locs. sintipo: La Guayra och Puerto Caballo (Oceano Atlántico ad littora Venezuelae (Hb. Binder!) *vide* Agardh, 1848, p. 172). Liebmann (1846, p. 75) *nom. nud.*

NOTA: *Chnoospora fastigiata* var. *atlantica* (J. Agardh) J. Agardh (1848, p. 172), aunque considerado el nombre correcto para este taxón, es ilegítimo. Como el basónimo es legítimo, éste debe considerarse el nombre taxonómicamente aceptado. De no ser así, su tipo y nombre serían huérfanos hasta determinar su ubicación (Pedroche & Novelo, 2020b).

Distribución conocida: **Brasil** (Guiry & Guiry, 2022)

Sargassum affine J. Agardh, 1847, p. 7. Locs. sintipo: Cuba y Jamaica. Liebmann (1846, p. 76) *nom. nud.* (entre Cuba y Jamaica) presumiblemente flotando (= *Sargassum filipendula* C. Agardh).

Sinónimo registrado en AlgaeBase: *Sargassum filipendula* f. *subcirerea* Grunow

NOTA: Ver nota en *Sargassum hystrix*.

Distribución conocida: **México**. Atlántico (García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001): Tamaulipas, Veracruz, Campeche, Yucatán, Quintana Roo. **USA, España, Canarias, Madeira, Bermuda, Belice, Costa Rica, Panamá, Islas del Caribe, Brasil, Gabón, Ghana, Mar Rojo, Golfo de Arabia, Sri Lanka, Indonesia, Malasia, China** (Guiry & Guiry, 2022).

Phyllostylus australis J. Agardh, 1847, p. 9, pie de página. Loc. tipo: "Mar Austral" Océano Pacífico, posiblemente Monterey, Calif., USA *vide* Silva et al., p. 203) (= *Prionitis australis* (J. Agardh) J. Agardh).

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Baja California, Golfo de California. **Argentina, Islas Andaman, India** (Guiry & Guiry, 2022).

Phyllostylus flabellatus J. Agardh, 1847, p. 9 pie de página. Loc. tipo: Cabo de Buena Esperanza, South Africa (Sea Point, Cape Town *vide* Simons (1983, p. 807, fig. 11) (= *Trematocarpus flabellatus* (J. Agardh) De Toni).

Sinónimos registrados en AlgaeBase: *Dicurella flabellata* (J. Agardh) J. Agardh, *Gelidium fastigiatum* Kützing

Distribución conocida: **Namibia, Sudáfrica, Isla Amsterdam, Isla St Paul** (Guiry & Guiry, 2022).

Chaetangium chilense J. Agardh, 1847, p. 10. Loc. tipo: Valparaíso, Chile (= *Nothogenia fastigiata* (Bory) P. G. Parkinson).

Sinónimos registrados en AlgaeBase: *Halymenia fastigiata* Bory, *Dumontia fastigiata* (Bory) Bory, *Halarachnion fastigiatum* (Bory) Kützing, *Chaetangium fastigiatum* (Bory) J. Agardh, *Rhodosaccion fastigiatum* (Bory) Montagne, *Chondrus crispus* var. *pygmaeus* Reinsch.

Distribución conocida: **Argentina, Perú, Chile, Islas Auckland, Islas Campbell, Islas Malvinas, Islas Macquarie, Nueva Zelanda, Tasmania** (Guiry & Guiry, 2022).

Gelidium serrulatum J. Agardh, 1847, p. 11. Loc. tipo: La Guayra och Puerto Caballo (Oceano Atlántico ad littora Venezuelae *vide* J. Agardh, 1848, p. 172)

Distribución conocida: **Trinidad y Tobago, Colombia, Ecuador, Venezuela, Angola** (Guiry & Guiry, 2022).

Callophyllis australis J. Agardh, *nom. illeg.* 1847: 13, footnote. Loc. tipo: Mare austral (Oceano Pacífico, presumiblemente Monterey, CA, USA *vide* Dawson (1954, p. 297) (= *Callophyllis obtusifolia* J. Agardh).

Sinónimos: *Callophyllis furcata* Farlow ex Setchell, *Callophyllis phylophaptera* Dawson.

NOTA: *Callophyllis australis* J. Agardh es un homónimo posterior de *C. australis* (Harvey) Kützing por lo tanto es ilegítimo. J. Agardh publicó *Callophyllis obtusifolia* como un nombre nuevo en sustitución a su *C. australis*.

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Baja California. **USA** (Guiry & Guiry, 2022).

Polysiphonia thyrsgigera J. Agardh, 1847, p. 17. Loc. tipo: La Guayra (Oceano Atlántico ad littora Venezuelae *vide* J. Agardh, 1848, p. 172) (= *Bryocladia thyrsgigera* (J. Agardh) F. Schmitz).

Distribución conocida: **México**. Pacífico (Pedroche et al., datos no publicados): Jalisco. Atlántico (García-García et al., 2021; Ortega et al., 2001): Tamaulipas, Tabasco. **Perú, Cabo Verde, USA, Antillas, Trinidad y Tobago, Brasil, Colombia, Venezuela, Angola, Costa de Marfil, Gambia, Ghana, Liberia, Namibia, Nigeria, Senegal, Sierra Leona, Togo** (Guiry & Guiry, 2022).

Otras propuestas taxonómicas y nomenclaturales (no presentes en México).

Ahnfeltia plicata (Hudson) J. Agardh *nom. illeg.* non *Ahnfeltia plicata* (Hudson) Fries.



Figuras 5-8. 5. *Sargassum hystrix* (holotipo en NY 937530) New Yor Botanical Garden; 6. *Sargassum liebmannii* (isotipo en UC 141536), University Herbarium, University of California at Berkeley; 7. *Nemalion virens* (isotipo en UC1883904) University Herbarium, University of California at Berkeley; 8. *Grateloupia prolongata* (Isotipo AHFH 54025 en UC 1883737) University Herbarium, University of California at Berkeley. Acrónimos de los herbarios de acuerdo a Thiers (2022).

Ahnfeltia concinna J. Agardh (1847, p. 12) (= *Gymnogongrus durvillei* (Bory) M. S. Calderon et S. M. Boo). Nombre nuevo para *Sphaerococcus concinnus* var. *immersus* C. Agardh (1822, p. 312). *Ahnfeltia concinna* debería considerarse nombre superfluo, pues J. Agardh debería haber elegido el epíteto *immersus* en lugar de *concinna*.

Calliblepharis bifida (Stackhouse) J. Agardh (1847, p. 16) *nom. illeg.* *Sphaerococcus bifidus* Stackhouse supuesto basónimo del presente taxón, es un nombre sin descripción o diagnóstico y sin referencia a algún nombre previamente publicado (*nom. nud.*), por lo tanto ilegítimo. Recientemente Woelkerling et al. (2020) presentaron evidencia de que el basónimo correcto es *Bifida divaricata* Stackhouse, nombre que reemplaza a *Fucus bifidus* Hudson (= *Rhodymenia pseudopalmata* (J. V. Lamouroux) P. C. Silva).

Calliblepharis ramentacea (C. Agardh) J. Agardh (1847, p. 16) (= *Craspedocarpus ramentaceus* (C. Agardh) Min-Thein et Womersley

Callophyllis alpicornis (J. Agardh) J. Agardh (1847, p. 13) (= *Austrophyllis alpicornis* (J. Agardh) Womersley et R. E. Norris).

Callophyllis discigera (J. Agardh) J. Agardh (1847, p. 13) (= *Thamnophyllis discigera* (J. Agardh) R. E. Norris).

Eucheuma echinatum J. Agardh ('*echinata*') (1847, p. 16) *nom. nud.* El supuesto basónimo de este taxón de acuerdo a J. Agardh es *Sphaerococcus echinatus* Suhr pero también es solo un nombre sin descripción (*nom. nud.*) (INA, 2022).

Eucheuma gelatinum (Esper) J. Agardh ('*gelatinae*') (1847, p. 16) (= *Betaphycus gelatinus* (Esper) Doty ex P. C. Silva).

Eucheuma gelidium (J. Agardh) J. Agardh (1847, p. 16) (= *Meristotheca gelidium* (J. Agardh) E. J. Faye et M. Masuda).

Eucheuma isiforme (C. Agardh) J. Agardh ('*isiformis*') (1847, p. 16) (= *Eucheumatopsis isiformis* (C. Agardh) Núñez-Resendiz et al.).

Eucheuma serra (J. Agardh) J. Agardh (1847, p. 16).

Eucheuma spinosum J. Agardh ('*espinosa*') (1847, p. 16) *nom. nud.* J. Agardh citó como basónimo *Sphaerococcus spinosus* C. Agardh (*nom. illeg.*), pero en su publicación de 1852 (p. 626) cita a *Fucus spinosus* L. que también es ilegítimo. El nombre correcto para este taxón es *Eu-cheuma denticulatum* (N. L. Burman) Collins et Hervey).

Eucheuma wrightii (Turner) J. Agardh ('*Wrightii*') (1847, p. 16). De acuerdo con Bird et al. (1986) la ausencia de holotipo, aunado a un protólogo (Turner, 1811, pp. 31-32), que hace referencia posiblemente a más de un taxón, los llevaron a proponer que *Gracilaria cornea* J. Agardh es el nombre correcto para esta entidad. En AlgaeBase no hay una entrada para *E. wrightii*, pero sí para un sinónimo *Gracilaria wrightii* (Turner) J. Agardh en cuyo estatus se establece "El estatus taxonómico o nomenclatural (o ambos) de esta entidad está de alguna manera sin resolver y requiere mayor investigación" (Guiry & Guiry, 2022).

Euthora baeri J. Agardh ('*baerii*') *nom. nud.* La combinación propuesta *Euthora baerii* (Post. et Rupr.) J. Agardh es ilegítima pues el supuesto basónimo, *Rhodomenia baerii* Post. et Rupr. es solo un nombre sin descripción (*nom. nud.*)

Euthora bangii (Hornemann) J. Agardh (1847, p. 12) (= *Phyllophora crispa* (Hudson) P. S. Dixon).

Euthora cristata (Turner) J. Agardh (1847, p. 12).

Euthora fabriciana (Lyngbye) J. Agardh (= *Membranoptera fabriciana* (Lyngbye) M. J. Wynne et G. W. Saunders).

Euthora juergensii (J. Agardh) J. Agardh (1847, p. 12) (= *Pantoneura juergensii* (J. Agardh) Kylin).

Euthora perreptans (J. Agardh) J. Agardh (1847, p. 12), posiblemente sinónimo de *Contarinia squamariae* (Meneghini) Denizot

Euthora rostrata (Lyngbye) J. Agardh (1847, p. 12) (= *Membranoptera fabriciana* (Lyngbye) M. J. Wynne et G. W. Saunders).

Gracilaria divergens (C. Agardh) J. Agardh (1847, p. 15).

Plocaria cervicornis (Turner) J. Agardh (1847, p. 15) (= *Gracilaria cervicornis* (Turner) J. Agardh).

Plocaria corticata (J. Agardh) J. Agardh (1847, p. 15) (= *Gracilaria corticata* (J. Agardh) J. Agardh).

Plocaria lambertii (Turner) J. Agardh (1847, p. 15) (= *Callophyllis lambertii* (Turner) Kützing).

Plocaria lichenoides (Lamouroux) J. Agardh (1847, p. 15) (= *Gracilaria edulis* (S. G. Gmelin) P. C. Silva).

Plocaria polycarpa (Greville) J. Agardh (1847, p. 15) (= *Gracilaria multipartita* (Clemente) Harvey). Agardh mencionó como basónimo a *Gracilaria polycarpa* Greville (non *G. polycarpa* J. Agardh) pero ese nombre no existe. El basónimo de esta combinación debe ser *Sphaerococcus polycarpus* Greville.

Rhodymenia flabellifolia (Bory) J. Agardh (1847, p. 15) (= *Rhodymenia flabellifolia* (Bory) Montagne).

Géneros nuevos: *Pericystis* J. Agardh (= *Compsopogon* Montagne), ver arriba *Compsopogon caeruleus* (especie lectotipo); *Chnoospora* J. Agardh, *Chnoospora pacifica* (especie lectotipo), *Euthora* J. Agardh, *Euthora cristata* (especie holotipo).

DISCUSIÓN

Liebmann y J. Agardh son ejemplo del trabajo pionero en áreas geográficas desconocidas y de las que es esencial conocer el potencial de sus recursos naturales. J. Agardh describió 31 taxones infragenéricos como nuevos, de los 1698 inventariados para todo México (Pedroche & Senties, 2020), el 1% de este total. Ocho de ellos son parte del 23% de endemismos para el Pacífico de México (Pedroche, 2020). Como puede observarse, en el rubro de distribución de la lista presentada, la mayoría de estos taxones se encuentran restringidos geográficamente y solo seis de ellos tienen una distribución amplia a nivel mundial, cuatro registrados como de presencia anfi-oceánica en México, estos son: *Asteronema breviararticulatum*, *Roseningea endiviifolia*, *Liagora ceranoides*, *Taenioma perpusillum*. De los 239 nombres compartidos entre el Atlántico y Pacífico mexicanos (Pedroche & Senties, 2020), solo en *Gracilariopsis lemaneiformis* (Bory) E. Y. Dawson et al. y en *Spyridia filamentosa* (Wulfen) Harvey se han usado herramientas moleculares que demuestran independencia de las entidades que comparten el mismo nombre en ambos litorales (Hernández et al., 2020; Zuccarello et al., 2002). A 175 años algunos de los nombres propuestos aún se encuentran en el estado de identidad dudosa o requieren de verificación por parte de algún especialista, por ejemplo: *Calothrix cyanea*, *Chnoospora atlantica*, *Calliblepharis bifida*, *Eu-cheuma wrightii*, *Euthora baeri*, *Eu-*

thora bangii, *Plocaria cervicornis*, entre otros. Solo uno de los nombres citados como nuevos por Liebmann no fue considerado por J. Agardh: *Hypnea pannosa* var. *erecta* (Liebmann, 1846, p. 77 *nom. nud.*), y a la fecha se desconoce si existe material de respaldo depositado en Lund o en algún otro herbario. Esta misma lista, como se apuntaba en la introducción la primera para México, contiene una especie (*Hypnea musciformis*) que además de presentarse en los dos litorales (Pedroche & Senties, 2020), ha sido considerada una especie no nativa para algunos lugares (Smith et al., 2002). Incluso, individuos del Atlántico mexicano no poseen diferencias significativas, a nivel molecular, de los europeos (Vázquez-Delfín et al., 2016). Este podría ser un ejemplo de invasión muy temprana, hace 176 años, de un alga marina para México. De los 31 nombres nuevos propuestos por J. Agardh (1847) para México, 12 han permanecido inalterados, lo cual podría indicar una estabilidad de las propuestas o también mostrar una falta de estudios profundos en la naturaleza de los taxones, no así con las combinaciones o cambios taxonómicos o nomenclaturales propuestos, pues de las 27 citados solo tres se mantienen como nombres correctos.

Mucho tiempo ha pasado desde este primer esfuerzo y aún tenemos en México zonas poco conocidas, desde el punto de vista ficológico. Entidades federativas con línea de costa extensa y pocas localidades de recolecta registradas, resaltan la necesidad de incrementar el esfuerzo de muestreo ficológico. Hace casi 20 años, la porción oeste del Golfo de California, Sinaloa, Jalisco, Colima y Michoacán en el Pacífico y Tamaulipas, Campeche, Tabasco y Yucatán en el Atlántico, mostraban un rezago en este sentido (Pedroche & Senties, 2003b). Algunos de ellos han incrementado el registro y actualización de su flora algal como son Michoacán, Jalisco, Campeche y Tabasco. Con lo antes expuesto se demuestra que en la historia que aún se construye: el inventario de la diversidad de algas marinas y en general de las algas en México, hay mucho por hacer y que decir.

Finalmente, referente al trabajo cotidiano de los estudiosos de las algas en México, es importante recomendar que, en los trabajos florísticos o taxonómicos, los autores se abstengan de mencionar en sus publicaciones, nombres inéditos o sin certeza de su origen, publicación o autoría (ver Rec. 50G y 23A.3). De igual manera, el cuidado de la ortografía y la pertenencia de los epítetos específicos a los géneros referidos es tarea de revisión por parte de autores y árbitros, pues un error en el nombre puede repercutir en la creación de un taxón inexistente, dando lugar a confusión e inestabilidad en el sistema de clasificación.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Michael Guiry y Dr. Michael J. Wynne por sus atinadas observaciones y precisiones. La Dra. Serviere-Zaragoza y un árbitro anónimo mejoraron notablemente la redacción y coherencia del escrito.

REFERENCIAS

- AGARDH, C.A. 1822-1823 (1822a). *Species algarum* ... Lundae [Lund].
- AGARDH, J.G. 1847. Nya alger från México. *Öfversigt af Kongl. [Svenska] Vetenskaps-Akademiens Förhandlingar* 4: 5-17.
- AGARDH, J.G. 1848. *Species genera et ordines algarum* ... Volumen primum: algas fucoideas complectens., Lundae [Lund].
- AGARDH, J.G. 1851-1863. *Species genera et ordines algarum* ... Volumen secundum: algas florideas complectens. Lundae [Lund].
- AGARDH J.G. 1873. Till algerne systematik. Nya bidrag. *Lunds Universitets Års-Skrift, Afdelningen för Matematik och Naturvetenskap* 9(8):71 pp.
- AGARDH J.G. 1887. Till algerne systematik. Nya bidrag. (Femte afdelningen.). *Lunds Universitets Års-Skrift, Afdelningen för Matematik och Naturvetenskap*, 23(2): 174 pp.
- BIRD, C.J., E.C.D. OLIVEIRA & J. McLACHLAN. 1986. *Gracilaria cornea*, the correct name for the western Atlantic alga hitherto known as *G. debilis* (Rhodophyta, Gigartinales). *Canadian Journal of Botany* 64: 2045-2051.
- BORNET, É. & C. FLAHAULT. 1886-1888. Revision des Nostocacées hétérocystées contenues dans les principaux herbiers de France. *Annales des Sciences Naturelles, Botanique ser. 7*, 3: 323-381 (1886a); *ibid.* 4: 343-373 (1886b); *ibid.* 5: 51-129 (1887); *ibid.* 7: 177-262 (1888).
- CORMACI, M., G. FURNARI, M. CATRA, G. ALONGI & G. GIACCONE. 2012. Flora marina bentónica del Mediterraneo: Phaeophyceae. *Bollettino Accademia Gioenia Sci. Nat.* 45: 1-508.
- DAWSON, E.Y. 1954a. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 2. Cryptonemiales (Cont.). *Allan Hancock Pacific Expeditions* 17: 241-397.
- DAWSON, E.Y. 1954b. Notes on tropical Pacific marine algae. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 53: 1-7.
- DAWSON, E.Y. 1959. Marine algae from the 1958 cruise of the Stella Polaris in the Gulf of California. *Los Angeles County Museum Contributions in Science* 27: 39 pp.
- DE CLERCK, O. 2003. *The genus Dictyota in the Indian Ocean*. National Botanic Garden. Ghent University. 205 p.
- GABRIELSON, P.W. 2008. Molecular sequencing of Northeast Pacific type material reveals two earlier names for *Prionitis lyallii*, *Prionitis jubata* and *Prionitis sternbergii*, with brief comments on *Grateloupia versicolor* (Halymeniaceae, Rhodophyta). *Phycologia* 47: 89-97.
- GARCÍA-GARCÍA, A.M.E., E. CABRERA-BECERRIL, M. L. NÚÑEZ-RESENDIZ, K. M. DRECKMANN & A. SENTIES. 2020. Actualización taxonómica de las algas rojas (Rhodophyta) marinas bentónicas del Atlántico mexicano. *Acta Botánica Mexicana* 127: e1677, 1-32.
- GARCÍA-GARCÍA, A.M.E., E. CABRERA-BECERRIL, M. L. NÚÑEZ-RESENDIZ, K. M. DRECKMANN & A. SENTIES. 2021. Actualización taxonómica de las algas pardas (Phaeophyceae, Ochrophyta) marinas bentónicas del Atlántico mexicano. *Acta Botánica Mexicana* 128: e1968, 1-25.
- GODINES ORTEGA, J.L. 2008. Colectores de algas de México (1787-1954). *Acta Botánica Mexicana* 85: 75-97.
- GOMONT, M. 1892. Monographie des Oscillariées (*Nostocacées hétérocystées*). *Annales des Sciences Naturelles, Botanique ser. 7*, 15: 263-368.
- GONZÁLEZ GONZÁLEZ, J., M. GOLD, H. LEÓN TEJERA, C. CANDELARIA, D. LEÓN ALVAREZ, E. SERVIERE ZARAGOZA & D. FRAGOSO. 1996. *Catálogo onomástico (nomenclator) y bibliografía indexada de las algas bentónicas marinas de México*. Instituto de Biología, UNAM, D.F. México.

- GONZALEZ-NIETO, D., M.C. OLIVEIRA, M.L. NUÑEZ-RESENDIZ, K.M. DRECKMANN, L.E. MATEO-CID & A. SENTIES. 2020. Molecular assessment of the genus *Sargassum* (Fucales, Phaeophyceae) from the Mexican coasts of the Gulf of Mexico and Caribbean, with the description of *S. xochitlae* sp. nov. *Phytotaxa* 461: 254-274.
- GUIRY, M.D. & G.M. GUIRY. 2022. AlgaeBase. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway, disponible en línea en: <http://www.algaebase.org>. (consultado el 25 junio 2020).
- HAWKSWORTH, D.L. (Ed.) 2010. *Terms used in bionomenclature: The naming of organisms (and plant communities)*. Global Biodiversity Information Facility., Copenhagen. 215 p.
- HERNÁNDEZ, O.E., K.M. DRECKMANN, M.L. NUÑEZ-RESENDIZ, M.I. VILCHIS & A. SENTIES. 2020. *Gracilariopsis lemneiformis* (Gracilariaceae, Rhodophyta) in the Mexican coasts: A case of disjunct distribution? *American Journal of Plant Sciences* 11: 111-124.
- HÖRNIG, I., R. SCHNETTER & W.F. PRUD'HOMME VAN REINE. 1992. The genus *Dictyota* (Phaeophyceae) in the North Atlantic. I. A new generic concept and new species. *Nova Hedwigia* 54: 45-62.
- HÖRNIG, I., R. SCHNETTER & W.F. PRUD'HOMME VAN REINE. 1993. Additional note to "The genus *Dictyota* (Phaeophyceae) in the North Atlantic. I. A new generic concept and new species". Correction and validation of new combinations in the genus. *Nova Hedwigia* 56: 169-171.
- INA. 2022. Index Nominum Algarum, Compiled by Paul Silva. University Herbarium, University of California, Berkeley. disponible en línea en: <http://ucjeps.berkeley.edu/CPD/> (consultado el 29 julio 2020).
- KÜTZING, F.T. 1849. *Species algarum*, Lipsiae [Leipzig].
- KYLIN, H. 1941. Californische Rhodophyceen. *Lunds Universitets Årsskrift, Ny Följd, Andra Afdelningen* 37(2): 51 pp.
- LEÓN ALVAREZ, D. & J. GONZÁLEZ GONZÁLEZ. 1993. Algas costosas del Pacífico tropical. In: Salazar Vallejo, S.I. & N.E. González (Eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO y CIQRO, México, D.F., pp 456-474.
- LEÓN ALVAREZ, D. & J. GONZÁLEZ GONZÁLEZ, J. 2003. The morphological distinction of *Ralfsia expansa* and *R. hancockii* (Ralfsiaceae, Phaeophyta) from Mexico. *Phycologia* 42: 613-621.
- LEÓN-ÁLVAREZ, D., M.L. NUÑEZ-RESENDIZ & M.J. WYNNE. 2014. Morphological and molecular studies on topotype material of *Neoralfsia expansa* (Phaeophyceae) reveal that Asian specimens assigned to this taxon are genetically distinct. *Botanica Marina* 57: 351-358.
- LIEBMANN, F. 1846. Beretning om Amerikas vandplanter af algerne klasse. *Oversigt over det Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Forhandling og dets Medlemmers Arbejder* 1846: 72-77.
- LIM, P.-E., M. SAKAGUCHI, T. HANYUDA, K. KOGAME, S.-M. PHANG & H. KAWAI. 2007. Molecular phylogeny of crustose brown algae (Ralfsiales, Phaeophyceae) inferred from rbcL sequences resulting in the proposal for Neoralfsiaceae fam. nov. *Phycologia* 46: 456-466.
- LIN, S.-M., C. RODRÍGUEZ-PRIETO, J.M. HUISMAN, M.D. GUIRY, C. PAYRI, W.A. NELSON & S.-L. LIU. 2015. A phylogenetic re-appraisal of the family Liagoraceae sensu lato (Nemaliales, Rhodophyta) based on sequence analyses of two plastid genes and postfertilization development. *Journal of Phycology* 51: 546-559.
- NECCHI, O., A.S.G. FO, E.D. SALOMAKI, J.A. WEST, M. ABOAL & M.L. VIS. 2013. Global sampling reveals low genetic diversity within *Compsopogon* (Compsopogonales, Rhodophyta). *European Journal of Phycology* 48: 152-162.
- NIZAMUDDIN, M. & J. GERLOFF, J. 1980. New species and new combinations in the genus *Dilophus* J. Ag. *Nova Hedwigia* 31: 865-879, 867.
- NORRIS, J.N. 2010. Marine Algae of the Northern Gulf of California: Chlorophyta and Phaeophyceae. *Smithsonian Contributions to Botany* 94: 289 pp.
- NORRIS, J.N., L.E. AGUILAR ROSAS & F.F. PEDROCHE. 2017. Conspectus of the benthic marine algae of the Gulf of California: Rhodophyta, Phaeophyceae, and Chlorophyta. *Smithsonian Contributions to Botany* 106: 125 pp.
- NOVELO, E. & R.L. TAVERA. 2022. bdLACET Base de datos de algas continentales. Laboratorio de Algas Continentales. Ecología y Taxonomía, Facultad de Ciencias, UNAM, México, disponible en línea en: <https://bdlacet.mx/> (consultado el 26 junio 2020).
- ORTEGA, M.M., J.L. GODÍNEZ & G.G. SOLÓRZANO. 2001. *Catálogo de algas bénticas de las costas mexicanas del Golfo de México y Mar Caribe, Cyanophyta, Chlorophyta, Phaeophyta, Rhodophyta*. CONABIO, UNAM, México, D.F.
- PAPENFUSS, G.F. 1956. Notes on South African marine algae. IV. *Journal of South African Botany* 22: 65-77.
- PEDROCHE, F.F. 2018. El Código de Nomenclatura. Un instrumento de trabajo para los ficólogos. *Cymbella* 4: 69-76.
- PEDROCHE, F.F. 2020. Macroalgas marinas de México. Visiones sobre su diversidad. *Cymbella* 6: 88-98.
- PEDROCHE, F.F. & E. NOVELO. 2020a. Pertinencia de la nomenclatura abierta en ficología. *Cymbella* 6: 99-105.
- PEDROCHE, F.F. & E. NOVELO. 2020b. Nombres huérfanos en taxonomía y sus consecuencias en la estimación de la biodiversidad algal. *Cymbella* 6: 151-156.
- PEDROCHE, F.F. & E. NOVELO. 2021a. Nombres válidos, legítimos y correctos en ficología ¿Cuándo se deben usar? *Cymbella* 7: 36-42.
- PEDROCHE, F.F. & E. NOVELO. 2021b. Los problemas de igualdad o identidad en la nomenclatura ficológica. Sinónimos vs. *sensu*. *Cymbella* 7: 65-71.
- PEDROCHE, F.F. & A. SENTIES. 2003. El litoral del Pacífico mexicano y su exploración ficológica. In: Robledo Ramírez, D., J.L. Godínez Ortega & Y. Freile Pelegrín (Eds.). *Contribuciones ficológicas de México. Sociedad Ficológica de México, A.C.*, Mérida, Yuc., pp 5-11.
- PEDROCHE, F.F. & A. SENTIES. 2003b. Ficología marina mexicana: Diversidad y Problemática actual. *Hidrobiológica* 13: 23-32.
- PEDROCHE, F.F. & A. SENTIES. 2020. Diversidad de macroalgas marinas en México. Una actualización florística y nomenclatural. *Cymbella* 6: 4-55.
- PEDROCHE, F.F., P.C. SILVA, L. AGUILAR-ROSAS, K.M. DRECKMANN & R. AGUILAR-ROSAS. 2005. *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. I. Chlorophycota*. UAM, UABC, UC Berkeley. Ensenada. 146 p.

- PEDROCHE, F.F., P.C. SILVA, L. AGUILAR-ROSAS, K.M. DRECKMANN & R. AGUILAR-ROSAS. 2008. *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. II. Phaeophycota*. UAM, UABC, UC Berkeley. Ensenada. 146 p.
- PRESL K.B., T. HAENKE, K.G. ŠTERNBERG & P. NÁRODNÍ. 1830. *Reliquiae Haenkeanae, seu, Descriptiones et icones plantarum: quas in America meridionali et boreali, in insulis Philippinis et Marianis collegit Thaddaeus Haenke*. Apud J.G. Calve. Pragae
- SETCHELL, W.A. & N.L. GARDNER. 1920. Phycological contributions I. *University of California Publications in Botany* 7: 279-324.
- SILVA, P.C. 1996. California seaweeds collected by the Malaspina expedition, especially *Pelvetia* (Fucales, Phaeophyceae). *Madroño* 43: 345-354.
- SILVA, P.C., P.W. BASSON & R.L. MOE. 1996. Catalogue of the benthic marine algae of the Indian Ocean. *University of California Publications in Botany* 79: 1259 pp.
- SILVA, P.C. & R.L. MOE. 1999. The index nominum algarum. *Taxon* 48: 351-353.
- SIMONS, R.H. 1983. The genus *Trematocarpus* (Sarcodiaceae, Rhodophyta) in southern Africa and the exclusion of *Sphaerococcus (Chondrus) scutellatus*. *Bothalia* 14: 803-806.
- SMITH, J.E., C.L. HUNTER & C.M. SMITH. 2002. Distribution and reproductive characteristics of nonindigenous and invasive marine algae in the Hawaiian Islands. *Pacific Science* 56: 299-315.
- THIERS, B. 2022. Index herbariorum: a global directory of public herbaria and associated staff. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. disponible en línea en: <http://sweetgum.nybg.org/science/ih/> (consultado el 16 julio 2020).
- TRONHOLM, A., J. AFONSO-CARRILLO, M. SANSÓN, F. LELIAERT, C. FERNÁNDEZ-GARCÍA & O. DE CLERCK. 2013. Taxonomy of the *Dictyota ciliolata-crenulata* complex (Dictyotales, Phaeophyceae). *Phycologia* 52: 171-181.
- TRONHOLM, A., F. LELIAERT, M. SANSÓN, J. AFONSO-CARRILLO, L. TYBERGHEIN, H. VERBRUGGEN & O. DE CLERCK. 2012. Contrasting geographical distributions as a result of thermal tolerance and long-distance dispersal in two allegedly widespread tropical brown algae. *PLoS ONE* 7:e30813.
- TURLAND, N.J., J.H. WIERSEMA, F.R. BARRIE, W. GREUTER, D.L. HAWKSWORTH, P.S. HERENDEEN, PS. KNAPP, W.-H. KUSBER, D-Z. LI, K. MARHOLD, T.W. MAY, J. McNEILL, A.M. MONRO, J. PRADO, M.J. PRICE & G.F. SMITH (Eds.). 2018. *International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Shenzhen Code) adopted by the Nineteenth International Botanical Congress Shenzhen, China, July 2017*. Koeltz Botanical Books, Glashütten.
- TURNER, D. 1811. *Fuci*. . . . M'Creery, impensis J. et A. Arch., Londini [London].
- VÁZQUEZ-DELFIN, E., G.H. BOO, D. RODRÍGUEZ, S.M. BOO & D. ROBLEDÓ. 2016. *Hypnea musciformis* (Cystocloniaceae) from the Yucatan Peninsula: morphological variability in relation to life-cycle phase. *Phycologia* 55: 230-242.
- VÁZQUEZ-DELFIN, E., Y. FREILE-PELEGRIN, H. PLIEGO-CORTÉS & D. ROBLEDÓ. 2019. Seaweed resources of Mexico: current knowledge and future perspectives. *Botanica Marina* 62: 275-289.
- VICKERS, A. 1905. Liste des algues marines de la Barbade. *Annales des Sciences Naturelles, Botanique*. Series 9(1): 45-66.
- VICKERS, A., & M.H. SHAW. 1908. Phycologia barbadensis. *Iconographie des algues marines récoltés à l'île Barbade (Antilles) (Chlorophycées et Phéophycées) par Anna Vickers*. Avec texte explicatif, par Mary Helen Shaw. 93 planches coloriées dessinées par Mlles. Trottet d'après les analyses de l'auteur, pp. 1-44. Paris. P. Klincksieck, Paris.
- WOELKERLING, W.J., G. FURNARI, M. CORMACI, J. McNEILL & G.M. GUIRY. 2020. Typification and nomenclature of *Rhodophyllis bifida* and *R. divaricata* (Rhodophyta) in relation to *Fucus bifidus* Hudson, *F. bifidus* Turner, *Bifida divaricata* Stackhouse and *Delesseria bifida* J.V. Lamouroux. *Notulae Algarum* 154: 1-14.
- WYNNE, M.J. & J. NUNES. 2021. The proposal of *Rosenvingea endiviifolia* (Martius) comb. nov. (Scytosiphonaceae, Phaeophyceae). *Notulae Algarum* 187: 1-4.
- ZUCCARELLO, G.C., B. SANDERCOCK & J.A. WEST. 2002. Diversity within red algal species: variation in world-wide samples of *Spyridia filamentosa* (Ceramiaceae) and *Murrayella pericladus* (Rhodomelaceae) using DNA markers and breeding studies. *European Journal of Phycology* 37: 403-417.

A review on marine benthic dinoflagellates in Mexico

Una revisión sobre dinoflagelados bentónicos marinos en México

Yuri B. Okolodkov¹, Lorena María Durán-Riveroll^{2,3}, Christine Johanna Band-Schmidt⁴, Ignacio Leyva-Valencia⁵,
Ismael Gárate-Lizárraga⁴, Allan Douglas Cembella^{3,6}

Recibido: 14 de septiembre de 2022.

Aceptado: 01 de diciembre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

ABSTRACT

Background: Mexican studies on marine benthic dinoflagellates (MBD) began in 1942 from the offshore region of Oaxaca, based on water column samples. Subsequently, in ten Mexican maritime states, both epibenthos and plankton samples have been collected, species have been cultured, and field and laboratory studies have been carried out. **Goals:** The objective of this contribution is to review the studies on MBD in Mexican waters for current status and future risk assessment. **Methods:** Available literature on MBD from Mexico published from 1942 to 2022 was analyzed. **Results:** A review of the studies on MBD is presented herein, subdivided into four sections: (1) taxonomic diversity (morphological and molecular), (2) benthic phycotoxin vectors and toxigenicity, (3) toxicity and (4) species interactions. A map of the location of field populations of MBD and a reference list of taxonomic and ecological studies on MBD in Mexico is provided. A taxonomic list of ca. 60 species, mainly of *Prorocentrum*, followed in number by *Amphidinium*, *Gambierdiscus*, *Ostreopsis*, *Coolia*, and *Sinophysis* is presented. This list is accompanied by scanning electron microscopic images of 15 species. Knowledge of the toxigenicity of MBD is scarce, hence a reference table of known toxigenic species in Mexico and their respective associated syndromes is included. **Conclusions:** Studies on MBD in Mexico have slowly increased, probably due to the availability of a greater number of cultured strains, as well as to more extensive international collaborations. Confirmed links between benthic harmful algal bloom species and events associated with the etiology of toxic syndromes are rarely known in Mexico.

Keywords: benthic dinoflagellates, Dinoflagellata, epibenthos, microphytobenthos, phycotoxins

RESUMEN

Antecedentes: Los estudios sobre dinoflagelados bentónicos marinos (DBM) en México comenzaron en 1942 en la región oceánica de Oaxaca, basados en muestras de la columna de agua. En diez estados costeros mexicanos se han recolectado muestras de epibentos y plancton, se han cultivado especies, y se han realizado estudios de campo y de laboratorio. **Objetivos:** Revisar el estado actual de los estudios sobre DBM en aguas mexicanas para evaluar los riesgos posibles en un futuro. **Métodos:** Se analizó la literatura disponible sobre DBM en México, publicada desde 1942 hasta 2022. **Resultados:** Se presenta una revisión de los estudios sobre DBM subdividida en cuatro secciones: (1) diversidad taxonómica (morfológica y molecular), (2) toxigenicidad y vectores de ficotoxinas de origen bentónico, (3) toxicidad y (4) interacciones entre especies. Se presenta un mapa de la ubicación de las poblaciones estudiadas de DBM y una lista de estudios taxonómicos y ecológicos sobre DBM en México. Se proporciona una lista de ca. 60 especies, principalmente de *Prorocentrum*, seguidas en cantidad por los géneros *Amphidinium*, *Gambierdiscus*, *Ostreopsis*, *Coolia* y *Sinophysis*. Esta lista está acompañada de imágenes de microscopía electrónica de barrido de 15 especies. Se ha añadido una tabla de referencia sobre especies toxigénicas reportadas y los respectivos síndromes asociados a estas. **Conclusiones:** Los estudios sobre DBM en México se han incrementado lentamente, probablemente debido a un mayor número de cepas en cultivo y por colaboración internacional. Los vínculos confirmados entre especies asociadas con florecimientos algales nocivos bentónicos y la etiología de los síndromes tóxicos son aún escasos en México.

Palabras clave: dinoflagelados bentónicos, Dinoflagellata, epibentos, ficotoxinas, microfítobentos

¹ Laboratorio de Botánica Marina y Plancología, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Mar Mediterráneo 314, Fracc. Costa Verde, Boca del Río, Veracruz, 94294. Mexico

² Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) - Departamento de Biotecnología Marina, Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Carr. Tijuana-Ensenada 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860. Mexico

³ Alfred Wegener Institut-Helmholtz Zentrum Für Polar- Und Meeresforschung, Am Handelshafen 12, Bremerhaven, 27579. Germany

⁴ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (IPN-CI-CIMAR). Ave. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. Mexico

⁵ Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) - Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (IPN-CI-CIMAR) s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. Mexico

⁶ Departamento de Biotecnología Marina, Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Carr. Tijuana-Ensenada 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860. Mexico

*Corresponding author:

Yuri B. Okolodkov: e-mail: yuriokolodkov@yahoo.com

To quote as:

Okolodkov, Y. B., L. M. Durán-Riveroll, C. J. Band-Schmidt, I. Leyva-Valencia, I. Gárate-Lizárraga & A. D. Cembella. 2022. A review on marine benthic dinoflagellates in Mexico. *Hidrobiológica* 32 (3): 183-210.

INTRODUCTION

On a global scale, benthic dinoflagellates have been much less studied than their planktonic counterparts, perhaps because they tend to form much less dramatic blooms, and their role in marine food webs is more cryptic. Nevertheless, over the past two decades, in particular, many benthic dinoflagellate species have attracted increasing attention as the causative agents of benthic harmful algal blooms (BHABs) and related syndromes, such as ciguatera fish poisoning (CFP) and diarrhetic shellfish poisoning (DSP) in human consumers of seafood (Heredia-Tapia *et al.*, 2002). Other BHAB species have recently emerged as the cause of acute respiratory distress in humans due to the release of toxic aerosols created by wind and wave action in coastal ecosystems (Blanfuné *et al.*, 2015). Although the mooted arguments for a general global increase in the number and frequency of HAB events were not sustained in the recent analysis of global databases (Hallegraeff *et al.*, 2021), the evidence indicates that the impacts on human populations and marine ecosystems have increased substantially. A similar pattern is apparent concerning BHAB events – almost all of which are generated by benthic dinoflagellates – but the associated databases are much less comprehensive than for planktonic blooms.

A recent review on toxigenic marine benthic dinoflagellates in Latin America (Durán-Riveroll *et al.*, 2019a) is essentially a status report focusing on key BHAB species, mainly of the genera *Amphidinium* Clap. et J. Lachm., *Coolia* Meunier, *Fukuyoa* Gómez, Lopes et Lin, *Gambierdiscus* Adachi et Fukuyo, *Ostreopsis* Schmidt and *Prorocentrum* Ehrenb. The geographical coverage in that review comprises the eastern Pacific, Caribbean Sea, Gulf of Mexico, Atlantic coastal waters of Latin America, and part of the southeastern coast of the USA, and thus includes all the relevant coasts of Mexico. A national review on HABs in Mexico (Durán-Riveroll *et al.*, 2019b) in the context of coastal contamination and climate change considers mainly planktonic species but also includes information on benthic dinoflagellates in the Mexican Caribbean. The last International Conference on Harmful Algae held online in October 2021 in La Paz, Mexico (ICHA, 2021), featured recent HAB studies. Special sessions opened avenues for future research directions on BHAB dinoflagellate community studies, *e.g.*, published abstracts on the section Ciguatera and Benthic HABs (ICHA, 2021). Some BHAB research from Mexico has been summarized in short papers on diversity (Durán-Riveroll *et al.*, 2022) and microbiome associations with bacteria (Martínez-Mercado *et al.*, 2022) in the conference proceedings (Band-Schmidt & Rodríguez-Gómez, 2022).

In fact, the only dinoflagellate species confirmed to form high-magnitude benthic blooms with potentially harmful consequences (*i.e.*, BHABs) in Mexico are *Prorocentrum rhathymum* A. R. Loebel, Sherley et R. J. Schmidt (Gárate-Lizárraga & Martínez-López, 1997; Gárate-Lizárraga & Muñetón-Gómez, 2008), *P. lima* (Ehrenb.) F. Stein (Heredia-Tapia *et al.*, 2002), *Blixaea quinquecomis* (T. H. Abé) Gottschling (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2006; Gárate-Lizárraga & Muñetón-Gómez, 2008; Okolodkov *et al.*, 2016), and *Amphidinium cf. carterae* (Gárate-Lizárraga, 2012, 2020; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2019).

Linkages of other known toxigenic benthic dinoflagellates (*e.g.*, *Gambierdiscus* and *Fukuyoa* species) to toxin syndromes such as CFP in Mexico are plausible but remain circumstantial. Parrilla-Cerrillo *et al.* (1993) reported an outbreak (200 cases) of CFP in Baja California Sur in 1984 due to consumption of snapper (*Lutjanus*) species. From 1992-1995, more fish poisoning events were registered at different locations

in Baja California Sur, suggesting the presence of ciguatoxins (CTXs) in carnivorous sea bass (Serranidae) and snapper (Lutjanidae) fish (Ochoa *et al.*, 1997). In May 1993, another event of apparent ciguatoxicity in Mexico occurred, and it was based on the consumption of fish caught at Alijos Rocks, 300 miles offshore of Bahía Magdalena in Baja California Sur (Lechuga-Devéze & Sierra-Beltrán, 1995); although the toxin identification remains uncertain, the symptoms were characteristic of CFP in the affected fishermen. From 1993-1996, human poisoning events with similar symptoms also occurred at two locations in the Bahía de La Paz area including Isla El Pardo, after consumption of liver of the same fish families. In these cases, the presence of CTX1 was indicated by chromatography analysis but not structurally confirmed (Núñez-Vázquez *et al.*, 1998). Based on data from the Secretariat of Health of Mexico and scientific articles, during a 29-year period (1984-2013), 464 human poisoning cases caused by consumption of carnivorous fish were recorded from the genera *Lutjanus*, the groupers *Epinephelus* and *Mycteroperca* in the Pacific, and *Lutjanus* and the barracuda *Sphyraena* in the Caribbean (Núñez-Vázquez *et al.*, 2000). Most reports were from the states of Baja California Sur (52%), Quintana Roo (35%) and Yucatán (10%) and of Mexican tourists poisoned by eating fish in Cuba (3%). Although collectively ascribed to benthic dinoflagellates considered the precursors of ciguatera from the genera *Amphidinium* Clap. et J. Lachm., *Coolia* Meunier, *Fukuyoa*, *Gambierdiscus*, *Ostreopsis* Schmidt, and *Prorocentrum*, there is no conclusive evidence of particular dinoflagellate species linked to these specific events.

This review updates the current knowledge of benthic dinoflagellates in Mexican waters based on integrated field and laboratory studies interpreted in an ecological context. Laboratory experimental studies on cultured benthic dinoflagellate isolates and from live freshly collected field specimens from Mexico have been initiated only since around the turn of the 21st century. The focus herein is on unresolved taxonomic and nomenclatural issues, species diversity, biogeographical distribution and toxigenicity, with special emphasis on allelopathic species interactions. For the first time, this comprehensive approach allows a better understanding of the role of dinoflagellates in benthic communities and their functional interactions during BHAB events in marine ecosystems in Mexico. This review provides a more detailed integration of BHAB events and associated species, but with an exclusive focus on Mexico, and adds a missing dimension of knowledge on non-harmful dinoflagellate species.

DISCUSSION

Morphological diversity. More than 190 species of benthic dinoflagellates belonging to 45 genera had been described by 2014, primarily based on morphological criteria (Hoppenrath *et al.*, 2014), but the list is being constantly revised and extended by new morphological observations and molecular taxonomic data. Morphological traits of unarmored benthic dinoflagellate cells can be difficult to discriminate among closely related species due to extreme phenotypic plasticity in shape and surface microstructure. This plasticity results from “the ability of an organism to change morphology in response to stimuli or inputs from the environment” (West-Eberhard, 2008), and in some cases is presumably adaptive. In comparison, for armored, but dinoflagellate cells, the overall shape tends to be more constrained, but identification is complicated by phenotypic plasticity in thecal plate tabulation and variation in superficial features such as pore patterns and surface microstructure. When

taxonomists lack experience with a particular taxon, alternative designations can be given to the same species because some benthic taxa have thecal tabulations difficult to interpret (Hoppenrath *et al.*, 2014).

Most published information on the morphological diversity of marine benthic dinoflagellates in Mexico has been based on light microscopy (LM) or scanning electron microscopy (SEM). Numerous morphological studies on field or cultured material are derived from specimens collected from the coastal waters of Quintana Roo, Yucatán, Campeche, Veracruz, Baja California Sur, Baja California, Chiapas, Oaxaca, Guerrero, Colima (Revillagigedo Archipelago), Michoacán and Nayarit (Isla Isabel) (Fig. 1, Table 1). The inter-seasonal or annual dynamics of epibenthic/epiphytic dinoflagellate assemblages and their relationships with some physicochemical variables have been studied in some coastal localities (Okolodkov *et al.*, 2007, 2014; Aguilar-Trujillo *et al.*, 2014, 2017; Martínez-Cruz *et al.*, 2015; Irola-Sansores *et al.*, 2018). To our knowledge, no studies on the direct influence of physicochemical factors on dinoflagellate morphology have been conducted in Mexico. Individual species or entire epibenthic assemblages were considered in the above cited studies, and in some cases, the epiphytic assemblages were comprehensively described. In comparison, however, sand-dwelling species

inhabiting Mexican waters have been neglected and deserve more attention.

Dinoflagellate reviews have highlighted the importance of life-history transitions in HAB dynamics (*e.g.*, Bravo & Figueroa, 2013), but reports of confirmed sexual cysts of benthic dinoflagellate species remain scarce on a global scale. There are publications on resting (sexual) cysts of planktonic dinoflagellate species collected from the benthic environment in the Mexican Pacific (cited below) that are outside the scope of this review. Studies of dinoflagellate cysts (presumably, hypnozygotes) of planktonic species of the Gonyaulacales, Peridiniales and Gymnodiniales dominate the literature from Mexico (Martínez-Hernández & Hernández-Campos, 1991; Peña-Manjarrez *et al.*, 2001, 2005, 2009; Morquecho & Lechuga-Devéze, 2003, 2004; Kiehl, 2006; Pospelova *et al.*, 2008; Vásquez-Bedoya *et al.*, 2008; Morquecho *et al.*, 2009; Limoges *et al.*, 2010, 2013; Helenes *et al.*, 2020; Gu *et al.*, 2021), whereas the resting cysts and life history transitions of benthic species are poorly known. As noteworthy exceptions, from the benthic community, cysts of *Amphidinium cf. carterae* Hulburt have been recorded in shallow coastal lagoons (Gárate-Lizárraga, 2012, 2020; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2019) and those of *A. theraeum* Dolapsakis et Economou-Amilli in laboratory cultures isolated from Bahía de La Paz (Herrera-Herrera, 2022).



Figure 1. Location of the origin of marine benthic dinoflagellates and related studies reported in Mexico (1942–2022). Mexican states, including islands where field sampling was performed, and benthic dinoflagellates were found, are shaded light gray. Only geographic names mentioned in the text are given.

Table 1. Locations of taxonomic, biogeographical and ecological field studies on marine benthic dinoflagellates in Mexico (1942–2022). Abbreviations of Mexican states: BCS – Baja California Sur, Chis – Chiapas, Col – Colima, Gro – Guerrero, Mich – Michoacán, Nay – Nayarit, Oax – Oaxaca, QR – Quintana Roo, Sin – Sinaloa, Ver – Veracruz, Yuc – Yucatán. VRS – Veracruz Reef System. Note that although all the studies referenced are on species and assemblages considered primarily benthic, specimens are frequently dislodged or resuspended and may be found in the water column.

Region	Localities	Substrate/Compartment	Object of study	References
Caribbean Sea	Eastern Yucatán, QR	Macroalgae, sediments	Dinoflagellate assemblage	Almazán-Becerril, 2000
	Eastern Yucatán, QR	Macroalgae, sediments, water column	<i>Gambierdiscus</i> , <i>Fukuyoa yasumotoi</i>	Hernández-Becerril & Almazán-Becerril, 2004
	NE and eastern Yucatán, QR	Macroalgae	Dinoflagellate assemblage	Almazán-Becerril et al., 2015
	Puerto Morelos, Isla Contoy, QR	Macroalgae	<i>Gambierdiscus</i>	Almazán-Becerril et al., 2016a
	Eastern Yucatán, QR	Macroalgae	<i>Coolia</i> , <i>Ostreopsis</i>	Almazán-Becerril et al., 2016b
	Puerto Morelos, Isla Contoy, QR	Macroalgae	Dinoflagellate assemblage	Irola-Sansores et al., 2018
	Puerto Morelos, Isla Contoy, QR	Macroalga (<i>Dictyota</i>)	<i>Ostreopsis</i>	Méndez-Torres, 2019
	Puerto Morelos, QR	Macroalgae, seagrass (<i>Thalassia testudinum</i>)	<i>Prorocentrum lima</i> species complex	Tarazona-Janampa et al., 2020
	Puerto Morelos, QR	Macroalgae, seagrass (<i>T. testudinum</i>)	<i>Prorocentrum lima</i> and <i>P. hoffmannianum</i> species complexes, <i>P. rathynum</i>	Cembella et al., 2021
Gulf of Mexico	VRS, Ver	Macroalgae, seagrasses, sediments	Dinoflagellate assemblage	Okolodkov et al., 2007, 2016
	Northern Yucatán, Yuc	Macroalgae, seagrasses	<i>Gambierdiscus</i>	Okolodkov et al., 2009
	Northern Yucatán, Yuc	Macroalgae, seagrasses, sediments, sponges	Dinoflagellate assemblage	Aguilar-Trujillo et al., 2014
	Northern Yucatán, Yuc	Macroalgae, seagrasses	Dinoflagellate assemblage	Okolodkov et al., 2014
	Dzilam, Yuc	Seagrass (<i>T. testudinum</i>)	Dinoflagellate assemblage	Martínez-Cruz et al., 2015
	Northern Yucatán, Yuc	Macroalgae, seagrasses, sediments, sponges	Dinoflagellate assemblage	Aguilar-Trujillo et al., 2014
	VRS, Ver	Macroalgae, seagrass (<i>T. testudinum</i>)	<i>Prorocentrum lima</i> species complex	Tarazona-Janampa et al., 2020
	VRS, Ver	Macroalgae, seagrass (<i>T. testudinum</i>)	<i>Prorocentrum lima</i> and <i>P. hoffmannianum</i> species complexes	Cembella et al., 2021

Region	Localities	Substrate/Compartment	Object of study	References
Pacific Ocean	Salina Cruz, Oax	Water column	<i>Prorocentrum rhathymum</i> (reported as <i>P. mexicanum</i>)	Osorio-Tafall, 1942
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Prorocentrum rhathymum</i> (reported as <i>P. mexicanum</i>)	Gárate-Lizárraga & Martínez-López, 1997
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Prorocentrum lima</i>	Heredia-Tapia <i>et al.</i> , 2002
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Prorocentrum rhathymum</i>	Cortés-Altamirano & Sierra-Beltrán, 2003
	Isla Isabel, Nay	Water column	<i>Ostreopsis siamensis</i>	Cortés-Lara <i>et al.</i> , 2005
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Blixaea quinquecornis</i>	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2006
	Coastal lagoons, Sin	Water column	<i>Prorocentrum rhathymum</i> , <i>Blixaea quinquecornis</i>	Alonso-Rodríguez <i>et al.</i> , 2008
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Blixaea quinquecornis</i>	Gárate-Lizárraga & Muñetón-Gómez, 2008
	Isla Isabel, Nay	Water column	<i>Ostreopsis siamensis</i>	Cortés-Altamirano <i>et al.</i> , 2011
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Amphidinium carterae</i>	Gárate-Lizárraga, 2012, 2020
	Lázaro Cárdenas, Mich	Water column	<i>Vulcanodinium rugosum</i>	Hernández-Becerril <i>et al.</i> , 2013
	Coastal waters, Chis	Water column	<i>Prorocentrum</i>	Maciel-Baltazar, 2015
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Prorocentrum</i>	Muciño-Márquez <i>et al.</i> , 2015
	Bahía de La Paz, BCS	Water column, macroalgae	<i>Coolia</i> , <i>Ostreopsis</i> , <i>Prorocentrum</i>	Morquecho-Escamilla <i>et al.</i> , 2016
	La Piedra Tlacoyunque Beach, Gro	Water column	<i>Ostreopsis ovata</i>	Gallegos-Mendiola <i>et al.</i> , 2017
	Revillagigedo Archipiélago, Col	Water column	<i>Ostreopsis lenticularis</i>	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2018
	Bahía de La Paz, BCS	Macroalgae	<i>Amphidinium</i> , <i>Coolia</i> , <i>Ostreopsis</i> , <i>Prorocentrum</i>	Sepúlveda-Villarraga, 2017
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Amphidinium</i> cf. <i>carterae</i> , <i>Coolia</i> , <i>Gambierdiscus</i> , <i>Ostreopsis</i> , <i>Prorocentrum</i>	Gárate-Lizárraga <i>et al.</i> , 2019
	Bahía de La Paz, BCS	Macroalgae, seagrass (<i>T. testudinum</i>)	<i>Prorocentrum lima</i> and <i>P. hoffmannianum</i> species complexes	Cembella <i>et al.</i> , 2021
	Central Mexican Pacific	Water column	<i>Prorocentrum rhathymum</i> (reported as <i>P. mexicanum</i>)	Hernández-Becerril <i>et al.</i> , 2021
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Prorocentrum</i>	Villa-Arce, 2021
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Coolia malayensis</i>	Ramos-Santiago <i>et al.</i> , 2022
	Bahía de La Paz, BCS	Water column	<i>Coolia malayensis</i> , <i>Amphidinium therrmaeum</i>	Herrera-Herrera, 2022
	Bahía de La Paz, BCS	Macroalgae	<i>Coolia</i>	Morquecho <i>et al.</i> , 2022

The distinctive morphological features of vegetative cells of dinoflagellates may be reflected in the overall morphology and/or thecal paratabulation (armored species) of their respective cyst forms, but this is rarely the case. In Mexican waters, many undescribed cyst forms may belong to known species, but the life-history relationships remain undefined.

In general, vegetative cells of benthic dinoflagellates often tend to be more dorso-ventrally compressed compared to planktonic forms, probably due to their natural habitats on surfaces of macroalgal thalli, on seagrass leaves, or between sand grains. Presumably, this is an adaptive strategy to optimize substrate attachment and deal with turbulence and hydrodynamic flow in more stationary habitats. In any case, diagnostic morphological features more or less easily visible in planktonic species are often less obvious in benthic species. For example, in planktonic species within the Peridiniales and Gonyaulacales, these features are usually the sulcal platelets that are rarely suitable for identifying benthic dinoflagellate species.

Prorocentrum is the richest genus in benthic samples in terms of the number of species among all benthic dinoflagellate genera: of more than 80 *Prorocentrum* species, at least 29 are benthic (Hoppenrath *et al.*, 2014). In this genus, the platelets of the periflagellar area are of great importance in distinguishing among species, whereas for the identification of planktonic species, the cell shape (in fact, the valve outline) is usually sufficient. In Mexican coastal waters, the most common *Prorocentrum* species, preliminarily identified as *P. lima* and *P. hoffmannianum* M.A. Faust, turned out to be species complexes that are not fully resolved from morphological criteria on a global basis (Cembella *et al.*, 2021).

The validity of *Prorocentrum rhathymum* has caused endless discussion among researchers ever since the publication of the original description of *P. mexicanum* by Osorio-Tafall (1942) (Cortés-Altamirano & Sierra-Beltrán, 2003; Litaker *et al.*, 2011; Gómez *et al.*, 2017; for further references, see Cembella *et al.*, 2021). Cortés-Altamirano & Sierra-Beltrán (2003) later separated these species. *Prorocentrum emarginatum* Fukuyo and *P. sculptile* M. A. Faust are both relatively common but never dominant in epiphytic dinoflagellate assemblages of the Gulf of Mexico; these species are difficult to distinguish, and it remains unclear whether or not they are synonymous.

After the publication of new molecular and toxigenicity data on *Gambierdiscus*, it became apparent that the earlier reports of the most notorious BHAB species *G. toxicus* Adachi et Fukuyo from the Greater Caribbean are most likely misidentifications; true *G. toxicus* has been found only in the Pacific (Litaker *et al.*, 2010). *Coolia monotis* Meunier, earlier reported as a cosmopolitan species (Steidinger & Tangen, 1996), has also turned out in later studies to comprise a species complex. Various strains assigned to *C. monotis* were later reassigned to *C. malayensis* Leaw, Lim et Usup, *C. santacroce* Karafas, Tomas et York, and *C. palmyrensis* Karafas, Tomas et York, based on molecular data and subtle morphological differences (Karafas *et al.*, 2015). Momigliano *et al.* (2013) suggested that *C. monotis* is geographically restricted to the Mediterranean Sea and the eastern Atlantic, representing the original European clade.

About 60 benthic dinoflagellate species from 18 genera have been identified in Mexican waters (Table 2; number of species indicated in parentheses): *Amphidiniella* Horiguchi (1), *Amphidiniopsis* Wołoszyńska

(1), *Amphidinium* (6), *Ankistrodinium* M. Hoppenrath, Shauna Murray, Sparmann et Leander (1), *Blixaea* Gottschling (1), *Bysmatrum* M.A. Faust et Steidinger (3), *Cabra* Shauna Murray et Patterson *emend.* Chomérat, Couté et Nézan (2), *Coolia* (5), *Durinskia* S. Carty et E.R. Cox (1), *Fukuyoa* (1), *Gambierdiscus* (6), *Gymnodinium* F. Stein (1), *Ostreopsis* (6), (?) *Pileidinium* Tamura et Horiguchi (1), *Plagiodinium* M.A. Faust et Balech (1), *Prorocentrum* (14), *Sinophysis* Nie et Wang (5), *Thecadinium* Kof. et Skogsb. (1), (?) *Togula* Flø Jørgensen, Shauna Murray et Daugbjerg (1), and *Vulcanodinium* Nézan et Chomérat (1). Critical taxonomy and identification of species in field samples and establishment of new benthic dinoflagellate species are challenging without molecular confirmation, and therefore identifications based only on morphology should be considered tentative (Leaw *et al.*, 2016).

Molecular diversity. In Mexico, studies on the molecular taxonomy of benthic dinoflagellates began less than 15 years ago when sequences of LSU and SSU rDNA subunits were obtained from *Gambierdiscus* isolate CM515 from Cancún by Donald R. Tindall, from Southern Illinois University, Illinois, USA (cited in Richlen *et al.*, 2008). The *Gambierdiscus* species, however, was not identified. Sequencing of the D8-D10 domain of the LSU rDNA of the same strain later identified it as *G. carolinianus* Litaker, Vandersea, M. A. Faust, Kibler, W. C. Holland et P. A. Tester (Litaker *et al.*, 2010), but a GenBank accession number for the sequences was not provided. Fourteen LSU and SSU rDNA sequences of *Prorocentrum* species, including three planktonic and the questionably benthic species, *P. rhathymum* from the Pacific coast of Mexico were also published around this time (Cohen-Fernández *et al.*, 2010). Herrera-Sepúlveda *et al.* (2013) applied a capillary electrophoresis DNA fingerprint technique (CE-SSCP) to rDNA fragments as an alternative rapid identification of harmful dinoflagellates. After application to 10 species, including *P. rhathymum* and *P. minimum* (Pavill.) J. Schill., they concluded that this method could serve as an element of an early warning system for HABS in coastal waters of Baja California Sur. Unfortunately, this method has not been systematically applied and validated for benthic dinoflagellates in Mexico.

Within the last five years, several molecular studies and publications have focused on benthic dinoflagellates from Mexico. Based on morphology and LSU rDNA sequences, Sepúlveda-Villarraga (2017) analyzed strains of *Ostreopsis*, *Coolia*, *Amphidinium* and *Prorocentrum*, identifying *C. malayensis*, *O. lenticularis* and *P. rhathymum*; once again, however, these sequences are not available for comparison in the GenBank database. Méndez-Torres (2019) identified three species by morphological characters (*O. lenticularis*, *O. heptagona* and *O. cf. siamensis*) from Isla Contoy and Puerto Morelos, Quintana Roo; only the morphological identification of *O. lenticularis* was corroborated by partial sequences of internal transcribed spacers (ITS) of the rRNA gene operon. Ramos-Santiago *et al.* (2022) carried out both morphological and molecular identification of two isolates of *Coolia* from Bahía de La Paz, Baja California Sur. Morphological descriptions and partial sequences of LSU rDNA agreed; both strains (OM177218 and OM177219) were identified as *C. malayensis*, previously considered a synonym to *C. monotis* (Hoppenrath *et al.*, 2014). Based on the phylogenetic analysis of D1-D2 LSU rDNA sequences and morphological differences in thecal structure, *C. malayensis* has since been shown to be an independent species, forming a separate lineage within the genus *Coolia* (Ho & Nguyen, 2014; Leaw *et al.*, 2016). These results agree with a morphological and molecular study performed by Morquecho *et al.* (2022), who isolated 16 strains of *Coolia* from Bahía de La Paz and identified

14 of these with partial sequences of D1-D2 rDNA. Four strains belonged within the *C. canariensis* M. A. Faust complex; eight strains in the *C. malayensis* clade; one strain aligned with *C. palmyrensis*, and one strain belonged to *C. tropicalis* M. A. Faust. Comparative analysis of sequences of the ITS1/5.8S/ITS2 region of nine strains identified three

as *C. malayensis*, one as *C. palmyrensis*, four belonging to the *C. canariensis* complex, and one as *C. tropicalis*. The authors of this study proposed a review and reclassification of *Coolia* strain CMPV-1, previously identified as *C. monotis*; the new sequences indicate that this strain may belong to *C. canariensis*.

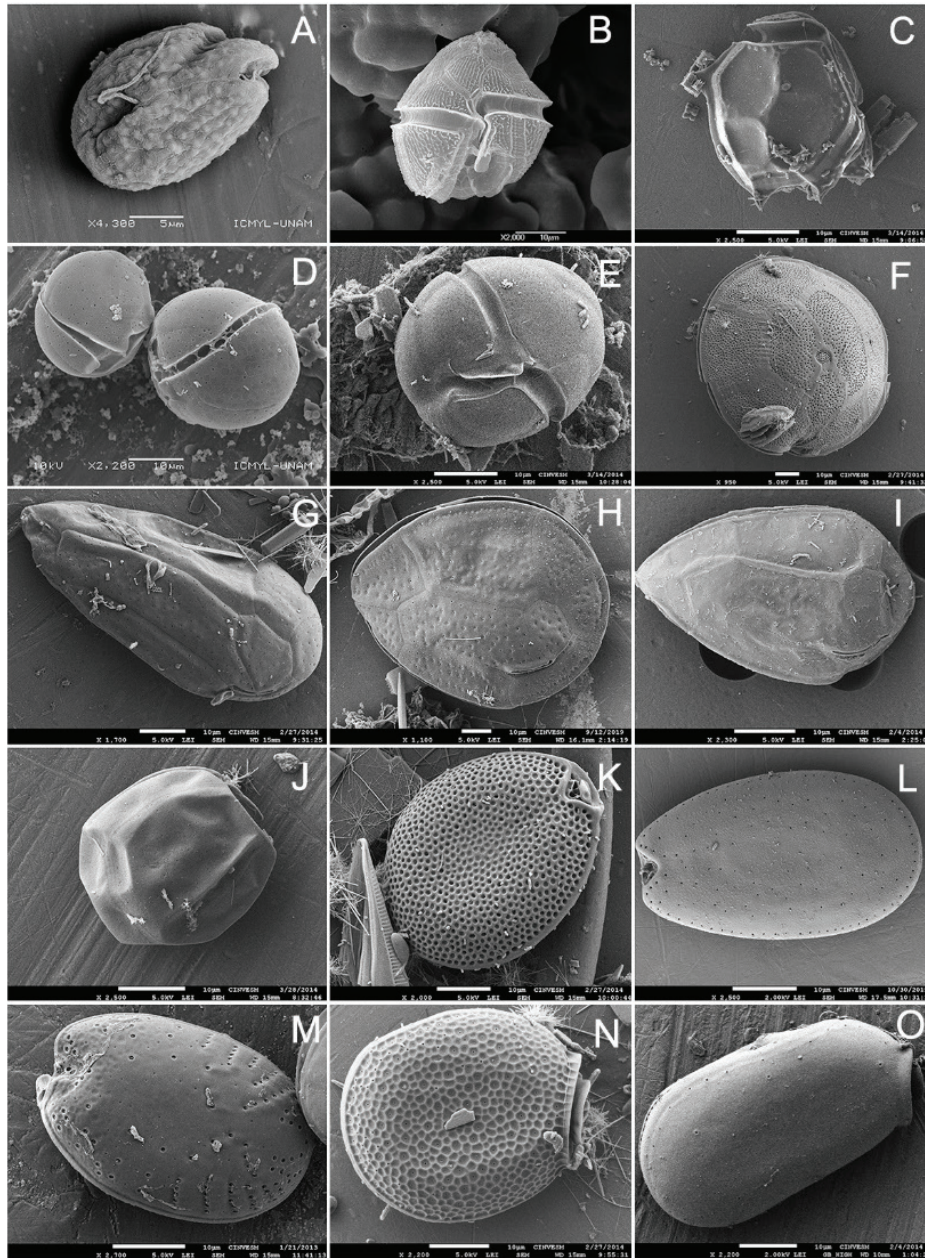


Figure 2. Marine benthic dinoflagellates from Mexican coastal waters: A – *Amphidinium theodorei* (Bahía de la Paz); B – *Bysmatrum caponii* (Veracruz Reef System (VRS), Veracruz); C – *Cabra* cf. *aremonica* (northern Yucatán); D – *Coolia malayensis* (Veracruz); E – *Durinskia* sp. (northern Yucatán); F – *Gambierdiscus caribaeus* (northern Yucatán); G – *Ostreopsis heptagona* (VRS, Veracruz); H – *Ostreopsis lenticularis* (Isla Pérez, Arrecife Alacranes); I – *Ostreopsis* cf. *ovata* (northern Yucatán); J – *Plagiodinium belizeanum* (northern Yucatán); K – *Prorocentrum hoffmannianum* (northern Yucatán); L – *Prorocentrum lima* (Isla Pérez, Arrecife Alacranes); M – *Prorocentrum rhathymum* (northern Yucatán); N – *Prorocentrum microcephala* (northern Yucatán); O – *Prorocentrum stenosoma* (northern Yucatán). Images A and D were taken with a JEOL JSM-6360LV SEM (ICMYL-UNAM); B was taken with a JEOL JCM-5310LV (Facultad de Ciencias – UNAM); C and E-O were taken with a JEOL JSM 7600F (CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida). Scale bar: 5 µm in A, 10 µm in B-O.

Table 2. List of benthic marine dinoflagellate species found in Mexico (1942-2022). Abbreviations of Mexican states: BCS – Baja California Sur, Chis – Chiapas, Col – Colima, Gro – Guerrero, Mich – Michoacán, Nay – Nayarit, Oax – Oaxaca, QR – Quintana Roo, Sin – Sinaloa, Ver – Veracruz, Yuc – Yucatán.

Species	Mexican states	References
<i>Amphidiniella</i> sp.	BCS	Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>Amphidiniopsis hirsuta</i> (Balech) J. D. Dodge (= <i>Thecadinium hirsutum</i> Balech)	BCS	Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>Amphidiniopsis</i> sp.	Ver	Okolodkov et al., 2007
<i>Amphidinium</i> cf. <i>carterae</i> Hulburt (= <i>A. klebsii</i> Carter)	BCS, Ver, Yuc	Núñez-Vázquez, 2005; Okolodkov et al., 2007, 2014, 2016; Gárate-Lizárraga, 2012, 2020; Hernández-Castro, 2017; Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Almazán-Becerril et al., 2015; Martínez-Cruz et al., 2015 (<i>A. carterae</i>); Sepúlveda-Villarraga, 2017; Gárate-Lizárraga et al., 2019; Mejía-Camacho, 2020 (<i>A. carterae</i>)
<i>A. klebsii</i> Kof. et Swezy	BCS	Núñez-Vázquez, 2005
<i>A. massarii</i> Blecheler	BCS	Mejía-Camacho, 2020
<i>A. operculatum</i> Clap. et J. Lachm.	BCS, Ver	Núñez-Vázquez, 2005; Mejía-Camacho, 2020; Mejía-Camacho et al., 2021
<i>A. theodori</i> Tomas et Karafas	BCS	Mejía-Camacho, 2020
<i>A. thermacuum</i> Dolapsakis et Economou-Amilli	BCS	Herrera-Herrera, 2022
<i>Amphidinium</i> sp.	Yuc, QR	Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Irola-Sansores et al., 2018; Herrera-Herrera, 2022
<i>Ankistrodinium semilunatum</i> (Herdman) Hoppnerath, Shauna Murray, Sparrmann et Leander (= <i>Amphidinium semilunatum</i> Herdman)	BCS,	Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>Bixaea quinquecornis</i> (T. H. Abé) Gottschling (= <i>Peridinium quinquecornis</i> T. H. Abé; <i>P. quadridentatum</i> (F. Stein) Gert Hansen)	BCS, Ver	Gárate-Lizárraga et al., 2006 (as <i>P. quinquecornis</i>), 2016a, b (as <i>P. quadridentatum</i>); Gárate-Lizárraga & Muñe-ton-Gómez, 2008 (as <i>P. quinquecornis</i>); Okolodkov et al., 2016 (as <i>P. quadridentatum</i>); Rodríguez-Gómez et al., 2021 (as <i>P. quadridentatum</i>)
<i>Bysmatrum gregarium</i> (E. H. Lombard et B. Capon) T. Horiguchi et Hoppnerath (= <i>B. caponii</i> M. A. Faust et Steidinger, nom. illeg.)	Ver, Yuc	Okolodkov et al., 2007 (as <i>Bysmatrum</i> sp.), 2014, 2016; Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Martínez-Cruz et al., 2015; Irola-Sansores et al., 2018 (as <i>Bysmatrum</i>)
<i>B. granulatum</i> Ten-Hage, Quod, Turque et Couté	QR	Almazán-Becerril et al., 2015
<i>B. subsalsum</i> (Ostenf.) M. A. Faust et Steidinger (= <i>Peridinium subsalsum</i> Ostenf.; <i>Scrippsiella subsalsa</i> (Ostenf.) Steidinger et Balech)	QR	Almazán-Becerril et al., 2015
<i>Cabra</i> cf. <i>aremonica</i> Chomérat, Couté et Nézan	Yuc	Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Okolodkov et al., 2014; Martínez-Cruz et al., 2015
<i>C. matta</i> Shauna Murray et Patterson	Col, Ver	Okolodkov et al., 2007; Aguilar-Trujillo et al., 2017 (as <i>Cabra</i> cf. <i>mattaj</i>); Gárate-Lizárraga & González-Atmas, 2017
<i>Coolia areolata</i> Ten-Hage, Turquet, Quod et Couté	QR	Almazán-Becerril et al., 2016b; Irola-Sansores et al., 2018
<i>C. cf. canariensis</i> S. Fraga	BCS	Morquecho et al., 2022
<i>C. malayensis</i> Leaw, Lim et Usup	BCS	Hernández-Castro, 2017; Sepúlveda-Villarraga, 2017; Gárate-Lizárraga et al., 2019 (as <i>Coolia</i> cf. <i>malayensis</i>); Durán-Riveroll et al., 2022; Herrera-Herrera, 2022; Morquecho et al., 2022; Ramos-Santiago et al., 2022
* <i>C. monotis</i> Meunier	BCS, Ver, Yuc	Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006; Okolodkov et al., 2007, 2014; Morquecho et al., 2016; Almazán-Becerril et al., 2016b (as <i>C. cf. monotis</i>); Hernández-Castro, 2017; Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>C. palmyrensis</i> Karafas, Tomas et York	BCS	Morquecho et al., 2022

Species	Mexican states	References
<i>C. tropicalis</i> M.A. Faust	BCS, QR	Almazán-Becerril et al., 2015 (as <i>C. cf. tropicalis</i>), Morquecho et al., 2022
<i>Coolla</i> sp.	Yuc, QR	Gárate-Lizárraga et al., 2016a; Martínez-Cruz et al., 2015; Aguilar-Trujillo et al., 2017; Irola-Sansores et al., 2018
<i>Durinskia capensis</i> Pienaar, H. Sakai et T. Horiguchi	BCS, Yuc	Martínez-Cruz et al., 2015; Okolodkov et al., 2016; Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>Fukuyoa yasumotoi</i> (M. J. Holmes) F. Gómez, D. X. Qiu, R. M. Lopes et Senjie Lin (= <i>Gambierdiscus yasumotoi</i> M. J. Holmes)	Ver	Hernández-Becerril & Almazán-Becerril, 2004 (as <i>G. yasumotoi</i>); Okolodkov et al., 2007 (as (?) <i>G. yasumotoi</i>)
<i>Gambierdiscus belizeanus</i> M. A. Faust	QR	Hernández-Becerril & Almazán-Becerril, 2004
<i>G. caribaeus</i> Vandersea, Litaker, M. A. Faust, Kibler, Holland et Tester	Yuc, QR	Litaker et al., 2010; Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Okolodkov et al., 2014
<i>G. carolinianus</i> Litaker, Vandersea, M. A. Faust, Kibler, Holland et Tester	QR	Litaker et al., 2010; Almazán-Becerril et al., 2015 (as <i>G. cf. carolinianus</i>); Núñez-Vázquez et al., 2019
<i>G. carpenteri</i> Kibler, Litaker, M. A. Faust, Holland, Vandersea et Tester	QR	Litaker et al., 2010
<i>G. excentricus</i> S. Fraga	BCS	Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>G. toxicus</i> Adachi et Fukuyo	BCS, Nay, Col, Ver, Yuc, QR	*Hernández-Becerril & Almazán-Becerril, 2004; Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006; Okolodkov et al., 2007 (as <i>G. cf. toxicus</i>), 2009; Cortés-Altamirano, 2012; Gárate-Lizárraga, 2013; Gárate-Lizárraga et al., 2007, 2019
<i>Gambierdiscus</i> spp.	BCS, QR	Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006; Gárate-Lizárraga et al., 2016a; Irola-Sansores et al., 2018
<i>Gymnodinium venator</i> Flø Jørgensen et Shauna Murray	BCS	Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>Ostreopsis</i> cf. <i>belizeana</i> M.A. Faust	QR	Almazán-Becerril et al., 2016b (as <i>O. cf. belizeanus</i>)
<i>O. heptagona</i> Norris, Bomber et Balech	QR, Ver, Yuc	Okolodkov et al., 2007, 2014, 2016; Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Almazán-Becerril et al., 2015, 2016b; Irola-Sansores et al., 2018; Méndez-Torres, 2019; Núñez-Vázquez et al., 2019
<i>O. lenticularis</i> Fukuyo	BCS, Col, QR	Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006; Gárate-Lizárraga et al., 2018, 2019; Sepúlveda-Villarraga, 2017 (<i>O. cf. lenticularis</i>); Méndez-Torres, 2019
<i>O. cf. marina</i> M. A. Faust	QR	Almazán-Becerril et al., 2016b (as <i>O. marina</i>); Irola-Sansores et al., 2018
<i>O. cf. ovata</i> Fukuyo	BCS, Gro	Núñez-Vázquez, 2005; Cortés-Altamirano et al., 2011 (<i>O. ovata</i>); Morquecho-Escamilla et al., 2016; Gallegos-Mendiola et al., 2017
<i>O. siamensis</i> Schmidt	Nay, QR	Cortés-Lara et al., 2005; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010; Cortés-Altamirano et al., 2011; Almazán-Becerril et al., 2015, 2016; Méndez-Torres, 2019 (as <i>O. cf. siamensis</i>); Núñez-Vázquez et al., 2019
<i>Ostreopsis</i> sp.		Núñez-Vázquez, 2005
**(?) <i>Pleidinium</i> sp.	Yuc	Okolodkov et al., 2014
<i>Plagiodinium belizeanum</i> M. A. Faust et Balech	Yuc, QR	Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006; Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Okolodkov et al., 2014; Almazán-Becerril et al., 2015
<i>Prorocentrum arenarium</i> M. A. Faust	QR	Almazán-Becerril et al., 2015
<i>P. caribbaeum</i> M. A. Faust	BCS, QR	Almazán-Becerril et al., 2015; Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>P. concavum</i> Fukuyo	Chis, Ver, Yuc	Núñez-Vázquez, 2005; Okolodkov et al., 2007, 2014; Gárate-Lizárraga & Muñetón-Gómez, 2008; Aguilar-Trujillo et al., 2014 (as <i>P. cf. concavum</i>), 2017 (as <i>P. cf. concavum</i>); Almazán-Becerril et al., 2015; Maciel-Baltazar, 2015; Martínez-Cruz et al., 2015; Morquecho-Escamilla et al., 2016; Gárate-Lizárraga et al., 2019

Species	Mexican states	References
<i>P. emarginatum</i> Fukuyo	BCS, QR	Núñez-Vázquez, 2005; Almazán-Becerril et al., 2015; Muciño-Márquez et al., 2015; Irola-Sansores et al., 2018; Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>P. foraminosum</i> M. A. Faust	Yuc	Aguilar-Trujillo et al., 2014 (as <i>P. cf. foraminosum</i>), 2017 (as <i>P. cf. foraminosum</i>); Okolodkov et al., 2014; Martínez-Cruz et al., 2015
<i>P. fukuyoi</i> Shauna Murray et Nagahama	QR	Almazán-Becerril et al., 2015
<i>P. hoffmannianum</i> M. A. Faust (= <i>P. belizeanum</i> M. A. Faust)	BCS, Chis, Yuc, QR	Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006; Gárate-Lizárraga et al., 2007 (as <i>P. belizeanum</i>); Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017 (also as <i>P. cf. belizeanum</i>); Okolodkov et al., 2014, 2017; Almazán-Becerril et al., 2015 (also as <i>P. belizeanum</i>); Maciel-Baltazar, 2015 (as <i>P. belizeanum</i>); Martínez-Cruz et al., 2015; Morquecho-Escamilla et al., 2016; Irola-Sansores et al., 2018 (also as <i>P. belizeanum</i>); Núñez-Vázquez et al., 2019; Gárate-Lizárraga et al., 2019; Cembella et al., 2021 (as <i>Prorocentrum hoffmannianum</i> species complex)
<i>P. cf. leve</i> M. A. Faust, Kibler, Vandersea, Tester et Litaker	QR	Irola-Sansores et al., 2018 (as <i>P. cf. leve</i>)
<i>P. lima</i> (Ehrens.) F. Stein (= <i>Cryptomonas lima</i> Ehrens.)	BCS, Ver, Yuc, QR	Heredia-Tapia et al., 2002; Gárate-Lizárraga et al., 2007, 2019; Okolodkov et al., 2007, 2014; Gárate-Lizárraga & Muñetón-Gómez, 2008; Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Almazán-Becerril et al., 2015; Muciño-Márquez et al., 2015; Okolodkov et al., 2016; Martínez-Cruz et al., 2015; Irola-Sansores et al., 2018; Gárate-Lizárraga et al., 2019; Tarazona-Janampa et al., 2020; Cembella et al., 2021 (as <i>Prorocentrum lima</i> species complex)
<i>P. maculosum</i> M. A. Faust	QR	Almazán-Becerril et al., 2015; Morquecho-Escamilla et al., 2016
<i>P. panamense</i> D. Grzebyk, Y. Sako et B. Berland	Col	Gárate-Lizárraga & González-Armas, 2017
<i>P. rhathymum</i> A.R. Loebel, Sherley et R.J. Schmidt	BCS, Oax, Chis, Yuc, QR	Osorio-Tafall, 1942 (as <i>P. mexicanum</i>); Gárate-Lizárraga & Martínez-López 1997; Cortés-Altamirano & Sierra-Beltrán, 2003; Gárate-Lizárraga & Muñetón-Gómez, 2008; Herrera-Sepúlveda et al., 2013; Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Okolodkov et al., 2014; Almazán-Becerril et al., 2015; Maciel-Baltazar, 2015; Martínez-Cruz et al., 2015; Muciño-Márquez et al., 2015; Irola-Sansores et al., 2018; Sepúlveda-Villarraga, 2017 (as <i>P. cf. rhathymum</i>); Cembella et al., 2021; Hernández-Becerril et al., 2021 (as <i>P. mexicanum</i>)
<i>P. sculptile</i> M.A. Faust	Yuc	Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Okolodkov et al., 2014; Martínez-Cruz et al., 2015; Morquecho-Escamilla et al., 2016
<i>P. cf. sipadanensis</i> Mohammad-Noor, Daugbjerg et Moestrup	Yuc	Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Okolodkov et al., 2014; Martínez-Cruz et al., 2015
<i>Sinophysis canaliculata</i> Quod, Ten-Hage, Turquet, Mascarell et Couté	BCS, Col, Oax, QR	Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006; Almazán-Becerril et al., 2015; Gárate-Lizárraga & González-Armas, 2017; Gárate-Lizárraga-Lizárraga et al., 2019; Okolodkov (pers. obs.)
<i>S. ebrtola</i> (Herdman) Balech	Ver, Yuc	Okolodkov et al., 2007, 2014, 2016; Aguilar-Trujillo et al., 2017; Martínez-Cruz et al., 2015
<i>S. microcephala</i> Nie et Wang	Ver, Yuc	Okolodkov et al., 2007, 2014; Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Almazán-Becerril et al., 2015; Martínez-Cruz et al., 2015
<i>S. stenosoma</i> Hoppenrath	Ver, Yuc	Okolodkov et al., 2007, 2014, 2016; Martínez-Cruz et al., 2015; Aguilar-Trujillo et al., 2017
<i>S. cf. vespertilio</i> Chomérat	BCS	Gárate-Lizárraga et al., 2019
<i>Sinophysis</i> sp.	Yuc	Aguilar-Trujillo et al., 2014, 2017; Irola-Sansores et al., 2018 (as <i>Sinophysis</i>)
<i>Thecadinium</i> sp.	BCS	Gárate-Lizárraga, 2012
**(?) <i>Togula</i> sp.	Yuc	Okolodkov et al., 2014; Martínez-Cruz et al., 2015; Aguilar-Trujillo et al., 2017
<i>Vulcanodinium rugosum</i> Nézan et Chomérat	BCS, Mich	Hernández-Becerril et al., 2013; Morquecho-Escamilla (pers. comm.)

* - misidentification; ** - tentative identification.

The first sequence data for genus *Amphidinium* from Mexico was provided from the study to determine the toxigenicity and cytotoxic effects of *A. operculatum* in culture (Mejía-Camacho *et al.*, 2021). The identification of *Amphidinium* strain AA60 as *A. operculatum* was confirmed by SEM and sequencing of the LSU and ITS regions of rDNA. Comparative sequences of *A. massartii*, *A. carterae* and *A. operculatum* from Mexico are also available in the GenBank database (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/nucleotide/>; Table 3).

A study on phylogeography and diversity of the *Prorocentrum lima* and *P. hoffmannianum* species complexes, including *P. mexicanum*/*P. rhathymum*, was published by Cembella *et al.* (2021). In this work, 69 strains were identified to species, based on morphology and selected sequences that included the LSU, SSU and ITS regions of rDNA, with complementary base-pair analysis of secondary structures. These sequences are available in GenBank, and details of the taxonomic and phylogenetic analysis are provided in the Supplementary materials of the paper (Cembella *et al.*, 2021).

As of November 2022, 702 DNA/RNA gene sequences of dinoflagellates from Mexico are archived in GenBank. Only about 10% correspond to epibenthic dinoflagellates, including 68 sequences of LSU, SSU and ITS regions of rDNA, and one sequence of cytochrome b. As shown in Table 3, with GenBank accession numbers when available, most benthic dinoflagellate gene sequences (42) belong to *Prorocentrum*, and of these the majority (29) correspond to *P. lima*. Other benthic genera are less well represented - 4 sequences belong to *Amphidinium*, whereas 24 correspond to *Coolia*.

Benthic phycotoxin vectors and toxigenicity. Most studies on benthic dinoflagellates in Mexico have been directed towards species known or suspected to be responsible for BHABs on a global scale and which are common in Latin America (Durán-Riveroll *et al.*, 2019a). Phycotoxins have drawn attention worldwide because of their adverse effects on public health, marine faunal mortalities and economic losses. Toxic events occur through the accumulation of phycotoxins in seafood species via direct or indirect consumption of toxigenic microalgae (mainly dinoflagellates). Within vector species, phycotoxins are often bio-converted into more potent compounds and thereby transferred to higher trophic levels (Núñez-Vázquez *et al.*, 2019). Phycotoxin transfer through the food web to seafood consumed by humans is responsible for many cases of seafood poisoning, such as CFP linked to benthic dinoflagellates around the globe in tropical and subtropical regions (FAO, 2004).

For Mexico in particular, the paucity of reports of BHABs does not necessarily signify the absence of confirmed poisoning incidents or respiratory distress caused by such blooms. Significant economic losses in aquaculture facilities have occurred due to HABs of dinoflagellates, particularly on the northern Pacific coasts (Alonso-Rodríguez & Páez-Osuna, 2003; Orellana-Cepeda *et al.*, 2004; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007).

Many studies have been conducted worldwide to determine which species act as the origin and vectors of phycotoxins in seafood for human food consumption (for references, see Deeds *et al.*, 2008). Mexican researchers have been mainly concerned with the effects of toxic dinoflagellates on diverse marine species in an effort to understand the physiological responses and toxin transfer mechanisms, especially in species of commercial interest. Confirmed links between particular BHAB species and toxic events associated with the etiology of toxic syndromes such as CFP are rare in Mexico.

There remains a substantial gap in knowledge on the toxigenicity of benthic dinoflagellates from Mexico, including which species produce toxins that impact human health and whether or not toxigenicity is limited to particular genetic strains or geographical populations of the species or is conditional upon prevailing environmental or substrate habitat types. Benthic dinoflagellates reported from Mexico include numerous species known to synthesize a wide array of phycotoxins and structurally related natural bioactive compounds. In most cases, such as the confirmation of CTX3C-bioactivity in *Gambierdiscus caribaeus* Vandersea, Litaker, M. A. Faust, Kibler, Holland et Tester from Cancún, Mexico (Litaker *et al.*, 2017), the potent ciguatoxic response in the mouse neuroreceptor-binding assay CBA-N2a has not been accompanied by chemical structural analysis. Structural confirmation of toxin composition among clonal isolates of most toxigenic benthic dinoflagellate species is usually unavailable or remains unpublished to date (Table 4). There is even less information on the chemodiversity of natural benthic populations in Mexico.

Toxigenic BHAB species commonly co-occur and occasionally in high cell abundance in natural epibenthic dinoflagellate assemblages. In Mexican coastal waters, these assemblages most commonly include *Amphidinium*, *Coolia*, *Fukuyoa*, *Gambierdiscus*, and *Prorocentrum* species. It has been previously assumed that these species may collectively and synergistically contribute to the CFP syndrome (Wu *et al.*, 2020). In most CFP cases in Mexico, there are circumstantial inferences towards *Gambierdiscus*/*Fukuyoa* based on what is known about the global toxigenicity of BHAB species and the etiology of toxin syndromes from other regions, but the culprit species are rarely determined.

Knowledge of the toxigenicity of benthic dinoflagellate species in Mexico is scarce, and research has begun only within the last few years (Durán-Riveroll *et al.*, 2019a). Lately, some studies related to toxigenicity and toxicity of benthic dinoflagellates from the Mexican coasts have been presented at local or national conferences (*e.g.*, SOMEFAN, October 2022). Other studies have been published but remain as gray literature, primarily as conference abstracts (*e.g.*, ICHA, 2021), brief proceedings (*e.g.*, Band-Schmidt & Rodríguez-Gómez, 2022), and summaries, or are archived only in graduate theses within academic libraries and are not easily accessible.

Members of the genera *Gambierdiscus* and *Fukuyoa* are known producers of large polyether ciguatoxins (CTX) and maitotoxins (MTX) associated with CFP, particularly in tropical and subtropical ecosystems of the continental shelf, islands and archipelagos of the Pacific Ocean, eastern Atlantic margins and the Greater Caribbean (Fleming *et al.*, 1998; FAO, 2004; Loeffler *et al.*, 2021). Species of these genera are commonly reported in Mexico (Table 2), mainly from the Caribbean Sea, but knowledge of their specific toxigenicity is generally lacking (note general absence from Table 4).

According to Almazán-Becerril *et al.* (2021), from 1997 to 2017, at least 28 CFP events were registered, with 262 cases mainly in Cozumel and Isla Mujeres, Quintana Roo. To avoid these poisoning incidents, the consumption of potentially ciguateric fish, such as barracuda (*Sphyraena barracuda* Edwards), has been banned in the Mexican Caribbean area. Recently, ciguatoxicity has been also detected in waters of the states of Campeche, Yucatán and Quintana Roo along the coast of the Yucatán Peninsula (Barón-Campis *et al.*, 2014; Ley-Martínez *et al.*, 2014; Ley-Martínez, 2016, 2018; Poot-Delgado *et al.*, 2022). Carnivorous fish from the families Carangidae, Carcharhinidae, Centropomidae, Haemulidae, Labridae, Lutjanidae, Sciaenidae, Scorpaenidae, Serranidae, Sphyraenidae and Sphyrnidae were studied; ciguatoxicity was reported for Campeche for the first time (Ley-Martínez, 2018).

Table 3. Strains of dinoflagellates species from Mexican waters and their gene sequence accession numbers available in the GenBank database (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/nucleotide/>). Abbreviations of Mexican states: BCS – Baja California Sur, Camp – Campeche, Gro – Guerrero, Mich – Michoacán, QR – Quintana Roo, Ver – Veracruz.

Species	Strain	Locality	Coordinates	LSU	SSU	LSU D7	SSU/ITS/LSU	Cyt b	ITS1/5.8S/ITS2	Authors
<i>Amphidinium carterae</i>	AA105	Ver	19°11'56.02"N, 96°04'5.00"W	MT325892						Duran-Riveroll, pers. comm.
<i>A. massartii</i>	AA112	Camp		MT325893						
<i>A. operculatum</i>	AA60	Ver	19°11'54"N, 96°4'0.7"W	MT325891						
<i>A. theodori</i>	AA38	BCS	24°19'23.89"N, 110°19'44.45"W	MT325890						
<i>Coolia malayensis</i>	CMBAPAZ-1	BCS	24°31'00"N, 110°64'00"W	OM177218						Ramos-Santiago <i>et al.</i> , 2022
	S/I72	BCS	24°31'00"N, 110°64'00"W	OM177219						
	CAPV-1	BCS	24°19'08"N, 110°19'16"W	MW865385						Morquecho <i>et al.</i> , 2022
	CAPV-2	BCS	24°19'24"N, 110°19'44"W	MW865386					ON943078	
	CAPV-3	BCS	24°08'25"N, 110°21'08"W	MW865387						
	CAPV-4	BCS	24°08'25"N, 110°21'08"W	MW865388						
	CAPV-5	BCS	24°08'25"N, 110°21'08"W	MW865389					ON943079	
	CAJV-1	BCS	24°52'31"N, 110°33'27"W	MW865390					ON943077	
	CAJV-2	BCS	24°52'31"N, 110°33'27"W	MW865391						
	CAJV-3	BCS	24°52'31"N, 110°33'27"W	MW865392						
<i>C. palmyrensis</i>	CLJV-1	BCS	24°52'31"N, 110°33'27"W	MW865393					ON943084	
<i>C. tropicalis</i>	CLJV-2	BCS	24°52'31"N, 110°33'27"W	MW865396					ON943085	
<i>C. cf. canariensis</i>	CMPV-1	BCS	24°17'12"N, 110°20'31"W						ON943083	
	CCJV-1	BCS	24°52'31"N, 110°33'27"W	MW865382					ON943080	
	CCJV-2	BCS	24°52'31"N, 110°33'27"W	MW865383					ON943081	
	CCJV-3	BCS	24°52'31"N, 110°33'27"W	MW865384					ON943082	
<i>Procentrum hoffmannianum</i>	PA85	Ver	19°11'54.10"N, 96°4'0.7"W				MZ308610			Cembella <i>et al.</i> 2021
	PA89	Ver	19°11'54.10"N, 96°4'0.7"W				MZ308612			
	PA91	Ver	19°11'54.10"N, 96°4'0.7"W				MZ308614			
	PA71	Ver	19°11'54.10"N, 96°4'0.7"W				MZ310162			
<i>P. lima</i>	PL6	BCS		JQ616836			JQ616837	KJ410755	JQ616837	Herrera-Sepúlveda <i>et al.</i> , 2013 cited Cembella <i>et al.</i> , 2021
	PRL1	BCS	23°35'N, 110°49.6'W	EF517252	EF517266					Cohen-Fernández <i>et al.</i> , 2010
	PA61	Ver	19°11'54.10"N, 96°4'0.7"W				MZ308608			Cembella <i>et al.</i> , 2021

Species	Strain	Loca- lity	Coordinates	LSU	SSU	LSU D7	SSU/ITS/ LSU	Cyt b	ITS1/5.8S /ITS2	Authors
	PA97	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310171			
	PA95	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310170			
	PA84	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310169			
	PA83	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310168			
	PA82	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310167			
	PA80	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310166			
	PA8	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310165			
	PA78	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310164			
	PA77	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310163			
	PA66	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310161			
	PA63	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310160			
	PA62	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310159			
	PA72	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ310158			
	PA49	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ308617			
	PA72	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ308616			
	PA94	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ308615			
	PA49	BCS	24°09'30.00"N, 110°19'12.1"W				MZ310157			
	PA46	BCS	24°09'30.00"N, 110°19'12.1"W				MZ310156			
	PA17	BCS	24°09'30.00"N, 110°19'12.1"W				MZ310155			
	PA90	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ308613			
	PA86	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ308611			
	PA48	BCS	24°09'30.00"N, 110°19'12.1"W				MZ308607			
	PA104	Ver	19°11'54.10"N, 96°40.7"W				MZ308606			
<i>P. mexicanum</i>	24A	Gro	16°48'58"N, 99°53'59"W	EF517259	EF517271					Cohen-Fernández <i>et al.</i> , 2010
	31L	Mich	17°56'17"N, 102°11'6"W	EF517258	EF517272					
	91L	Mich	17°56'17"N, 102°11'6"W	EF517260	EF517273					
<i>P. rathymum</i>	PCMX	BCS		JQ616822	EF517275					
	PXPV-1	BCS				JQ616832				Herrera-Sepúlveda <i>et al.</i> , 2013
	PA20	QR	20°50'48.55"N, 86°52'30.53"W							Cembella <i>et al.</i> , 2021

Núñez-Vázquez *et al.* (2019) reported a study on commercial carnivorous fish from Campeche in the southern Gulf of Mexico, including seven fish species: barracuda (*S. barracuda*), crevalle jack (*Caranx hippos* (L.)), hogfish (*Lachnolaimus maximus* (Walbaum)), bonnethead (*Sphyrna tiburo* (L.)), common snook (*Centropomus undecimalis* (Bloch)), lane snapper (*Lutjanus synagris* (L.)) and the scrawled cowfish (*Acanthostracion quadricornis* (L.)). The mouse bioassay (MBA) for lipophilic toxins, the official method in Mexico for ciguatoxicity, the brine shrimp *Artemia* (Crustacea: Anostraca: Artemiidae) bioassay, and the neuro-receptor binding assay (RBA) have all been applied in Mexico to determine ciguatoxicity, which was detected in 13 of 23 fish samples tested by MBA and RBA. The Mexican regulatory limit for CTX-related toxicity is 2.5 MU (mouse units) 100 g⁻¹ of tissue (Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009; DOF, 2009). This first report of ciguatoxicity in Campeche (Núñez-Vázquez *et al.*, 2019) yielded more than 10 MU 100 g⁻¹, primarily from samples of fish viscera.

The lionfish *Pterois volitans* (L.) is an invasive species posing an ecological problem in the Caribbean and the Gulf of Mexico. Official management programs have included sponsored eradication, fishing tournaments, and gastronomic exhibitions to encourage fishing and consumption. However, lionfish have been proven to be a CTX-retaining species. Ley-Martínez (2016) reported CTX in lionfish for the first time in Mexican waters, specifically in the Mexican Caribbean. Almazán-Becerril *et al.* (2021) analyzed lionfish and barracuda from Isla Contoy, Puerto Morelos and Isla Cozumel, in the north of Quintana Roo (Fig. 1). They found 68% of the lionfish positive for ciguatoxicity in muscle tissue, with >50% of the lionfish and 57% of the barracuda containing sublethal ciguatoxicity levels. There was an apparent latitudinal gradient for the ciguatoxicity levels, with more positive samples from the north (Isla Contoy).

Data on CFP events are considered underestimated in Mexico, partly because of the reluctance or inability of victims to report them (Dickey & Plakas, 2010). In many cases, the CFP victims do not report to medical services. True CFP cases are often mistaken as common “food poisoning” from bacterial causes and mistreated with antibiotics (McKee *et al.*, 2001). Furthermore, a large proportion of the putative CFP cases reported in Almazán-Becerril *et al.* (2021) were from among national and international tourists, for whom follow-up diagnoses, treatment, and medical reports cannot be confirmed.

Several *Coolia* species produce bioactive polyether metabolites (Holmes *et al.*, 1995; Rhodes *et al.*, 2010; Karafas *et al.*, 2015), but putative cooliatoxins have not been fully structurally characterized (Junqueira de Azevedo Tibiriçá *et al.*, 2020). Some of the proposed “cooliatoxins” have proven to be toxic to mice, human cell lines *in vitro*, and some crustaceans, such as *Artemia* Leach (Rhodes *et al.*, 2010; Karafas *et al.*, 2015; Leung *et al.*, 2017), but toxicity has been registered only for a few strains of *Coolia*. Several authors have reported that *C. malayensis*, *C. palmyrensis*, *C. santacroce* and *C. tropicalis* M. A. Faust strains may also produce yessotoxin (YTX) analogs, whereas other strains of the same species were found to be non-toxic (Wakeman *et al.*, 2015; Phua *et al.*, 2021). *Coolia* species occur occasionally in high cell abundance in epibenthic dinoflagellate assemblages in Mexico, commonly together with potentially toxigenic members of *Gambierdiscus*, *Fukuyoa*, *Amphidinium* and *Prorocentrum*. Still, there are no confirmed reports of *Coolia* involved in BHAB events in Mexico. No information is available on their specific toxicity or toxin composition. However, there

is one report on *C. malayensis* and *C. monotis* from Mexican coastal waters with proven toxicity against *Artemia salina* L. nauplii and against several cancer cell lines (García Santos Reyes, 2022).

Species of the genus *Ostreopsis* produce palytoxins (PLTXs), which are amongst the most potent non-peptide toxins (Ramos & Vasconcelos, 2010; Ajani *et al.*, 2017). Accumulation of these toxins and their derivatives by fish and mollusks has been reported from *Ostreopsis* blooms in Europe (Munday, 2008). The species *O. ovata* Fukuyo is most widely known as responsible for causing respiratory distress from aerosol inhalation during blooms, particularly in the Mediterranean Sea and southern European waters (Ciminiello *et al.*, 2006). In Mexico, a few reports on this species have been published (Cortés-Altamirano *et al.*, 2011; Gallegos-Mendiola *et al.*, 2017), but with little information on toxigenicity or human health risks. *Ostreopsis siamensis* has been found in the southern part of the Gulf of California (Cortés-Lara *et al.*, 2005), and *O. heptagona* in the Veracruz Reef System in the southern Gulf of Mexico (Okolodkov *et al.*, 2007), but neither toxicity nor human or marine fauna poisonings have been associated with the genus.

Members of the genus *Amphidinium* have been recognized as producers of bioactive compounds for more than three decades (Yasumoto *et al.*, 1987). No toxic events have been definitively linked to *Amphidinium* blooms and their confirmed toxins to date in Mexico. This is in spite of the fact that *A. carterae* and *A. operculatum* occur frequently in Mexico, and both species are known to produce ichthyotoxic compounds (Kobayashi & Tsuda, 2004; Kobayashi & Kubota, 2007; Murray *et al.*, 2015). *Amphidinium* blooms have been linked to rare fish kills globally, and at least four species (*A. carterae*, *A. gibbosum*, *A. massartii*, and *A. operculatum*) have been reported as ichthyotoxic (Murray *et al.*, 2012, 2015; Pagliara & Caroppo, 2012). Ichthyotoxicity of *Amphidinium* species is likely due to the production of amphidinols (AM) (Wellkamp *et al.*, 2020), hairpin-shaped polyketides forming different subgroups with the same core unit. Preliminary analysis of a few *Amphidinium* isolates from Mexico - three isolates from Baja California Sur (AA39, AA40) and the Veracruz Reef System (AA60), did not detect any AM derivatives by advanced mass spectrometry techniques (Wellkamp *et al.*, 2020). A more comprehensive recent survey of multiple isolates from the Gulf of California (La Paz, Baja California Sur), Gulf of Mexico (Veracruz Reef System, Veracruz and Laguna de Términos, Campeche), southern Mexican Pacific (Isla de La Roqueta, Acapulco, Guerrero), and the northern Mexican Pacific (San Quintín, Baja California) from *A. eilatiensis* J. J. Lee, *A. massartii*, *A. operculatum*, and *A. theodorei* revealed a high diversity of AM analogs. These AM derivatives include the known AM02, 04, 05, 06, 07, 09, 11, 14, 15, and 17, as well as four recently described by Wellkamp *et al.* (2020), and three new variants. This study showed that the *A. eilatiensis* strains from the northern Pacific coast of Mexico produced a higher diversity of AMs and total quantities per cell than any previously analyzed strains (Durán-Riveroll, pers. comm.). The non-AM-producing *Amphidinium* isolates (AA39, AA40, and AA60) have shown significant cytotoxic activities against cancer cell lines (Mejía-Camacho, 2020; Mejía-Camacho *et al.*, 2021), meaning that this bioactivity could be expressed by unknown metabolites other than AMs.

On a global scale, species of *Prorocentrum* are widely known as the proximal source of polyketide toxins associated with DSP, primarily okadaic acid (OA) and various related dinophysistoxin (DTX) derivatives (Durán-Riveroll *et al.*, 2019a). Collectively, these are referred to as diarrhetic shellfish toxins (DSTs), although the potency and relative toxic-

ity of many of these analogs have not been confirmed. *Prorocentrum* species that produce DSTs are almost exclusively (epi)benthic forms, but they can occasionally be found as members of the tychoplankton via spontaneous detachment or through disturbance of their benthic habitat, e.g., by winds, currents, and other mechanical agitation. In fact, there are no confirmed cases of any truly planktonic *Prorocentrum* known to produce DSTs.

Epibenthic *Prorocentrum* are common throughout the tropical and subtropical coastal waters of Latin America (Durán-Riveroll *et al.*, 2019a), but toxigenicity has only been confirmed for a few populations from cultured isolates from Mexico (Cembella *et al.*, 2021). *Prorocentrum lima* from Isla El Pardito, Baja California Sur, was suspected as a possible cause of poisoning of five local fishermen after consumption of the liver of the Colorado snapper (*Lutjanus colorado* Jordan et Gilbert (Eupercaria: Lutjanidae) and the sawtail grouper (*Mycteroperca prionura* Rosenblatt et Zahuranec (Perciformes: Serranidae). Indeed, a cultured *P. lima* isolate from this event was found to produce DSTs and was toxigenic in bioassays (Heredia-Tapia *et al.*, 2002). The symptoms of the poisoned fisherman, however, were more similar to those of CFP, lasted a few days, and involved diarrhea, numbness, vomiting, weakness, pruritus, desquamation, hyperesthesia, lip and tongue paralyses, and in one case, convulsions – not classic symptoms of DSP. Benthic species other than *P. lima* were likely involved in this event because *Prorocentrum* species are not known to produce CTXs. No further effort has been made to isolate epibenthic dinoflagellates from this site to confirm a relationship to fish poisoning events.

DST toxigenicity among epibenthic *Prorocentrum* species has been intensively investigated among multiple cultured isolates from various locations in Mexico, including the Gulf of California, the Caribbean Sea and the Gulf of Mexico (Tarazona-Janampa *et al.*, 2020; Cembella *et al.*, 2021). The application of advanced liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) (Krock *et al.*, 2008; Nielsen *et al.*, 2013) permitted the resolution of the DST compositional profile and cell quota of 67 isolates from Mexico – the largest chemodiversity analysis of polyketide-derived toxins from a benthic dinoflagellate genus (Cembella *et al.*, 2021). All *P. lima* and *P. hoffmannianum* (except one) isolates were toxigenic, but the total cell DST content was not apparently well linked at the species level. The species complexes defined by morphological and molecular criteria to separate *P. lima* from *P. hoffmannianum sensu lato* could be distinguished by the relative composition of some analogs (OA, OA-D8, DTX1, DTX1a and DTX1a-D8), including two new undescribed DTX isomers. In any case, toxin composition exhibited no clear associations with substrate type or geographical origin, in spite of some clear affiliations within geographical populations.

Toxicity and species interactions. The functional role and allelochemical effects of BHAB species in chemical defense responses and competitive species interactions are still poorly understood.

There are a few experimental studies on strains of epibenthic dinoflagellates from Mexico. Most have focused on *Prorocentrum* that may be associated with the production of DSTs, and hence pose a potential (but unconfirmed) risk of DSP from shellfish consumption (Table 5). In fact, the first known culture of a benthic dinoflagellate from Mexican coastal waters was a strain of *P. lima* established from Isla El Pardito, Baja California Sur, after the poisoning of five local fishermen by consumption of fish liver from the area.

After the isolation of the aforementioned first strain of *P. lima*, many studies have been conducted to determine toxic responses of exposure in several vertebrate and invertebrate species. Heredia-Tapia *et al.* (2002) confirmed the toxicity and toxigenicity of *P. lima* by bioassays with adults of the brine shrimp *Artemia franciscana* Kellogg and by MBA of lipophilic toxins of lipophilic toxins. When exposed to a *P. lima* cell density of 2×10^3 cells mL⁻¹, the crustaceans died within 2 h. The MBA showed typical symptoms for DSP toxins in mice (diarrhea, hind limb paralysis, dyspnea, respiratory failure), followed by death after 1 h after i.p. administration of a more concentrated cell extract (3.35×10^4 cells mL⁻¹). The possible occurrence of DSTs in the cell extract was indicated by thin-layer chromatography (TLC), and the presence of OA and DTX1 were later confirmed by LC-MS.

Antioxidant enzymes have been used to evaluate oxidative stress induced by toxic microalgae in crustaceans and bivalve mollusks (Oyaneder-Terrazas *et al.*, 2022; Tchiveleketete *et al.*, 2022). Campa-Córdova *et al.* (2009) compared the changes in superoxide dismutase (SOD) activity in the hepatopancreas and muscle of juveniles of the white leg shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) and in the giant lion-paw scallop, *Nodipecten subnodosus* G. B. Sowerby I (Bivalvia: Ostreoida: Pectinidae), after exposure to different cell densities of *P. lima*. The results indicated the activation of antioxidant defenses, especially in the hepatopancreas, with higher levels of SOD in shrimp than in scallops. A cell concentrate of 500 cells mL⁻¹ of *P. lima* was enough to trigger SOD activity in both species, indicating that oxidative stress is induced by application of *P. lima* extracts, but the specific toxin content is unknown.

The Pacific oyster, *Magallana gigas* (Thunberg) (= *Crassostrea gigas* (Thunberg) (Bivalvia: Ostreoida: Ostreidae), a species of high commercial interest in Mexico, was introduced from Japan in 1973 (Arizpe, 1996). Since then, it has become distributed in many coastal areas of Mexico (Paniagua-Chávez & Acosta-Ruiz, 1995; Arizpe, 1996; Cáceres-Martínez *et al.*, 1998, García-Rico *et al.*, 2001). Among other suspension-feeding bivalves, this species is widely known to accumulate DSTs (Mafra *et al.*, 2015; Karlson *et al.*, 2021), although primarily from pelagic blooms of *Dinophysis* spp. Contamination of bivalve mollusks with DSTs occurs only rarely from epibenthic *Prorocentrum* (Lawrence *et al.*, 2000; Gayoso *et al.*, 2002). Romero-Geraldo & Hernández-Saavedra (2014) determined the effect of *P. lima* strain PRL-1 isolated from Isla El Pardito on stress response genes in *M. gigas*. Gene expression of glutamine synthetase (GS), glutathione S-transferase (GST), heat shock protein 70 (HSP70) and 90 (HSP90), Cu/Zn SOD and melanogenic peroxidase (POX) were assayed by semi-quantitative reverse-transcription polymerase chain reaction (RT-PCR). In general, an increased expression was observed at all *P. lima* cell densities tested, as a rapid response to exposure (from 0 to 3 h), whereas lower expression levels than the control were observed after 6 h exposure. The most noticeable differences in the expression levels of the analyzed genes were observed in juvenile oysters at 14 days of exposure, suggesting that the *P. lima* cell densities affect oyster metabolism irreversibly under sub-chronic exposure. Oysters are thus considered highly susceptible to the presence and persistence of BHABs of *P. lima*. The expression of the key genes involved in the first line of defense is significantly affected, making juvenile oysters vulnerable to the cumulative impact of multiple stressors (environmental, chemical, or biological). The authors (Romero-Geraldo & Hernández-Saavedra, 2014) conclude that this explains the mass mortalities observed in oyster farms, particularly in newly sown oyster seed of 3-5 mm length in the field.

Table 4. Benthic marine dinoflagellates found in Mexico and considered as BHAB species associated with toxigenicity and/or toxic syndromes (as acknowledged in the IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae (Lundholm *et al.*, 2009 onwards; <https://www.marinespecies.org/hab>) or known to cause other harmful events on a global basis. Known specific toxins and potentially harmful bioactive metabolites of uncertain toxicity and bioassay activity are included only when confirmed in benthic dinoflagellate species from Mexico (cited from Murray *et al.*, 2012; Hernández-Becerril *et al.*, 2013; Hoppenrath *et al.*, 2014; Litaker *et al.*, 2017; Cembella *et al.*, 2021; Mejía-Camacho *et al.*, 2021; Durán-Riveroll *et al.*, 2022). Toxin acronym codes: OA = okadaic acid; OA-D8 = okadaic acid diol-ester; DTX1 = dinophysistoxin 1; DTX1-D8 = dinophysistoxin 1 diol-ester; DTX1a = undescribed isomer of DTX1; DTX1a-D8: undescribed isomer of DTX1a-D8; UNK = unknown, unpublished, or unconfirmed. Abbreviations of Mexican states: BCS – Baja California Sur, Chis – Chiapas, Col – Colima, Gro – Guerrero, Mich – Michoacán, Nay – Nayarit, Oax – Oaxaca, QR – Quintana Roo, Sin – Sinaloa, Ver – Veracruz, Yuc – Yucatán.

Species	Mexican states	Type of toxin/bioactive	Effect/syndrome	Specific toxins/bioactives
Amphidinium Clap. et J. Lachm.		Polyketides: long chain (<i>e.g.</i> , amphidinols) and macrolides (<i>e.g.</i> , Cytotoxic, anti-mycotic, anti-cell proliferation, ichthyotoxic amphidinolides)		
<i>Amphidinium cf. carterae</i>	BCS, Ver, Yuc			UNK
<i>Amphidinium klebsii</i>	BCS			UNK
<i>A. massartii</i>	BCS			UNK
<i>A. operculatum</i>	BCS, Ver			UNK
<i>A. theodori</i>	BCS			UNK
<i>A. thermmaeum</i>	BCS			UNK
Coolia Meunier		Polyketides: polyether “cooliatoxins” not structurally well characterized; some related to yessotoxins (YTX) and gambierone analogs	Cell extracts toxic to mice, by intraperitoneal (i.p.) injection; human cell lines <i>in vitro</i> ; and crustaceans (<i>e.g.</i> , brine shrimp) in bioassays	
<i>Coolia areolata</i>	QR			UNK
<i>C. malayensis</i>	BCS			UNK
* <i>C. monotis</i>	BCS, Ver, Yuc			UNK
<i>C. cf. tropicalis</i>	QR			UNK
<i>Coolia</i> sp.	Yuc, QR			UNK
Fukuyoa Gómez, Qiu, Lopes et Lin		Polyketides: large cyclic ladder-frame polyethers – ciguatoxins (CTX) and maitotoxins (MTX), and gambierol analogs, gambierones and gambieric acid	Ciguatera fish poisoning (CFP); membrane depolarization of voltage-gated Na ⁺ channels cause symptoms	
<i>Fukuyoa yasumotoi</i>	Ver			UNK
Gambierdiscus Adachi et Fukuyo		Polyketides: large cyclic ladder-frame polyethers – CTX and MTX, and gambierol analogs, gambierones and gambieric acid	CFP; membrane depolarization of voltage-gated Na ⁺ channels cause symptoms	
<i>Gambierdiscus belizeanus</i>	QR			UNK
<i>G. caribaeus</i>	Yuc, QR			CTX3C-bioactivity in CBA-N2a assay

Species	Mexican states	Type of toxin/bioactive	Effect/syndrome	Specific toxins/bioactives
<i>G. carolinianus</i>	QR			UNK
<i>G. carpenteri</i>	QR			UNK
<i>G. excentricus</i>	BCS			UNK
<i>G. toxicus</i>	BCS, Nay, Col, *Ver, *Yuc, *QR			CTX-1**
<i>Gambierdiscus</i> spp.	BCS, QR			UNK
<i>Ostreopsis</i> Schmidt		Polyketides: long-chain polyether palytoxins (PLTX) and ovatoxin analogs, ostreocins, ostreotoxins and mascarenotoxins	Na ⁺ /K ⁺ ion channel disruptor; potent vasoconstrictor in mammals; respiratory distress in aerosol form; nonspecific human poisoning from ingestion of fish or crabs	
<i>Ostreopsis</i> cf. <i>belizeana</i>	QR			UNK
<i>O. heptagona</i>	QR, Ver, Yuc			UNK
<i>O. lenticularis</i>	BCS, Col, QR			UNK
<i>O. cf. marina</i>	QR			UNK
<i>O. cf. ovata</i>	BCS, Gro			UNK
<i>O. siamensis</i>	Nay, QR			UNK
<i>Ostreopsis</i> sp.				UNK
<i>Procentrum</i> Ehrenb.		Polyketides: linear-polyethers (e.g., okadaic acid and dinophysistoxins); cyclic imine macrolides (e.g., prorocentrolides, hoffmannolide); borbotoxins and PLTX analogs	Diarrhetic shellfish poisoning (DSP), inhibitors of protein-phosphatase PPTA, PP2A; tumor-promotion; fast-acting toxicity (FAT) in mice i.p. injection of cyclic imine macrolides; PLTX-like effects on nicotinic acetylcholine receptors	
<i>Procentrum arenarium</i>	QR			UNK
<i>P. caribbaeum</i>	BCS, QR			UNK
<i>P. concavum</i>	Chis, Ver, Yuc			UNK
<i>P. emarginatum</i>	BCS, QR			UNK
<i>P. foraminosum</i>	Yuc			UNK
<i>P. fukuyoi</i>	QR			UNK
<i>P. hoffmannianum</i>	BCS, Chis, Yuc, QR			OA, OA-D8, DTX1, DTX1-D8, DTX1a,
<i>P. cf. leve</i>	QR			UNK

Species	Mexican states	Type of toxin/bioactive	Effect/syndrome	Specific toxins/bioactives
<i>P. maculosum</i>	BCS, Ver, Yuc, QR			OA, OA-D8, DTX1, DTX1-D8, DTX1a, DTX1a-D8
<i>P. panamense</i>	QR			UNK
<i>P. rathymum</i>	Col			UNK
	BCS, Oax, Chis, Yuc, QR			UNK
<i>P. sculptile</i>	Yuc			UNK
<i>P. cf. sipadanensis</i>	Yuc			UNK
Vulcanodinium Nézan et Chomérat		Polyketides: cyclic imines, <i>i.e.</i> , pinnatoxins (PnTx) and porfimitines	Contact dermatitis by swimming in blooms; fast-acting toxicity (FAT) in rodents i.p. injection; inducer of cell apoptosis; neurological effects in high i.p. and oral doses in mammals	UNK
<i>Vulcanodinium rugosum</i>	Mich, BCS			UNK

* - misidentification; ** - tentative identification.

To further understand the acute and sub-chronic exposure effects of *P. lima* cells on *Magallana gigas* juveniles (3-5 mm), Romero-Geraldo *et al.* (2014) followed the effects of *P. lima* on oysters by analyzing the expression levels of three genes involved in cell cycle regulation and one gene involved in the immune response. The analyses by PCR and real-time quantitative PCR (qPCR), detected changes in expression patterns with exposure time and *P. lima* cell concentration. The highest expression levels (fold above baseline) were found in oysters fed 3×10^3 cells mL⁻¹ at 168 h for the cycle regulator *p21* protein (9-fold), chromatin assembly factor 1 *p55* subunit (8-fold), elongation factor 2 (2-fold) and lipopolysaccharide/b-1,3 glucan-binding protein (13-fold). Additionally, the transcript level of all the genes decreased in oysters fed with 30×10^3 cells mL⁻¹ of the planktonic *P. micans* Ehrenb. after 72 h, and was lowest for the chromatin assembly factor 1 *p55* subunit (0.9-fold below baseline). In *M. gigas*, whole-cell ingestion of *P. lima* caused a clear mRNA modulation expression of the genes involved in cell cycle regulation and the immune system. Acute exposure caused an alteration of the transcript levels of all the studied genes, indicating an immediate or early stress response. Sub-chronic exposure generated a higher expression level in all the genes, causing a significant impact that could be related to DNA damage and control loss of the cell cycle. This genomic instability might lead to diseases, severe pathologies, or death in oysters. The increased Cg-LGBP expression level shows an activation of the innate immune system as the first line of defense in *M. gigas* against *P. lima* cells (or their DSTs and other bioactives), suggesting it was recognized by the oyster as a pathogenic agent. The authors conclude that overexpression of the genes could be related to DNA damage, disturbances in the cell cycle continuity, and was probably a genotoxic effect, as well as an activator of the innate immune system as the first line of defense.

Continuing this line of research, Romero-Geraldo *et al.* (2016) reported the results of *M. gigas* exposed to *P. lima* cells to determine behavioral changes, histopathological alterations, and changes in expression patterns of the genes involved in the cell cycle (*p21*, *cafp55*, *p53*), cytoskeleton (*tub*, *act*) and the inflammatory process (*casp1*). The results demonstrated that *P. lima* under a realistic BHAB cell density of 3×10^5 cells mL⁻¹ affected the feeding behavior of *M. gigas*, causing hemocyte accumulation and infiltration, structural loss of the digestive gland epithelium tubules, and inducing tissue-specific gene expression pattern modifications. These changes were found at the transcript level in a set of time-dependent tested genes (*p53*, *cafp55*, *ef2*, *act*, *tub* and *casp1*), suggesting the presence of *P. lima* in the digestive gland of *M. gigas* might trigger an inflammatory tissue process and cytoskeleton disruption. The authors also pointed out that a disruption of the hyperphosphorylation process generated by the presence of the OA by *P. lima* cells probably resulted in eliminating some cell cycle control points, which compromised the tissue process, disturbed the cell cycle and cytoskeleton and represented a risk to oyster integrity. The presence of DSTs in *P. lima* cells decreased the clearance rate, induced structural loss, significantly decreased the tubule area of the digestive gland and up-regulated the expression of all genes.

Following the same research theme, García-Lagunas *et al.* (2019) compared the effect of the paralytic shellfish toxin-producing (PST) planktonic dinoflagellate, *Gymnodinium catenatum* H. W. Graham, and the DST-producer, *P. lima*, on the differential expression of the immune response genes in *M. gigas* spat. Again, the consumption of toxic dinoflagellates by the oyster spat caused changes at the expression level of the genes involved in the immune response. Combined diets of both

dinoflagellates generated changes in the feeding behavior of oysters, with a greater preference for feeding on *G. catenatum*. Expression levels of lipopolysaccharide (LPS)-binding protein 1,3-glucan were higher in oysters exposed to both dinoflagellates, which was probably related to an activation of the oyster immediate immune response during the first 24 h. Protein 44 interferon-induced gene expression level was repressed in treatments with the highest dinoflagellate concentration and overexpressed in the diet with equal dinoflagellate concentration. Interaction protein-Toll and immunoglobulin gene transcript levels reached the highest values on day 7 in oysters exposed to combined diets. The results indicated that the immune defense appeared activated in oyster spat as a response to DSTs versus PSTs (or other bioactives) and/or extracellular compounds produced by the dinoflagellates.

These experiments demonstrate the high susceptibility of the immune defense of three common invertebrate species from the Gulf of California - the shrimp *Litopenaeus vannamei*, the giant lion-paw scallop *Nodipecten subnodosus* and the oyster *Magallana gigas* - when exposed to low cell abundances of *P. lima*. Exposure likely makes them susceptible to other biological stressors and contributes to mortalities observed in aquaculture facilities. Unfortunately, these studies have been performed only with one epibenthic dinoflagellate species. As the number of available benthic dinoflagellate strains with different toxin profiles increases, such experimental studies can be better targeted to address the effects of benthic dinoflagellates on the physiology of diverse marine fauna, including key seafood species.

Several studies have demonstrated strong interactions between marine bacteria and epibenthic dinoflagellates (Sakami *et al.*, 1999; Wang *et al.*, 2018). The extension of these close bacterial interactions with the phycosphere are still being elucidated. Tarazona-Janampa *et al.* (2020) studied the effect of culturable associated bacteria on the growth and toxigenicity of nine strains of the *P. lima* species complex from Isla Verde (Veracruz Reef System), Veracruz, and Puerto Morelos, Quintana Roo. Twenty-one bacterial genera belonging to Proteobacteria, Actinobacteria and Bacteroidetes were identified by amplifying the 16S rRNA gene marker from clonal *Prorocentrum* cultures, with gamma-Proteobacteria comprising the dominant class. A positive correlation was found among the bacterial genera associated with two *Prorocentrum* clones and the esterified toxin analog DTX1a-D8, but there was no apparent correlation between the other dinoflagellate clones and their associated bacteria with the other five detected DSTs. Additionally, there was no significant correlation between *Prorocentrum* cell volume, growth rate, bacterial cell counts, or cellular toxin concentration over the entire time-series culture cycle.

These results provided little confirmatory evidence that extracellular bacteria played a critical role in the regulation of DSP toxin production in *Prorocentrum* or modulation of their growth under non-nutrient limited conditions in culture. Nevertheless, the percentage of culturable bacteria is low compared to the total number of species found in the environment (Joint *et al.*, 2001); an approach considering non-culturable bacteria found in the natural environment and associated with BHAB species will give us a further understanding of this interaction.

Ramos-Santiago *et al.* (2022) determined the effects of the extracts from the brown macroalgae *Dictyota dichotoma* (Hudson) J. V. Lamour. (Phaeophyceae: Dictyotales: Dictyotaceae) on the growth of two strains of *C. malayensis* isolated from Bahía de La Paz, BCS, southern Gulf of California. Both isolates were cultured in GSe medium with and without macroalgal extracts: 1) GSe medium, 2) GSe plus a crude extract of *D.*

dichotoma, 3) GSe plus the carbohydrate fraction of *D. dichotoma*, and 4) GSe with the addition of the non-precipitable fraction of *D. dichotoma*. The results indicated that the different fractions of *D. dichotoma* neither favor nor limit the growth of *C. malayensis*.

A biotechnological approach based on physiological changes in *Amphidinium carterae* is currently underway to explore the potential for biofuel production (Mendoza-Flores *et al.*, 2022). A strain of *A. carterae* isolated from a bloom in Bahía Todos Santos, Ensenada, Baja California, was exposed to five irradiance levels (50, 100, 150, 200 and 250 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$), and the effect on the growth rate, photosynthesis and the content in protein, carbohydrate, lipid and pigment was determined. The highest cell concentration was found in the cultures grown at 150 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ($130 \times 10^3 \text{ cells mL}^{-1}$), and the lowest value at 50 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ($49 \times 10^3 \text{ cells mL}^{-1}$). Cultures maintained under the lowest irradiance had the highest cell yield by organic and inorganic dry weight. The protein and carbohydrate content changed significantly with the irradiance level, with the highest values (1600 and 560 pg cell^{-1} , respectively) at 200 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$. The lipid content was modified by the effect of irradiance, with the highest values (6920 pg cell^{-1}) at the lowest irradiance. As a general trend, the highest irradiances increased the photosynthetic rates. These findings demonstrate that although the strain of *A. carterae* can grow well at higher irradiances (100 to 250 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$), a significant increase in the lipid content occurred at low irradiances. The authors suggest that this increase makes this species a candidate for use in biodiesel or ethanol production.

Concluding remarks and future perspectives. Due to negative impacts of benthic dinoflagellates causing BHABs in marine ecosystems with major consequences on human health and socioeconomic activities, studies on taxonomy, species diversity, allelochemical and toxic interactions and ecodynamics have increased during recent years in Mexico. The primary focus on a handful of key BHAB species has been necessary because of resource and personnel limitations, but has led to a relative neglect of cryptic, rare and non-BHAB taxa - hence a likely underestimate of diversity of benthic dinoflagellates in Mexican waters. In most cases, taxonomic studies have simply corroborated original descriptions based on morphological traits and strengthened local knowledge for accurate species identification (Cortés-Altamirano & Sierra-Beltrán, 2003; Hernández-Becerril & Almazán-Becerril, 2004; Almazán-Becerril *et al.*, 2015, 2016a, b). A few more profound taxonomic investigations have indeed contributed to reclassification of genera or species within newly created genera or to resolving species complexes (Tarazona-Janampa *et al.*, 2020; Cembella *et al.*, 2021). In Mexico, the need for and importance of reinforcing the identification of toxigenic species with molecular genetic data to minimize health risks has been previously emphasized by Núñez-Vázquez *et al.* (2019). The point is worth repeating herein because studies focused on molecular taxonomy of these BHAB dinoflagellates remain scarce, in particular for biogeographical investigations integrating morphological and molecular descriptors with toxin phenotype and composition (*e.g.*, Cembella *et al.*, 2021). This review presents limited molecular genetic information available for toxigenic species of the genera *Amphidinium*, *Coolia*, *Gambierdiscus*, *Ostreopsis* and *Prorocentrum*. However, there are no molecular data available for populations of *Fukuyoa*, *Vulcanodinium* and other BHAB genera found in Mexico, highlighting a window of opportunity to confirm or reject previous identifications based only on morphological criteria, as well as to corroborate the presence of cryptic species and to discard misidentifications of species with high

Table 5. A record of experimental studies on epibenthic dinoflagellates in Mexico. BC – Baja California; BCS – Baja California Sur; QR – Quintana Roo.

Authors	Year	Type of research	Species	Origin of strain
Heredia-Tapia <i>et al.</i>	2002	Toxicity tests with <i>Artemia franciscana</i> , mouse bioassays, toxin profile, growth data	<i>Prorocentrum lima</i>	El Pardito, BCS
Campa-Córdoba <i>et al.</i>	2009	SOD and toxicity on <i>Litopenaeus vannamei</i> and <i>Nodipecten subnodosus</i>	<i>P. lima</i>	El Pardito, BCS
Cohen-Fernández <i>et al.</i>	2010	LSU rDNA and SSU rDNA sequences	<i>P. lima</i> and other planktonic <i>Prorocentrum</i> species	El Pardito, BCS
Romero-Geraldo & Hernández-Saavedra	2014	Gene expression in <i>Magallana gigas</i>	<i>P. lima</i>	El Pardito, BCS
Romero-Geraldo <i>et al.</i>	2014	Gene expression related to cell cycle regulations and immune response in <i>M. gigas</i>	<i>P. lima</i>	El Pardito, BCS
Romero-Geraldo <i>et al.</i>	2016	Histological and gene expression effects on digestive gland of <i>M. gigas</i>	<i>P. lima</i>	El Pardito, BCS
Durán-Riveroll <i>et al.</i>	2019a	Review of the studies of benthic dinoflagellates in Latin America		
García-Lagunas <i>et al.</i>	2019	Immune response of <i>M. gigas</i>	<i>P. lima</i>	El Pardito, BCS
Pelayo-Zarate	2019	Associated culturable bacteria and DSP toxins	<i>P. lima</i>	Isla Verde, Ver, and Pto. Morelos, QR
Tarazona-Janampa <i>et al.</i>	2020	Associated bacteria, effect of growth and toxigenicity	<i>P. lima</i>	9 isolates from Isla Verde, Ver. and Pto. Morelos, QR
Cembella <i>et al.</i>	2021	Chemodiversity analyses of polyketide derived toxins, toxin profiles, sequences, morphology	<i>P. lima</i> , <i>P. hoffmannianum</i>	67 isolates from the Gulf of California, Gulf of Mexico, and Caribbean coasts
Villa-Arce	2021	Growth characteristics	<i>Prorocentrum</i>	Four isolates from Bahía de La Paz
Mejía-Camacho <i>et al.</i>	2021	Toxicity and cytotoxicity	<i>Amphidinium operculatum</i>	Veracruz Reef System, Ver.
Mendoza-Flores <i>et al.</i>	2022	Physiological changes when exposed at five irradiance levels	<i>Amphidinium carterae</i>	One strain from Bahía Todos Santos, BC
Ramos-Santiago <i>et al.</i>	2022	Impact of extracts of the macroalga <i>Diclyota dichotoma</i> (Phaeophyceae) on its growth	<i>Coolia malayensis</i>	2 isolates from Bahía de La Paz
Herrera-Herrera	2022	Allelopathy	<i>Coolia malayensis</i> and <i>Amphidinium therrmaeum</i>	Isolates from Bahía de La Paz
Martínez-Mercado <i>et al.</i>	2022	Bacterial communities in cultures	<i>Prorocentrum lima</i>	Isolates from Bahía de La Paz and the Veracruz Reef System

morphological similarities within a group. The latter problem has occurred frequently with species such as *Ostreopsis ovata*, *O. siamensis*, *O. fattorussoi* Accoroni, Romagnoli et Totti and *O. rhodesiae* Verma, Hoppenrath et Shauna Murray that are difficult to distinguish only by light microscopy (Carnicer *et al.*, 2020). In a broader context, application of ecogenomics technology – *e.g.*, a DNA approach – will allow for genotyping *in situ* natural populations of benthic dinoflagellates for exploring their diversity, cryptic speciation and their functional role in marine ecosystems in Mexican waters.

Ecosystem level studies on benthic dinoflagellates with molecular tools have barely scratched the surface to date. As for habitats for epibenthic dinoflagellates, the few studies done in Mexico have focused on macroalgae and seagrasses. Other natural solid substrates, such as rocks, corals (both alive and dead) and other invertebrates, vertebrate species, mangrove roots, sediments (*e.g.*, sandy or silty) and anthropogenic artificial substrates have not been paid much attention hitherto.

In a previous review of data published from 1940 to 2011 on the status of HAB studies in Mexico (Band-Schmidt *et al.*, 2011), it was pointed out that most research was conducted during short-term research programs based on sampling from limited local field sites and focused on few selected HAB-forming species. The authors also commented that many research topics had not been adequately addressed: allelopathy, cyst and life-history studies, advective transport of species and blooms, effect of climate change on HABs, socioeconomic analyses and mitigation strategies, among others. Even a decade later these comments remain equally valid for Mexico. In the recent past most attention has focused on the classic phycotoxins affecting human health and marine ecosystem functioning, while relatively neglecting the fact that many benthic dinoflagellates produce bioactive natural products with allelochemical effects on species interactions. In particular, the polyketide-derived polyether metabolites with uncharacterized functional roles (Durán-Riveroll *et al.*, 2019a) warrant closer scrutiny. Several of these compounds are under investigation in Mexico for biotechnological potential as anticancer or cell division inhibitors and as future therapeutics.

The claim of inadequate studies on HABs for the above topics remains valid on a global basis – not just for Mexico, where in fact the skills, knowledge, and infrastructure to address these issues have improved dramatically in recent years. Global research initiatives on benthic dinoflagellate blooms (BHABs), initiated more than a decade ago via international coordinating programs, such as GEOHAB (Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms; since 2001) and its successor GlobalHAB (Global Harmful Algal Blooms; 2016–2025) of IOC-SCOR UNESCO, have yielded a more clearly defined perspective on the natural phenomena and the causative mechanisms and impacts. Nevertheless, science and monitoring in Mexico has not kept pace with other major regions faced with acute BHAB events (*e.g.*, South Pacific, Caribbean Sea, Mediterranean Sea, including islands and archipelagos). In the near future, Mexico may experience even more cases of human intoxication, ecosystem disruption and crisis events (*e.g.*, of ciguatera), caused by climate change or direct anthropogenic effects on marine ecosystems. The BHAB problem is not in crisis state in Mexico, cases are few, sporadic and widely dispersed, but the current status of scientific knowledge is clearly inadequate to describe and explain the extent of the phenomena, much less to predict and design appropriate monitoring and mitigation strategies in collaboration with the seafood industry and public health agencies. A comprehensive BHAB strategy will require more than fine-tuning morphotaxonomy for accurate identification of benthic dinoflagellates and describing new species and toxins.

From the present review it is evident that studies on epibenthic dinoflagellates in Mexico have begun to emerge more frequently in recent years. Hitherto, most studies on BHAB species and their effects have been crude investigations based on acute mortalities and toxicities of seafood species, *e.g.*, on the effect of *P. lima* on shrimps and bivalves. There is ongoing work with international partners and collaborators that will lead to a greater understanding of these important epibenthic assemblages in the country. There are now several species banks including live strains of benthic dinoflagellates isolated from diverse coastal regions of Mexico available for laboratory research. Collaborations with international colleagues and global research initiatives with access to advanced technology platforms support the required studies on toxicity, allelopathy, ecological interactions, effects on mariculture species, biosynthesis of metabolites and biotechnological potential that remain to be addressed for benthic dinoflagellates in Mexico.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to Dora A. Huerta-Quintanilla from CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Laura Elena Gómez-Lizárraga from the SEM Laboratory at Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México (ICMyL-UNAM), and Silvia Espinosa-Mateo from the SEM Laboratory at Facultad de Ciencias de la UNAM for their help with the SEM observations and micrographs. Shauna Murray of the School of Life Sciences, University of Technology Sydney, Australia graciously provided access to unpublished global data on toxigenic benthic dinoflagellates during a Hanse-fellowship in Delmenhorst, Germany. Marcia M. Gowling from Seattle, WA, USA, kindly improved the writing style. Patricia Quintana-Owen from CINVESTAV-IPN provided financial support for SEM work (projects FOMIX-Yucatán No. 108160 and CONACYT LAB-2009-01 No. 123913, Mexico). LD-R was supported by Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, Mexico) Project 1009, and the Basic Science Project, number A1-S-8616. The participation and contribution of ADC and LD-R was on behalf of the Helmholtz research program “Changing Earth, Sustaining our Future” (Sub-topic 6.2 Adaptation of marine life) of the Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz Zentrum für Polar- und Meeresforschung, Germany. CJBS and ILV were financed and supported from the institutional project 2022-1652 (IPN) and A1-S-14968 (CONACYT). IGL was supported by the projects SIP-20220515 (Secretaría de Investigación y Posgrado) and A1-S-37026 (CONACYT). CJBS and IGL are fellows of EDI (Estímulo al Desempeño de los Investigadores) and COFAA (Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas).

REFERENCES

- AGUILAR-TRUJILLO, A.C., Y.B. OKOLODKOV, J.A. HERRERA-SILVEIRA, F. DEL C. MERINO-VIRGILIO & C. GALICIA-GARCÍA. 2017. Taxocoenosis of epibenthic dinoflagellates in the coastal waters of the northern Yucatán Peninsula before and after the harmful algal bloom event in 2011–2012. *Marine Pollution Bulletin* 119: 396–406. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.074>
- AGUILAR-TRUJILLO, A.C., Y.B. OKOLODKOV, F. DEL C., MERINO-VIRGILIO, I. OSORIO-MORENO & J.A. HERRERA-SILVEIRA. 2014. Variación espacial de dinoflagelados bentónicos/epifíticos en aguas costeras del norte de Yucatán (agosto de 2011). *In*: Botello, A.V., J. Rendón-von Osten, J.A. Benítez & G. Gold-Bouchot (Eds.). *Golfo de México. Contami-*

- nación, impacto ambiental, diagnóstico y tendencias. 3a ed. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida, Mérida, Yucatán, México, pp. 147-160.
- AJANI, P., D.T. HARWOOD & S.A. MURRAY. 2017. Recent trends in marine phyco toxins from Australian coastal waters. *Marine Drugs* 15(2): 33. DOI: 10.3390/md15020033
- ALMAZÁN-BECERRIL, A. 2000. Estudio taxonómico de dinoflagelados tóxicos y potencialmente tóxicos en el Caribe Mexicano. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 52 p., 17 lám.
- ALMAZÁN-BECERRIL, A. S., ESCOBAR-MORALES, G. ROSILES-GONZÁLEZ & F. VALADEZ. 2015. Benthic epiphytic dinoflagellates from the northern portion of the Mesoamerican Reef System. *Botánica Marina* 58: 115-128. DOI: 10.1515/bot-2014-0093
- ALMAZÁN-BECERRIL, A., B. DELGADO-PECH, E. NÚÑEZ-VÁZQUEZ, M. ESCALANTE-ABUSTO, E.D. IROLA-SANSORES, A.T. ARREDONDO-CHÁVEZ, J.C. PENICHE-PÉREZ, A. CABALLERO-VÁZQUEZ, D.A. UITZIL-GASTAÑEDA, J. MÉNDEZ TORRES, G. RESÉNDIZ COLORADO & M. GARCÍA RIVAS. 2021. Presencia de ciguatoxinas en la especie invasora pez león (*Pterois volitans*) y en otros peces arrecifales en dos áreas naturales protegidas de Quintana Roo: Arrecife de Puerto Morelos e Isla Contoy. Project ID: SNIB-MQ001-MQ0011912F_SIB2020.03.26-ND. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ciudad de México, México. <https://www.gbif.org/dataset/1a903bc5-bedf-4414-809c-7439843dc336>
- ALMAZÁN-BECERRIL, A., E.D. IROLA-SANSORES & S. ESCOBAR-MORALES. 2016a. El género *Gambierdiscus* de Quintana Roo, México. In: García-Mendoza, E., S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz & E.J. Núñez-Vázquez (Eds.). *Florecimientos algales nocivos en México*. CICESE, Ensenada, Baja California, México, pp. 366-377.
- ALMAZÁN-BECERRIL, A., S. ESCOBAR-MORALES, E.D. IROLA-SANSORES & B. DELGADO-PECH. 2016b. Morfología y taxonomía de los géneros *Ostreopsis* y *Coolia* en el Caribe Mexicano In: García-Mendoza, E., S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz & E.J. Núñez-Vázquez (Eds.). *Florecimientos algales nocivos en México*. CICESE, Ensenada, Baja California, México, pp. 378-393.
- ALONSO-RODRÍGUEZ, R., D.U., HERNÁNDEZ-BECERRIL & I. GÁRATE-LIZÁRRAGA. 2008. *Catálogo de microalgas de las lagunas costeras de Sinaloa*. F. Páez-Osuna (Ed.). Serie Lagunas Costeras de Sinaloa. Núm. 4. UNAM, ICML, CODESIN, CESASIN, SEMARNAT, CONACYT, Sinaloa, México. 208 p.
- ALONSO-RODRÍGUEZ, R. & E. PÁEZ-OSUNA. 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture* 219: 317-336. DOI: 10.1016/S0044-8486(02)00509-4
- ARIZPE, Ó. 1966. Secondary production, growth and survival of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) in tropical waters, Bahía de La Paz, Mexico. *Journal of Shellfish Research* 15: 601-607.
- BAND-SCHMIDT C.J., J.J. BUSTILLOS-GUZMÁN, D.J. LÓPEZ-CORTÉS, E. NÚÑEZ-VÁZQUEZ & F.E. HERNÁNDEZ-SANDOVAL. 2011. El estado actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiológica* 21(3): 381-413. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=578214830016>
- BAND-SCHMIDT, C.J. & C.F. RODRÍGUEZ-GÓMEZ (Eds.). 2022. *Proceedings of the 19th International Conference on Harmful Algae, October 10-15, 2021*. International Society for the Study of Harmful Algal Blooms, La Paz, B.C.S., Mexico. 365 p.
- BARÓN-CAMPIS, S.A., Y.B. OKOLODKOV, G.V. RIOS-LARA, N. VÁZQUEZ-GÓMEZ, V. RUBIO-SÁNCHEZ, G. ARCE-ROCHA, W.A. GONZÁLEZ-LÓPEZ & E.J. NÚÑEZ-VÁZQUEZ. 2014. Dinoflagelados nocivos y ciguatoxinas en la costa norte de Yucatán: un riesgo para el futuro desarrollo de la maricultura. In: Resúmenes del XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, Isla Cozumel, Quintana Roo, México, 8 al 11 de octubre de 2014. [7 p.].
- BLANFUNÉ, A., C.F. BOUDOURESQUE, H. GROSSEL & T. THIBAUT. 2015. Distribution and abundance of *Ostreopsis* spp. and associated species (Dinophyceae) in the northwestern Mediterranean: the region and the macroalgal substrate matter. *Environmental Science and Pollution Research* 22(16): 12332-12346.
- BRAVO, I. & R.I. FIGUEROA. 2013. Towards an ecological understanding of dinoflagellate cyst functions microorganisms 2013, 1, 1-x manuscripts; DOI: 10.3390/microorganisms10x000x
- CÁCERES-MARTÍNEZ, J., P.M. DE OCA & R. VÁSQUEZ-YEOMANS. 1998. *Polydora* sp. infestation and health of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* cultured in Baja California, NW Mexico. *Journal of Shellfish Research* 17: 259-264.
- CAMPA-CÓRDOVA, A.I., E.J. NÚÑEZ-VÁZQUEZ, A. LUNA-GONZÁLEZ, M.J. ROMERO-GERALDO & F. ASCENCIO. 2009. Superoxide dismutase activity in juvenile *Litopenaeus vannamei* and *Nodipecten subnodosus* exposed to the toxic dinoflagellate *Prorocentrum lima*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C: Toxicology & Pharmacology* 149(3): 317-322. DOI: 10.1016/j.cbpc.2008.08.006
- CARNICER, O., Y.B. OKOLODKOV, M. GARCÍA-ALTARES, I. KEITH, K.B. ANDREE, J. DIOGÈNE & M.F. TEJEDOR. 2020. *Ostreopsis* cf. *ovata* and *Ostreopsis lenticularis* (Dinophyceae: Gonyaulacales) in the Galapagos Marine Reserve. *Scientia Marina* 84(3): 1-16. DOI: 10.3989/scimar.05035.08A
- Cembella, A.D., L.M. Durán-Riveroll, U.I. Tarazona-Janampa, Y.B. Okolodkov, R. García-Sandoval, B. Krock, C. Hörstmann & U. John. 2021. Phylogeography and diversity among populations of the toxic benthic dinoflagellate *Prorocentrum* from coastal reef systems in Mexico. *Frontiers in Marine Science* 8: article 716669. DOI: 10.3389/fmars.2021.716669
- CIMINIELLO, P., C. DELL'AVERSANO, E. FATTORUSSO, M. FORINO, S.G. MAGNO, L. TARTAGLIONE, C. GRILLO & N. MELCHIORRE. 2006. The Genoa 2005 outbreak. Determination of putative palytoxin in Mediterranean *Ostreopsis ovata* by a new liquid chromatography mass spectrometry method. *Analytical Chemistry* 78(17): 6153-6159. DOI: 10.1021/ac060250j
- COHEN-FERNÁNDEZ, E.J., F.F. PEDROCHE, M.R. PALACIOS, S. ÁLVAREZ-HERNÁNDEZ & E. MEAVE DEL CASTILLO. 2010. Molecular phylogeny of *Prorocentrum* (Dinoflagellata) from the Pacific coast of Mexico based on the parsimony analysis of fragments of LSUrDNA and SSUrDNA. *International Journal of Plant Physiology and Biochemistry* 2(3): 29-37. <http://www.academicjournals.org/ijppb>
- CORTÉS-ALTAMIRANO, R. 2012. Two new localities for *Gambierdiscus toxicus* in the Mexican Pacific. *Harmful Algae News* 45: 10-11.

- CORTÉS-ALTAMIRANO, R. & A.P. SIERRA-BELTRÁN. 2003. Morphology and taxonomy of *Prorocentrum mexicanum* and reinstatement of *Prorocentrum rhathymum* (Dinophyceae). *Journal of Phycology* 39: 221-225. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.01112.x>
- CORTÉS-ALTAMIRANO, R., A. SIERRA-BELTRÁN & M. CORTÉS-LARA. 2011. Ultraestructura de *Ostreopsis siamensis* y *O. ovata* (Dinophyceae): referencia especial a la placa 2', el poro apical (Po) y poros tecales. *In: XIV Congreso Latino-Americano de Ciências do Mar – XIV CO-LACMAR, Baneário Camboriú (SC / Brasil), 30 de outubro a 04 de novembro de 2011. [3 p.]*
- CORTÉS-LARA, M.C., R. CORTÉS-ALTAMIRANO, A. SIERRA-BELTRÁN & A. REYES-JUÁREZ. 2005. *Ostreopsis siamensis* (Dinophyceae), a new tycho planktonic record from Isabel Island National Park, Pacific Mexico. *Harmful Algal News* 28: 4-5.
- DEEDS, J.R., J.H., LANDSBERG, S.M. ETHERIDGE, G.C. PICTHER & A.W. LONGAN. 2008. Non-traditional vectors for paralytic shellfish poisoning. *Marine Drugs* 6: 308-348. DOI: 10.3390/md20080015
- DICKEY, R.W. & S.M. PLAKAS. 2010. Ciguatera: a public health perspective. *Toxicon* 56(2): 123-136. DOI: 10.1016/j.toxicon.2009.09.008
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2009. Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009. Secretaría de Salud, Ciudad de México, México. <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4295/salud2a/salud2a.htm>
- DURÁN-RIVEROLL, L.D., A.D. CEMBELLA & Y.B. OKOLODKOV. 2019a. A review on the biodiversity and biogeography of toxigenic benthic marine dinoflagellates of the coasts of Latin America. *Frontiers in Marine Science* 6:148.11.012. DOI: 10.3389/fmars.2019.00148
- DURÁN-RIVEROLL, L.M., C.J. BAND-SCHMIDT, Y.B. OKOLODKOV & A. ALMAZÁN-BECERRIL. 2019b. Florecimientos algales nocivos en las costas de México: estado actual y perspectivas. *In: Botello A.V., S. Villanueva & J. Gutiérrez (Eds.). Costas y mares mexicanos: contaminación, impactos, vulnerabilidad y cambio climático.* UNAM, UAC, México, D.F., México, pp. 277-312. DOI: 10.26359/epomex.0419
- DURÁN-RIVEROLL, L.M., A.D. CEMBELLA & Y.B. OKOLODKOV. 2022. Diversity, biogeography, and chemically mediated interactions of toxigenic benthic marine dinoflagellates from Mexican coastal waters. *In: Band-Schmidt, C.J. & C.F. Rodríguez-Gómez (Eds.). Proceedings of the 19th International Conference on Harmful Algae, October 10-15, 2021, International Society for the Study of Harmful Algal Blooms, La Paz, B.C.S., Mexico, p. 132-137.*
- ESQUEDA-LARA, K. & D.U. HERNÁNDEZ-BECERRIL. 2010. *Dinoflagelados microplanctónicos marinos del Pacífico central de México (Isla Isabel, Nayarit y costas de Jalisco y Colima).* Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. 254 p.
- FAO. 2004. Marine biotoxins. FAO Food and Nutrition paper 80. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. xii+278 p. <https://www.fao.org/publications/card/en/c/9261a330-3477-5896-b66c-20f68d261f55/>
- FLEMING, L.E., D.G. BADEN, J.A. BEAN, R. WEISMAN & D.G. BLYTHE. 1998. Seafood toxin diseases: issues in epidemiology and community outreach. *In: Reguera, B., J. Blanco, M.L. Fernández & T. Wyatt (Eds.). Harmful Algae.* Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, pp. 245-248.
- GALLEGOS-MENDIOLA, V., B. PÉREZ-CRUZ, J.A. DÍAZ-ORTIZ, D.E. MORÁN-VEGA, R. HUANTE-CATALÁN & I. GÁRATE-LIZÁRRAGA. 2017. Ocurrencia de *Ostreopsis ovata* en la playa Piedra de Tlalcoyunque en la región Costa Grande, Guerrero, México. *In: 4o Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana para el Estudio de los Florecimientos Algales Nocivos A.C. y 2a Reunión de la Asociación Latinoamericana para el Estudio de Algas Nocivas.* Cancún, Quintana Roo, México, p. 96.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. 2012. Proliferation of *Amphidinium carterae* (Gymnodiniales: Gymnodiniaceae) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *CICIMAR Océánides* 27: 1-13. <http://dx.doi.org/10.37543/oceanides.v27i2.115>
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. 2013. Bloom of *Cochlodinium polykrikoides* (Dinophyceae: Gymnodiniales) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 67: 217-222. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.11.031
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. 2020. Dinoflagelados atecados y su importancia como causantes de florecimientos en la Bahía de La Paz, Golfo de California. *In: Riosmena-Rodríguez, R., J.M. López-Vivas, E.A. Gómez-Gallardo-Unzueta, G. Cruz-Piñón & A. Romo-Piñera (Eds.). La Bahía de La Paz, biodiversidad, procesos ecológicos y sociales.* Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México, pp.197-242.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I., C.J. BAND-SCHMIDT, G. VERDUGO-DÍAZ, M.S. MUÑETÓN-GÓMEZ & E. FÉLIX-PICO. 2007. Dinoflagelados (Dinophyceae) del sistema lagunar Magdalena-Almejas. *In: Funes-Rodríguez, R., J., Gómez-Gutiérrez & R. Palomares-García (Eds.). Estudios ecológicos en Bahía Magdalena.* Gobierno del Estado de B.C.S., Secretaría de Turismo de B.C.S., Fondo para la Protección de los Recursos Marinos de B.C.S., Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur, México, pp. 145-174.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. & R. GONZÁLEZ-ARMAS. 2017. First record of the dinoflagellate *Prorocentrum panamense* (Prorocentrales, Dinophyceae) in the Mexican Pacific from the Archipiélago de Revillagigedo. *CICIMAR Océánides* 32(1): 63-66. DOI: 10.37543/oceanides.v32i1.197
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I., R. GONZÁLEZ-ARMAS & Y.B. OKOLODKOV. 2018. Occurrence of *Ostreopsis lenticularis* (Dinophyceae: Gonyaulacales) from the Archipiélago de Revillagigedo, Mexican Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 128: 390-395. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.01.020
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I., Y.B. OKOLODKOV & R. CORTÉS-ALTAMIRANO. 2016a. Microalgas formadoras de florecimientos algales en el Golfo de California. *In: García-Mendoza, E., S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz & E.J. Núñez-Vázquez (Eds.). Florecimientos Algales Nocivos en México.* CICESE, Ensenada, México, pp. 130-145.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA I., G. VERDUGO-DÍAZ & Y. OKOLODKOV. 2016b. Florecimientos algales nocivos en la costa occidental de Baja California Sur *In: García-Mendoza, E., S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz & E.J. Núñez-Vázquez (Eds.). Florecimientos Algales Nocivos en México.* CICESE, Ensenada, México, pp. 44-59.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I., R. GONZÁLEZ-ARMAS, G. VERDUGO-DÍAZ, Y.B. OKOLODKOV, B. PÉREZ-CRUZ & J.A. DÍAZ-ORTIZ. 2019. Seasonality of the dinoflagellate *Amphidinium cf. carterae* (Dinophyceae: Amphidiniiales) in Bahía de

- La Paz, Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 146: 532-541. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.073
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. & A. MARTÍNEZ-LÓPEZ. 1997. Primer registro de una marea roja de *Prorocentrum mexicanum* (Prorocentraceae) en el Golfo de California. *Revista de Biología Tropical* 45:1263.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. & M.S. MUÑETÓN-GÓMEZ. 2008. Bloom of *Peridinium quinquecorne* Abé in la Ensenada de la Paz, Gulf of California (July 2003). *Acta Botanica Mexicana* 83: 33-47.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I., M.S. MUÑETÓN-GÓMEZ & V. MALDONADO-LÓPEZ. 2006. Florecimiento del dinoflagelado *Gonyaulax polygramma* frente a la isla Espíritu Santo, Golfo de California, México. *Revista de Investigaciones Marinas*, 27: 31-39. https://www.researchgate.net/publication/253645728_Florecimiento_del_dinoflagelado_Gonyaulax_polygramma_frente_a_la_Isla_Espiritu_Santo_Golfo_de_California_Octubre_2004
- GARCÍA-LAGUNAS, N., R., ROMERO-GERALDO, A.K., KAO-GODÍNEZ & N.Y. HERNÁNDEZ-SAAVEDRA. 2019. Differential expression of immune response genes in Pacific oyster, *Crassostrea gigas* spat, fed with dinoflagellates *Gymnodinium catenatum* and *Prorocentrum lima*. *Latin American Journal of Aquatic Research* 47(4), 699-705. <http://dx.doi.org/10.3856/vol47-issue4-fulltext-12>
- GARCÍA-RICO, L., R.E., RAMOS-RUIZ & J. VIVIAN-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: 1909–1913. <https://doi.org/10.1093/jaoac/84.6.1909>
- GARCÍA SANTOS REYES, P.G. 2022. Identificación de dinoflagelados bentónicos del género *Coolia* de costas mexicanas y caracterización de los efectos citotóxicos de sus extractos sobre *Artemia salina* y células tumorales humanas. Informe de servicio social para obtener el título de Licenciada en Biología. Universidad Simón Bolívar, Ciudad de México, México.
- GAYOSO, A.M., S. DOVER, S. MORTON, M. BUSMAN, P. MOELLER, V.K. FULCO & L. MARANDA. 2002. Diarrhetic shellfish poisoning associated with *Prorocentrum lima* (Dinophyceae) in Patagonian Gulfs (Argentina). *Journal of Shellfish Research* 21(2): 461–463. https://www.researchgate.net/publication/269097077_Diarrhetic_shellfish_poisoning_associated_with_Prorocentrum_lima_Dinophyceae_in_Patagonian_Gulfs_Argentina
- GÓMEZ, F., D. QUI & S. LIN. 2017. The synonymy of the toxic dinoflagellates *Prorocentrum mexicanum* and *P. rathymum* and the description of *P. steidingeriae* sp. nov. (Prorocentrales, Dinophyceae). *Journal of Eukaryotic Microbiology* 64: 668-677. DOI: 10.1111/jeu.12403
- GU, H., K. HUO, B. KROCK, G. BILJEN, V. POSPELOVA, Z. LI, C. CARBONELL-MOORE, L. MORQUECHO, Ž. NINČEVIĆ & K.N. MERTENS. 2021. Cyst-theca relationships of *Spiniferites bentorii*, *S. hyperacanthus*, *S. ramosus*, *S. scabratus* and molecular phylogenetics of *Spiniferites* and *Tectatodinium* (Gonyaulacales, Dinophyceae). *Phycologia* 60(4): 332-353. DOI: 10.1080/00318884.2021.1930796
- HALLEGRAEFF, G., D.M. ANDERSON, C. BELIN, M.J. DECHRAQUI BOTTEIN, E. BRESNAN, M. CHINAIN, H. ENEVOLDSEN, M. IWATAKI, B. KARLSON, C.H. MCKENZIE, I. SUNESEN, G.C. PITCHER, P. PROVOOST, A. RICHARDSON, L. SCHWEIBOLD, P.A. TESTER, V.L. TRAINER, A.T. YÑIGUEZ & A. ZINGONE. 2021. Perceived global increase in algal blooms is attributable to intensified monitoring and emerging bloom impacts. *Communications Earth & Environment* 2:117. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00178-8>
- HELENES, J., A.L. CARREÑO & R.Y. MARCOS-GIRÓN. 2020. Miocene-Pliocene biochronology of the Obregón Basin and its bearing on the evolution of the Proto-Gulf of California. *Journal of South American Earth Sciences* 104:102758. DOI: 10.1016/j.jsames.2020.102758
- HEREDIA-TAPIA, A.B., O. ARREDONDO-VEGA, E.J. NÚÑEZ-VÁZQUEZ, T. YASUMOTO, M. YASUDA & J.L. OCHOA. 2002. Isolation of *Prorocentrum lima* (Syn. *Exuviaella lima*) and diarrhetic shellfish poisoning (DSP) risk assessment in the Gulf of California, Mexico. *Toxicon* 40: 1121-1127. DOI: 10.1016/S0041-0101(02)00111-3
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D.U. & A. ALMAZÁN-BECERRIL. 2004. Especies de dinoflagelados del género *Gambierdiscus* (Dinophyceae) del Mar Caribe mexicano. *Revista de Biología Tropical* 52 (Suppl. 1): 77–87. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442004000500011
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D.U. S.A. BARÓN-CAMPIS, J.G.A. CEBALLOS-CORONA, R. ALONSO-RODRÍGUEZ, K.M. RINCONES-REYES, R.T. BECERRA-REYNOSO & G. ARCE-ROCHA. 2021. *Catálogo del fitoplancton del Pacífico central mexicano, Cruceros "MareaR" (2009-2019). B/O "El Puma"*. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. 254 p.
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D.U., M.C. RODRÍGUEZ-PALACIO & C. LOZANO-RAMÍREZ. 2013. Morphology and life stages of the potentially pinnatoxin-producing thecate dinoflagellate *Vulcanodinium rugosum* from the tropical Mexican Pacific. *Botanica Marina* 56(5-6): 535-540. DOI: 10.1515/bot-2013-0079
- HERNÁNDEZ-CASTRO, J.E. 2017. Dinoflagelados y toxinas lipofílicas en bancos naturales de bivalvos al sur de la Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur, México. 90 p.
- HERRERA-HERRERA, N.V. 2022. *Interacciones alelopáticas de dinoflagelados epibentónicos de los géneros Amphidinium y Coolia en condiciones de cultivo*. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur, México. vii+160 p.
- HERRERA-SEPÚLVEDA, A., N.Y. HERNÁNDEZ-SAAVEDRA, L.K. MEDLIN & N. WEST. 2013. Capillary electrophoresis fingerprint technique (CE-SSCP): an alternative tool for the monitoring activities of HAB species in Baja California Sur Coastal. *Environmental Science and Pollution Research* 20(10): 6863-6871. DOI: 10.1007/s11356-012-1033-7
- HO, T.V. & L.N. NGUYEN. 2014. Morphology and distribution of the three epiphytic dinoflagellate species *Coolia monotis*, *C. tropicalis*, and *C. canariensis* (Ostreopsidaceae, Gonyaulacales, Dinophyceae) from Vietnamese coastal waters. *Oceanic Science Journal* 49(3): 211-221. DOI: 10.1007/s12601-014-0021-x
- HOLMES, M.J., R.J. LEWIS, A. JONES & A.W. HOY. 1995. Cooliatoxin, the first toxin from *Coolia monotis* (Dinophyceae). *Natural Toxins* 3(5): 355-362. DOI: 10.1002/nt.2620030506
- HOPPENRATH, M., S.A. MURRAY, N. CHOMÉRAT & T. HORIGUCHI. 2014. *Marine benthic dinoflagellates – unveiling their worldwide biodiversity*.

- Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, Germany. 276 p.
- ICHA 2021 ABSTRACT BOOK. 2021. 19th International Conference on Harmful Algae. October 10-15, 2021, La Paz, Baja California Sur, Mexico. 448 p. https://issaha.org/wp-content/uploads/2022/01/ICHA2021_Abstracts-10-oct.pdf
- IROLA-SANSORES, E.D., B. DELGADO-PECH, E. GARCÍA-MENDOZA, E.J. NÚÑEZ-VÁZQUEZ, A. OLIVOS-ORTIZ & A. ALMAZÁN-BECERRIL. 2018. Population dynamics of benthic-epiphytic dinoflagellates on two macroalgae from coral reef systems of the northern Mexican Caribbean. *Frontiers Marine Science* 5:487. DOI: 10.3389/fmars.2018.00487
- JOINT, I., M. MÜHLING & J. QUERELLOU. 2010. Culturing marine bacteria - an essential prerequisite for biodiscovery. *Microbial Biotechnology* 3: 564-575. DOI: 10.1111/j.1751-7915.2010.00188.x
- JUNQUEIRA DE AZEVEDO TIBIRIÇÁ, C.E., M. SIBAT, L.F. FERNANDES, G. BILJEN, N. CHOMÉRAT, P. HESS & L.L. MAFRA JR. 2020. Diversity and toxicity of the genus *Coolia* Meunier in Brazil, and detection of 44-methyl gambierone in *Coolia tropicalis*.
- TOXINS 12(5):327. <https://doi.org/10.3390/toxins12050327> KARAFAS, S., R. YORK & C. TOMAS. 2015. Morphological and genetic analysis of the *Coolia monotis* species complex with the introduction of two new species, *Coolia santacroce* sp. nov. and *Coolia palmyrensis* sp. nov. (Dinophyceae). *Harmful Algae* 46: 18-33. DOI: 10.1016/j.hal.2015.05.002
- KARLSON, B., P. ANDERSEN, L. ARNEBORG, A. CEMBELLA, W. EIKREM, U. JOHN, J.J. WEST, K. KLEMM, J. KOBOS, S. LEHTINEN, N. LUNDHOLM, H. MAZUR-MARZEC, L. NAUSTVOLL, M. POELMAN, P. PROVOOST, M. DE RIJCKE & S. SUIKKANEN. 2021. Harmful algal blooms and their effects in coastal seas of Northern Europe. *Harmful Algae* 102:101989. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2021.101989>
- KIELT, J.-F. 2006. Distribution des assemblages palynologiques et microfaunistiques le long des côtes Ouest mexicaines. Memoire présenté comme exigence partielle de la Maîtrise en Sciences de la Terre. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, Canada. ix+83 p.
- KOBAYASHI, J. & T. KUBOTA. 2007. Bioactive macrolides and polyketides from marine dinoflagellates of the genus *Amphidinium*. *Journal of Natural Products* 70: 451-460. DOI: 10.1021/np0605844
- KOBAYASHI, J. & M. TSUDA. 2004. Amphidinolides, bioactive macrolides from symbiotic marine dinoflagellates. *Natural Product Reports* 21: 77-93.
- KROCK, B., U. TILLMANN, U. JOHN & A. CEMBELLA. 2008. LC-MS-MS aboard ship: tandem mass spectrometry in the search for phycotoxins and novel toxigenic plankton from the North Sea. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 392: 797-803. DOI: 10.1007/s00216-008-2221-7
- LAWRENCE, J.E., J. GRANT, M.A. QUILLIAM, A.G. BAUDER & A.D. CEMBELLA. 2000. Colonization and growth on the toxic dinoflagellate *Prorocentrum lima* and associated fouling macroalgae on mussels in suspended culture. *Marine Ecology Progress Series* 201: 147-154. <https://www.int-res.com/articles/meps2000/201/m201p147.pdf>
- LEAW, C.P., T. HII-TAN, H. CHANG-LIM, S. TUNG-TENG, H. LIN-YONG, K.F. SMITH, L. RHODES, M. WOLF, W.C. HOLLAND, M.W. VANDERSEA, R.W. LITAKER, P.A. TESTER, H. GU, G. USUP & P. TEEN-LIM. 2016. New scenario for speciation in the benthic dinoflagellate genus *Coolia* (Dinophyceae). *Harmful Algae* 55: 137-149. DOI: 10.1016/j.hal.2016.02.010
- LECHUGA-DEVÉZE, C.H. & A.P. SIERRA-BELTRÁN. 1995. Documented case of ciguatera on the Mexican Pacific coast. *Natural Toxins* 3(6): 415-418. DOI: 10.1002/nt.2620030603
- LEUNG, P.T., M. YAN, K.F. YIU, V. LAM, J.C. IP, M.W.Y., C. CHEN, T. WAI & P.K.S. LAM. 2017. Molecular phylogeny and toxicity of harmful benthic dinoflagellates *Coolia* (Ostreopsidaceae, Dinophyceae) in a subtropical marine ecosystem: the first record from Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin* 124(2): 878-889. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.017
- LEY-MARTÍNEZ, T.-C. 2016. Bioprospección de toxinas tipo ciguatoxinas en peces carnívoros del Caribe mexicano y aguas adyacentes. Tesis de Licenciatura. La Paz, Baja California Sur, México. xvi+74 p.
- LEY-MARTÍNEZ, T.-C. 2018. Identificación y cuantificación de ciguatoxinas en peces carnívoros de la Península de Yucatán. Tesis de Maestría. La Paz, Baja California Sur, México. xviii+135 p.
- LEY-MARTÍNEZ, T.-C., E.J. NÚÑEZ-VÁZQUEZ, A. ALMAZÁN-BECERRIL, S. BARÓN-CAMPIS, C. RAMÍREZ-CAMARENA, J. A. CABALLERO-VÁZQUEZ & E.F. BALART. 2014. Bioprospección de toxinas tipo ciguatoxinas en peces carnívoros del Caribe mexicano y aguas adyacentes. In: XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar, Cozumel, Quintana Roo, México, 8-11 de octubre de 2014. [14 p.].
- LIMOGES, A., J.-F. KIELT, T. RADI, A.C. RUÍZ-FERNÁNDEZ & A. DE VERNAL. 2010. Dinoflagellate cyst distribution in surface sediments along the south-western Mexican coast (14.76° N to 24.75° N). *Marine Micropaleontology* 76(3-4): 104-123. <https://doi.org/10.1016/j.mar-micro.2010.06.003>
- LIMOGES, A., L. LONDEIX & A. DE VERNAL. 2013. Organic-walled dinoflagellate cyst distribution in the Gulf of Mexico. *Marine Micropaleontology* 102: 51-68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mar-micro.2013.06.002>
- LITAKER, R.W., W. HOLLAND, S.R. KIBLER, M.W. VANDERSEA, M.A. FAUST & P.A. TESTER. 2011. *Prorocentrum mexicanum* vs. *Prorocentrum rathymum*: comparative taxonomy, ecology and toxicology. *Journal of Phycology* 47: S69. DOI: 10.1046/j.1529-8817.2003.01112.x
- LITAKER, R.W., M.W. VANDERSEA, M.A. FAUST, S.R. KIBLER, M. CHINAIN & M.J. HOLMES. 2009. Taxonomy of *Gambierdiscus* including four new species, *Gambierdiscus caribaeus*, *Gambierdiscus carolinianus*, *Gambierdiscus carpenteri* and *Gambierdiscus ruetzleri* (Gonyaulacales, Dinophyceae). *Phycologia* 48: 344-390. DOI: 10.3390/md16010007
- LITAKER, R.W., M.W. VANDERSEA, M.A. FAUST, S.R. KIBLER, A.W. NAU, W.C. HOLLAND, M. CHINAIN, M.J., HOLMES & P.A. TESTER. 2010. Global distribution of ciguatera causing dinoflagellates in the genus *Gambierdiscus*. *Toxicon* 56: 711-730. DOI: 10.1016/j.toxicon.2010.05.017
- LITAKER, R.W., W.C. HOLLAND, D.R. HARDISON, F. PISAPIA, P. HESS, S.R. KIBLER & P.A. TESTER. 2017. Ciguatoxicity of *Gambierdiscus* and *Fukuyoa* species from the Caribbean and Gulf of Mexico. *PLoS One* 12:e0185776. DOI:10.1371/journal.pone
- LOEFFLER, C.R., L. TARTAGLIONE, M. FRIEDEMANN, A. SPIELMEYER, O. KAPPENSTEIN & D. BODI. 2021. Ciguatera mini review: 21st century environmental challenges and the interdisciplinary research efforts rising to meet

- them. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(6):3027. DOI: 10.3390/ijerph18063027
- LUNDHOLM, N., C. CHURRO, S. FRAGA, M. HOPPENRATH, M. IWATAKI, J. LARSEN, K. MERTENS, Ø. MOESTRUP & A. ZINGONE (Eds.). 2009 onwards. IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae. <https://www.marinespecies.org/hab>. DOI: 10.14284/362
- MACIEL-BALTÁZAR, E. 2015. Dinoflagelados (Dinoflagellata) tóxicos de la costa de Chiapas, México, Pacífico centro oriental. *Cuadernos de Investigación UNED* 7(1): 39-48. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=515651508005>
- MAFRA JR., L.L., T. RIBAS, T.P. PEREIRA ALVES, OLIVEIRA PROENÇA, M.A. SCHRAMM, H. UCHIDA & T. SUZUKI. 2015. Differential okadaic acid accumulation and detoxification by oysters and mussels during natural and simulated *Dinophysis* blooms. *Fisheries Science* 81: 749-762. DOI: 10.1007/s12562-015-0882-7
- MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, E. & E. HERNÁNDEZ-CAMPOS. 1991. Distribución de quistes de dinoflagelados y acritarcas en sedimentos holocénicos del Golfo de California. *Paleontología Mexicana* 57: 1-120, lám. 1-6.
- MARTÍNEZ-CRUZ, M. E., Y.B. OKOLODKOV, A.C. AGUILAR-TRUJILLO & J.A. HERRERA-SILVEIRA. 2015. Epiphytic dinoflagellates on the seagrass *Thalassia testudinum* at Dzilam, southeastern Gulf of Mexico. *Cymbella* 1: 2-9.
- MARTÍNEZ-MERCADO, M., C.E. GALINDO-SÁNCHEZ, E. SÁNCHEZ-CASTREJÓN, A. SAAVEDRA-FLORES, A.D. CEMBELLA & L.M. DURÁN-RIVEROLL. 2022. Comparison of bacterial communities among geographically distinct populations of the benthic dinoflagellate *Prorocentrum lima*. In: Band-Schmidt, C.J. & C.F. Rodríguez-Gómez (Eds.). *Proceedings of the 19th International Conference on Harmful Algae, October 10-15, 2021*. International Society for the Study of Harmful Algal Blooms, La Paz, B.C.S., Mexico, p. 93-98.
- McKEE, D.B., L.E. FLEMING, R. TAMER, R. WEISMAN & D. BLYTHE. 2001. Physician diagnosis and reporting of ciguatera fish poisoning in an endemic area. In: Hallegraef, G., S.I. Blackburn, C.J. Bolch & R. Lewis. *Proceedings of the Ninth International Conference on Harmful Algal Blooms, Hobart, Australia, 7-11 February 2000*. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris, France, pp. 451-453.
- MEJÍA-CAMACHO, A.L. 2020. Caracterización morfológica y molecular de dinoflagelados del género *Amphidinium* de costas mexicanas y su actividad citotóxica. Informe final del proyecto, Licenciatura en Biología Molecular. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Cuajimalpa, Ciudad de México, México. 42 p.
- MEJÍA-CAMACHO, A.L., L.M. DURÁN-RIVEROLL & A.D. CEMBELLA. 2021. Toxicity bioassay and cytotoxic effects of the benthic marine dinoflagellate *Amphidinium operculatum*. *Journal of Xenobiotics* 11: 33-45. DOI: 10.3390/jox11020003
- MÉNDEZ-TORRES, J. 2019. Diversidad y toxicidad del género *Ostreopsis* Schmidt, 1902 (Dinophyceae) en la zona norte del Caribe Mexicano. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C., Cancún, Quintana Roo, México. 107 p.
- MENDOZA-FLORES, A., C.E. GALINDO-SÁNCHEZ & M.P. SÁNCHEZ-SAAVEDRA. 2022. Effects of the light irradiance on the growth and lipids content of *Amphidinium carterae* (Dinophyceae) for biofuels production. *Bio-Energy Research* [9 p.], DOI:10.1007/s12155-022-10455-9
- MOMIGLIANO, P., L. SPARROW, D. BLAIR & K. HEIMANN. 2013. The diversity of *Coolia* spp. (Dinophyceae Ostreopsidaceae) in the central Great Barrier Reef Region. *PLoS ONE* 8(10):e79278. DOI: 10.1371/journal.pone.0079278
- MORQUECHO, L. & C.H. LECHUGA-DEVÉZE. 2003. Dinoflagellate cysts in recent sediments from Bahía de Concepción, Gulf of Mexico. *Botanica Marina* 46: 132-141. DOI: 10.1515/BOT.2003.014
- MORQUECHO, L. & C.H. LECHUGA-DEVÉZE. 2004. Seasonal occurrence of planktonic dinoflagellates and cyst production in relationship to environmental variables in subtropical Bahía Concepción, Gulf of California. *Botanica Marina* 47: 313-322. DOI: 10.1515/BOT.2004.037
- MORQUECHO, L., D.T. GÓNGORA-GONZÁLEZ & Y.B. OKOLODKOV. 2009. Cyst-theca relationships of Gonyaulacales and Peridiniales (Dinophyceae) from Bahía Concepción, Gulf of California. *Acta Botanica Mexicana* 88: 9-29. <https://www.scielo.org.mx/pdf/abm/n88/n88a2.pdf>
- MORQUECHO, L., I. GÁRATE-LIZÁRRAGA & H. GU. 2022. Morphological and molecular characterization of the genus *Coolia* (Dinophyceae) from Bahía de La Paz, southwest Gulf of California. *Algae* 37(3): 185-204. DOI: 10.4490/algae.2022.37.9.2
- MORQUECHO-ESCAMILLA, L., A. REYES-SALINAS & Y.B. OKOLODKOV. 2016. *Illustrated taxonomic guide of the Marine Dinoflagellate Collection (CODIMAR)/Guía taxonómica ilustrada de la Colección de Dinoflagelados Marinos (CODIMAR)*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR), La Paz, Baja California Sur, México. 147 p.
- MUCIÑO-MÁRQUEZ, R.E., I. GÁRATE-LIZÁRRAGA & D.J. LÓPEZ-CORTÉS. 2015. Variación estacional del género *Prorocentrum* (Dinophyceae) en dos granjas atuneras en la Bahía de La Paz, México. *Acta Biológica Colombiana* 20(1): 195-206. DOI:10.15446/abc.v20n1.42442
- MUNDAY, R. 2008. Occurrence and toxicology of palytoxins. In: Botana, L.M. (Ed.). *Seafood and freshwater toxins: Pharmacology, physiology, and detection*. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 693-713.
- MURRAY, S., T. GARBY, M. HOPPENRATH & B. NEILAN. 2012. Genetic diversity, morphological uniformity and polyketide production in dinoflagellates (*Amphidinium*, Dinoflagellata). *PLoS ONE* 7(6): 1-14:e38253. DOI: 10.1371/journal.pone.0038253
- MURRAY, S.A., G.S., KOHLI, H. FARRELL, Z.B., SPIERS, A.R., PLACE, J.J., DORANTES-ARANDA, & J. RUSZCZYK. 2015. A fish kill associated with a bloom of *Amphidinium carterae* in a coastal lagoon in Sydney, Australia. *Harmful Algae* 49: 19-28. DOI: 10.1016/j.hal.2015.08.003
- NIELSEN, L.T., B. KROCK & P.J. HANSEN. 2013. Production and excretion of okadaic acid, pectenotoxin-2 and a novel dinophysistoxin from the DSP-causing marine dinoflagellate *Dinophysis acuta* – Effects of light, food availability and growth phase. *Harmful Algae* 23: 34-45. DOI: 10.1016/j.hal.2012.12.004
- NÚÑEZ-VÁZQUEZ, E.J. 2005. Biotoxinas marinas en peces comestibles de Baja California Sur: origen, identificación y cuantificación. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, México. 109 p.

- NÚÑEZ-VÁZQUEZ E.J., A. ALMAZÁN-BECERRIL, A. HEREDIA-TAPIA, D.U. HERNÁNDEZ-BECERRIL, L. TROCCOLI-GHINAGLIA, B.O. ARREDONDO-VEGA, J.A. HERRERA-SILVEIRA, J.L. VÁZQUEZ-CASTELLANOS & J.L. OCHOA. 2000. Incidencia del envenenamiento por ciguatera en México. *In: 4a Reunión de Expertos en Envenenamiento por Animales Ponoñosos*. Cuernavaca, Morelos, México.
- NÚÑEZ-VÁZQUEZ, E.J., A. ALMAZÁN-BECERRIL, D.J. LÓPEZ-CORTÉS, A. HEREDIA-TAPIA, F.E. HERNÁNDEZ-SANDOVAL, C.J. BAND-SCHMIDT, J.J. BUSTILLOS-GUZMÁN, I. GÁRATE-LIZÁRRAGA, E. GARCÍA-MENDOZA, C.A. SALINAS-ZAVALA & A. CORDERO-TAPIA. 2019. Ciguatera in Mexico (1984-2013). *Marine Drugs* 17(1):13. DOI: 10.3390/md17010013
- NÚÑEZ-VÁZQUEZ, E.J., A.P. SIERRA-BELTRÁN, A.A. CRUZ-VILLACORTA & J.L. OCHOA. 1998. Ciguatoxinas on serranidae and lutjanidae fish of Baja California Sur, Mexico. *In: 12th World Congress on Animal, Plant and Microbial Toxins, Abstracts from Symposia*, Cuernavaca, México, 21-26 September 1997, p. 1224.
- OCHOA, J.L., A. SÁNCHEZ-PAZ, A. CRUZ-VILLACORTA, E. NÚÑEZ-VÁZQUEZ & A. SIERRA-BELTRÁN. 1997. Toxic events in the northwest Pacific coastline of Mexico during 1992-1995: origin and impact. *Hydrobiologia* 352: 195-200. https://www.researchgate.net/publication/226929522_Toxic_events_in_the_Northwest_Pacific_coastline_of_Mexico_during_1992-1995_origin_and_impact
- OKOLODKOV, Y.B., G. CAMPOS-BAUTISTA, I. GÁRATE-LIZÁRRAGA, J.A.G. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, M. HOPPENRATH & V. ARENAS. 2007. Seasonal changes of benthic and epiphytic dinoflagellates in the Veracruz reef zone, Gulf of Mexico. *Aquatic Microbial Ecology* 47: 223-237. DOI: 10.3354/ame047223
- OKOLODKOV, Y.B. & I. GÁRATE-LIZÁRRAGA. 2006. An annotated checklist of dinoflagellates (Dinophyceae) from the Mexican Pacific. *Acta Botanica Mexicana* 74: 1-154. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=5740740>
- OKOLODKOV, Y.B., F. DEL C. MERINO-VIRGILIO, J.A. HERRERA-SILVEIRA, S. ESPINOSA-MATÍAS & M.R. PARSONS. 2009. *Gambierdiscus toxicus* in the south-eastern Gulf of Mexico. *Harmful Algal News*, 40: 12-14.
- OKOLODKOV, Y.B., F. DEL C. MERINO-VIRGILIO, J.A. AKÉ-CASTILLO, A.C. AGUILAR-TRUJILLO, S. ESPINOSA-MATÍAS & J.A. HERRERA-SILVEIRA. 2014. Seasonal changes in epiphytic dinoflagellate assemblages near the northern coast of Yucatán Peninsula, Gulf of Mexico. *Acta Botanica Mexicana* 107: 121-151. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57430483008>
- OKOLODKOV, Y.B., G. CAMPOS-BAUTISTA & I. GÁRATE-LIZÁRRAGA. 2016. Circadian rhythm of a red-tide dinoflagellate *Peridinium quadridentatum* in the port of Veracruz, Gulf of Mexico, its thecal morphology, nomenclature and geographical distribution. *Marine Pollution Bulletin* 108: 289-296. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.04.047
- ORELLANA-CEPEDA, E., C. GRANADOS-MACHUCA & J. SERRANO-ESQUER. 2004. *Ceratum furca*: one possible cause of mass mortality of cultured blue-fin tuna at Baja California, Mexico. *In: Steidinger, K.A., J.H. Landsberg, C.R. Tomas & G.A. Vargo (Eds.). Harmful Algae 2002. Xth International Conference*. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. St. Pete Beach, Florida, USA. pp. 514-516.
- OSORIO-TAFALL, B.F. 1942. Notas sobre algunos dinoflagelados planctónicos marinos de México, con descripción de nuevas especies. *Anales Escuela Nacional Ciencias Biológicas* 2: 435-450.
- OYANEDER-TERRAZAS, J., D. FIGUEROA, O.F. ARANEDA & C. GARCÍA. 2022. Saxitoxin group toxins accumulation induces antioxidant responses in tissues of *Mytilus chilensis*, *Ameghinomya antiqua*, and *Concholepas concholepas* during a bloom of *Alexandrium pacificum*. *Antioxidants* 11:392. DOI: 10.3390/antiox11020392
- PAGLIARA, P. & C. CAROPPO. 2012. Toxicity assessment of *Amphidinium carterae*, *Coolia* cfr. *monotis* and *Ostreopsis* cfr. *ovata* (Dinophyta) isolated from the northern Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Toxicon* 60: 1203-1214. DOI: 10.1016/j.toxicon.2012.08.005
- PANIAGUA-CHÁVEZ, C. & M. ACOSTA-RUIZ. 1995. Gonadal development of *Crassostrea gigas* in Bahía San Quintín, Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas* 21: 225-242. DOI: 10.7773/cm.v21i2.986
- PARRILLA-CERRILLO, M.C., J.L. VÁZQUEZ, E.O. SALDATE & L.M. NAVA. 1993. Brotes de toxoinfecciones alimentarias de origen microbiano y parasitario. *Salud Pública de México* 35(5): 456-463. <http://www.redalyc.org/articulo-oa?id=10635505>
- PELAYO-ZÁRATE, M. DEL C. 2019. Relación entre las bacterias asociadas al dinoflagelado *Prorocentrum lima* y la producción de toxinas diarreicas. Tesis de Licenciatura. 2019. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. 57 p.
- PEÑA-MANJARREZ, J.L. G. GAXIOLA-CASTRO & J. HELENES-ESCAMILLA. 2009. Environmental factors influencing the variability of *Lingulodinium polyedrum* and *Scrippsiella trochoidea* (Dinophyceae) cyst production. *Ciencias Marinas* 35(1): 1-14. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48013192001>
- PEÑA-MANJARREZ, J.L. G. GAXIOLA-CASTRO, J. HELENES-ESCAMILLA & E. ORELLANA-CEPEDA. 2001. Cysts of *Lingulodinium polyedricum*, red tide producing organisms in the Todos Santos Bay (winter-spring, 2000). *Ciencias Marinas* 27(4): 543-558. DOI: 10.7773/cm.v27i4.501
- PEÑA-MANJARREZ, J.L., J. HELENES-ESCAMILLA, G. GAXIOLA-CASTRO & E. ORELLANA-CEPEDA. 2005. Dinoflagellate cysts and bloom events at Todos Santos Bay, Baja California, México, 1999-2000. *Continental Shelf Resources* 25: 1375-1393. DOI: 10.1016/j.csr.2005.02.002
- PHUA, Y.H., M.C. ROY, S. LEMER, F. HUSNIK & K.C. WAKEMAN. 2021. Diversity and toxicity of Pacific strains of the benthic dinoflagellate *Coolia* (Dinophyceae), with a look at the *Coolia canariensis* species complex. *Harmful Algae* 109:102120. DOI: 10.1016/j.hal.2021.102120
- POOT-DELGADO, C.A., E.J. NÚÑEZ-VÁZQUEZ, L.A. BARRA-GONZÁLEZ, J.I. LÓPEZ-RUIZ & W.E. SOSA-GONZÁLEZ. 2022. Presencia de toxinas tipo ciguatoxinas en peces comerciales del litoral de Campeche, golfo de México. *In: Memorias del Séptimo Simposio RECORECOS, 20-24 de junio de 2022, Mérida, Yucatán*, pp. 40-41.
- POSPELOVA, V., A. DE VERNAL & T.F. PEDERSEN. 2008. Distribution of dinoflagellate cysts in surface sediments from the northeastern Pacific Ocean (43–25°N) in relation to sea-surface temperature, salinity, productivity and coastal upwelling. *Marine Micropaleontology* 68: 21-48. DOI: 10.1016/j.marmicro.2008.01.008
- RAMOS-SANTIAGO, A.E., C.J. BAND-SCHMIDT, I. LEYVA-VALENCIA, M. MUÑOZ-OCHOA, Y.B. OKOLODKOV & I.S. SANTIAGO-MORALES. 2022. Análisis morfológico

- y molecular de *Coolia malayensis* (Dinophyceae) y efectos de extractos de la macroalga *Dictyota dichotoma* (Phaeophyceae) en su crecimiento. *CICIMAR Océánides* 37(1-2): 1-20.
- RAMOS, V. & V. VASCONCELOS, V. 2010. Palytoxin and analogs: biological and ecological effects. *Marine Drugs* 8: 2021-2037. DOI: 10.3390/md8072021
- RICHLIN, M.L., S.L. MORTON, P.H. BARBER & P.S. LOBEL. 2008. Phylogeography, morphological variation and taxonomy of the toxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* (Dinophyceae). *Harmful Algae* 7: 614-629. DOI: 10.1016/j.hal.2007.12.020
- RHODES, L.L., K.F. SMITH, R. MUNDAY, A.I. SELWOOD, P.S. MCNABB, P.T. HOLLAND & M.-Y. BOTTEIN. 2010. Toxic dinoflagellates (Dinophyceae) from Rarotonga, Cook Islands. *Toxicon* 56: 751-758. DOI: 10.1016/j.toxicon.2009.05.017
- RODRIGUEZ-GÓMEZ, C.F., G., VÁZQUEZ, C.A. MAYA-LASTRA, J.A., AKÉ-CASTILLO, C.J., BAND-SCHMIDT, P., MORENO-CASASOLA & O. ROJAS-SOTO. 2021. Potential distribution of the dinoflagellate *Peridinium quadridentatum* and its blooms in continental shelves globally: an environmental and geographic approach. *Marine Biology* 168: 29. DOI: 10.1007/s00227-021-03825-y
- ROMERO-GERALDO, R.J., N. GARCÍA-LAGUNAS & N.Y. HERNÁNDEZ-SAAVEDRA. 2014. Effects of *in vitro* exposure to diarrhetic toxin producer *Prorocentrum lima* on gene expressions related to cell cycle regulation and immune response in *Crassostrea gigas*. *PLOS One* 9(5):e97181. DOI: 10.1371/journal.pone.0097181
- ROMERO-GERALDO, R.J., N. GARCÍA-LAGUNAS & N.Y. HERNÁNDEZ-SAAVEDRA. 2016. *Crassostrea gigas* exposure to the dinoflagellate *Prorocentrum lima*: Histological and gene expression effects on the digestive gland. *Marine Environmental Research* 120: 93-102. DOI: 10.1016/j.marenvres.2016.07.011
- ROMERO-GERALDO, R.J. & N.Y. HERNÁNDEZ-SAAVEDRA. 2014. Stress gene expression in *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) in response to experimental exposure to the toxic dinoflagellate *Prorocentrum lima* (Ehrenberg) Dodge, 1975. *Aquaculture Research* 45(9): 1512-1522. DOI: 10.1111/are.12100
- SAKAMI, T., H. NAKAHARA, M. CHINAIN & Y. ISHIDA. 1999. Effects of epiphytic bacteria on the growth of the toxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* (Dinophyceae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 233: 231-246. DOI: 10.1016/S0022-0981(98)00130-0
- SEPÚLVEDA-VILLARRAGA, M. 2017. Dinoflagelados potencialmente tóxicos asociados a macroalgas en la Bahía de La Paz, B.C.S. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), La Paz, Baja California Sur, México. 69 p.
- SIERRA-BELTRÁN, A.P., A. CRUZ, E. NÚÑEZ, L.M. DEL VILLAR, J. CERECERO & J.L. OCHOA. 1998. An overview of the marine food poisoning in Mexico. *Toxicon* 36(11): 1493-1502. DOI: 10.1016/s0041-0101(98)00139-1
- STEIDINGER, K.A. & K. TANGEN. 1996. Dinoflagellates. In: Tomas, C. (Ed.). *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press, Inc., San Diego, CA, USA, pp. 387-584.
- TARAZONA-JANAMPA, U.I., A.D. CEMBELLA, M.C. PAJARES S. PELAYO-ZÁRATE, L.M. MÁRQUEZ-VALDELAMAR, Y.B. OKOLODKOV, J. TEBBEN & B. KROCK. 2020. Associated bacteria and their effects on growth and toxicogenicity of the dinoflagellate *Prorocentrum lima* species complex from epibenthic substrates along Mexican coasts. *Frontiers in Marine Science* 7:569. DOI: 10.3389/fmars.2020.00569
- TCHIVELEKETE, G.M., M. ALMARHOUN, Y. CAO, X. ZHOU, P.E. MARTIN & X. SHU. 2022. Evaluation of okadaic acid toxicity in human retinal cells and zebrafish retinas. *Toxicology* 473:153209. DOI: 10.1016/j.tox.2022.153209
- VÁSQUEZ-BEDOYA, L.F., T. RADI, A.C. RUIZ-FERNÁNDEZ, A. DE VERNAL, M.L. MACHAIN-CASTILLO, J.F. KIELT & C. HILLAIRE-MARCEL. 2008. Organic-walled dinoflagellate cysts and benthic foraminifera in coastal sediments of the last century from the Gulf of Tehuantepec, South Pacific Coast of Mexico. *Marine Micropaleontology* 68(1-2): 49-65. DOI: 10.1016/j.marmicro.2008.03.002
- VILLA-ARCE, G.V. 2021. Curvas de crecimiento e identificación de cepas de dinoflagelados del género *Prorocentrum* (Dinophyceae) procedentes de la Bahía de La Paz, B.C.S. México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México. 67 p.
- WAKEMAN, K.C., A. YAMAGUCHI, M.C. ROY & H. JENKE-KODAMA. 2015. Morphology, phylogeny and novel chemical compounds from *Coolia malayensis* (Dinophyceae) from Okinawa, Japan. *Harmful Algae* 44: 8-19. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.02.009>
- WANG, B., M. YAO, J. ZHOU, S. TAN, H. JIN, F. ZHANG, Y.L. MAK, J. WU, L. LAI CHAN & Z. CAI. 2018. Growth and toxin production of *Gambierdiscus* spp. can be regulated by quorum-sensing bacteria. *Toxins* 10:257. DOI: 10.3390/toxins10070257
- WELLKAMP, M., F. GARCÍA-CAMACHO, L.M. DURÁN-RIVEROLL, J. TEBBEN, U. TILLMANN & B. KROCK. 2020. LC-MS/MS method development for the discovery and identification of amphidinols produced by *Amphidinium*. *Marine Drugs* 18: 1-22. DOI: 10.3390/md18100497
- WEST-EBERHARD, M.J. 2008. Phenotypic plasticity. In: Jorgensen, S.E. & B.D. Fath (Eds.). *Encyclopedia of ecology*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 1701-1707.
- WU, Z., H. LUO, L. YU, W.H. LEE, L. LI, Y.L. MAK, S. LIN, & P.K. LAM. 2020. Characterizing ciguatera toxin (CTX)-and Non-CTX-producing strains of *Gambierdiscus balechii* using comparative transcriptomics. *Science of the Total Environment* 717: 137184. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137184
- YASUMOTO, T., N. SEINO, Y. MURAKAMI & M. MURATA. 1987. Toxins produced by benthic dinoflagellates. *The Biological Bulletin* 172: 128-131. https://www.researchgate.net/publication/237583627_Toxins_Produced_by_Benthic_Dinoflagellates

Revisión histórica de los cambios nomenclaturales genéricos y específicos de *Durinskia baltica* (Dinophyceae: Peridinales)

Historical revision of generic and specific nomenclatural changes of *Durinskia baltica* (Dinophyceae: Peridinales)

Beatriz Lira^{1*}, Eberto Novelo¹, Rosaluz Tavera¹

Recibido: 24 de agosto de 2022.

Aceptado: 06 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. Los Dinoflagelados (Dinoflagellata) se reconocen por los caracteres morfológicos de la cubierta celular específica llamada amphiesma. Este complejo ha presentado ventajas para la descripción de muchas especies; sin embargo, hay otras tantas cuya información morfológica básica es escasa o para la cual no se ha llegado a un consenso respecto a cuestiones nomenclaturales. Un ejemplo de esta problemática es el caso de *Durinskia baltica* Carty & Cox 1986, nombre asociado con un dinoflagelado que ha tenido problemas de circunscripción y posición sistemática debido a que ha pasado por múltiples cambios de nombre asociados a una misma morfología pasando por cuatro géneros distintos (*Glenodinium*, *Peridinium*, *Peridiniopsis* y *Durinskia*) desde su primera descripción. **Objetivos.** El objetivo de este trabajo fue hacer una revisión histórica de los caracteres que se han utilizado en la descripción de especies de *Durinskia* para identificar las discrepancias taxonómicas por las que ha pasado el género. **Métodos.** Se reunió cronológicamente la información bibliográfica sobre *Durinskia* y los registros que ha tenido alrededor del mundo. Se compararon los criterios utilizados para separar las especies. **Resultados.** En dos cuadros comparativos sobre la historia taxonómica de *D. baltica* y especies relacionadas se presentaron y revisaron de manera crítica los caracteres morfológicos y ambientales utilizados y los puntos clave en los criterios para circunscribir a esta especie. **Conclusiones.** Con el estado del conocimiento actual no es posible resolver si *D. baltica* es una especie exclusiva de agua dulce o también es habitante de ambientes marinos.

Palabras clave: dinoflagelados, *Durinskia*, historia, nomenclatura, taxonomía.

¹ Laboratorio de Algas Continentales. Ecología y Taxonomía, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, col. Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510. México

***Corresponding author:**

Beatriz Lira: e-mail: bealirah@ciencias.unam.mx

To quote as:

Lira, B., E. Novelo & R. Tavera. 2022. Revisión histórica de los cambios nomenclaturales genéricos y específicos de *Durinskia baltica* (Dinophyceae: Peridinales). *Hidrobiológica* 32 (3): 211-221.

ABSTRACT

Background. Dinoflagellates (Dinoflagellata) are recognized by the morphological characteristics of their specific cell cover called amphiesma. This complex has presented advantages for the description of many species, however, there are many others whose basic morphological information is scarce, or for which no consensus has been reached regarding nomenclatural issues. An example of this problem is the case of *Durinskia baltica* Carty & Cox 1986, a name associated with a dinoflagellate that has had circumscription and systematic position problems because it has undergone multiple name changes associated with its morphology, passing through four different genera (*Glenodinium*, *Peridinium*, *Peridiniopsis* and *Durinskia*) since its first description. **Goals.** The objective of this work was to make a historical review of the characters that have been used in the description of species of *Durinskia* to identify the taxonomic discrepancies that the genus has experienced. **Methods.** Bibliographical information on *Durinskia* and its records worldwide were compiled. The criteria used to separate the species were compared. **Results.** In two comparative tables on the taxonomic history of *D. baltica* and related species, the morphological and environmental characters used, and the key points in the criteria to circumscribe this species are presented and critically reviewed. **Conclusions.** With the current state of knowledge, it is not possible to resolve whether *D. baltica* is an exclusively freshwater species or if it also inhabit marine environments.

Key words: dinoflagellates, *Durinskia*, history, nomenclature, taxonomy

INTRODUCCIÓN

Como muchas algas, los dinoflagelados presentan una diversidad morfológica, ecológica y fisiológica que les permite, como grupo amplio, desarrollarse en diversos ambientes y presentar ciclos de vida complejos, tanto de vida libre, como simbioses y parásitos (Taylor *et al.*, 2008). Por esta razón podemos encontrar dinoflagelados en ambientes marinos, salobres y continentales no salinos alrededor del mundo, y en particular las especies fotosintéticas son responsables de una parte considerable de la productividad primaria de los sistemas en donde habitan (Delwiche, 2007). Esta diversidad funcional y estructural provee a los dinoflagelados de un paquete muy rico de caracteres importantes para la clasificación taxonómica; dicha clasificación se ha basado principalmente en las características de la cubierta celular llamada amphiesma, la cual es una estructura compleja de múltiples capas compuesta por numerosas espacias bajo la membrana plasmática (alvéolos), que pueden contener placas de celulosa que conforman las tecas en las especies tecadas o pueden carecer de estas placas en las especies atecadas. El número y arreglo de placas distingue taxones de nivel inclusivo (género, familia, orden) y la forma y tamaño de placas es un carácter diagnóstico a nivel de especies (Bolch, 2022). Sin embargo, a pesar de que este sistema de placas ha presentado ventajas para descripción de muchas especies, en algunos casos la información morfológica básica es escasa o no se ha llegado a un consenso. En este contexto, la taxonomía de los dinoflagelados ha estado lidiando con conceptos de morfoespecies que son un acercamiento práctico para describir y distinguir especies (Hoppenrath, 2017).

Aunado a la problemática taxonómica general que atraviesa este grupo, hay comunidades como las de aguas continentales no salinas, que en el mundo han sido subestimadas en número e importancia ecológica a diferencia de sus contrapartes marinas (Pfiester & Popovský 1979; Pfiester & Lynch, 1980; Carty & Cox, 1986; Grigorszky *et al.*, 2003), generando la impresión de que los dinoflagelados en estos ambientes son poco abundantes y de distribución restringida (Ngô & Pfiester, 1990). Afortunadamente, la taxonomía de dinoflagelados continentales ha sido revisada extensivamente en las décadas recientes (Moestrup & Daugbjerg, 2007) con una integración moderna de evidencia molecular, ultraestructural, de ciclo de vida, en combinación con la evidencia morfológica. Estas revisiones han traído numerosos cambios nomenclaturales, posiciones genéricas diversas y la redefinición en la recuperación de relaciones filogenéticas entre taxones (Cavalcante *et al.* 2017); sin embargo, las descripciones de estos taxones se han llevado a cabo esencialmente sobre poblaciones de ambientes templados, principalmente en Europa (Calado *et al.* 2009; Craveiro *et al.*, 2010; Mertens *et al.*, 2015) y Asia (Takano & Horiguchi, 2004; Zhang *et al.*, 2011), habiendo muy poca información acerca de dinoflagelados tropicales y subtropicales (Boltovskoy, 1999; Pearce & Hallegraeff, 2004; Cavalcante *et al.*, 2017; Lira & Tavera, 2019; Bustamante *et al.*, 2021). La carencia de información de ambientes tropicales ha generado lagunas y controversias taxonómicas en algunas especies con complicadas historias taxonómicas y ecológicas.

Durinskia baltica Carty & Cox 1986 es un claro ejemplo de esta problemática. Este nombre se asocia con un dinoflagelado que ha tenido problemas de circunscripción y posición sistemática debido a que ha pasado por múltiples cambios de nombre vinculados a una misma morfología. Levander (1892) la describió inicialmente como *Glenodinium cinctum* Ehrenb. y más tarde como *G. balticum* Levander (Levander,

1894). La confusión sobre la pertenencia de la especie a un género en particular continuó porque no hubo comunicación oportuna entre los investigadores, como fue el caso de Wołoszyńska (1916, 1928), quien erigió el nombre *Peridinium dybowskii* Wołoszyńska, para una población de agua dulce con las mismas características de la especie salobre erigida por Levander en 1894, como *G. balticum*. Por esta razón, es importante hacer una revisión y análisis de los cambios genéricos relacionados con los diferentes caracteres que han descrito a especies en el mismo caso que *Durinskia baltica*, tomando en cuenta la importancia del ambiente del que provienen las poblaciones y cuáles son las vías taxonómicas y nomenclaturales para lograr una identificación adecuada a los materiales biológicos de México.

MÉTODOS

Revisión histórica

Se reconstruyó la relación histórica taxonómica entre los autores y los caracteres que conforman a los dinoflagelados *Durinskia baltica*, *D. oculata* (F.Stein) Hansen & Flaim 2007 y *D. dybowskii* (Wołoszyńska) Carty 2014 contrastando sus descripciones originales para definir si sus nombres son, actualmente, taxonómicamente aceptados. Se destacaron los caracteres que los diferentes autores tomaron en cuenta como genéricos y diagnósticos. Se consultaron 16 referencias en donde se ha hecho mención o referencia a la presencia de estas especies desde su primera descripción y el ambiente del que provino la muestra.

RESULTADOS

Revisión de autores y caracteres

Se observa la progresión en los cambios de género y nombre de las morfologías asociadas al nombre *Durinskia baltica*, sus sinónimos y otros nombres asociados (Tabla 1).

También, se muestran los diferentes caracteres genéricos y diagnósticos que los autores han utilizado a lo largo de la historia de los géneros *Glenodinium*, *Peridiniopsis*, *Peridinium* y *Durinskia* especificando las diferentes ponderaciones que se asignaron (Tabla 2).

DISCUSIÓN

De acuerdo con algunos autores, la morfología de *Durinskia baltica* se corresponde con una especie de aguas continentales no salinas (Zhang *et al.*, 2011; Cavalcante *et al.*, 2017; Lira *et al.*, 2017). Otros autores consideran que se trata de una especie salobre y marina (Couté *et al.*, 2012; Hoppenrath *et al.*, 2014). Esta discrepancia surgió debido a que la primera descripción del taxón fue sobre material marino (Levander, 1892, 1894) y posteriormente se encontró la misma morfología en muestras de aguas continentales no salinas (Carty & Cox, 1986; Carty, 2014). El conjunto de caracteres utilizados para la identificación de las poblaciones se ha reducido a dos caracteres importantes para distinguir las especies: la presencia de poros alineados cercanos a las uniones de las placas y el hábitat. Otros caracteres, especialmente los genéticos no han sido suficientemente sólidos y confiables para ser utilizados en la delimitación de las especies, especialmente por la falta de secuencias de acceso público. Los poros aparecen en la figura de Wołoszyńska (1916), y el número y tipo de placas que pueden ser utilizadas como caracteres diacríticos no es constante en toda la literatura publicada o no son consideradas como importantes en las descripciones.

Tabla 1. Cronología de la historia taxonómica de *Durinskia baltica*.

Autor, año	Nombre	Ambiente y criterios	Comentarios
Levander 1892	<i>Glenodinium cinctum</i>	Marino, parecida a <i>Peridinium</i> , pero la nombra como <i>G. cinctum</i> Ehrenb.	
Levander 1894	<i>Glenodinium balticum</i>	Marino. Rectifica la determinación, con el mismo material. Tamaño más pequeño que <i>G. cinctum</i> .	sp. nov.
Lemmermann 1900	<i>Peridinium balticum</i> (Levander) Lemmermann	Marino. Utiliza los trabajos de Levander (1892, 1894) para describir <i>Peridinium balticum</i>	Basónimo: <i>G. balticum</i> .
Wołoszyńska 1916	<i>Peridium dybowskii</i> Wołoszyńska	Agua dulce. Reconoce en un <i>post script</i> la similitud con <i>G. balticum</i> . Reconoce como posible nombre válido <i>P. cinctum</i> Ehr., pero no aplicable por prioridad. Conserva <i>P. dybowskii</i>	<i>Nom. nov.</i> Ilustra con dibujos propios.
Wołoszyńska 1928	<i>Peridinium balticum</i>	Agua dulce.	<i>P. balticum</i> es sinónimo de <i>P. dybowskii</i> .
Schiller 1935	<i>Peridinium balticum</i>	Agua dulce y marina.	Con los dibujos de Wołoszyńska (1916) describe la especie, ver Tabla 2.
Bourrelly 1968a	<i>Peridiniopsis balticum</i> (Levander) Bourrelly	Agua dulce. Revisa y describe el número de placas precingulares y antapicales de <i>Glenodinium</i> y <i>Peridinium</i> , propone separar <i>Peridiniopsis</i> para las especies con placas intercalares de la epiteca en número menor a 2	Describe <i>Peridiniopsis</i> con 0-1 placas intercalares. Transfiere especies de <i>Peridinium</i> , <i>Peridiniopsis balticum</i> tiene 2 placas intercalares pero las características de las otras placas no coinciden con las de <i>Peridinium</i> .
Carty & Cox 1986	<i>Durinskia baltica</i> (Levander) Carty & Cox	Agua dulce. Erección del género por diferencias en las placas con <i>Glenodinium</i> , <i>Peridinium</i> y <i>Peridiniopsis</i>	Basónimo: <i>G. balticum</i> .
Popovský & Pfister 1990	<i>Peridiniopsis balticum</i>	Agua dulce. Anotan la propuesta de Carty y Cox de 1986.	Utilizan dibujos del basónimo: <i>Peridinium balticum sensu</i> Wołoszyńska para su descripción.
Tsarenko <i>et al.</i> 2006	<i>Peridiniopsis balticum</i>	Agua dulce.	Incluye nombres anteriores como sinónimos.
Hansen & Flaim 2007	<i>Durinskia oculata</i> (F. Stein) Gert Hansen & G. Flaim	Describen una especie que coincide morfológicamente con <i>D. baltica</i> y con <i>P. dybowskii</i> por el hábitat. Se diferencia de ambas por ser de forma más globular.	Basónimo: <i>G. oculatum</i> F. Stein pero tiene una morfología diferente de <i>D. baltica</i> .
Zhang <i>et al.</i> 2011	<i>Durinskia baltica</i>	Agua dulce.	Se obtienen secuencias de los genes <i>rbcl</i> y 18S.
Carty 2014	<i>Durinskia dybowskii</i> (Wołoszyńska) Carty	Agua dulce.	Restringe <i>P. dybowskii</i> para las poblaciones de agua dulce y en <i>D. baltica</i> quedan las especies marinas.
Cavalcante <i>et al.</i> 2017	<i>Durinskia baltica</i>	Mantiene la descripción original, pues los criterios de separación específicos no son consecuentes con el hábitat. Es necesario más análisis antes de separar los taxones.	Utilizan la presencia de poros esparcidos en la teca, formando filas solo en las uniones de las placas.
Krechtman <i>et al.</i> 2018	<i>Durinskia oculata</i>	Agua dulce.	Separan <i>D. baltica</i> de <i>D. oculata</i> por el hábitat. <i>D. dybowskii</i> se separa de la primera por los poros dispersos en la teca.
Moestrup & Calado 2018	<i>Durinskia baltica</i> y <i>D. dybowskii</i>	Agua dulce.	Se distinguen por la presencia de poros alineados en la teca en la segunda especie.
Este trabajo	<i>Durinskia baltica</i>	Agua dulce. Los criterios se basan en la descripción de Carty & Cox 1986.	Se propone respaldar la descripción de <i>Durinskia baltica</i> con datos ecológicos, pues su sinonimia con <i>D. dybowskii</i> ha afectado la estabilidad nomenclatural del grupo en cuestión.

Al problema de la circunscripción de la especie se ha añadido el problema nomenclatural; a la misma morfología y a veces a los mismos esquemas se les ha conferido la pertenencia a 4 géneros diferentes: *Glenodinium* Levander (1894), *Peridinium* Lemmermann (1900), *Peridiniopsis* Lemmermann (1904) (Bourrelly, 1968a, b) y *Durinskia* Carty & Cox (1986) (Figura 1). En esta última descripción los autores resolvieron la circunscripción de la especie, estableciendo la subordinación de *Glenodinium balticum* como basónimo. El resultado fue que al acuñar el

género *Durinskia* se resolvieron, el problema de circunscripción y el de posición sistemática de este taxón. El que más tarde Carty (2014), con el material de varios sitios, pero con las figuras de Wołoszyńska 1916, decidiera colocar en sinonimia *D. baltica* con *D. dybowskii* ha complicado la posibilidad de comparar secuencias y caracteres confiables: ¿esas secuencias serán de *D. baltica* en el concepto original o serán de *D. dybowskii* en el concepto reciente?

Tabla 2: Caracteres utilizados en las descripciones de *Glenodinium*, *Peridinium*, *Peridiniopsis* y *Durinskia*.*Glenodinium cinctum* Ehrenb. 1836 *sensu* Levander 1892

Forma de la célula: Cuerpo esférico, ligeramente aplanado en dirección dorsoventral, dividido en dos mitades por un surco transversal orientado ligeramente en ángulo recto. Parte anterior más ancha y espaciosa que la posterior y presenta un surco plano longitudinal que desciende en el lado ventral desde el surco transversal hasta el extremo posterior.

Tamaño: Largo: 0.022 mm; ancho: 0.030 mm.

Placas: Delicadas. La mitad delantera de la teca contiene doce placas. En el centro del lado ventral se puede ver una placa con forma de diamante irregular y en el surco cruzado una corona de seis placas ecuatoriales (1-6).

Placas intercalares: Carácter no mencionado

Estructuras internas: Los cloroplastos son pequeños, de color marrón amarillento. Debajo del surco longitudinal hay una mancha ocular roja con forma de canal.

Ornamentaciones: Pequeños granos (poros) en filas con surcos largos y transversales.

Distribución: Isla Lötö, Finlandia (Mar Báltico).

Glenodinium balticum Levander 1894

Forma de la célula: Cuerpo esférico, ligeramente aplanado en dirección dorsoventral. Un área del surco longitudinal se presenta en la vista ventral desde el surco transversal hasta el extremo posterior.

Tamaño: Largo: 0.022 mm; ancho: 0.030 mm.

Placas: La teca está dividida en dos mitades por el surco transversal que gira débilmente hacia la derecha, el frente es ligeramente más ancho y espacioso que el posterior.

Placas intercalares: Carácter no mencionado

Estructuras internas: Los cloroplastos son pequeños, de color marrón amarillento. Debajo del surco longitudinal hay una mancha ocular roja en forma de canal.

Ornamentaciones: Carácter no mencionado

Distribución: Isla Lötö, Finlandia (Mar Báltico)

Peridinium dybowskii Wołoszyńska 1916

Forma de la célula: Células redondas u ovaladas, aplanadas dorsoventralmente. Ápice presente, cruce de surco a la izquierda, surco lateral limitado a la hipovalva, más ancho, sin llegar al antápice.

Tamaño: Largo: hasta 40 µm; ancho: 35 µm.

Placas: Valvas del mismo tamaño. La epivalva con 6 placas preecuatoriales + 1 placa de diamante + 2 placas apicales ventrales + 1 placas medianas apicales + 2 placas apicales laterales. Placa de diamante muy grande. La disposición de las placas apicales es muy asimétrica, la placa apical lateral izquierda es pequeña, pentagonal. Hipovalva con 5 placas postequatoriales + 2 placas antapicales. La placa antapical derecha es un poco más grande que la izquierda. La placa ecuatorial posterior es pequeña, pentagonal, simétrica.

Placas intercalares: Carácter no mencionado

Estructuras internas: Cloroplastos numerosos, en forma de disco, de color marrón. Núcleo ovalado, central o tendido en la parte delantera.

Ornamentaciones: Membrana celular lisa, los bordes de las placas a menudo son anchos y lisos.

Distribución: Lagos y estanques polacos (agua continental no salina).

Peridinium balticum (Levander) Lemermann *sensu* Schiller 1935

Forma de la célula: Carácter no mencionado

Tamaño: Dimensiones: Largo: 22-40 µm; ancho: 20-30 µm.

Placas: Meta (placa 1'): penta, quadra (raro) o Hexa. En sentido de las manecillas del reloj, 2 placas antapicales.

Placas intercalares: Carácter no mencionado

Estructuras internas: Carácter no mencionado

Ornamentaciones: Sin cuernos.

Distribución: En ambientes de agua dulce y salobre. A menudo en florecimientos especialmente en el Mar Báltico.

Peridiniopsis balticum (Levander) Bourrelly 1968a

Forma de la célula: Carácter no mencionado

Tamaño: Carácter no mencionado

Placas: Carácter no mencionado

Placas intercalares: Placas intercalares en *Peridinium* siempre superiores a 1. Placas intercalares en *Peridiniopsis* de 0-1.

Estructuras internas: Carácter no mencionado

Ornamentaciones: Carácter no mencionado

Distribución: Carácter no mencionado

Peridiniopsis balticum (Levander) Bourrelly *sensu* Popovský & Pfister 1990

Forma de la célula: Células esféricas a ovaladas ligeramente aplanadas dorsoventralmente. La epiteca e hipoteca son iguales en tamaño o la epiteca puede ser ligeramente más larga. El cíngulo espiraliza hacia la izquierda, el sulco es ancho y sólo presente en la hipoteca en donde no alcanza la región antapical.

Tamaño: Largo: 22-40 µm; ancho: 20-35 µm.

Placas: El arreglo teical es muy asimétrico y la placa romboidal (1') es extremadamente grande.

Placas intercalares: Dos placas intercalares

Estructuras internas: Cloroplastos numerosos y en forma de disco

Ornamentaciones: Las placas de células jóvenes son finas, sin estructura visible, pero las placas de células adultas están ornamentadas con filas de puntos. Las suturas no son estriadas en los planocigotos pero se forma un surco entre las placas

Distribución: En estanques en Europa central y en agua salobre en el Mar Báltico.

Durinskia baltica Carty & Cox 1986

Forma de la célula: El cíngulo esta ligeramente desplazado, el sulco no alcanza la región antapical.

Tamaño: Largo: 26-33 µm de largo; ancho: 26-32 µm; grosor: 25-32 µm.

Placas: La teca esta ligeramente reticulada, se observan líneas delicadas verticales, el poro apical está rodeado por una cresta en forma de herradura. Poro apical rodeado por placa en forma de canal. Fórmula teical general 4', 2a, 6", 5C, 4S, 5"', 2''''.

Placas intercalares: Dos placas intercalares.

Estructuras internas: Estigma de color rojo presente en el área sulcal de la hipoteca, cloroplastos dorados, dos núcleos y cuerpos rojos de acumulación.

Ornamentaciones: Sin ornamentación, poros en placas paralelos a las suturas y algunas distribuidos de forma irregular.

Distribución: En zanja de agua dulce en Texas, E.U.A. De agua dulce o marina.

Durinskia oculata (Stein) Hansen & Flaim 2007

Forma de la célula: Célula globular o ligeramente aplanada dorsoventralmente. El cíngulo es mediano y ligeramente descendiente.

Tamaño: Largo: 28-34 µm; ancho: 28-34 µm.

Placas: El número de placas cingulares parece ser 5. No se determinó el número de placas sulcales, pero la placa sulcal anterior (sa) parece estar ausente o alternativamente, la placa sulcal derecha con forma característica puede estar escondiendo la sa. La placa sp es relativamente ancha. La fórmula típica de la teca es Po, x, 4', 2a, 6", 5C, ?S, 5"', 2''''

Placas intercalares: Dos placas intercalares (1a y 2a). La placa 1a es pequeña y romboidal, la placa 2a es grande y de 6 lados.

Estructuras internas: Numerosos cloroplastos pequeños de color marrón amarillento. Mancha roja pequeña situada en el sulco.

Ornamentaciones: Placas tecales delgadas, lisas y penetradas por diminutos poros dispersos, aunque con tendencia a situarse a lo largo de los márgenes de la placa y o el cíngulo. Los poros y la placa del canal son bastante pequeños.

Distribución: Lagos de Ampola, Italia (agua dulce).

Durinskia baltica Carty & Cox *sensu* Zhang *et al.* 2011

Forma de la célula: Células globulares a ovoides y ligeramente aplanadas dorsoventralmente. La epiteca es casi del mismo tamaño o ligeramente más grande que la hipoteca. El cíngulo es ca. 3-5 µm de ancho y ligeramente desplazado hacia alrededor de la mitad de su propia anchura. El sulco es estrecho y se extiende hacia el antápice.

Tamaño: Largo: 20-32.5 µm; grosor: 17.5-27.5 µm.

Placas: La tabulación teical general es Po, x, 4', 2a, 6", 5C, 4S, 5"', 2'''' . Complejo del poro apical presente.

Placas intercalares: La placa intercalar anterior 1a es muy pequeña y con una forma pentagonal, la placa 2a es relativamente grande y hexagonal.

Estructuras internas: Numerosos cloroplastos discoidales pardo amarillentos cerca de la superficie celular. Un estigma rectangular rojo cerca del sulco. El núcleo es grande y situado en la parte central de la célula.

Ornamentaciones: Las placas son delgadas, lisas y no parecen tener ornamentaciones.

Distribución: En pequeños estanques de agua dulce ricos en humus en China de julio a octubre.

Durinskia dybowskii (Włoszyńska) Carty 2014

Forma de la célula: Márgenes cingulares superiores fuertemente definidos, célula redonda a ovalada pardusca, mancha ocular presente, pequeña (25 µm), teca fina. Compresión dorsoventral notable cuando las células nadan. Cíngulo mediano con ligero desplazamiento, ligeramente marcado con bordes distinguibles, el margen cingular superior fuertemente definido. Sulco únicamente en la hipoteca y no se extiende hasta el antápice.

Tamaño: Largo: 25-36 µm; ancho: 21-32 µm; grosor: 25-32 µm.

Placas: Fórmula teical: Poro apical, pp, cp, 4', 2a, 6", 5C (T + 4C), 4S, 5"', 2'''' . Placas finas, lisas, suturas difíciles de ver, placa 4' grande. La placa Sd forma un doblez sobre el área sulcal; placas antapicales del mismo tamaño.

Placas intercalares: Placa 1a pequeña, 2a grande y cruza la parte dorsal de la célula.

Estructuras internas: Numerosos cloroplastos dorados a pardos, núcleo central, puede tener cuerpos rojos de acumulación, estigma en el sulco.

Ornamentaciones: Carácter no mencionado

Distribución: Estanque pequeño de agua dulce en Texas E.U.A.

Durinskia baltica Carty & Cox *sensu* Cavalcante *et al.* 2017

Forma de la célula: Células redondas, esféricas ligeramente aplanadas dorsoventralmente, epiteca más larga que la hipoteca, cíngulo ligeramente descendiente, sulco estrecho y poco profundo, no alcanza el antápice. Poro apical no proyectado en el ápice.

Tamaño: Largo: 23.7-36.7 µm; ancho: 21-35 µm.

Placas: Fórmula tecal: Po, X, 4', 2a, 6", 5C, ?S, 5", 2".

Placas intercalares: Das placas intercalares.

Estructuras internas: Numerosos cloroplastos discoides dorados-pardos. Estigma rojo brillante conspicuo, con una proyección anterior en forma de tilde.

Ornamentaciones: Teca delgada, lisa, con poros esparcidos, en ocasiones formando filas.

Distribución: En reservorios de agua dulce en Paraná, Brasil en septiembre y enero.

Durinskia oculata (Stein) Hansen & Flaim *sensu* Kretschmann *et al.*, 2018

Forma de la célula: Células esféricas a elipsoidales y ligeramente comprimidas en dirección dorsoventral. El cíngulo es excavado y rodea a la célula con un desplazamiento descendente de su mismo ancho. La epiteca es hemiesférica y ligeramente mayor que la hipoteca, la cual también es hemiesférica y muestra un antápice mayormente aplanado. Similar al cíngulo el sulco también es excavado y ensanchado hacia el final posterior de la célula, se extiende desde el cíngulo hacia abajo hasta casi el antápice. El borde izquierdo de la placa Sd se extiende hacia la mitad del sulco y cubre los poros flagelares. La placa Sp es relativamente grande y alcanza el antápice.

Tamaño: Largo: 19-36 µm; ancho: 18-32 µm.

Placas: La fórmula tecal es Po, X, 4', 2a, 5c, 5s, 5", 2". El arreglo de las placas de la epiteca es asimétrico, mientras que la placa del poro apical es pequeño y elíptico. La placa de canal (X) es rectangular y conectada con la Po y la 1'. La placa apical 4' en el lado derecho del poro apical es el doble de largo que las placas 2' y 3', ambas localizadas del lado izquierdo. El cíngulo está compuesto de 5 placas, las suturas están ligeramente desviadas de las placas pre y post cingulares. La primera placa cingular es relativamente estrecha, mientras que las placas 2C a 5C rodean el resto de la célula aproximadamente un cuarto cada una. El sulco consiste en 5 placas, las placas Sa, Ss y Sm son pequeñas y parcialmente cubiertas por la placa Sd grande. La hipoteca es casi simétrica, la hipoteca está compuesta por placas postcingulares y 2 antapicales de tamaño similar.

Placas intercalares: La primera placa intercalar anterior es pequeña y más o menos pentagonal, mientras que la placa 2a es más grande, hexagonal y elongada.

Estructuras internas: Las células son amarillentas y hialinas pasando por dorado-pardo y muestran numerosos cloroplastos de forma irregular. El citoplasma presenta numerosos gránulos que frecuentemente contienen cuerpos de acumulación naranjas-rojos sin posición precisa. Un estigma rectangular rojo oscuro es visible en la hipoteca próximo al sulco. Células con dos tipos diferentes de núcleos, un dinocarion (con cromosomas condensados distinguibles) localizado centralmente en la epiteca justo arriba del cíngulo. Un segundo núcleo eucariótico más pequeño posicionado a la izquierda sobre el dinocarion en vista dorsal.

Ornamentaciones: La superficie de la célula es mayormente lisa, pero con pequeños poros circulares distribuidos irregularmente en las placas tecales. Los poros en las placas corren a lo largo de las líneas de sutura.

Distribución: agua dulce, Río Vltava, República Checa.

Glenodinium cinctum Ehrenb. 1836 *sensu* Levander 1892

Forma de la célula: Cuerpo esférico, ligeramente aplanado en dirección dorsoventral, dividido en dos mitades por un surco transversal orientado ligeramente en ángulo recto. Parte anterior más ancha y espaciosa que la posterior y presenta un surco plano longitudinal que desciende en el lado ventral desde el surco transversal hasta el extremo posterior.

Tamaño: Largo: 0.022 mm; ancho: 0.030 mm.

Placas: Delicadas. La mitad delantera de la teca contiene doce placas. En el centro del lado ventral se puede ver una placa con forma de diamante irregular y en el surco cruzado una corona de seis placas ecuatoriales (1-6).

Placas intercalares: Carácter no mencionado

Estructuras internas: Los cloroplastos son pequeños, de color marrón amarillento. Debajo del surco longitudinal hay una mancha ocular roja con forma de canal.

Ornamentaciones: Pequeños granos (poros) en filas con surcos largos y transversales.

Distribución: Isla Löff, Finlandia (Mar Báltico).

Glenodinium balticum Levander 1894

Forma de la célula: Cuerpo esférico, ligeramente aplanado en dirección dorsoventral. Un área del surco longitudinal se presenta en la vista ventral desde el surco transversal hasta el extremo posterior.

Tamaño: Largo: 0.022 mm; ancho: 0.030 mm.

Placas: La teca está dividida en dos mitades por el surco transversal que gira débilmente hacia la derecha, el frente es ligeramente más ancho y espacioso que el posterior.

Placas intercalares: Carácter no mencionado

Estructuras internas: Los cloroplastos son pequeños, de color marrón amarillento. Debajo del surco longitudinal hay una mancha ocular roja en forma de canal.

Ornamentaciones: Carácter no mencionado

Distribución: Isla Löff, Finlandia (Mar Báltico)

Peridinium dybowskii Woloszyńska 1916

Forma de la célula: Células redondas u ovaladas, aplanadas dorsoventralmente. Ápice presente, cruce de surco a la izquierda, surco lateral limitado a la hipovalva, más ancho, sin llegar al antápice.

Tamaño: Largo: hasta 40 µm; ancho: 35 µm.

Placas: Valvas del mismo tamaño. La epivalva con 6 placas preequatoriales + 1 placa de diamante + 2 placas apicales ventrales + 1 placas medianas apicales + 2 placas apicales laterales. Placa de diamante muy grande. La disposición de las placas apicales es muy asimétrica, la placa apical lateral izquierda es pequeña, pentagonal. Hipovalva con 5 placas postequatoriales + 2 placas antapicales. La placa antapical derecha es un poco más grande que la izquierda. La placa ecuatorial posterior es pequeña, pentagonal, simétrica.

Placas intercalares: Carácter no mencionado

Estructuras internas: Cloroplastos numerosos, en forma de disco, de color marrón. Núcleo ovalado, central o tendido en la parte delantera.

Ornamentaciones: Membrana celular lisa, los bordes de las placas a menudo son anchos y lisos.

Distribución: Lagos y estanques polacos (agua continental no salina).

Peridinium balticum (Levander) Lemermann *sensu* Schiller 1935

Forma de la célula: Carácter no mencionado

Tamaño: Dimensiones: Largo: 22-40 µm; ancho: 20-30 µm.

Placas: Meta (placa 1'): penta, quadra (raro) o Hexa. En sentido de las manecillas del reloj, 2 placas antapicales.

Placas intercalares: Carácter no mencionado

Estructuras internas: Carácter no mencionado

Ornamentaciones: Sin cuernos.

Distribución: En ambientes de agua dulce y salobre. A menudo en florecimientos especialmente en el Mar Báltico.

Peridiniopsis balticum (Levander) Bourrelly 1968a

Forma de la célula: Carácter no mencionado

Tamaño: Carácter no mencionado

Placas: Carácter no mencionado

Placas intercalares: Placas intercalares en *Peridinium* siempre superiores a 1. Placas intercalares en *Peridiniopsis* de 0-1.

Estructuras internas: Carácter no mencionado

Ornamentaciones: Carácter no mencionado

Distribución: Carácter no mencionado

Peridiniopsis balticum (Levander) Bourrelly *sensu* Popovský & Pfister 1990

Forma de la célula: Células esféricas a ovaladas ligeramente aplanadas dorsoventralmente. La epiteca e hipoteca son iguales en tamaño o la epiteca puede ser ligeramente más larga. El cíngulo espiraliza hacia la izquierda, el sulco es ancho y sólo presente en la hipoteca en donde no alcanza la región antapical.

Tamaño: Largo: 22-40 µm; ancho: 20-35 µm.

Placas: El arreglo tecal es muy asimétrico y la placa romboidal (1') es extremadamente grande.

Placas intercalares: Dos placas intercalares

Estructuras internas: Cloroplastos numerosos y en forma de disco

Ornamentaciones: Las placas de células jóvenes son finas, sin estructura visible, pero las placas de células adultas están ornamentadas con filas de puntos. Las suturas no son estriadas en los planocigotos pero se forma un surco entre las placas

Distribución: En estanques en Europa central y en agua salobre en el Mar Báltico.

Durinskia baltica Carty & Cox 1986

Forma de la célula: El cíngulo esta ligeramente desplazado, el sulco no alcanza la región antapical.

Tamaño: Largo: 26-33 µm de largo; ancho: 26-32 µm; grosor: 25-32 µm.

Placas: La teca esta ligeramente reticulada, se observan líneas delicadas verticales, el poro apical está rodeado por una cresta en forma de herradura. Poro apical rodeado por placa en forma de canal. Fórmula tecal general 4', 2a, 6", 5C, 4S, 5", 2"".

Placas intercalares: Dos placas intercalares.

Estructuras internas: Estigma de color rojo presente en el área sulcal de la hipoteca, cloroplastos dorados, dos núcleos y cuerpos rojos de acumulación.

Ornamentaciones: Sin ornamentación, poros en placas paralelos a las suturas y algunas distribuidos de forma irregular.

Distribución: En zanja de agua dulce en Texas, E.U.A. De agua dulce o marina.

Durinskia oculata (Stein) Hansen & Flaim 2007

Forma de la célula: Célula globular o ligeramente aplanada dorsoventralmente. El cíngulo es mediano y ligeramente descendiente.

Tamaño: Largo: 28-34 µm; ancho: 28-34 µm.

Placas: El número de placas circulares parece ser 5. No se determinó el número de placas sulcales, pero la placa sulcal anterior (sa) parece estar ausente o alternativamente, la placa sulcal derecha con forma característica puede estar escondiendo la sa. La placa sp es relativamente ancha. La fórmula típica de la teca es Po, x, 4', 2a, 6", 5c, ?S, 5", 2""

Placas intercalares: Dos placas intercalares (1a y 2a). La placa 1a es pequeña y romboidal, la placa 2a es grande y de 6 lados.

Estructuras internas: Numerosos cloroplastos pequeños de color marrón amarillento. Mancha roja pequeña situada en el sulco.

Ornamentaciones: Placas tecaes delgadas, lisas y penetradas por diminutos poros dispersos, aunque con tendencia a situarse a lo largo de los márgenes de la placa y o el cíngulo. Los poros y la placa del canal son bastante pequeños.

Distribución: Lagos de Ampola, Italia (agua dulce).

Durinskia baltica Carty & Cox *sensu* Zhang *et al.* 2011

Forma de la célula: Células globulares a ovoides y ligeramente aplanadas dorsoventralmente. La epiteca es casi del mismo tamaño o ligeramente más grande que la hipoteca. El cíngulo es ca. 3-5 µm de ancho y ligeramente desplazado hacia alrededor de la mitad de su propia anchura. El sulco es estrecho y se extiende hacia el antápice.

Tamaño: Largo: 20-32.5 µm; grosor: 17.5-27.5 µm.

Placas: La tabulación tecal general es Po, x, 4', 2a, 6", 5c, 4s, 5^{'''}, 2^{''''}. Complejo del poro apical presente.

Placas intercalares: La placa intercalar anterior 1a es muy pequeña y con una forma pentagonal, la placa 2a es relativamente grande y hexagonal.

Estructuras internas: Numerosos cloroplastos discoidales pardo amarillentos cerca de la superficie celular. Un estigma rectangular rojo cerca del sulco. El núcleo es grande y situado en la parte central de la célula.

Ornamentaciones: Las placas son delgadas, lisas y no parecen tener ornamentaciones.

Distribución: En pequeños estanques de agua dulce ricos en humus en China de julio a octubre.

Durinskia dybowskii (Woloszyńska) Carty 2014

Forma de la célula: Márgenes cingulares superiores fuertemente definidos, célula redonda a ovalada pardusca, mancha ocular presente, pequeña (25 µm), teca fina. Compresión dorsoventral notable cuando las células nadan. Cíngulo mediano con ligero desplazamiento, ligeramente marcado con bordes distinguibles, el margen cingular superior fuertemente definido. Sulco únicamente en la hipoteca y no se extiende hasta el antápice.

Tamaño: Largo: 25-36 µm; ancho: 21-32 µm; grosor: 25-32 µm.

Placas: Fórmula tecal: Poro apical, pp, cp, 4', 2a, 6", 5C (T + 4C), 4S, 5^{'''}, 2^{''''}. Placas finas, lisas, suturas difíciles de ver, placa 4' grande. La placa Sd forma un doblez sobre el área sulcal; placas antapicales del mismo tamaño.

Placas intercalares: Placa 1a pequeña, 2a grande y cruza la parte dorsal de la célula.

Estructuras internas: Numerosos cloroplastos dorados a pardos, núcleo central, puede tener cuerpos rojos de acumulación, estigma en el sulco.

Ornamentaciones: Carácter no mencionado

Distribución: Estanque pequeño de agua dulce en Texas E.U.A.

Durinskia baltica Carty & Cox *sensu* Cavalcanti *et al.* 2017

Forma de la célula: Células redondas, esféricas ligeramente aplanadas dorsoventralmente, epiteca más larga que la hipoteca, cíngulo ligeramente descendiente, sulco estrecho y poco profundo, no alcanza el antápice. Poro apical no proyectado en el ápice.

Tamaño: Largo: 23.7-36.7 µm; ancho: 21-35 µm.

Placas: Fórmula tecal: Po, X, 4', 2a, 6", 5C, ?S, 5^{'''}, 2^{''''}.

Placas intercalares: Das placas intercalares.

Estructuras internas: Numerosos cloroplastos discoides dorados-pardos. Estigma rojo brillante conspicuo, con una proyección anterior en forma de tilde.

Ornamentaciones: Teca delgada, lisa, con poros esparcidos, en ocasiones formando filas.

Distribución: En reservorios de agua dulce en Paraná, Brasil en septiembre y enero.

Durinskia oculata (Stein) Hansen & Flaim *sensu* Kretschmann *et al.*, 2018

Forma de la célula: Células esféricas a elipsoidales y ligeramente comprimidas en dirección dorsoventral. El cíngulo es excavado y rodea a la célula con un desplazamiento descendente de su mismo ancho. La epiteca es hemiesférica y ligeramente mayor que la hipoteca, la cual también es hemiesférica y muestra un antápice mayormente aplanado. Similar al cíngulo el sulco también es excavado y ensanchado hacia el final posterior de la célula, se extiende desde el cíngulo hacia abajo hasta casi el antápice. El borde izquierdo de la placa Sd se extiende hacia la mitad del sulco y cubre los poros flagelares. La placa Sp es relativamente grande y alcanza el antápice.

Tamaño: Largo: 19-36 µm; ancho: 18-32 µm.

Placas: La fórmula tecal es Po, X, 4', 2a, 5c, 5s, 5^{'''}, 2^{''''}. El arreglo de las placas de la epiteca es asimétrico, mientras que la placa del poro apical es pequeño y elíptico. La placa de canal (X) es rectangular y conectada con la Po y la 1'. La placa apical 4' en el lado derecho del poro apical es el doble de largo que las placas 2' y 3', ambas localizadas del lado izquierdo. El cíngulo está compuesto de 5 placas, las suturas están ligeramente desviadas de las placas pre y post cingulares. La primera placa cingular es relativamente estrecha, mientras que las placas 2C a 5C rodean el resto de la célula aproximadamente un cuarto cada una. El sulco consiste en 5 placas, las placas Sa, Ss y Sm son pequeñas y parcialmente cubiertas por la placa Sd grande. La hipoteca es casi simétrica, la hipoteca está compuesta por placas postcingulares y 2 antapicales de tamaño similar.

Placas intercalares: La primera placa intercalar anterior es pequeña y más o menos pentagonal, mientras que la placa 2a es más grande, hexagonal y elongada.

Estructuras internas: Las células son amarillentas y hialinas pasando por dorado-pardo y muestran numerosos cloroplastos de forma irregular. El citoplasma presenta numerosos gránulos que frecuentemente contienen cuerpos de acumulación naranjas-rojos sin posición precisa. Un estigma rectangular rojo obscuro es visible en la hipoteca próximo al sulco. Células con dos tipos diferentes de núcleos, un dinocarion (con cromosomas condensados distinguibles) localizado centralmente en la epiteca justo arriba del cíngulo. Un segundo núcleo eucariótico más pequeño posicionado a la izquierda sobre el dinocarion en vista dorsal.

Ornamentaciones: La superficie de la célula es mayormente lisa, pero con pequeños poros circulares distribuidos irregularmente en las placas tecaes. Los poros en las placas corren a lo largo de las líneas de sutura.

Distribución: agua dulce, Río Vltava, República Checa.

En la actualidad, la amplitud ambiental establecida para *Durinskia baltica* ha conducido a varios autores a considerar que las entidades dulceacuícolas asignadas a *Peridiniopsis* podrían ser reasignadas a *Durinskia*, por la similitud morfológica y por compartir el ambiente de agua dulce. Tal fue el caso de *Durinskia oculata*. Asimismo, la presencia de morfologías similares a *Durinskia* en ambientes marinos originó las descripciones de otras especies del género, como *Durinskia agilis* (Kofoid & Swezy) Saburova, Chomerát & Hoppenrath 2012, *Durinskia capensis* Pienaar, Sakai & Horiguchi 2007 y *Durinskia kwazulunatalensis* Yamada, Sym & Horiguchi 2017. En ese nuevo contexto, el ambiente adquirió relevancia para el género y algunos autores restringieron la presencia de *D. baltica* como propia de ambientes salobres y la de *D. oculata* como propia de ambientes no salinos (Hansen & Flaim, 2007; Kretschmann *et al.*, 2018), mientras otros han opinado que *D. baltica* tiene una distribución posible en ambos tipos de ambientes (Zhang *et al.*, 2011; Cavalcante *et al.*, 2017).

En este escenario llama la atención que recientemente Carty (2014) subrayó que existen poblaciones típicas de agua dulce y haya establecido la sinonimia de *Durinskia baltica* con *D. dybowskii* (Woloszyńska) (Carty, 2014), cuyo basónimo es *Peridinium dybowskii* Woloszyńska (1916) y, además, utilizó el material gráfico que respaldó a *D. baltica*. Esta postura ha generado nuevos problemas de certidumbre porque *P. dybowskii* no puede ser considerado como un nombre legítimo a pesar de que en algunas bases de datos ampliamente reconocidas está aceptado taxonómicamente (Guiry & Guiry, 2022) o parcialmente aceptado, ya que el Index Nominum Algarum (INA, 2022) pone en duda si *D. dybowskii* puede ser considerado un nombre legítimo. Como mencionamos, las variantes en la circunscripción de *Durinskia* han complicado la investigación en los aspectos genéticos de las poblaciones, tanto si las secuencias son consideradas representantes de especies estrictamente marinas (Imanian *et al.*, 2010) como si son consideradas representantes de especies estrictamente dulceacuícolas (Kretschmann *et al.*, 2018).

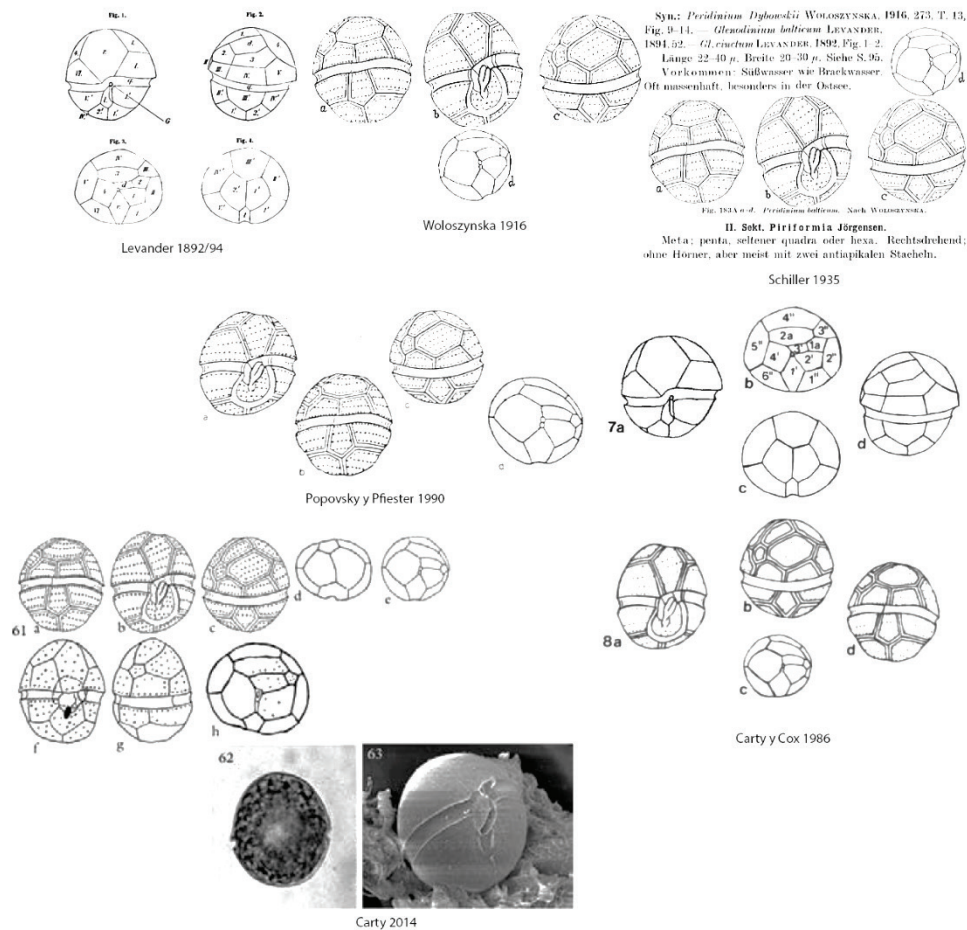


Figura 1. Figuras utilizadas por diferentes autores para la descripción de *Glenodinium balticum*, *Peridinium balticum*, *Durinskia baltica* y *Durinskia dybowskii*. Modificado de Levander (1892, 1894), Woloszyńska (1916), Schiller (1935), Popovský & Pfister (1990), Carty & Cox (1986) y Carty (2014).

En este contexto, coincidimos con la postura de Cavalcante et al. (2017) sobre la necesidad de utilizar un nombre para poblaciones de agua dulce y otro para las poblaciones salobres o marinas, pero ese será un proceso largo que implica obtener las secuencias de ejemplares de las localidades tipo y comparar nuevamente con las de otros sitios, además de la reevaluación de los caracteres morfológicos, fisiológicos y ecológicos de todas las poblaciones.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Francisco F. Pedroche por sus atinadas opiniones que aclararon el planteamiento del problema.

REFERENCIAS

- BOLCH, C. J. S. 2022. Impact of molecular approaches on dinoflagellate taxonomy and systematics. *In*: L. A. Clementson, R. S. Eriksen & A. Willis (eds.). *Advances in Phytoplankton Ecology. Applications of Emerging Technologies*. Elsevier, pp. 81-117. DOI:10.1016/C2019-0-04279-3
- BOLTOVSKOY, A. 1999. The genus *Glochidinium* gen. nov., with two species: *G. penardiforme* comb. nov. and *G. platygaster* sp. nov. (Peridiniaceae). *Grana* 38: 98-107. DOI: 10.1080/00173139908559218
- BOURRELLY, P. 1968a. Notes sur les Péridiniens d'eau douce. *Protistologica* 4(1): 5-16.
- BOURRELLY, P. 1968b. Note sur *Peridiniopsis borgei* Lemm. *Phykos* (Delhi). 7(1-2): 1-2.
- BUSTAMANTE-GIL, C., A. BOLTOVSKOY, K. RENGFORNS, R. TAVERA, E. AMAT & J. J. RAMÍREZ-RESTREPO. 2021. Checklist, new records, and taxonomic annotations of freshwater thecate dinoflagellate (Dinophyceae) in Colombia. *Phytotaxa* 509(2): 29. DOI:10.11646/phytotaxa.509.2.1
- CALADO, A. J., S. C. CRAVEIRO, N. DAUGBJERG & Ø. MOESTRUP. 2009. Description of *Tyrannodinium* gen. nov., a freshwater dinoflagellate closely related to the marine *Pfiesteria*-like species. *Journal of Phycology* 45: 1195-1205. DOI:10.1111/j.1529-8817.2009.00735.x.
- CARTY, S. 2014. *Freshwater Dinoflagellates of North America*. Cornell University Press, Ithaca. 280 p.
- Carty, S. & E. R. Cox. 1986. *Kansodinium* gen. nov. and *Durinskia* gen. nov.: two genera of freshwater dinoflagellates (Pyrrhophyta). *Phycologia* 25 (2):197-204. DOI:10.2216/i0031-8884-25-2-197.1
- CAVALCANTE, K. P., S. C. CRAVEIRO, A. J. CALADO, T. A. V. LUDWIG & L. DE S. CARDOSO. 2017. Diversity of freshwater dinoflagellates in the State of Paraná, southern Brazil, with taxonomic and distributional notes. *Fottea* 17(2): 240-263. DOI: 10.5507/fof.2016.026
- Couté, A., C. Perrette & N. Chomérat. 2012. Three Dinophyceae from Clipperton Island lagoon (eastern Pacific Ocean), including a description of *Peridiniopsis cristata* var. *tubulifera* var. nov. *Botanica Marina* 55: 59-71. DOI:10.1515/bot-2011-121
- CRAVEIRO, S. C., Ø. MOESTRUP, N. DAUGBJERG & A. J. CALADO. 2010. Ultrastructure and large subunit rDNA-based phylogeny of *Sphaerodinium cracoviense*, an unusual freshwater dinoflagellate with a novel type of eyespot. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 57: 568-585. DOI:10.1111/j.1550-7408.2010.00512.x.
- DELWICHE, C. F. 2007. The Origin and Evolution of Dinoflagellates. *In*: Falkowski, P.G. & A. H. Knoll (eds.). *Evolution of Primary Producers in the Sea*. Burlington, Elsevier Academic Press, pp. 191-205.
- GRIGORSZKY, I., L. KRIENITZ, J. PADISÁK, G. BORICS & G. VASAS. 2003. Redefinition of *Peridinium lomnickii* Wołoszyńska (Dinophyta) by scanning electron microscopical survey. *Hydrobiologia* 502: 349-355. DOI:10.1023/B:HYDR.0000004292.76752.c7
- GUIRY, M. D. & G. M. GUIRY. 2022. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Available online at: <http://www.algaebase.org> (downloaded August 23, 2022).
- HANSEN, G. & G. FLAIM. 2007. Dinoflagellates of the Trentino Province, Italy. *Journal of Limnology* 66: 107-141. DOI:10.4081/jlimnol.2007.107
- HOPPENRATH, M. 2017. Dinoflagellate taxonomy — a review and proposal of a revised classification. *Marine Biodiversity* 47: 381- 403. DOI:10.1007/s12526-016-0471-8
- HOPPENRATH, M., S. A. MURRAY, N. CHOMÉRAT & T. HORIGUCHI. 2014. *Marine benthic dinoflagellates: Unveiling their worldwide biodiversity*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 276 p.
- IMANIAN, B., J. F. POMBERT & P. J. KEELING. 2010. The complete plastid genomes of the two 'dinotoms' *Durinskia baltica* and *Kryptoperidinium foliaceum*. *PLoS ONE* 5(5): e10711. DOI:10.1371/journal.pone.0010711
- INA (Index Nominum Algarum). University Herbarium, University of California, Berkeley. Compiled by Paul Silva. Available online at: <http://ucjeps.berkeley.edu/INA.html> (downloaded August 23, 2022).
- KRETSCHMANN, J., A. Z. ČALASAN & M. GOTTSCHLING. 2018. Molecular phylogenetics of dinophytes harboring diatoms as endosymbionts (Kryptoperidiniaceae, Peridinales), with evolutionary interpretations and a focus on the identity of *Durinskia oculata* from Prague. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 118: 392- 402. DOI:10.1016/j.ympev.2017.10.011
- LEMMERMANN, E. 1900. Beiträge zur Kenntnis der Planktonalgen. III. Neue Schwebalgen aus der Umgegend von Berlin. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 18: 24-32.
- LEMMERMANN, E. 1904. Das Plankton schwedischer Gewässer. *Arkiv för botanik* 2(2): 1-209.
- LEVANDER, K. M. 1892. Notiz über die Täfelung der Schalenmembran des *Glenodinium cinctum* Ehb. *Zoologischer Anzeiger* 15: 405-408.
- LEVANDER, K. M. 1894. Materialien zur Kenntniss der Wasserfauna in der Umgebung von Helsingfors, mit besonderer Berücksichtigung der Meeresfauna. I. Protozoa. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 12: 3-155.
- LIRA, B., M. W. PARROW & R. TAVERA. 2017. Morphology and Ecology of Freshwater-blooming *Durinskia baltica* (Dinophyceae: Peridinales) in Xochimilco, Mexico. *Microbiology Research Journal International* 18(1): 1-15. DOI:10.9734/MRJI/2017/30342

- LIRA, B. & R. TAVERA. 2019. Life history and cell cycle of *Durinskia baltica* (Dinophyceae: Peridinales) in culture. *Nova Hedwigia* 108(1): 37-50. DOI:10.1127/nova_hedwigia/2018/0492
- MERTENS, K., H. AYDIN, S. UZAR & K. MATZUOKA. 2015. Relationship between the dinoflagellate cyst *Spiniferites pachydermus* and *Gonyaulax ellegaardiae* sp. nov. from Izmir Bay, Turkey, and molecular characterization. *Journal of Phycology* 51(3): 560-573. DOI:10.1111/jpy.12304
- MOESTRUP, Ø., N. DAUGBJERG. 2007. On dinoflagellate phylogeny and classification. In: Brodie J. & J. Lewis (Eds.). *Unravelling the algae, the past, present, and future of algal systematics*. The Systematics Association Special Volume Series 75, Boca Raton, CRC Press, pp. 215-230.
- MOESTRUP, Ø. & A. J. CALADO. 2018: Dinophyceae. In: Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa – Freshwater Flora of Central Europe*. Berlin, Springer Spektrum, pp. 6-560.
- NGÔ, H. M. & L. A. PFIESTER. 1990. Freshwater dinoflagellates from North Deming Pond, Minnesota, USA. *Transactions of the American Microscopical Society* 109:380-398. DOI:10.2307/3226692
- PEARCE, I. & G. M. HALLEGRAEFF. 2004. Genetic affinities, ecophysiology and toxicity of *Prorocentrum playfairii* and *P. foveolata* (Dinophyceae) from Tasmanian freshwaters. *Phycologia* 43: 271-281. DOI:10.2216/i0031-8884-43-3-271.1
- PFIESTER, L. A. & R. A. LYNCH. 1980. Amoeboid stages and sexual reproduction of *Cystodinium bataviense* and its similarity to *Dinococcus* (Dinophyceae). *Phycologia* 19:178-183. DOI:10.2216/i0031-8884-19-3-178.1
- PFIESTER, L. A. & J. POPOVSKÝ. 1979. Parasitic, amoeboid dinoflagellates. *Nature* 279:421-424. DOI:10.1038/279421a0
- PIENAAR, R. N., H. SAKAI & T. HORIGUCHI. 2007. Description of a new dinoflagellate with a diatom endosymbiont, *Durinskia capensis* sp. nov. (Peridinales, Dinophyceae) from South Africa. *Journal of Plant Research* 120:247-258. DOI:10.1007/s10265-006-0047-y
- POPOVSKÝ, J. & PFIESTER, L. A. 1990. *Dinophyceae (Dinoflagellida)*. In: Pascher, A.; Ettl, Hanus, Gerloff, Johannes, Heynig, Hermann; Mollenhauer, Dieter. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Begründet von A. Pascher. Band 6. Gustav Fischer Verlag, Jena -Stuttgart. 272 p.
- SABUROVA, M., N. CHOMÉRAT & M. HOPPENRATH. 2012. Morphology and SSU rDNA phylogeny of *Durinskia agilis* (Kofoid & Swezy) comb. nov. (Peridinales, Dinophyceae), a thecate, marine, sand-dwelling dinoflagellate formerly classified within *Gymnodinium*. *Phycologia* 51(3): 287-302. DOI:10.2216/10-22.1
- SCHILLER, J. 1935. Dinoflagellatae (Peridineae). In: Dr. L. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, 2. Aufl. X. Band, 3. Abt. 2 Teil. (eds.). Akademische Verlagsgesellschaft M.B.H., Leipzig. 320 p.
- TAKANO, Y. & T. HORIGUCHI. 2004. Surface ultrastructure and molecular phylogenetics of four unarmoured heterotrophic dinoflagellates, including the type species of *Gyrodinium* (Dinophyceae). *Phycological Research* 52: 106-117. DOI:10.1111/j.1440-183.2004.00332.x
- TAYLOR, F. J. R., M. HOPPENRATH & J. F. SILDARRIAGA. 2008. Dinoflagellate diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation* 17:407-418. DOI:10.1007/s10531-007-9258-3
- TSARENKO, P. M., S.P. WASSER & E. NEVO, 2006. *Algae of Ukraine: Diversity, Nomenclature, Taxonomy, Ecology and Geography. Vol. 1. Cyanoprocarvota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, and Rhodophyta*. A.R.G. Gantner, Ruggell, Liechtenstein. 713 p.
- WOŁOSZYŃSKA, J. 1916. Polnische Süßwasser Peridineen. *Bulletin international de l'Académie des sciences de Cracovie* 1 : 250-260.
- WOŁOSZYŃSKA, J. 1928. Dinoflagellatae polskiego Bałtyku i błot nad Piaśnica. *Archiwum hydrobiologii i rybactwa* 3: 250-292.
- YAMADA, N., S. D. SYM & T. HORIGUCHI. 2017. Identification of highly divergent diatom-derived chloroplasts in dinoflagellates, including a description of *Durinskia kwazulunatalensis* sp. nov. (Peridinales, Dinophyceae). *Molecular Biology and Evolution* 34(6): 1335-1351. DOI:10.1093/molbev/msx054
- ZHANG, Q., G. X. LIU & Z. Y. HU. 2011. *Durinskia baltica* (Dinophyceae), a newly recorded species and genus from China, and its systematics. *Journal of Systematics and Evolution* 49 (5): 476-485. DOI:10.1111/j.1759-6831.2011.00153.x

Estado de conocimiento de los dinoflagelados de agua dulce de México

State of knowledge of freshwater dinoflagellates in Mexico

María Guadalupe Figueroa Torres¹✉, Rocío Elizabeth Muciño Máquez² y Saúl Almanza Encarnación³

Recibido: 10 de septiembre de 2022.

Aceptado: 06 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. Ortega en 1984 reportó el primer inventario de dinoflagelados de México. A partir de entonces se han realizado varios inventarios sobre estos organismos. Sin embargo, el estudio de los dinoflagelados es aún incipiente debido a la fragilidad y pequeño tamaño de estos organismos. Actualmente, existen más herramientas para su estudio, que darán más detalle para su conocimiento. **Objetivos.** Compilación de una lista actualizada de dinoflagelados de agua dulce de México hasta 2022. **Métodos.** Se realizó una búsqueda bibliográfica consultando informes y publicaciones impresas y electrónicas disponibles en los centros de documentación universitarios, así como revisando las bases de datos especializadas AlgaeBase y bdLACET. **Resultados.** Se han registrado un total de 87 especies y taxones infraespecíficos agrupados en 25 géneros, 18 familias y nueve órdenes. La clasificación taxonómica se hizo con base en el sistema de Moestrup & Calado de 2018. Los nombres se actualizaron según AlgaeBase. *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium palustre*, *Gymnodinium* sp. y *Peridinium* sp. fueron las especies más frecuentes. Michoacán, Estado de México, Ciudad de México y Oaxaca fueron los estados más estudiados. Y los ambientes más comunes fueron lagos, lagunas y represas. **Conclusiones.** El número de taxones se incrementó desde el 2004 hasta esta fecha pero no de manera notable como se esperaba, muy probablemente esto se debe porque México actualmente carece del personal y el presupuesto para realizar este trabajo, para ampliar la cobertura geográfica y para la aplicación de microscopía electrónica y de biología molecular, técnicas necesarias para análisis más precisos.

Palabras clave: agua dulce, dinoflagelados, ficoflora, fitoplancton, México.

ABSTRACT

Background. Since 1984, Ortega and several researchers have documented the presence of dinoflagellates in Mexico in reports and inventories to attain an overview of the biodiversity of this and other algal groups. However, their study is still incipient because of the fragility and small cell size of these organisms. Currently, there are more tools for their study, but precisely for this reason, detailed studies are just beginning. **Goals.** Compilation of an updated list of freshwater dinoflagellates of Mexico up to 2022. **Methods.** A bibliographic search was carried out by consulting reports and printed and electronic publications available at university documentation centers, as well as by reviewing the specialized databases AlgaeBase and bdLACET. **Results.** A total of 87 species and infraspecific taxa grouped into 25 genera, 18 families and 9 orders have been recorded. The taxonomic classification was based on the system by Moestrup & Calado (2018). The names were updated according to AlgaeBase. *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium palustre*, *Gymnodinium* sp. and *Peridinium* sp. were the most frequently occurring species. The states of Michoacan, State of Mexico, Mexico City and Oaxaca were the most studied, and the most common environments were lakes, lagoons, and dams. **Conclusions.** Despite the expected notable increase in reported taxa from 2004 to date, this is likely not a complete list because Mexico presently lacks the personnel and budget for this work, for the expansion of geographic coverage and for the application of electron microscopy and molecular biology techniques necessary for more precise analyses.

Keywords: dinoflagellates, freshwater, Mexico, phycoflora, phytoplankton.

¹ Laboratorio de Ficología y Fitofarmacología, Área Sistemas y Proceso Ecológicos de los Recursos Acuáticos Naturales, Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, Colonia Villa Quietud, Ciudad de México, 04960. México.

² Estudiante del Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, Colonia Villa Quietud, Ciudad de México, 04960. México.

³ Estudiante de la Maestría en Ecología aplicada, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, Colonia Villa Quietud, Ciudad de México, 04960. México.

***Corresponding author:**

María Guadalupe Figueroa: e-mail: figueroa@correo.xoc.uam.mx

To quote as:

Figueroa, G., R. E. Muciño Máquez & S. Almanza Encarnación. 2022. Estado de conocimiento de los dinoflagelados de agua dulce de México. *Hidrobiológica* 32 (3): 223-234.

INTRODUCCIÓN

Los dinoflagelados son un grupo muy diverso, se estima que existen entre 3 365 y 5 000 especies marinas (Pedroche *et al.*, 2009). Sin embargo, solamente 2400 especies son reconocidas entre la comunidad científica (Gómez, 2020). Respecto a los dinoflagelados de agua dulce, se reconocen 350 (Moestrup & Calado, 2018), aunque los autores de este trabajo estiman que existe un número mucho mayor. En México, se ha visto que en muestras de fitoplancton dulceacuícola de distintos ecosistemas, el número de especies oscila entre 0 y 3, lo que suele corresponder al 10 % del total analizado, siendo entonces uno de los grupos menos diversos en estos ecosistemas, en comparación con las clorofitas y las diatomeas. La baja riqueza de especies a veces es compensada ya que ciertas épocas del año las poblaciones pueden alcanzar grandes densidades llegando a formar florecimientos algales del orden de millones de células por litro. Entre las especies causantes de estos florecimientos se encuentran *Ceratium hirundinella*, *C. furcoides*, *Peridinium bipes* f. *bipes*, *P. bipes* f. *occulatum*, *P. cinctum*, *P. penardii*, *Naiadinium polonicum* y *Peridinium* sp., con densidades de 8×10^2 a 93×10^6 cél/L; de éstas solo *N. polonicum* produce ictiotoxinas (glenodinina) (Hashimoto *et al.* 1968; Figueroa-Torres & Moreno-Ruiz, 2003; Ascencio *et al.*, 2018).

Este grupo está formado principalmente por organismos unicelulares, eucarióticos, flagelados, de vida libre, parásitos o endosimbiontes con contadas formas ameboides y cocoides. Las especies suelen ser fotótrofas obligadas, mixótrofas o heterótrofas. Estas últimas suelen presentar estructuras especializadas que les permiten alimentarse de otros organismos, incluyendo dinoflagelados (Steidinger & Tangen, 1997). Actualmente, se agrupan en el reino Protista, que constituye un taxón parafilético, ya que incluye al ancestro común de sus miembros, pero no a todos sus descendientes (Moestrup & Calado, 2018). Análisis filogenéticos moleculares han agrupado los dinoflagelados con los ciliados y apicomplejos (endoparásitos de animales) conformando el filo Alveolata, caracterizado por presentar un sistema de vesículas planas dispuestas en una capa continua asociada a la membrana celular, formando una película flexible con alvéolos corticales (Taylor, 1987; Gómez *et al.*, 2011; Moestrup & Calado, 2018). La identificación de las especies de agua dulce presenta una gran complejidad, ya que los organismos son muy pequeños, en su mayoría son menores de 100 μm , son muy frágiles y se descomponen rápidamente aún con el uso de fijadores suaves. Aunado a esto, se requiere un análisis muy cuidadoso, disección de placas en muchos casos, además del empleo de microscopios potentes, y para obtener mejores resultados es necesario el apoyo de otras técnicas como las de biología molecular.

Otro aspecto a considerar es que muchas especies de este grupo son polimórficas, es decir, que llegan a presentar diferentes expresiones morfológicas, establecidas genéticamente, dentro de las mismas especies (Balech, 1988; Carty, 2003; Maciel-Baltazar, 2015) y pleomórficas donde la morfología de las especies responde al cambio en las condiciones ambientales, por ejemplo, algunas células se vuelven largas y delgadas a temperaturas altas y, por el contrario, se tornan cortas y robustas a temperaturas bajas (Gómez, 2011; Tan *et al.*, 2013; Almanza *et al.*, 2016).

Los dinoflagelados de agua dulce son muy importantes porque forman parte de los productores primarios, fundamentales en las cadenas tróficas acuáticas y participan en el secuestro de CO_2 que regula el cambio climático (Costas & López Rodas, 2011). También son bioindicadores de condiciones ambientales (Pesantes, 1983; Altamirano *et*

al., 2004) y llegan a formar florecimientos masivos, inocuos, nocivos o tóxicos (Cortés-Altamirano & Sierra-Beltrán, 2008; Ascencio *et al.*, 2018). De ellos se obtienen diversos productos útiles como suplementos alimenticios y medicamentos (Assunção *et al.*, 2017; Delgado del Villar *et al.*, 2021). Cabe señalar que estos organismos están sufriendo los impactos antropogénicos como la contaminación y el cambio climático que afectan su distribución y abundancia (Flores-Moya *et al.*, 2008; Costas & López Rodas, 2011).

Pese a la importancia de este grupo, en México se han realizado pocos estudios sobre su diversidad y distribución. En el último registro previo realizado por Novelo & Tavera (2011) se reportan 60 especies de las 350 documentadas a nivel mundial para ambientes de agua dulce (Moestrup & Calado, 2018). Por este contexto, el objetivo de este trabajo consistió en hacer una revisión bibliográfica a escala nacional del estado actual de conocimiento de este grupo.

MÉTODOS

Para la creación de un listado taxonómico se consultaron informes y publicaciones impresas y electrónicas disponibles en centros de documentación universitarios; además, se revisaron las bases de datos AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2022) y bdLACET (Novelo & Tavera, 2022), revistas e información disponible en Internet. Se puso énfasis en los trabajos publicados de 2004 a 2022. En algunos casos se registró la presencia de especies no identificadas, pero sí diferenciadas de otras del mismo género, ya que estos datos son significativos para el inventario.

Se siguió la clasificación taxonómica de Moestrup & Calado (2018), basada en datos morfológicos, ultraestructurales, moleculares y bioquímicos. Los nombres de las especies fueron revisados y actualizados de acuerdo con las sugerencias de AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2022). El nombre correcto de cada especie aparece en la columna de la izquierda de la Tabla 1, en la segunda columna se encuentran los sinónimos especificados con un signo (=), también se señala el número de sinónimos y, por último, se presenta una columna con las observaciones.

Se registró la distribución de las especies por estados y por ambientes, Figura 1 y Tabla 2.

RESULTADOS

Se revisaron 98 fuentes de información sobre fitoplancton de aguas continentales de México correspondientes al periodo de 2004 a 2022. De éstos, solo 49 (78% publicaciones científicas y 22% tesis), refieren la presencia de dinoflagelados de agua dulce. Los otros trabajos llaman la atención porque pareciera ser que no hay especies en los muestreos en ciertos cuerpos de agua o que la dificultad para su estudio y la falta de experiencia y/o de herramientas de aproximación (métodos de colecta, fijadores, microscopios de mayor aumento, apoyo de biología molecular, entre otros) ocasionan que los dinoflagelados pasen desapercibidos.

En México, en el año 1984 se obtuvo un registro de 24 especies (Ortega, 1984), en 2003 se tuvieron 38 (Figueroa Torres & Moreno-Ruiz, 2003), en 2009 sólo 35 (Pedroche *et al.*, 2009), en 2011 ascendió hasta 60 (Novelo & Tavera, 2011) y en 2022 (este estudio) se registraron 87 taxones, representando el 24.85 %, del total de las 350 reportadas a nivel mundial (Moestrup & Calado, 2018) (Fig. 1).

Tabla 1. Distribución de la riqueza de especies, variedades y formas de dinoflagelados de agua dulce por estado y ecosistemas más frecuentes en donde se encuentran.

Estado	Riqueza de especies, variedades y formas	Ambientes
Edo. de México	30	Embalse, lagos, lagunas, presas, estanques, charcos
Michoacán	25	Lagos lagunas, presa, ríos, lagos cráter
Ciudad de México	24	Lagos, lagunas, canales
Oaxaca	16	Ríos, Presa, estanques, charcos
Tabasco	13	Humedal, lagos lagunas, arroyos, meandros
Veracruz	12	Laguna, lago, río, estero
Yucatán	10	Cuerpos de agua dulce
Quintana Roo	7	Lagunas, cenotes
Tamaulipas	6	Charcos, estanques
Morelos	6	Lagunas, lagos
Tampico	5	Laguna con mezcla dulce y salobre
Jalisco	4	Lago, presa
Colima	2	Laguna
Baja California	1	No especifican
Guanajuato	1	Reservorio
Puebla	1	Laguna

Considerando que Novelo & Tavera (2011) registraron 3 256 taxones de algas en las aguas continentales de México y que en este estudio se registraron 87, entre especies, variedades, formas y entidades no identificadas, se observa que hasta el momento los dinoflagelados representan el 2.7 % del total reportado o señalado.

Los dinoflagelados registrados en este estudio se encuentran ubicados en nueve órdenes, 18 familias, 25 géneros, 82 especies, 3 formas y 2 variedades, 33 entidades no fueron determinadas. Los géneros con mayor diversidad de especies fueron *Peridinium* (21), *Gymnodinium* (15), *Peridiniopsis* (10), *Ceratium* (8) y *Parvodinium* (6).

Las especies de dinoflagelados de agua dulce solo se encontraron en 16 de los 32 estados de México, la mayor parte ubicados en la franja central del país. Los estados con mayor riqueza de especies fueron

Estado de México (30), Michoacán (25) y Ciudad de México (24); los ambientes más concurridos por las especies fueron lagos, lagunas y embalses (Tabla 1, Fig. 2).

Se realizó la recopilación de los nombres correctos y sus sinónimos (Tabla 2), porque se observó que muchos nombres han cambiado, además de que algunas especies se han fusionado y otras presentan sinonimia. Por lo anterior, se ha modificado el total de las especies reportadas para cada cuerpo de agua, para cada estado o incluso para el país con respecto a trabajos anteriores.

Se observa que hay especies que poseen una gran cantidad de sinónimos, como es el caso de *Peridinium cinctum* con 27, *Parvodinium inconspicuum* con 18 y *Palatinus apiculatus* con 16, lo que genera confusión y heterogeneidad en las identificaciones, dependiendo de los autores que se consulten.

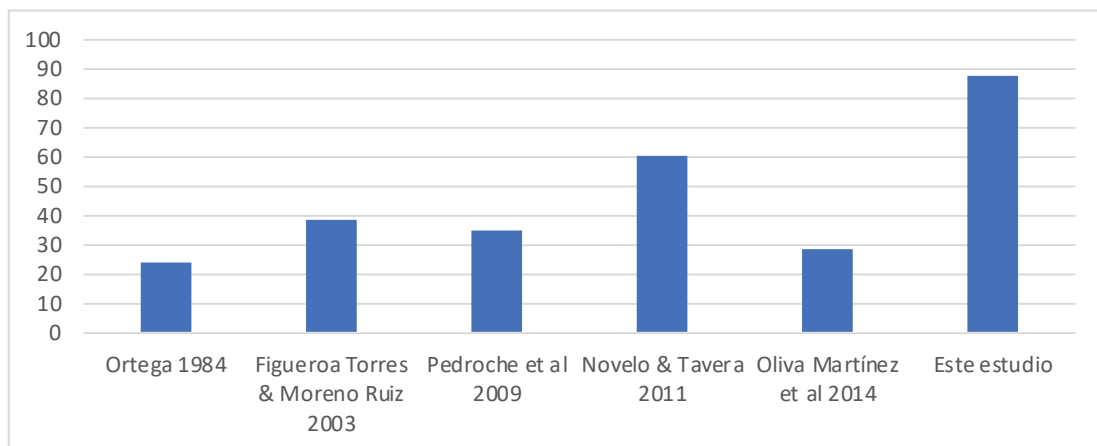
**Figura 1.** Número de especies, variedades y formas registrados en algunas de las obras de revisión ficoflorística más importantes de México

Tabla 2. Listado de las especies, variedades y formas de dinoflagelados registradas en México, sinónimos, número y observaciones.

Taxón	Sinónimos	No.	Observaciones
<i>Apocalathium aciculiferum</i> (Lemmermann) Craveiro, Daugbjerg, Moestrup & Calado 2016	Basónimo = <i>Peridinium aciculiferum</i> Lemmermann 1900 = <i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>aciculiferum</i> (Lemmermann) Lemmermann 1908 = <i>Glenodinium aciculiferum</i> (Lemmermann) Lindemann 1928 = <i>Peridinium stagnale</i> Meunier 1919	4	En bdLACET, como <i>Peridinium aciculiferum</i> Lemmermann 1900
<i>Ceratium brachyceros</i> Daday 1907	Basónimo = <i>Ceratium hirundinella</i> var. <i>brachyceros</i> (Daday) Ostenfeld 1909 = <i>Ceratium hirundinella</i> f. <i>brachyceroide</i> s Schröder 1920	2	-
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans 1925	Basónimo = <i>Ceratium hirundinella</i> var. <i>furcoides</i> Levander 1894 = <i>Ceratium hirundinella</i> f. <i>furcoides</i> (Levander) Huber 1914 = <i>Ceratium hirundinella</i> f. <i>furcoides</i> Schröder = <i>Ceratium furca</i> var. <i>lacustre</i> L. Maggi 1880 = <i>Ceratium furcoides</i> f. <i>gracile</i> Entz 1927	5	No reportado en bdLACET
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Müller) Bergh 1881	Basónimo = <i>Bursaria hirundinella</i> O. F. Müller 1773 = <i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Müller) Dujardin f. <i>hirundinella</i> 1841	2	-
<i>Ceratium hirundinella</i> f. <i>carinthiacum</i> (Zederbauer) Bachmann 1911	Basónimo = <i>Ceratium carinthiacum</i> Zederbauer 1904 = <i>Ceratium hirundinella</i> var. <i>carinthiacum</i> (Zederbauer) Bachmann 1911	2	
<i>Ceratium hirundinella</i> f. <i>robustum</i> Amberg 1903	-	0	
<i>Ceratium hirundinella</i> var. <i>robustum</i> Bachmann sin año	-	0	No reportado en bdLACET. El estado taxonómico de esta entidad requiere mayor investigación. (Guiry & Guiry 2022)
<i>Ceratium rhomboides</i> B. Hickel 1988	= <i>Ceratium hirundinella</i> f. <i>gracile</i> Bachmann 1911	1	No reportado en bdLACET
<i>Ceratium</i> sp.	-	0	Indet.
<i>Chimonodinium lomnickii</i> (Woloszyńska) Craveiro, Calado, Daugbjerg, Gert Hansen & Moestrup 2011	Basónimo <i>Peridinium lomnickii</i> Woloszyńska 1916 = <i>Glenodinium lomnickii</i> (Woloszyńska) Er. Lindemann 1925 = <i>Peridinium lomnickii</i> var. <i>punctulatum</i> Lindemann 1924	3	No reportado en bdLACET
<i>Cystodinium cornifax</i> (A. J. Schilling) G. A. Klebs 1912	Basónimo = <i>Glenodinium cornifax</i> A. J. Schilling = <i>Closterium cancer</i> Playfair 1907 = <i>Cystodinium steinii</i> Klebs 1912 = <i>Cystodinium steinii</i> f. <i>tenuirostre</i> Woloszyńska 1919 = <i>Cystodinium iners</i> Geitler 1928 = <i>Gymnodinium bisetosum</i> Lindemann 1928 = <i>Gymnodinium steinii</i> (G. A. Klebs) Lindemann 1928 = <i>Gymnodinium novaculosum</i> Baumeister 1939 = <i>Cystodinium bisetosum</i> (Lindemann) Huber-Pestalozzi 1950 = <i>Cystodinium novaculosum</i> (Baumeister) Huber-Pestalozzi 1950 = <i>Gymnocystodinium gessneri</i> Baumeister 1957 = <i>Cystodinium schilleri</i> Baumeister 1957 = <i>Cystodinium steinii</i> var. <i>dimidio-minus</i> Baumeister 1958 = <i>Gymnocystodinium iners</i> (Geitler) Baumeister 1958 = <i>Rhizodinium gessneri</i> (Baumeister) Loeblich Jr. & Loeblich III 1968	15	En bdLACET como <i>Cystodinium iners</i> Geitler 1928.
<i>Dinosphaera palustris</i> (Lemmermann) Kofoid & J. R. Michener 1912	Basónimo = <i>Gonyaulax palustris</i> Lemmermann 1907 = <i>Glenodinium palustre</i> (Lemmermann) J. Schiller 1935	2	-

Taxón	Sinónimos	No.	Observaciones
<i>Durinskia dybowskii</i> (Woloszyńska) Carty 2014	Basónimo = <i>Peridinium dybowskii</i> Woloszyńska 1916 = <i>Glenodinium dybowskii</i> (Woloszyńska) Lindemann 1925 = <i>Glenodinium balticum</i> Levander 1894 = <i>Peridinium balticum</i> (Levander) Lemmermann 1900 = <i>Durinskia baltica</i> (Levander) Carty & E. I. R. Cox 1986	5	
<i>Durinskia oculata</i> (F. Stein) Gert Hansen & G. Flaim 2007	Basónimo = <i>Glenodinium oculatum</i> F. Stein 1883 = <i>Peridinium oculatum</i> (F. Stein) Woloszyńska 1917 = <i>Peridiniopsis oculata</i> (F. Stein) Bourrelly 1968	3	En bdLACET como <i>Peridiniopsis oculata</i> (Stein) Bourrelly 1968
<i>Glenodiniopsis steinii</i> Woloszyńska 1916	Basónimo = <i>Glenodinium steinii</i> Lemmermann (sin año en AlgaeBase) = <i>Peridinium cinctum</i> (Ehrenberg) Perty 1852 = <i>Sphaerodinium cinctum</i> (Ehrenberg) Woloszyńska 1917	3	En bdLACET, está <i>Sphaerodinium cinctum</i> (Ehrenberg) Woloszyńska 1917
<i>Glenodiniopsis uliginosa</i> (A. J. Schilling) Woloszyńska 1928	Basónimo = <i>Glenodinium uliginosum</i> A. J. Schilling 1891 = <i>Peridinium uliginosum</i> (A. J. Schilling) Woloszyńska 1917 = <i>Glenodinium steinii</i> Lemmermann 1900 = <i>Glenodiniopsis steinii</i> (Lemmermann) Woloszyńska 1917	4	No reportada en bdLACET
<i>Glenodinium cinctum</i> Ehrenberg 1836	= <i>Glenodiniopsis steinii</i> Woloszyńska 1916	1	AlgaeBase es un nombre correcto, no refiere sinónimos para <i>G. cinctum</i> . En bdLACET, <i>Glenodinium cinctum</i> Ehrenberg es sinónimo de <i>Glenodiniopsis steinii</i> Woloszyńska 1916
<i>Glenodinium pulvisculus</i> (Ehrenberg) F. Stein 1883	Basónimo = <i>Peridinium pulvisculus</i> Ehrenberg 1832 = <i>Gymnodinium pulvisculus</i> (Ehrenberg) Pouchet 1885 = <i>Peridiniopsis pulvisculus</i> (Ehrenberg) J. Stein & Borden 1980	3	-
<i>Glenodinium</i> cfr. <i>pulvisculus</i> (Ehrenberg) F. Stein	-	0	-
<i>Glenodinium</i> sp.	-	0	Indet.
<i>Glochidinium penardiforme</i> (E. Lindemann) Boltovskoy 2000	Basónimo = <i>Peridinium penardiforme</i> Er. Lindemann 1918 = <i>Glenodinium penardiforme</i> (E. Lindemann) J. Schiller 1935 = <i>Peridiniopsis penardiformis</i> (E. Lindemann) Bourrelly 1968	3	-
<i>Gonyaulax clevei</i> Ostenfeld 1902	= <i>Gonyaulax apiculata</i> var. <i>clevei</i> (Ostenfeld) Ostenfeld 1908 = <i>Peridinium apiculatum</i> Penard 1891 = <i>Gonyaulax apiculata</i> Entz 1904 = <i>Gonyaulax polonica</i> Woloszyńska 1916 = <i>Gonyaulax limnetica</i> Lindemann 1919	5	Especie eurihalina. No está en bdLACET, probablemente por considerarla marina
<i>Gonyaulax</i> sp.	-	0	Indet.
<i>Gymnodinium palustre</i> A. J. Schilling 1891	= <i>Spiniferodinium palustre</i> (A. J. Schilling) J. Kretschmann & M. Gottschling 2015 = <i>Gymnodinium carinatum</i> A. J. Schilling 1891 = <i>Gymnodinium zachariasii</i> Lemmermann 1900	3	-
<i>Gymnodinium paradoxum</i> A. J. Schilling 1891	= <i>Gymnodinium paradoxum</i> f. <i>astigosum</i> Nygaard 1945	1	-
<i>Gymnodinium</i> cfr. <i>paradoxum</i> A. J. Schilling 1891	-	0	Se encontró citado como cfr.
<i>Gymnodinium pulvisculum</i> (Ehrenberg) F. Stein 1878	-	0	En bdLACET señalan que existen <i>G. pulvisculus</i> Klebs y <i>G. pulvisculus</i> Pouchet, ambas como sinónimos de otras especies
<i>Gymnodinium</i> sp. 1 a sp. 10	-	0	Conjunto de especies bien ubicadas y diferenciadas entre sí. Indet.
<i>Gymnodinium</i> spp.	-	0	Conjunto de especies que no están bien ubicadas ni bien diferenciadas entre sí. Indet.
<i>Gyrodinium</i> sp.	-	-	Indet.

Taxón	Sinónimos	No.	Observaciones
<i>Hemidinium nasutum</i> F. Stein 1878	= <i>Hemidinium nasutum</i> var. <i>tatricum</i> Wołoszyńska 1930 = <i>Hemidinium tumidum</i> Skvortzov 1946 = <i>Hemidinium olivaceum</i> Skvortzov 1968 = <i>Hemidinium brasiliense</i> C. E. M. Bicudo & Skvortzov 1970	4	-
<i>Heterocapsa</i> cfr. <i>pseudotriquetra</i> Iwataki, G. Hansen & Fukuyo 2002	-	0	Especie eurihalina. No está en Moestrup & Calado (2018) probablemente por considerarla marina
<i>Kansodinium ambiguum</i> (R. H. Thompson) Carty & E. R. Cox 1986	Basónimo = <i>Glenodinium ambiguum</i> R. H. Thompson 1951 = <i>Diplopsalis ambigua</i> (Thompson) Bourrelly 1970	2	-
<i>Lophodinium polylophum</i> (Daday) Lemmermann 1910	Basónimo = <i>Glenodinium polylophum</i> Daday 1905 = <i>Lophodinium dadayi</i> B. F. Osorio 1942	2	En bdLACET como <i>Lophodinium dadayi</i> Osorio 1942
<i>Naiadinium polonicum</i> (Wołoszyńska) Carty 2014	Basónimo = <i>Peridinium polonicum</i> Wołoszyńska 1916 = <i>Peridiniopsis polonica</i> (Wołoszyńska) Bourrelly 1968 = <i>Glenodinium gymnodinium</i> Penard 1891 = <i>Peridinium polonicum</i> var. <i>trilineatum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Glenodinium gymnodinium</i> var. <i>biscutelliforme</i> R. H. Thompson 1950 = <i>Glenodinium gymnodinium</i> var. <i>complexum</i> Kisselev 1954 = <i>Naiadinium biscutelliforme</i> (R. H. Thompson) Carty 2014	7	En bdLACET están los sinónimos <i>Peridiniopsis polonica</i> (Wołoszyńska) Bourrelly 1968 y <i>Glenodinium gymnodinium</i> Penard 1891
<i>Palatinus apiculatus</i> (Ehrenberg) Craveiro, Calado, Daugbjerg & Moestrup 2009	Basónimo = <i>Glenodinium apiculatum</i> Ehrenberg 1838 = <i>Peridinium apiculatum</i> (Ehrenberg) Claparède & Lachmann 1859 = <i>Peridinium palatinum</i> Lauterborn 1896 = <i>Peridinium marssonii</i> Lemmermann 1900 = <i>Peridinium anglicum</i> G. S. West 1909 = <i>Peridinium laeve</i> subsp. <i>marssonii</i> (Lemmermann) Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium laeve</i> var. <i>contactum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Properidinium apiculatum</i> (Ehrenberg) Meunier 1919 = <i>Peridinium laeve</i> f. <i>cristatum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium laeve</i> var. <i>paradoxum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium laeve</i> var. <i>stylatum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium laeve</i> subsp. <i>anglicum</i> (G. S. West) Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium apiculatum</i> var. <i>cristatum</i> (Er. Lindemann) Er. Lindemann 1928 = <i>Peridinium apiculatum</i> f. <i>anglicum</i> (G. S. West) Er. Lindemann 1928 = <i>Peridinium palatinum</i> f. <i>cristatum</i> (Er. Lindemann) M. Lefèvre 1932 = <i>Peridinium palatinum</i> f. <i>anglicum</i> (West) M. Lefèvre 1932	16	En bdLACET como <i>Peridinium palatinum</i> Lauterborn 1896
<i>Parvodinium africanum</i> (Lemmermann) Carty 2008	Basónimo = <i>Peridinium africanum</i> Lemmermann 1907 = <i>Peridinium tabulatum</i> var. <i>africanum</i> (Lemmermann) Playfair 1913 = <i>Peridinium tabulatum</i> var. <i>intermedium</i> Playfair 1913 = <i>Peridinium africanum</i> var. <i>contactum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium intermedium</i> (Playfair) Playfair 1920 = <i>Peridinium intermedium</i> var. <i>conicum</i> Playfair 1920 = <i>Peridinium africanum</i> var. <i>intermedium</i> (Playfair) M. Lefèvre 1932	7	En bdLACET como <i>Peridinium africanum</i> Lemmermann in G.S. West 1907
<i>Parvodinium</i> cfr. <i>inconspicuum</i> (Lemmermann) Carty 2008	-	0	En bdLACET como cfr.
<i>Parvodinium deflandrei</i> (M. Lefèvre) Carty 2008	Basónimo = <i>Peridinium deflandrei</i> M. Lefèvre 1927 = <i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>deflandrei</i> (M. Lefèvre) Popovský & Pfeister 1986	2	En bdLACET como <i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>deflandrei</i> (Lefèvre) Popovský & Pfeister 1986

Taxón	Sinónimos	No.	Observaciones
<i>Parvodinium elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) Kretschmann, Zerdoner & Gottschling 2019	Basónimo = <i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>elpatiewskyi</i> Ostenfeld 1907 = <i>Peridinium elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) Lemmermann 1910 = <i>Glenodinium elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) J. Schiller 1935 = <i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) Bourrelly 1968 = <i>Peridinium marchicum</i> var. <i>simplex</i> Wołoszyńska 1916 = <i>Peridinium elpatiewskyi</i> var. <i>pseudopenardii</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium elpatiewskyi</i> var. <i>bicollineatum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium elpatiewskyi</i> var. <i>biradiatum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium elpatiewskyi</i> var. <i>collineatum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium elpatiewskyi</i> var. <i>contortum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium elpatiewskyi</i> var. <i>pseudocunningtonii</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium elpatiewskyi</i> var. <i>bitravelctum</i> Er. Lindemann 1920 = <i>Peridinium elpatiewskyi</i> f. <i>brigantinum</i> Er. Lindemann 1920 = <i>Peridinium marchicum</i> f. <i>collineatum</i> (Er. Lindemann) M. Lefèvre 1926	14	En bdLACET como <i>Peridinium elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) Lemmermann 1910
<i>Parvodinium inconspicuum</i> (Lemmermann) Carty 2008	Basónimo = <i>Peridinium inconspicuum</i> Lemmermann 1899 = <i>Peridinium tabulatum</i> var. <i>inconspicuum</i> (Lemmermann) Playfair 1913 = <i>Peridinium javanicum</i> C. Bernard 1908 = <i>Peridinium javanicum</i> var. <i>tjibodense</i> C. Bernard 1908 = <i>Peridinium marchicum</i> Lemmermann 1910 = <i>Peridinium tabulatum</i> var. <i>caudatum</i> Playfair 1913 = <i>Peridinium tabulatum</i> f. <i>morsum</i> Playfair 1913 = <i>Peridinium caudatum</i> (Playfair) Playfair 1919 = <i>Peridinium caudatum</i> var. <i>morsum</i> (Playfair) Playfair 1919 = <i>Peridinium geminum</i> var. <i>angulosum</i> Playfair 1919 = <i>Peridinium geminum</i> var. <i>excavatum</i> Playfair 1919 = <i>Peridinium munusculum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium munusculum</i> var. <i>contactum</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium munusculum</i> f. <i>spiniferum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium inconspicuum</i> f. <i>marchicum</i> (Lemmermann) Er. Lindemann 1920 = <i>Peridinium marchicum</i> var. <i>keyense</i> Nygaard 1926 = <i>Peridinium inconspicuum</i> var. <i>balatonicum</i> Entz 1927 = <i>Peridinium steinmanni</i> Wołoszyńska 1930 = <i>Peridinium inconspicuum</i> var. <i>excavatum</i> (Playfair) M. Lefèvre 1932 = <i>Glenodinium spiculiferum</i> J. Schiller 1955	20	
<i>Parvodinium umbonatum</i> (F. Stein) Carty 2008	Basónimo = <i>Peridinium umbonatum</i> F. Stein 1883 = <i>Peridinium minimum</i> A. J. Schilling 1891 = <i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>inaequale</i> Lemmermann 1910 = <i>Properidinium inaequale</i> (Lemmermann) Meunier 1919 = <i>Peridinium caudatum</i> var. <i>guildfordense</i> Playfair 1920 = <i>Peridinium caudatum</i> var. <i>planktonicum</i> Playfair 1920 = <i>Peridinium geminum</i> Playfair 1920 = <i>Glenodinium guildfordense</i> (Playfair) Er. Lindemann 1931 = <i>Glenodinium geminum</i> (Playfair) E. Lindemann 1931	9	-
<i>Peridiniopsis</i> cfr. <i>thompsonii</i> Bourrelly ex Carty 2014	-	0	-

Taxón	Sinónimos	No.	Observaciones
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemmermann 1907	= <i>Peridinium cunningtonii</i> (Lemmermann) Lemmermann 1910 = <i>Peridinium cunningtonii</i> var. <i>pseudoquadridens</i> E. Lindemann 1919 = <i>Peridinium suttonii</i> B. M. Griffiths 1922 = <i>Peridinium wildemanii</i> Wołoszyńska 1923 = <i>Glenodinium sedens</i> Lindemann 1928 = <i>Peridinium cunningtonii</i> var. <i>wildemanii</i> (Wołoszyńska) M. Lefèvre 1928 = <i>Peridinium cunningtonii</i> f. <i>quadrispinum</i> Wołoszyńska 1935 = <i>Glenodinium quadridens</i> var. <i>wildemanii</i> (Wołoszyńska) J. Schiller 1935	8	-
<i>Peridiniopsis gymnodinum</i> Penard 1891	-	0	No está en AlgaeBase No está en bdLACET
<i>Peridiniopsis quadridens</i> (F. Stein) Bourrelly 1968	Basónimo = <i>Peridinium quadridens</i> F. Stein 1883 = <i>Glenodinium quadridens</i> (F. Stein) J. Schiller 1935	2	En bdLACET están los dos sinónimos
<i>Peridiniopsis</i> cfr. <i>thompsonii</i> Bourrelly ex Carty 2014	-	0	-
<i>Peridiniopsis</i> sp.1 a sp. 5	-	0	Sistema de especies bien ubicadas y diferenciadas entre sí, aunque no se llegó a un nombre de especie
<i>Peridinium bipes</i> F. Stein 1883	= <i>Peridinium tabulatum</i> Ehrenberg 1832 = <i>Glenodinium tabulatum</i> (Ehrenberg) Ehrenberg 1837 = <i>Peridinium bipes</i> var. <i>excisum</i> Lemmermann 1900 = <i>Peridinium bipes</i> f. <i>tabulatum</i> (Ehrenberg) M. Lefèvre 1932 = <i>Peridinium bipes</i> f. <i>excisum</i> (Lemmermann) M. Lefèvre 1932	5	
<i>Peridinium cinctum</i> (O. F. Müller) Ehrenberg 1832	Basónimo = <i>Vorticella cincta</i> O. F. Müller 1773 = <i>Peridinium tabulatum</i> var. <i>maeandricum</i> Lauterborn 1903 = <i>Peridinium westii</i> var. <i>areolatum</i> Lemmermann 1908 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>lemmermannii</i> G. S. West 1909 = <i>Peridinium tuberosum</i> Meunier 1919 = <i>Peridinium germanicum</i> E. Lindemann 1919 = <i>Peridinium rhenanum</i> E. Lindemann 1919 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>angulatum</i> E. Lindemann 1919 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>laesum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium eximium</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>regulatum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>irregulatum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium cinctum</i> f. <i>angulatum</i> (E. Lindemann) E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>betacollineatum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>curvatum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>dissimile</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>travectum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium eximium</i> var. <i>mutatum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium scallense</i> r. Lindemann 1920 = <i>Peridinium semicirculatum</i> var. <i>collineatum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium semicirculatum</i> E. Lindemann 1920 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>minus</i> Woronichin 1923 = <i>Peridinium cinctum</i> f. <i>areolatum</i> (Lemmerman) M. Lefèvre 1926 = <i>Peridinium cinctum</i> f. <i>regulatum</i> (E. Lindemann) M. Lefèvre 1932 = <i>Peridinium cinctum</i> f. <i>irregulatum</i> (E. Lindemann) M. Lefèvre 1932 = <i>Peridinium kincaidii</i> Wailes 1933 = <i>Peridinium kincaidii</i> var. <i>lemmermannii</i> (G. S. West) Wailes 1935 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>ornatum</i> M. Szabados 1954	28	

Taxón	Sinónimos	No.	Observaciones
<i>Peridinium cinctum</i> f. <i>regulatum</i> (Lindemann) M. Lefèvre 1932	Basónimo = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>regulatum</i> E. Lindemann = <i>Peridinium cinctum</i> (O. F. Müller) Ehrenberg 1832	2	No está en bdLACET
<i>Peridinium gatunense</i> Nygaard 1925	= <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>gatunense</i> (Nygaard) Nygaard 1932 = <i>Peridinium tabulatum</i> var. <i>zonatum</i> Playfair 1912 = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>gibbosum</i> M. Lefèvre 1927	3	En bdLACET como <i>Peridinium gatunense</i> Nygaard in Ostenfeld et Nygaard 1925
<i>Peridinium gutwinskii</i> Woloszyńska 1912	-	0	-
<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemmermann 1899	-	0	En bdLACET y en AlgaeBase como sinónimo de <i>Parvodinium inconspicuum</i> (Lemmermann) Carty 2008
<i>Peridinium raciborskii</i> var. <i>palustre</i> (E. Lindemann) E. Lindemann 1928	Basónimo = <i>Peridinium cinctum</i> var. <i>palustre</i> Er. Lindemann 1919 = <i>Peridinium palustre</i> (E. Lindemann) M. Lefèvre 1932 = <i>Peridinium chalubinskii</i> Woloszyńska 1919	3	En bdLACET como <i>Peridinium palustre</i> (E. Lindemann) M. Lefèvre 1932
<i>Peridinium thompsonii</i> Bourrelly ex Carty 2014	-	0	No está en AlgaeBase
<i>Peridinium volzii</i> Lemmermann 1905	= <i>Peridinium volzii</i> var. <i>australe</i> G. S. West 1909 = <i>Peridinium volzii</i> var. <i>maximum</i> C. Bernard 1909 = <i>Peridinium guestrowiense</i> Er. Lindemann 1916 = <i>Peridinium guestrowiense</i> f. <i>sinuatum</i> Lindemann 1918 = <i>Peridinium guestrowiense</i> var. <i>collineatum</i> Er. Lindemann 1920 = <i>Peridinium guestrowiense</i> var. <i>cyclicum</i> Er. Lindemann 1920 = <i>Peridinium volzii</i> f. <i>sinuatum</i> (Er. Lindemann) M. Lefèvre 1932	7	En bdLACET está como 1906 y en dos cuerpos de agua está reportada como cfr.
<i>Peridinium willei</i> Huitfeldt-Kaas 1900	= <i>Peridinium alatum</i> Garbini 1902 = <i>Peridinium tabulatum</i> var. <i>hieroglyphicum</i> Playfair 1913 = <i>Peridinium australe</i> (Playfair) Playfair 1920 = <i>Peridinium hieroglyphicum</i> (Playfair) Playfair 1920 = <i>Peridinium striolatum</i> Wailes 1928 = <i>Peridinium vancouverense</i> Wailes 1931	6	En bdLACET está reportada en un cuerpo de agua como cfr.
<i>Peridinium</i> sp. 1 a sp. 11	-	0	Grupo de especies bien ubicadas y diferenciadas entre sí, aunque no se llegó a un nombre
<i>Piscinodinium limneticum</i> (D. L. Jacobs) J. Lom 1981	Basónimo = <i>Oodinium limneticum</i> D. L. Jacobs 1946	1	En bdLACET como <i>Oodinium limneticum</i> D. L. Jacobs 1946
<i>Sphaerodinium polonicum</i> Woloszyńska 1916	= <i>Sphaerodinium cinctum</i> var. <i>polonicum</i> (Woloszynska) Huber-Pestalozzi 1950	1	
<i>Sphaerodinium</i> sp.	-		Indet.
<i>Thompsodinium intermedium</i> Bourrelly 1970	= <i>Peridinium intermedium</i> R. H. Thompson 1951 = <i>Thompsodinium pseudointermedium</i> (Couté & Iltis) Krakhmalny 2011	2	
<i>Woloszynskia</i> sp.	-	0	Indet.

También se observó que en algunos casos se modificó el nombre de las especies, por ejemplo, *Peridinium vancouverense* Wailes 1931 ahora es *Peridinium willei* Huitfeldt-Kaas 1900; en otros, cambio el género, por ejemplo, *Oodinium limneticum* D.L. Jacobs 1946 ahora es *Piscinodinium limneticum* (D.L. Jacobs) J. Lom 1981, y en otros más, cambió el género y la especie: *Glenodinium geminum* (Playfair) E. Lindemann 1931 ahora es *Parvodinium umbonatum* (F. Stein) Carty 2008. Además, se hicieron algunas reubicaciones de categorías supragenéricas, por lo que se debe tener mucho cuidado en la selección de los trabajos de consulta, que sirvan para identificar a las especies.

Por otra parte, se consideraron por separado a cuatro especies reportadas para Laguna Lagartos (Quintana Roo): *Amphidinium massartii* Biecheler 1952, *Bysmatrum gregarium* (E. H. Lombard & B. Capon) T.

Horiguchi & Hoppenrath 2014, *Ensiculifera loeblichii* E. R. Cox & H. J. Arnott 1971, *Matsuokaia loeblichii* (E. R. Cox & H. J. Arnott) Z. Li, K. N. Mertens, H. Gu & H. H. Shin 2020 y *Heterocapsa* cfr. *niei* (A. R. Loeblich) L. C. Morrill & A. R. Loeblich 1981 ya que en la literatura se reportan como especies marinas (Kyung *et al.*, 2018; Gómez, 2012); sin embargo, los autores señalan que estas especies fueron encontradas en la Laguna Lagartos en aguas interiores la cual es alimentada por el flujo subsuperficial del acuífero de la región (Nava-Ruiz & Valadez, 2012). De estas especies *A. massartii* es una especie epifítica, tóxica (Kyung *et al.*, 2018).

Se registraron florecimientos algales de *Ceratium hirundinella* y *C. furcoides* en varios cuerpos de agua de Michoacán, Estado de México y Ciudad de México, en lagos y embalses. Los florecimientos pueden

ser perjudiciales para la fauna íctica y la comunidad de invertebrados, debido al colapso de las floraciones, cuya posterior descomposición puede provocar el agotamiento del oxígeno disuelto; además, la alta densidad poblacional que pueden alcanzar las especies suele representar un serio problema para el tratamiento del agua destinada al consumo humano (Meichtry de Zaburlin *et al.*, 2014).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Desde el siglo XIX hasta ahora muchas especies se han descrito de manera incompleta, lo que hace difícil su identificación, aunado a las diferencias genéticas de las poblaciones de las mismas morfoespecies, de diferentes partes del mundo (Moestrup & Calado, 2018). Esto plantea interrogantes sobre cuánta variación debe ser permitida antes de que una especie se divida en dos, otras variedades, otras formas u otras especies crípticas, es decir, se divida en poblaciones poco diferenciadas en su morfología difíciles de distinguir entre sí. A pesar de que ya ha pasado mucho tiempo, prevalece la falta de información porque no se cuenta con apoyo institucional para el desarrollo de este campo de estudio, no hay suficientes plazas para investigadores, ni infraestructura para mejorar las aproximaciones al conocimiento de estos microorganismos. Actualmente todavía son pocos los trabajos que abordan el análisis del número, forma y ubicación de las placas y al empleo de la microscopía electrónica y la biología molecular como herramientas de estudio en México y a nivel mundial (Carty, 2003; Gómez,

2012; Moestrup & Calado, 2018). Estas últimas están revolucionando toda la taxonomía del grupo, la cual, en estos momentos, se encuentra en una situación de reconstrucción y en constante cambio.

En México los estudios son muy escasos y solo se realizan en unos pocos estados del país. También, se observa que los trabajos son discontinuos en el tiempo, por lo que no hay un seguimiento en el comportamiento de las especies en los ecosistemas acuáticos. Otro aspecto por considerar es el lugar de búsqueda *in situ*, ya que los dinoflagelados epifíticos, epizoicos y endofíticos, entre otros, han sido poco estudiados por su compleja ubicación dentro de los ecosistemas, por su pequeña talla y por su similitud con otros protistas.

Otro aspecto notable es qué, si bien los trabajos son pocos, en algunos casos se hacen estudios, pero no se registran especies lo cual se puede deber a dos situaciones: o verdaderamente no hay ejemplares en los sitios muestreados o los métodos de estudio impiden su observación y análisis. Por esta razón, si se quieren hacer inventarios representativos de estos organismos, se tienen que cuidar todos los aspectos anteriores.

Se puede concluir que el estudio taxonómico de los dinoflagelados de agua dulce de México es aún incipiente y está en reconstrucción, y que con las nuevas tecnologías y el trabajo en equipo se podrá avanzar en el reconocimiento de su gran diversidad. Esta información, adicionalmente, permitirá coadyuvar a la conservación de estos organismos.

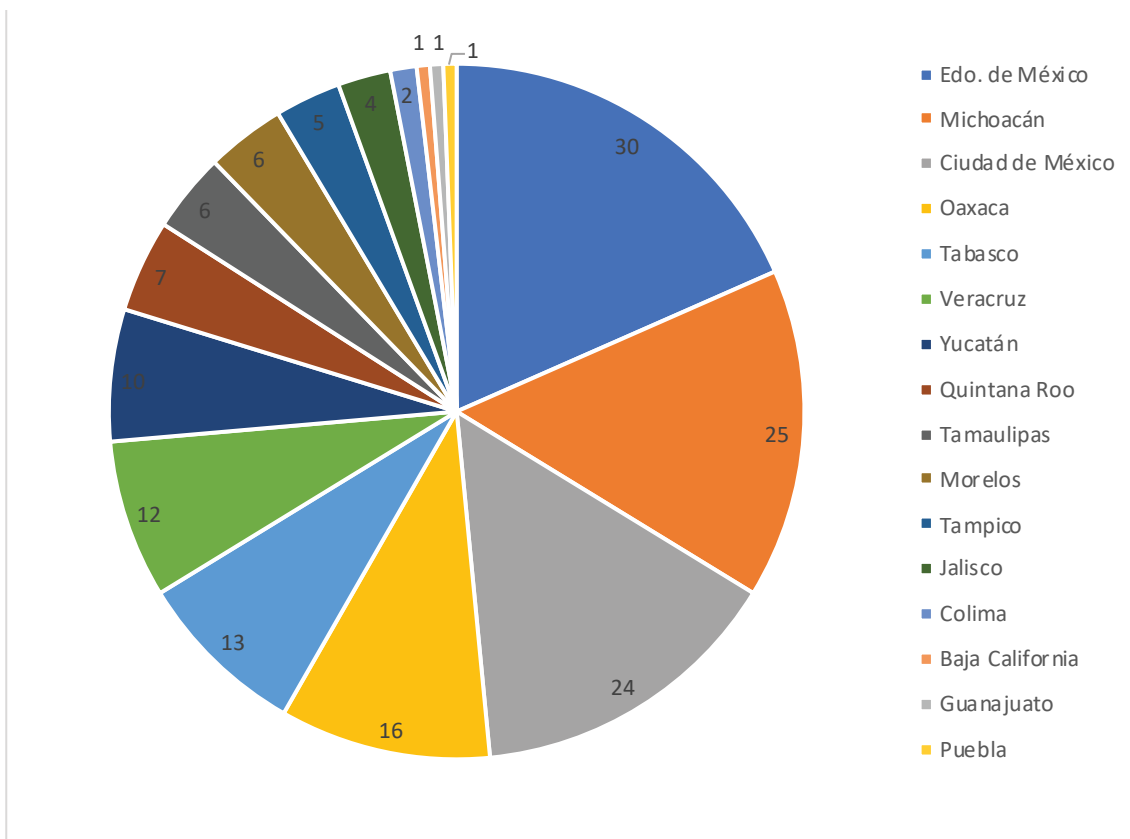


Figura 2. Distribución de las especies, variedades y formas de dinoflagelados dulceacuícolas por estados de México.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Metropolitana, por el apoyo para realizar este trabajo. A los revisores por sus valiosos comentarios y sugerencias para mejorar el manuscrito.

REFERENCIAS

- ALMANZA, V., C. E. DE M. BICUDO, O. PARRA & R. URRUTIA. 2016. Características morfológicas y limnológicas de las floraciones de *Ceratium furcoides* (Dinophyta) en un lago somero de Chile Central. *Limnetica* 35 (1): 253-268. DOI: 10.23818/limn.35.21.
- ASCENCIO, E., P. RIVERA, F. CRUCES & I. VILA. 2018. Estudio morfológico de *Naiadinium polonicum* (Dinophyceae) reportado por primera vez en aguas continentales de Chile. *Gayana Botánica* 75 (1): 438-446.
- ASSUNÇÃO, J., A. C. GUEDES, & F. X. MALCATA. 2017. Biotechnological and pharmacological applications of biotoxins and other bioactive molecules from dinoflagellates. *Marine Drugs* 15, 393. Accesible en línea en: DOI: 10.3390/md15120393 (consultado el 30 de septiembre de 2022).
- ALTAMIRANO, M., L. GARCÍA-VILLADA, M. AGRELO, L. SÁNCHEZ, L. MARTÍN-OTERO, A. FLORES-MOYA, V. LÓPEZ-RODAS & E. COSTAS. 2004. A novel approach to improve specificity of algal biosensor using wild-type and resistant mutants: an application to detect TNT. *Biosensors and Bioelectronics* 19: 1319-1323.
- BALECH, E. 1988. *Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental*. Publicación Especial, Instituto Español de Oceanografía, Madrid. 219 pp.
- CARTY, S. 2003. Dinoflagellates. In: Wehr J. D. & R. G. Sheath (eds.). *Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification*. Academic Press. Elsevier U.S.A., pp. 685-714.
- CORTÉS-ALTAMIRANO, R. & A. P. SIERRA-BELTRÁN. 2008. Biotoxins from freshwater and marine harmful algal blooms occurring in Mexico. *Toxin Reviews* 27: 27-77.
- COSTAS, E. & V. LÓPEZ RODAS. 2011. El papel del fitoplancton en el cambio climático: ¿cuánto depende nuestro destino de unas pequeñas microalgas? *Anales de la Real Academia de Farmacia*. 77 (1): 1-34.
- DELGADO DEL VILLAR S. J., R. A. RODRÍGUEZ & L. R. JIMÉNEZ-GUTIÉRREZ. 2021. Las extraordinarias formas de vida de los dinoflagelados del Pacífico mexicano *Revista Digital Universitaria, UNAM CUAIEED* 22 (4) Disponible en línea en: DOI: 10.22201/cuaieed.16076079e.2021.22.4.3 (consultado el 18 de octubre de 2022).
- FIGUEROA-TORRES, M. G. & J. L. MORENO-RUIZ. 2003. Dinoflagelados dulceacuícolas de México. Capítulo 4. In: Barreiro-Güemes, M. T., M. E. Meave del Castillo, M. Signoret-Poillon & M. G. Figueroa-Torres (eds.). *Planctología mexicana*. Sociedad Mexicana de Planctología, A. C. La Paz, Baja California Sur, México. pp. 85-102.
- FLORES-MOYA, A., E. COSTAS & V. LÓPEZ RODAS. 2008. Roles of adaptation, chance, and history in the evolution of the dinoflagellate *Prorocentrum triestinum* under simulated global change conditions. *Naturwissenschaften*. 95: 697-703.
- GÓMEZ, F., D. MOREIRA & P. LÓPEZ-GARCÍA. 2011. Avances en el estudio de los dinoflagelados (Dinophyceae) con la filogenia molecular. *Hidrobiológica*, 21 (3): 343-364.
- GÓMEZ, F. 2012. A Checklist and classification of living dinoflagellates (Dinoflagellata, Alveolata). *CICIMAR Oceanides*. 27 (1): 65-140.
- GÓMEZ, F. 2020. Diversity and classification of dinoflagellates. In: Subba Rao D. V. (ed.) *Dinoflagellates*. *Nova Science Publishers, Inc.* 1-38 pp.
- GUIRY, M. D. & G. M. GUIRY. 2022. AlgaeBase. World-wide electronic publication. Accesible en línea en <http://www.algaebase.org>. (consultado el 30 de agosto de 2022).
- HASHIMOTO, Y., T. OKAICHI, L.D. DANG, & T. NOGUCHI. 1968. Glenodine, an ichthyotoxic substance produced by a dinoflagellate, *Peridinium polonicum*. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 34 (6): 528-534.
- KYUNG H. L., H. J. JEONG, K. PARK, N. S. KANG, Y. D. YOO, M. J. LEE, L. JINWOOD, S. LEE, K. TAEKYUNG, H. S. KIM & J. H. NOH. 2013. Morphology and molecular characterization of the epiphytic dinoflagellate *Amphidinium massartii*, isolated from the temperate waters off Jeju Island, Korea. *Algae* 28 (3): 213-231. Accesible en: DOI: 10.4490/algae.2013.28.3.213 (consultado el 28 de agosto de 2022).
- MACIEL-BALTAZAR, E. 2015. Dinoflagelados (Dinoflagellata) tóxicos de la costa de Chiapas, México, Pacífico centro oriental. *UNED Research Journal* 7 (1): 39-48.
- MEICHTRY DE ZABURLIN, N., A. BOLTOVSKOY, C. COSTIGLILO ROJAS Y R. M. RODRIGUEZ. 2014. Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 en la Argentina y su distribución en el área de influencia del Embalse Yacyretá (río Paraná, Argentina-Paraguay). *Limnetica* 33 (1): 153-160 (2014). DOI: 10.23818/limn.33.12
- MOESTRUP, Ø. & A. J. CALADO. 2018. *Dinophyceae*. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Springer Spektrum. Accesible en línea en: DOI: 10.1007/978-3-662-56269-7
- NAVA-RUIZ, M. & F. VALADEZ. 2012. Flora planctónica de laguna Lagartos, Quintana Roo. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83 (3): 561-582.
- NOVELO, E. & R. TAVERA. 2011. Un panorama gráfico de las algas de agua dulce de México. *Hidrobiológica* 21 (3): 333-341.
- NOVELO, E. & R. TAVERA. 2022. bdLACET. Un buscador de algas pensado para ficólogos y no tan ficólogos. Disponible en línea: <https://bdlacet.mx/> (consultado el 14 de octubre de 2022).
- OLIVA-MARTÍNEZ, M. G., J. L. GODÍNEZ-ORTEGA & C. A. ZUÑIGA-RAMOS. 2014. Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 85: S54-S61, suppl. Disponible en línea en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532014000200006&lng=es&nrm=iso (consultado el 30 de agosto de 2022).
- ORTEGA, M. M. 1984. *Catálogo de algas continentales recientes de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. 566 pp.
- PEDROCHE, F. F., A. SENTÍES GRANADOS, E. NOVELO & M. E. MEAVE DEL CASTILLO. 2009. Algas. Pasado, presente y futuro en México. In: J. Ramírez Pulido (Ed.), *Cosmos*. Enciclopedia de las ciencias y la tecnología en México. Tomo II. Ciencias Biológicas (pp. 55-69). Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto de Ciencia y Tecnología del Distrito Federal. Disponible en línea en: <http://www.izt.uam.mx/cosmosecm/cosmosecm/algas.html> (consultado el 30 de agosto de 2022).

- PESANTES, F. 1983. Los dinoflagelados como indicadores de "El niño" en el mar ecuatoriano. *Acta oceanográfica del Pacífico. INOCAR, Ecuador* 2 (1): 85-117. Disponible en línea en: <https://aquadocs.org/handle/1834/2092> (consultado el 27 de agosto de 2022).
- STEIDINGER, K. A. & K. TANGEN. 1997. Dinoflagellates. *In: Tomas, C. R. (ed). Identifying marine phytoplankton*. San Diego Academic Press, pp. 387-584.
- TAN, T. H., P. T. LIM, A. MUJAHID, G. USUP, C. P. LEAW. 2013. Benthic harmful dinoflagellate assemblages in a fringing reef of Sampadi Island, Sarawak, Malaysia. *Marine Research Indonesia* 38 (2): 77-87.
- TAYLOR, F. J. R. 1987. *The Biology of Dinoflagellates*. Blackwell Scientific Publications. Vol. 21. Botanical Monographs. 785 pp.

Panorama florístico actual de las algas continentales mexicanas

Current floristic panorama of Mexican continental algae

Eberto Novelo^{1*} y Rosaluz Tavera²

Recibido: 31 de agosto de 2022.

Aceptado: 11 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. En 2011 publicamos un panorama de las algas dulceacuícolas mexicanas en esta revista. **Objetivos.** Once años después, hacemos una evaluación de los avances en cada uno de los temas relacionados con el conocimiento de los grupos algales continentales: número de especies registradas en el país y en cada estado de la república, tipos de publicaciones con información florística, distribución de los taxones en los estados y un listado de las especies nuevas descritas en el periodo. **Métodos.** Se analizaron las bases de datos bibliográficas y de información florística disponibles en línea (bdLACET, AlgaeBase). **Resultados.** El número más confiable de registro de taxones válidos, no sinónimos en México es de 4268. Varios estados aumentaron su elenco florístico en más del 50%. **Conclusiones.** Discutimos la importancia de continuar con el trabajo florístico y los elementos que lo conforman, el papel que juegan las políticas actuales de las revistas científicas respecto al trabajo inventarial y la importancia de contar con bases de datos regionales confiables.

Palabras clave: algas continentales, algas dulceacuícolas, bases de datos, catálogos, florística.

ABSTRACT

Background. In 2011, we published an overview of Mexican freshwater algae. **Objectives.** Eleven years later, we make an evaluation of the advances in each one of the subjects related to the knowledge of the continental algal groups: number of species registered in the country and in each state of the republic, types of publications with floristic information, distribution of the taxa in the states and a list of the new species described in the period. **Methods.** The bibliographic and floristic information databases available online (bd-LACET, AlgaeBase) were analyzed. **Results.** The most reliable number of records of valid taxa, no synonyms, in Mexico is 4,268. Several states increased their floristic list by more than 50%. **Conclusions.** We discuss the importance of continuing with floristic work and the elements that comprise it, the role played by the current policies of scientific journals regarding inventory work, and the importance of having reliable regional databases.

Keywords: check lists, continental algae, databases, floristics, freshwater algae.

INTRODUCCIÓN

En 2011 se publicó en esta revista un panorama gráfico de las algas de agua dulce de México (Novelo & Tavera, 2011). En ese recuento se presentó la información acumulada en los 168 años previos y se evidenció el avance, en principio muy lento y después más acelerado, del conocimiento de estos organismos en nuestro país. En los últimos años hemos visto el progreso de la taxonomía integrativa o de las aproximaciones poli y multifacéticas, es decir, aquellas que incorporan criterios no solo morfológicos en la descripción de las especies, cuyos avances se han visto reflejados también en los trabajos florísticos nacionales, aunque no en todos los estados de la república. Dos elementos se añadieron al panorama ficológico nacional, la publicación en 2015 de *Cymbella* Revista de investigación y difusión sobre algas, la única revista sobre ficología general en Latinoamérica y editada para la Sociedad Mexicana de Ficología (<https://cymbella.mx>) y la puesta en línea de bdLACET, una base de datos

¹ Departamento de Biología Comparada, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México, 04510. México

² Departamento de Ecología y Recursos Naturales. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México, 04510. México

***Corresponding author:**

Eberto Novelo: e-mail: enm@ciencias.unam.mx

To quote as:

Novelo, E. & R. Tavera. 2022. Panorama florístico actual de las algas continentales mexicanas. *Hidrobiológica* 32 (3): 235-243.

de algas continentales (<http://bdlacet.mx>) en 2019, esta base de datos abierta fue prometida en el artículo de 2011 (Novelo & Tavera, op. cit.). Por otro lado, el número de ficólogos dedicados a las algas continentales sigue en descenso y por tanto de estudiantes dedicados a este tema. Varias publicaciones de los tipos ecológicos, limnológicos y biotecnológicos han impactado también en el desarrollo de la práctica florística pues en muchos de esos estudios no se atiende a la importancia de la determinación a nivel específico y a la documentación de las especies e incluso se califica a las prácticas taxonómicas y florísticas como consumidoras de tiempo y que exigen la participación de especialistas con los que el país no cuenta. Algunos grupos de investigación han dedicado un esfuerzo mayúsculo para documentar las especies de su región y sobresalen los grupos de Nuevo León, Nayarit, Querétaro, Baja California, Tabasco y Yucatán. Tanto por el número de publicaciones como por las tesis dedicadas a las algas continentales, los integrantes de esos grupos han mostrado que la necesidad de contar con una flora es tan importante como la de cualquier otro tema. El objetivo de este texto es actualizar la información sobre el conocimiento de la flora de algas continentales mexicanas, haciendo una comparación de lo alcanzado hasta 2011 con lo obtenido en agosto de 2022.

MÉTODOS

La información fue obtenida de dos fuentes de datos principales: de la bibliografía en la que se encuentran las referencias de publicaciones y tesis de licenciatura y posgrado sobre algas continentales que contienen registros de especies de México; la segunda fuente de datos se encuentra principalmente en bdLACET (<https://bdlacet.mx>). La calificación de la bibliografía, en el registro de cada especie, permite saber qué tipo de información provee cada referencia (<https://bdlacet.mx/informacion.html>).

En bdLACET se siguen los siguientes sistemas taxonómicos: para Cyanoprokaryota: Komárek *et al.*, 2014; Hauer & Komárek, 2019; para Bacillariophyta: Medlin & Kaczmarska, 2004 y Round *et al.*, 1990; para otros grupos: AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2022).

RESULTADOS

Este trabajo es una actualización de la información del primer panorama de las algas continentales mexicanas (Novelo & Tavera, 2011), así que se centra en los cambios que se han producido de 2011 a 2022. El número de nombres de taxones específicos e infraespecíficos registrados para México hasta el 24 de agosto de 2022 ha alcanzado la cifra de 5253, 1997 nombres más, esto es un aumento en 61% (Fig. 1). Es notable que en 2022 en AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2022) se registran 1062 taxones que aparentemente son de algas de agua dulce pero que fueron registrados en publicaciones sobre algas marinas, lo que nos impide obtener una estimación clara sobre el número de algas continentales registradas en esa base de datos.

En el periodo 2011-2022 la contribución mexicana a la biodiversidad mundial, medida como descripciones originales nuevas, fue de 15 especies descritas por mexicanos, excepto en dos casos, y aparecen en la Tabla 1. Esta cifra es apenas un incremento del 18% del total y un promedio de 1.27 especies por año descritas en este periodo, menor del promedio durante los años anteriores (Fig. 2).

Las publicaciones con contenido florístico o taxonómico que aparecieron entre 2011 y 2022 fueron 177 (14.75 por año), 114 artículos científicos (9.5 por año) y 63 tesis (5.25 por año) y su distribución anual se muestra en la Figura 3.

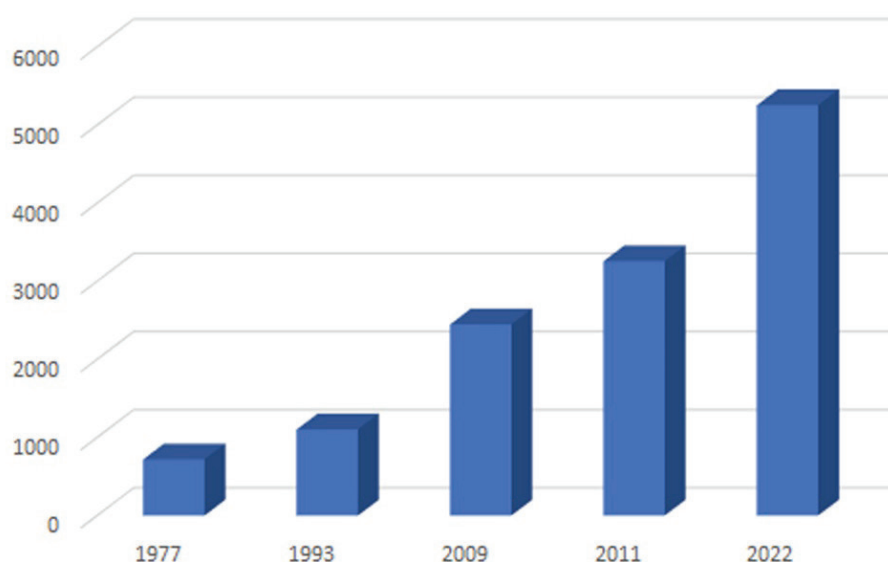


Figura 1. Incremento en el número de taxones específicos e infraespecíficos registrados para México en un periodo de 45 años, los registros provienen de los recuentos de Ortega (1984), Pedroche *et al.* (1993), Pedroche *et al.* (2009) y Novelo & Tavera (2011) respectivamente.

Tabla 1. Especies nuevas para la ciencia descritas para México de 2011 a la fecha. Fuentes: Becerra-Absalón *et al.* (2013), Bonilla-Rodríguez *et al.* (2013), Mareš *et al.* (2019), Mora *et al.* (2017), Moreira *et al.* (2017), Salinas *et al.* (2020), Tavera *et al.* (2013), Terlova & Lewis (2019) y Vázquez-Martínez *et al.* (2018).

Especie	Origen
<i>Brasilonema tolantogensis</i> Becerra-Absalón et Montejano	Hidalgo
<i>Vaucheria zapotecana</i> Bonilla-Rodríguez <i>et al.</i>	Oaxaca
<i>Asterocapsa xcaamalensis</i> Tavera <i>et al.</i>	Yucatán
<i>Chlorogloea halkab</i> Tavera <i>et al.</i>	Yucatán
<i>Cyanosarcina caribea</i> Tavera <i>et al.</i>	Yucatán
<i>Synechococcus socialis</i> Tavera <i>et al.</i>	Yucatán
<i>Gloeomargarita lithophora</i> Moreira <i>et al.</i>	Puebla
<i>Brachysira altepetlensis</i> D. Mora <i>et al.</i>	Estado de México
<i>Sellaphora queretana</i> D. Mora <i>et al.</i>	Estado de México
<i>Nodosilinea chupicuarensis</i> Vázquez-Martínez <i>et al.</i>	Guanajuato
<i>Gloethece aurea</i> Mareš <i>et al.</i>	Chiapas (subaérea)
<i>Tetrademus adustus</i> Terlova et L. A. Lewis	Baja California (suelo)
<i>Pseudostaurosira carmonae</i> V. H. Salinas <i>et al.</i>	Estado de México
<i>Pseudostaurosira iztaccihuatlii</i> V. H. Salinas et D. Mora	Estado de México
<i>Pseudostaurosira caballeroae</i> V. H. Salinas <i>et al.</i>	Estado de México

Desde 1847 a la fecha se han registrado 533 referencias. La cobertura estimada es de más del 99% de las publicaciones formales y tesis, aunque en el último caso es difícil obtener una copia para incluir las especies registradas. Muchas tesis de universidades estatales son difíciles de conseguir, en especial de los periodos previos a la digitalización de los textos. Para el periodo 2011 a 2022 los tipos de publicaciones se indican en la Tabla 2. Es notoria la disminución en el promedio de publicaciones anuales en el periodo 2020-2021. La proporción porcentual total de esta producción se muestra en la Figura 4.

De la bibliografía recuperada se obtienen: descripciones completas con ilustraciones, solo descripciones breves, solo ilustraciones o solo el nombre. La proporción de esta información se muestra en la Figura 5.

Los nombres registrados actualmente suman un total de 5253, de los cuales habrá que descontar 1385 sinónimos, pero existen 400 sinónimos de los que no se han registrado los nombres actuales. Eso nos deja un total de 4268 nombres de especies, variedades y formas registradas para el país (Figura 6). La contribución por grupo taxonómico se

Tabla 2. Tipo de publicación con información florística o taxonómica en el periodo 2011-2022.

	total	artículos	capítulos	libros	tesis	otros
2011	22	12	1	1	8	
2012	18	8	1	2	6	1
2013	15	9	1		5	
2014	29	12		3	14	
2015	17	9	2		6	
2016	13	9			4	
2017	21	8	6	1	6	
2018	14	10			4	
2019	15	5	3	1	6	
2020	8	5			3	
2021	3	2			1	
2022	2	2				
Totales	177	91	14	8	63	1

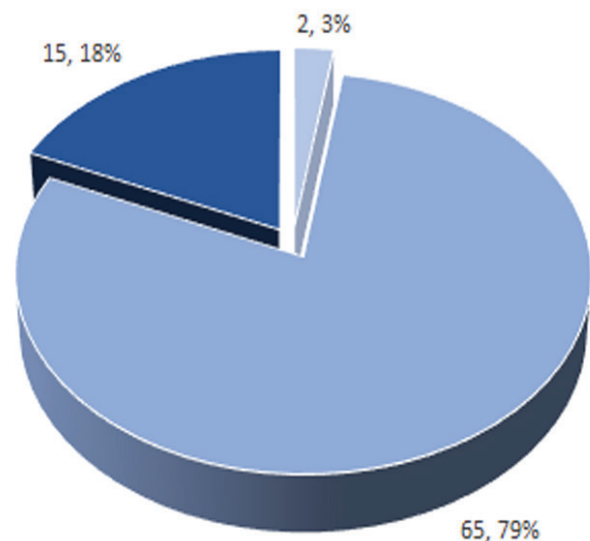


Figura 2. Porcentaje de especies nuevas descritas para México en los periodos que se comparan: 2 en 1977-1993, 65 en 1994-2011 y 14 en 2012-2022.

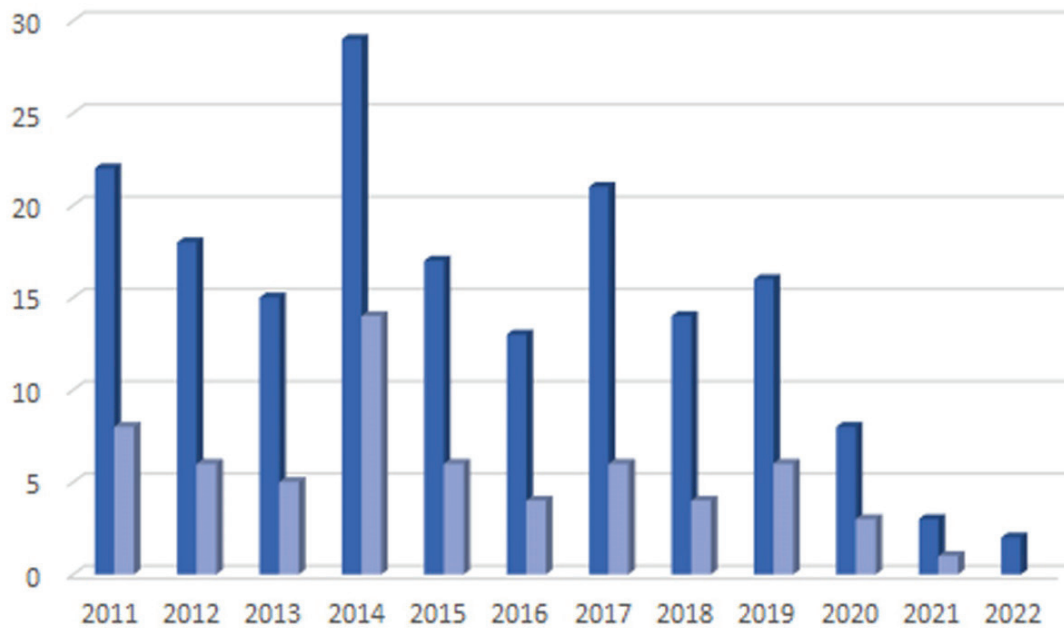


Figura 3. Distribución anual de las publicaciones con información florística o taxonómica. Barras oscuras = total anual. Barras claras = tesis anuales.

muestra en la Tabla 3 y en la Figura 7. Aumentó el número de divisiones de 8 a 11 y en el valor porcentual se mantuvo casi sin cambios respecto de los registros de 2011, en el que sobresalen Cyanoprokaryota, Bacillariophyta, Chlorophyta y Charophyta.

Los tipos de hábitat y formas de vida de las especies registradas en México se han detallado en la bibliografía con descripciones ambientales particulares, por ejemplo, en las aguas corrientes se han menciona-

do al menos 15 variantes y en las aguas estancadas hay 27 clases. Por eso es difícil asignar alguna afinidad ambiental general como especies de aguas corrientes o de aguas estancadas en particular, y al reunir la información por especie las afinidades respecto al hábitat o a la forma de vida no son tan evidentes. En la Tabla 4 mostramos un ejemplo de 3 especies muy ampliamente mencionadas en la bibliografía y se observa, las 3 especies no son exclusivas de ambientes lacustres, ni solamente planctónicas.

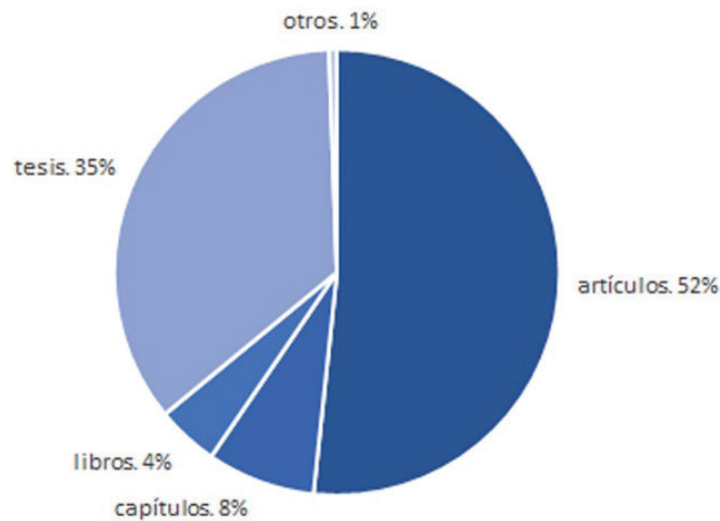


Figura 4. Porcentaje de publicaciones con información florística o taxonómica en el periodo 2011-2022.

El conocimiento de la flora estatal sigue la tendencia mostrada en Novelo & Tavera (2011), con un predominio de registros en algunos estados del centro del país, en especial Ciudad de México, Estado de México y Michoacán. Otros estados aumentaron su inventario florístico como en Nayarit, Yucatán y Tabasco. La distribución de los registros y sus totales se muestra en la Tabla 5 y en la Figura 7 se muestra el mapa coroplético (que considera superficies y no puntos) con los datos de los totales por estado.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En general, el conocimiento de las algas continentales ha aumentado en el país, aunque en algunos estados se han mantenido. Los que no han cambiado su panorama algal son Aguascalientes sin registros hasta ahora y Durango con 11 registros. En 5 estados los números disminuyeron respecto a 2011 y eso se explica por una selección más precisa de los sinónimos, que evitan un registro duplicado: Baja California Sur (155 a 121), Chihuahua (23 a 22), Sonora (99 a 83), Tamaulipas (56 a 52) y Tlaxcala (139 a 115). En el resto de los estados los registros aumentaron, en particular: Baja California (15 a 68), Campeche (1 a 55), Colima (0 a 34), Estado de México (590 a 1241), Guanajuato (46 a 432), Guerrero (2 a 7), Michoacán (674 a 1011), Nayarit (0 a 44), Nuevo León (21 a 67), Puebla (495 a 740), Querétaro (1 a 340), Tabasco (300 a 563), Veracruz (263 a 553), Yucatán (216 a 753) y Zacatecas (3 a 47). Estos aumentos son producto del esfuerzo de los grupos de trabajo en cada estado y de una mayor participación de estudiantes.

Once años de trabajo florístico han redituado en un conocimiento más amplio de las algas continentales de México. Tenemos más registros de taxones, y sobre todo tenemos más registros por estado del país, pero existen particularidades que son de mención especial:

- De las 177 publicaciones, solo 2 revistas publicaron más de 5 artículos con registros de especies: *Hidrobiológica* (8) y *Revista Mexicana de Biodiversidad* (10). El resto de las revistas publicaron de 1 a 4

Tabla 3. Número de taxones específicos e infraespecíficos registrados para México en 2022, según la División a la que pertenecen. A = Nombres totales registrados. B = Nombres correctos. C = Sinónimos cuyo nombre correcto no se ha registrado en México. D = Suma de B y C.

División	A	B	C	D
Cyanoprokaryota	993	799	84	883
Rhodophyta	37	24	5	29
Chlorophyta	1068	751	105	856
Charophyta	498	405	65	470
Euglenophyta	283	241	12	253
Heterokontophyta	119	110	7	117
Bacillariophyta	2130	1455	88	1543
Cryptophyta	24	17	7	24
Dinophyta	96	61	27	88
Glaucophyta	3	3	0	3
Haptophyta	2	2	0	2
Total	5253	3868	400	4268

artículos solamente. La política editorial actual de muchas revistas restringe la publicación de descripciones de las especies locales o regionales a solo los registros novedosos nacionales. Eso ha limitado la publicación de floras completas estatales o regionales.

- Las fuentes bibliográficas durante el periodo 2011-2022 fueron principalmente artículos científicos (52%), seguidas de tesis de licenciatura y posgrado (35%). Estos dos tipos de publicaciones registraron la mayoría de los casos novedosos y en especial en los estados que aumentaron el número de registros en más del 50%.

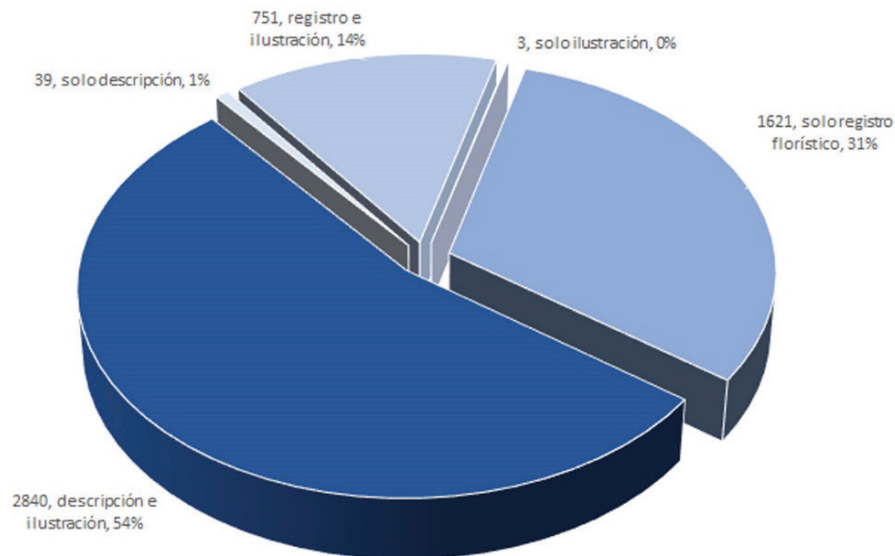


Figura 5. Tipos de información provista por la bibliografía para las especies registradas para México.

- En el periodo considerado en este documento se describieron 15 especies nuevas para la ciencia que representa un 18% del total consignado en toda la historia de la ficología continental mexicana.
- Se mantiene la proporción de taxones que carecen de una documentación adecuada. Las especies que cuentan con descripciones propias e ilustraciones pasó de 48 a 54%, una proporción apenas

notable e igualmente, el porcentaje de las especies de las que solo contamos con el nombre pasó de 26 a 31% y a veces con nombres cuya presencia en nuestro país es dudosa. Otros casos con una documentación insuficiente son las 87 especies consideradas como típicas marinas y registradas en ambientes continentales no salinos.

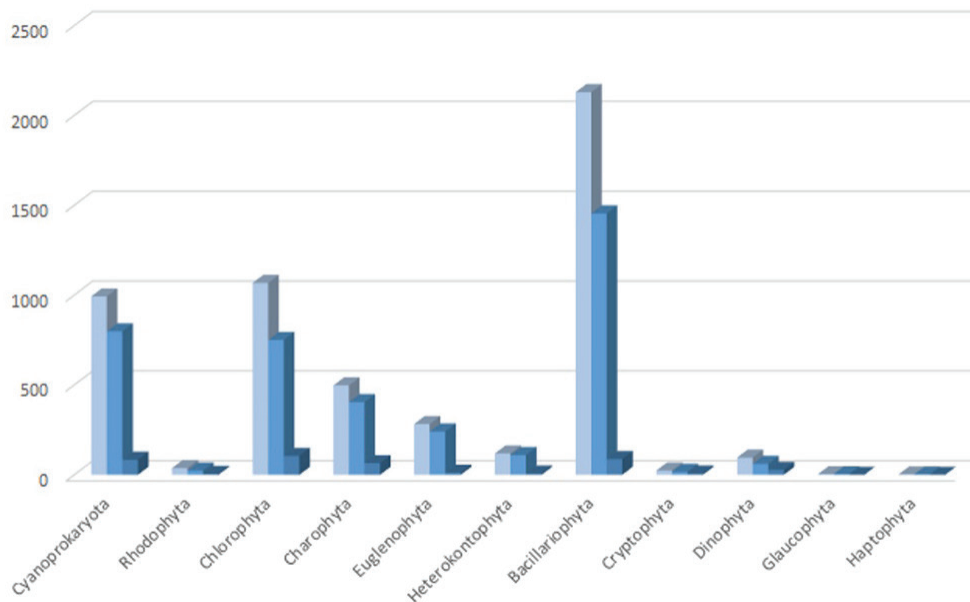


Figura 6. Nombres registrados por División. Barra clara = total de nombres registrados. Barra intermedia = nombres sin sinónimos. Barra oscura = sinónimos sin nombres actuales registrados todavía.

Tabla 4. Ambientes y formas de vida registradas para 3 especies comunes en la bibliografía. En negritas los registros de México, las cifras son el número de registros para esos ambientes o formas de vida.

Desmodesmus communis (Hegewald) Hegewald

= *Scenedesmus communis* Hegewald

Ambientes: **lagos**: 11; **humedales**: 3; **ríos**: 3; **lagunas costeras**: 1; arroyos: 1; charcos: 1;

Formas de vida: **planctónica**: 15; **perifítica**: 3;

Pseudopediastrum boryanum (Turpin) Hegewald

= *Pediastrum boryanum* (Turpin) Meneghini

Ambientes: **humedales**: 11; **ríos**: 14; **embalses**: 6; **lagos**: 49; **arroyos**: 6; **suelos**: 2; **charcos**: 8; **manantiales**: 2; lodos: 1; estanques: 7; **canales**: 2;

Formas de vida: **planctónica**: 61; **perifítica**: 6; **edáfica**: 1; aerofítica: 1; **metafítica**: 3; **bentónica**: 1; **epipélica**: 1; **epipsámica**: 1,

Cyclotella meneghiniana Kützing

= *Stephanocyclus meneghinianus* (Kützing) Skabitshevsky nom. inval.

Ambientes: **ríos**: 48; **lagos**: 71; **torres de enfriamiento**: 1; **maderas**: 1; **arroyos**: 15; **humedales**: 7; **estanques**: 5; **charcos**: 8; riparios: 1; ambientes marinos: 1; **cenotes**: 7; **manantiales**: 4; **embalses**: 8; puestas de ranas: 1; **canales**: 3; **lagunas costeras**: 3; musgos: 1; **sedimentos de lagos**: 3;

Formas de vida: **epilítica**: 22; **perifítica**: 9; **planctónica**: 80; **lignícola**: 1; **bentónica**: 13; **metafítica**: 11; endogelínea: 1; **epífita**: 5; **epipsámica**: 2; **epipélica**: 3; **edáfica**: 2; epilítica subaérea: 1; epífita subaérea: 1; aerofítica: 1; **plocónica**: 1;

- En la literatura del periodo analizado aparecieron casos en los que se presume la mención de una especie como nuevo registro para México. En muy pocos de esos casos, esa presunción fue cierta por dos razones, la primera porque no consultaron las fuentes adecuadas y la segunda porque no consideraron los sinónimos asociados. Además, algunas referencias solo mencionan el nombre sin una descripción e ilustración adecuadas que permitan una evaluación de esas novedades (Novelo & Tavera, 2013).
- Otro caso para considerar es la utilización de nombres que han caído en sinonimia en los últimos años, en nuestro recuento hicimos una distinción entre aquellos cuyo nombre correcto ya ha sido registrado y otros en los que solo existe mencionado el ahora sinónimo. Eso explica por qué en algunos estados los números totales parecen haber disminuido.
- La información ambiental de los taxones se ha ampliado con el número de registros. Y resaltan casos de especies calificadas como típicamente planctónicas que aparecen como bentónicas, perifíticas, metafiticas e incluso en ambientes subaéreos. Por ello es muy importante resaltar la necesidad de contar con las descripciones e ilustraciones para que un elenco florístico asegure, que al menos desde el punto de vista morfológico, esa es la especie y no una entidad “parecida” o “afin” al nombre asignado (Pedroche & Novelo, 2020). Los ejemplos de especies con muchos registros en México (Tabla 4) muestran la amplitud en ambientes y formas de vida. Son muy pocas las especies con un registro limitado en su tipo de hábitat y forma de vida, eso seguramente modifica la consideración que se tiene de las especies que pueden ser usadas como indicadoras de condiciones ambientales.

Tabla 5. Número de taxones registrados en los estados de la República Mexicana. Cya = Cyanoprokaryota, Rho = Rhodophyta, Chl = Chlorophyta, Cha= Charophyta, Eug = Euglenophyta, Het = Heterokontophyta, Bac = Bacillariophyta, Cry = Cryptophyta, Din = Dinophyta, Gla = Glaucophyta, Hap = Haptophyta.

	Cya	Rho	Chl	Cha	Eug	Het	Bac	Cry	Din	Gla	Hap	Total
Aguascalientes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baja California	20	0	32	6	0	1	9	0	0	0	0	68
Baja California Sur	2	0	0	2	0	0	117	0	0	0	0	121
Campeche	19	0	12	1	7	0	14	0	2	0	0	55
Chiapas	118	0	23	2	0	5	34	0	0	0	0	182
Chihuahua	6	0	9	7	0	0	0	0	0	0	0	22
Ciudad de México	125	0	216	46	100	17	403	9	16	0	0	932
Coahuila	8	0	2	5	0	0	18	0	0	0	0	33
Colima	9	1	8	1	3	1	10	0	1	0	0	34
Durango	2	0	3	6	0	0	0	0	0	0	0	11
Estado de México	145	8	190	207	50	26	581	8	25	0	1	1241
Guanajuato	48	0	14	4	2	1	359	0	3	1	0	432
Guerrero	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Hidalgo	50	3	54	40	15	6	210	0	5	1	0	384
Jalisco	70	0	82	33	24	4	59	0	6	0	0	278
Michoacán	134	1	189	99	70	18	463	2	34	0	1	1011
Morelos	128	9	76	21	16	9	98	0	6	0	0	363
Nayarit	16	0	15	5	3	0	4	0	1	0	0	44
Nuevo León	18	1	17	19	1	2	9	0	0	0	0	67
Oaxaca	116	2	75	46	15	12	243	5	15	1	0	530
Puebla	141	2	60	26	9	8	490	2	2	0	0	740
Querétaro	16	0	7	5	0	0	310	0	2	0	0	340
Quintana Roo	88	0	23	29	8	4	213	2	9	0	0	376
San Luis Potosí	93	17	22	26	0	3	178	0	1	0	0	340
Sinaloa	1	1	5	1	0	0	0	0	0	0	0	8
Sonora	62	0	11	4	0	1	5	0	0	0	0	83
Tabasco	97	0	185	32	97	25	108	5	14	0	0	563
Tamaulipas	16	4	8	12	5	0	4	0	3	0	0	52
Tlaxcala	7	0	15	6	2	0	85	0	0	0	0	115
Veracruz	128	1	160	45	31	7	168	2	10	1	0	553
Yucatán	246	1	214	59	32	27	144	4	25	0	1	753
Zacatecas	3	0	33	8	0	0	3	0	0	0	0	47

- Más del 90% de las publicaciones menciona que sus registros fueron comparados, certificados o actualizados con la base de datos AlgaeBase, a pesar de la insistencia de sus autores de que sea utilizada más como una herramienta de trabajo que como una certificación y como la última autoridad: “AlgaeBase is often a compromise of taxonomic opinions that may or may not reflect your particular conclusions. It is also a work in progress, and is thus incomplete. Please note that AlgaeBase is purely meant as an aid

to taxonomic studies and not a definitive source in its own right. You should always check the information included prior to use.” (Guiry & Guiry, 2022), (<https://www.algaebase.org/about/>). Como una obra en permanente construcción muchas otras bases de datos o de información sistemática o taxonómica también incluyen opiniones o versiones que van cambiando con el tiempo. En el caso de bdLACET (Novelo & Tavera, 2022), que es la fuente prin-

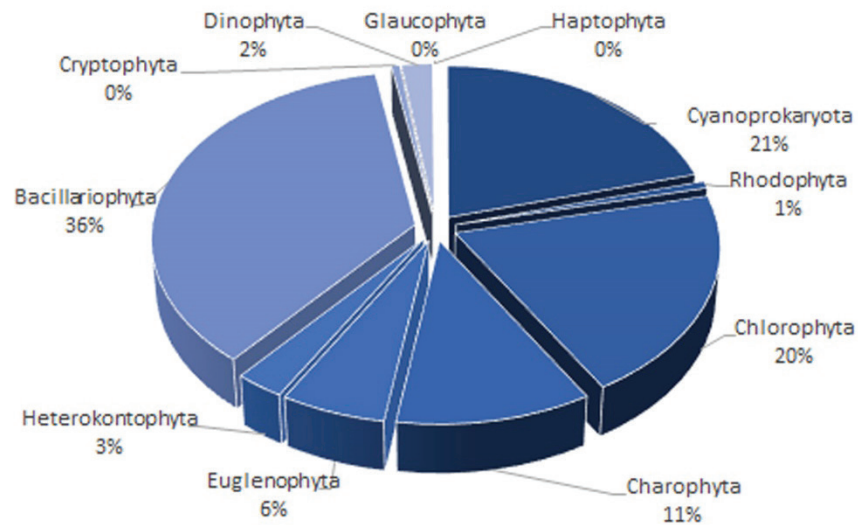


Figura 7. Porcentaje en las Divisiones registradas para México (sin sinónimos) en 2022.

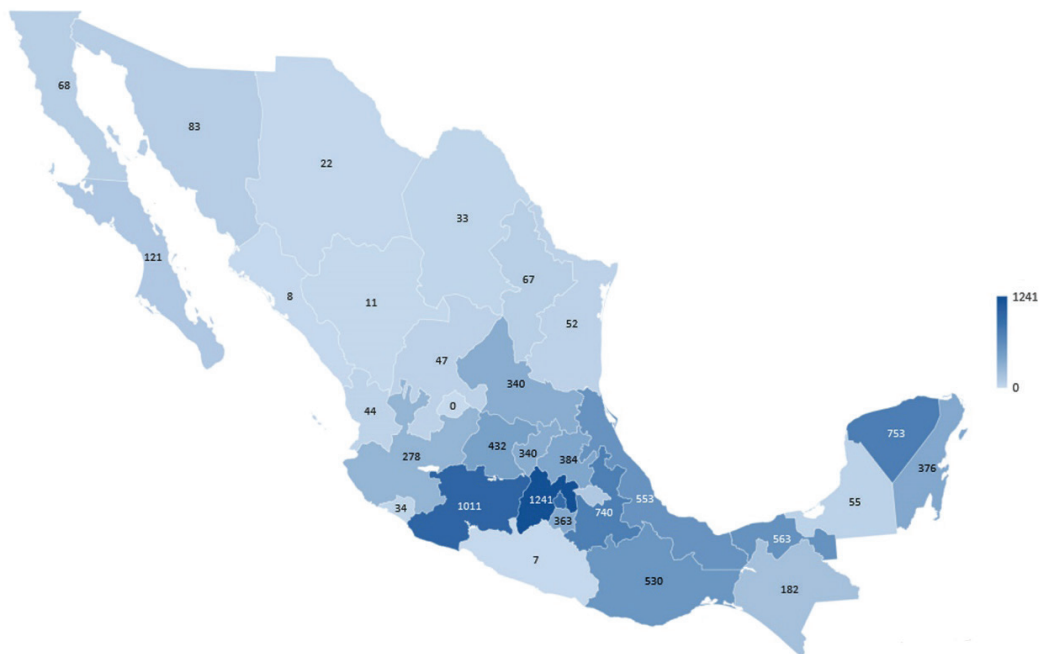


Figura 8. Número de taxones de algas continentales en los estados de la República Mexicana, basados en los datos de la Tabla 4. (Mapa coroplético por Microsoft Excel).

cial de los datos analizados en este artículo, las modificaciones y actualizaciones son mensuales y las diferencias en los datos de 2011 a 2022 son muestra de esos cambios (https://bdlacet.mx/que_es.html).

- Contar con bases de datos confiables se ha convertido en una necesidad en el trabajo florístico. Contar con descripciones, ilustraciones, distribución y afinidades ecológicas de las especies en países, regiones y localidades siempre dará información invaluable en la conservación y manejo de nuestros recursos acuáticos.

En conclusión, estos 11 años de trabajo ficoflorístico en México, han mostrado fehacientemente que el trabajo colaborativo es la mejor opción para avanzar en el conocimiento y documentación de las especies, de la posibilidad de evitar errores en la identificación y por tanto en las posibles repercusiones negativas ecológicas o de aplicaciones biotecnológicas fallidas.

REFERENCIAS

- BECERRA ABSALÓN, I., B. RODARTE, K. OSORIO, L. ALBA-LOIS, C. SEGAL-KISCHNEVZY & G. MONTEJANO. 2013. A new species of *Brasilonema* (Scytonemataceae, Cyanoprokaryota) from Tolantongo, Hidalgo, Central Mexico. *Fottea, Olomouc* 13 (1): 25-38. DOI: 10.5507/fot.2013.003
- BONILLA-RODRÍGUEZ, M., G. GARDUÑO SOLÓRZANO, M. MARTÍNEZ-GARCÍA, J. E. CAMPOS, A. C. MONSALVO REYES & R. E. QUINTANAR-ZÚÑIGA. 2013. *Vaucheria zapotecana* (Xanthophyceae), a new species from Oaxaca, Mexico. *Phycologia* 52 (6): 550-556. DOI:10.2216/13-162.1
- GUIRY, M. D. & G. M. GUIRY. 2022. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>. Consultado el 24 de agosto de 2022.
- HAUER, T. & J. KOMÁREK. 2019. CyanoDB.cz 2.0 - On-line database of cyanobacterial genera. <http://www.cyanodb.cz>. Consultado el 24 de agosto de 2022.
- KOMÁREK, J., J. KASTOVKÝ, J. MAREŠ, & J. R. JOHANSEN. 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia* 86: 295-335.
- MAREŠ, J., J. R. JOHANSEN, T. HAUER, J. J. ZIMA, S. VENTURA, O. CUZMAN, B. TIRIBILLI, & J. KASTOVKÝ. 2019. Taxonomic resolution of the genus *Cyanothece* (Chroococcales, Cyanobacteria), with a treatment on *Gloeothece* and three new genera, *Chocosphaera*, *Rippkaea*, and *Zehria*. *Journal of Phycology* 55: 578-610. DOI: 10.1111/jpy.12853
- MEDLIN, L. K., & I. KACZMARSKA. 2004. Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycologia* 43 (3): 245-270. DOI:10.2216/i0031-8884-43-3-245.1
- MORA, D., J. CARMONA, R. JAHN, J. ZIMMERMANN & N. ABARCA, N. 2017. Epilithic diatom communities of selected streams from the Lerma-Chapala Basin, Central Mexico, with the description of two new species. *PhytoKeys* 88: 39-69. DOI: 10.3897/phytokeys.88.14612.
- MOREIRA, D, R. TAVERA. K. BENZERARA, F. SKOURI-PANET, E. COURADEAU, E. GÉRARD, C. LOUSSERT FONTA, E. NOVELO, Y. ZIVANOVIC & P. LÓPEZ-GARCÍA. 2017. Description of *Gloeomargarita lithophora* gen. nov., sp. nov., a thylakoid-bearing, basal-branching cyanobacterium with intracellular carbonates, and proposal for *Gloeomargaritales* ord. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 67: 653-658. DOI 10.1099/ijsem.0.001679.
- NOVELO, E. & R. TAVERA. 2011. Un panorama gráfico de las algas de agua dulce de México. *Hidrobiológica* 21 (3): 333-341.
- NOVELO, E. & R. TAVERA. 2013. Sobre los primeros registros de algas continentales en México. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Ficología* 2: 14-15. Accesible en: <http://boletin-sociedad-mexicana-ficologia.meridion.mx/Numeros/Num02.pdf>
- NOVELO, E. & R. TAVERA. 2022. *bdLACET. Un buscador de algas pensado para ficólogos y no tan ficólogos*. <https://bdlacet.mx/>. Consultado el 24 de agosto de 2022.
- ORTEGA, M. M. 1984. *Catálogo de algas continentales recientes de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. 566 p.
- PEDROCHE, F. F., K. M. DRECKMANN, A. SENTÍES GRANADOS & R. MARGAIN-HERNÁNDEZ. 1993. Diversidad algal en México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 44 (Vol. Esp.): 69-92.
- PEDROCHE, F. F. & E. NOVELO. 2020. Pertinencia de la nomenclatura abierta en ficología. *Cymbella* 6 (2): 99-105. Disponible en: https://www.cymbella.mx/articulos/V6/02/Pertinencia_de_la_nomenclatura_abierta_en_ficologia.html.
- PEDROCHE, F. F., A. SENTÍES GRANADOS, E. NOVELO & M. E. MEAVE DEL CASTILLO. 2009. Algas. Pasado, presente y futuro en México. In J. Ramírez Pulido (ed.). *Cosmos. Enciclopedia de las ciencias y la tecnología en México. Tomo II. Ciencias Biológicas*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto de Ciencia y Tecnología del Distrito Federal, pp. 55-69. <http://www.izt.uam.mx/cosmosecm/cosmosecm/algas.html>).
- ROUND, F. E., R. M. CRAWFORD & D. G. MANN. 1990. *The diatoms. Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press. 747 p.
- SALINAS, V. H., D. MORA, R. JAHN, R. & N. ABARCA. 2020. New species of *Pseudostaurosira* (Bacillariophyceae) including a tripolar taxon from mountain streams of Central Mexico. *Phytotaxa* 464 (3): 193-206. DOI:10.11646/phytotaxa.464.3.1
- TAVERA, R., E. NOVELO & S. LÓPEZ-ADRIÁN. 2013. Cyanoprokaryota (Cyanobacteria) in karst environments in Yucatán, México. *Botanical Sciences* 91 (1): 27-52. DOI:10.17129/botsci.401
- TERLOVA, E. F. & L. A. LEWIS. 2019. A new species of *Tetrademus* (Chlorophyceae, Chlorophyta) isolated from desert soil crust habitats in southwestern North America. *Plant and fungal systematics* 64 (1): 25-32. DOI: 10.2478/pfs-2019-0004
- VÁZQUEZ-MARTÍNEZ, J., J. M. GUTIÉRREZ-VILLAGOMEZ, C. FONSECA-GARCÍA, E. RAMÍREZ-CHÁVEZ, M. L. MONDRAGÓN-SÁNCHEZ, L. PARTIDA MARTÍNEZ, J. R. JOHANSEN & J. MOLINA-TORRES. 2018. *Nodosilinea chupicuarensis* sp. nov. (Leptolyngbyaceae, Synechococcales) a subaerial cyanobacterium isolated from a stone monument in central Mexico. *Phytotaxa* 334 (2): 167-182. DOI:10.11646/phytotaxa.334.2.6

Diversity measurement of benthic diatom taxocoenoses based on information theory (H') using genus-to-species ratio

Mediciones de diversidad en taxocenosis de diatomeas bentónicas con base en la teoría de la información (H') utilizando la razón género-especie

David Alfaro Siqueiros-Beltrones¹ and Oscar Ubisha Hernández Almeida^{2*}

Recibido: 28 de agosto de 2022.

Aceptado: 18 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

ABSTRACT

Background. Within any given taxocenosis of benthic diatoms (BDT), the distribution of the taxa relative abundances renders them as very abundant, common, uncommon, and rare taxa. This structure is considered when estimating species diversity using Shannon's index (H') based on information theory. Thus, because this distribution also occurs within the taxonomic hierarchy of BDT, i.e., genera with a high number of species-infraspecies (SS) or species singletons, estimating species diversity (H') using the genus/SS ratio instead of relative abundances, represents an alternative measure of diversity but resorting to a much smaller data matrix. Hence, the diversity index designated $H'_{G/SS}$ is proposed here. **Objective.** In this essay, we sought to gather evidence that combining information on the genus-level taxa and their included SS provides a reliable estimation of taxonomic diversity for BDT. Hence, we tested the hypothesis that the estimated $H'_{G/SS}$ for the floristic of BDT in a particular locality would be as high as the highest value using diatom relative abundances. **Method.** To test the above, floristic and species diversity (H') data from several studies of BDT along Mexican shores were analyzed quantitatively under the premise that diversity estimates based on relative abundances of species (H') or the $H'_{G/SS}$ index would be equivalent. **Results.** Statistical tests supported our hypothesis showing no significant differences between the original values of H' and those using $H'_{G/SS}$. **Conclusions.** This diversity estimation using $H'_{G/SS}$ for BDT represents a reliable, quicker, and more comprehensive approach and another parameter that can be used for further conservationist, ecological, and biogeographical purposes.

Keywords: Diversity estimate; Ecological indices; Ecological parameters; Floristics; H'

¹ Departamento de Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. México.

² Laboratorio de Oceanografía Biológica, Universidad Autónoma de Nayarit, Edificio CEMIC 01. Ciudad de la Cultura "Amado Nervo", Tepic, Nayarit, C.P. 63000. México

*Corresponding author:

Oscar Ubisha Hernández Almeida: e-mail: ubisha@uan.edu.mx.

To quote as:

Siqueiros-Beltrones, D. A. & O. U. Hernández Almeida. 2022. Diversity measurement of benthic diatom taxocoenoses based on information theory (H') using the genus-to-species ratio. *Hidrobiológica* 32 (3): 245-249.

RESUMEN

Antecedentes. En cualquier taxocenosis de diatomeas bentónicas (TDB), según la distribución de sus abundancias relativas, los taxa se clasifican como muy abundantes, abundantes, comunes, poco comunes, y raros. Esta estructura es la base del cálculo de diversidad de especies mediante el índice de diversidad de Shannon (H') con base en la teoría de la información. Así, dado que dicha distribución ocurre igualmente dentro de la jerarquía taxonómica de TDB, i.e., géneros con muy abundantes o abundantes especies o infraespecies (SS), o que contienen una sola SS, el estimar (H') mediante la razón género/SS en vez de abundancias relativas, representa una medida alternativa de diversidad, empero recurriendo a una matriz de datos mucho más pequeña. De acuerdo con esto, se propone aquí el índice de diversidad designado $H'_{G/SS}$. **Objetivo.** En este ensayo se buscó reunir evidencias de que la combinación de información a nivel de género y las SS que incluyen, proporciona una estimación confiable de diversidad taxonómica para TDB. Así, se contrastó la hipótesis de que los valores calculados de $H'_{G/SS}$ para la florística de TDB en una localidad en particular serían tan altos como el valor máximo calculado utilizando las abundancias relativas. **Método.** Para contrastar la hipótesis se analizaron cuantitativamente datos florísticos y de diversidad de especies (H') de diversos estudios de TDB conducidos en litorales Mexicanos, bajo la premisa de que los cálculos de diversidad hechos, tanto con abundancias relativas (H') o con el índice $H'_{G/SS}$ serían equivalentes. **Resultados.** Las pruebas estadísticas apoyan nuestra hipótesis mostrando que no había diferencias significativas entre los valores originales de H' y los de $H'_{G/SS}$. **Conclusiones.** Esta forma de estimar diversidad en TDB representa una aproximación confiable, más rápida y comprensiva, así como un parámetro adicional para ser utilizado con fines de conservación, ecológicos y biogeográficos.

Palabras clave: Florística; H' ; Índices ecológicos; Medición de diversidad; Parámetros ecológicos

INTRODUCTION

After constructing reliable floristics of benthic diatom taxocoenoses (BDT) and estimating the relative or proportional abundances (inventories) of the recorded taxa at species and infraspecific levels, for any given locality, the data can be used for estimating ecological parameters that better describe the assemblages by incorporating the numerical proportions of said taxa into a desired algorithm. Said ecological studies are to be based on analyses of classical parameters that can reflect undisturbed environments or reflect various types of impact (Magurran, 1998). Thus, unlike species richness alone, analysis of species diversity depicts a structure in benthic diatom assemblages based on composition, relative abundance, diversity, equitability, and dominance, which can be used to assess environmental conditions in protected areas (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2017). Notwithstanding, floristics still constitutes the primary basis to achieve it, inasmuch it constitutes the main reference for the occurrence of indicator species in a given locality that help to infer appropriate conditions for their presence.

Ecological diversity measurements based on information theory, e.g., Shannon's H' condense the relative abundances of individuals of all the taxa accounted for in the inspected samples that generally exhibit a distribution that can be summarized into very abundant, abundant, common, uncommon, and rare taxa. Then, these are used to estimate parameters of the taxocoenoses that lead to ecological interpretation. However, the numerical distribution of abundances across species-intraspecies also occurs within the taxonomic hierarchy of benthic diatom assemblages or taxocoenoses (BDT), i.e., genera that are very diverse or contain a high number of species-intraspecies (SS) or that have only one SS (singletons), with many other genera being represented by various numbers of species in between (common and uncommon), as shown in figure 1 using data from Revillagigedo Archipelago (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2021).

Indeed, this approximation should work for very distinct BDT, for example, those from harsh or extreme environments, or allow to compare the calculated $H'_{G/SS}$ index values from related, albeit particular life forms, i.e., other taxonomical groups with similar assemblage structures such as macroalgae taxocoenoses. An overall value of H' usually represents an average for several samples that exhibit extreme values due to the patchy distribution of benthic diatoms, where the highest values are associated with the highest species richness. Likewise, diversity estimates based on relative abundances or the genus/SS ratio are expected to be equivalent, since, as stated above, they exhibit the same distribution, i.e., individuals within species and SS within genera. Thus, the working hypothesis states that the estimated value of $H'_{G/SS}$ for a given locality would be equivalent and as high as the highest value computed for H' using relative abundances of the diatom taxa.

MATERIAL AND METHODS

Floristic and quantitative data from several published BDT studies were extracted, expressly those of genus and species richness and the corresponding values of diversity (H'). For BDT, the following studies were used: Siqueiros-Beltrones (1998), Siqueiros-Beltrones *et al.* (2004), Siqueiros-Beltrones *et al.* (2017), Siqueiros-Beltrones *et al.* (2019), Siqueiros-Beltrones & Sánchez-Castrejón (1999), Siqueiros-Beltrones & Hernández-Almeida (2006), Martínez *et al.* (2021), López-Fuerte & Siqueiros-Beltrones (2006), Hernández-Almeida & Siqueiros-Beltrones (2008), Hernández-Almeida (2009), Hernández-Almeida & Siqueiros-Beltrones (2012), for BDT from harsh environments López-Fuerte *et al.* (2020) and Siqueiros-Beltrones (1990) and, for macroalgae assemblages Serviere-Zaragoza *et al.* (2003) and Serviere-Zaragoza *et al.* (2007). Ten of the main diatom genera present in most floristic studies were also compared between these localities in search of any trend.

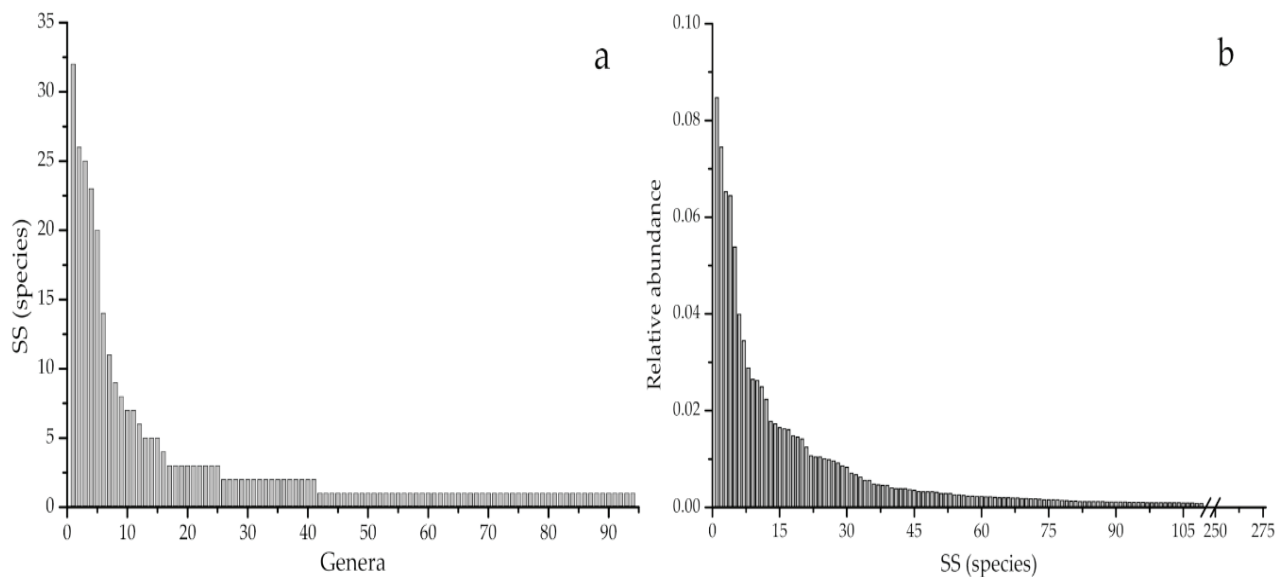


Figure 1. a) Distribution of SS per genus in BDT of Revillagigedo Archipelago, b) distribution of relative abundance per SS in BDT of Revillagigedo Archipelago. SS=species or infraspecies.

The quantitative data were analyzed to estimate taxonomic diversity (G/SS) using the information theory-based diversity index H' in its derivation for $H'_{G/SS}$ and other diversity indices (J' , λ) and to observe if the computed values reflect the structure of diatom assemblages that were obtained based on both their relative abundances (Formula 1) and derived genus-to-species (Formula 2).

$$H'_{(N)} = - \sum_i^n p_i \log_2 p_i$$

The quantity p_i is the proportion of individuals found in the i th species among the total number of individuals on the sample.

$$H'_{(G/SS)} = - \sum_i^n \left(\frac{G}{SS}\right) \log_2 \left(\frac{G}{SS}\right)$$

The quantity G/SS is the proportion of species found in the i th genus among the total number of species on the sample.

To test that this approximation is valid for other taxonomical groups, data derived from studies on two macroalgae taxocoenoses were also used to compare the calculated $H'_{G/SS}$ index values from related, albeit distinct life forms, with a similar assemblage structure. To test if our estimated values of taxonomic diversity using G/SS were equivalent to those using relative abundance, we performed a Mann-Whitney test with $\alpha = 0.01$ (SPSS 26 software).

RESULTS

The marked variation in the number of taxa can be noted (Table 1), both for the SS (45 – 395) level as for the genus (G) level (19 – 103) for the various localities considered, ranging from harsh (extreme) subtropical

environments (lowest SS and G) to highly productive environments in tropical and temperate latitudes (higher SS and G). The BDT in these studies conforms to the promised structure according to the distribution of the SS among the present genera. These may be either similarly numerous or entirely different in the various taxocoenoses, thus showing no particular trend in their occurrences. Also, no trend was observed in the ten main diatom genera in the analyzed floristic studies from these localities.

Overall, $H'_{G/SS}$ estimated values (Table 2) were similarly high or higher (3.65 – 5.65 bits/taxon) than those maximum calculated in the correspondent study using the relative abundance of the SS (3.2 – 5.9 bits/taxon). The above indicates a more homogeneous distribution of the SS among the genera in the taxocoenoses than the relative abundances among the SS, as confirmed by the overall high values (0.81 – 0.91) of equitability ($J'_{G/SS}$) and lowest values of (Simpson's) dominance ($Ds_{G/SS}$). Although the estimated values of $H'_{G/SS}$ for the surveyed studies were as high as the highest value computed using relative abundances of the benthic diatom taxa (Table 2), the median value does not show a statistical difference (Mann-Whitney $U=49$ $n_1=14$ $n_2=12$, $z=-1.3$, $p = 0.19$ two-tailed) thus backing the posed hypothesis. The computed values for indices measuring the other components of the diversity of the analyzed BDT agree with said values.

The proportion of genus singletons (PGS) ranged from 41% (BM) to 59% (CGPhy) in productive environments and 63% (LP) in harsh ones (Table 2). Interestingly, in productive environments, CGPhy got the higher PGS that corresponds with the highest $H'_{G/SS}$ (5.65 bits/taxon), in contrast with AR and BM taxocoenoses that got more genera and SS; however, a lower PGS. From a different perspective, most taxocoenoses exhibited over 50% proportion of genus singletons. This was the case in both studies of macroalgae, for which the diversity ($H'_{G/SS}$) values were among the highest.

Table 1. Number of genera (G) and species-infraspecies (SS) for epiphytic diatoms and number of SS for the main ten genera in the taxocoenoses from: central region Gulf of California (CGC), epiphytes on *Phylodictyon* (CGPh); Revillagigedo Archipelago (AR); Gulf of California mouth: Caimancito (BGc), BGp (phaeophytes), BGr (rhodophytes); Balandra lagoon (Bal); W coast of the Baja California Peninsula: BCS (WBS); Guerrero Negro lagoon (LGN); Bahia Magdalena (BM); Laguna Figueroa (LF); La Poza (LP). A) *Achnanthes*; B) *Amphora*; C) *Caloneis*; D) *Cocconeis*; E) *Diploneis*; F) *Grammatophora*; G) *Lyrella*; H) *Mastogloia*; I) *Navicula*; J) *Nitzschia*. * represent harsh environments.

	CGC	AR	WBS	BGc	BGp	BGr	LGN	CGPh	BM	Bal	LF*	LP*
SS	328	395	322	278	317	234	232	244	306	230	67	45
G	94	103	83	79	85	74	78	86	79	49	31	19
A)	14	5	12	11	13	3	3	7	9	14	2	1
B)	32	23	31	23	31	19	22	17	30	27	6	8
C)	2	14	5	2	2	2	4	2	4	1	0	0
D)	26	27	34	23	28	22	13	12	13	9	2	2
E)	20	20	25	9	8	4	10	15	13	12	4	1
F)	7	15	4	1	3	1	1	5	1	1	0	0
G)	11	4	3	10	6	5	21	4	9	6	0	0
H)	8	56	2	26	31	20	5	3	17	6	2	1
I)	25	23	24	23	20	16	18	13	29	39	7	7
J)	23	25	25	22	30	22	5	25	28	27	9	9
SS /10 G	168	203	165	150	172	114	102	103	153	132	32	29

DISCUSSION

Several assays concerning the use of information theory and its interpretation of the estimated values of diversity, through computation of H' based on relative abundances of taxa, have been published. These have focused on establishing the proper way of adapting this non-ecological algorithm as a valuable biodiversity measurement (Washington, 1984; Siqueiros-Beltrones, 1998; Siqueiros-Beltrones & Sánchez-Castrejón, 1999; Siqueiros-Beltrones, 2005; Hernández-Almeida, 2008). The actual meaning of the computed values of H' is questioned as to whether they directly measure species diversity or other properties of the data such as information, uncertainty, entropy, order, or stability, thus requiring further processing (Hernández-Almeida, 2008) and analysis of their intrinsic paradoxical interpretations that lead to the proposal of changing the measuring units from bits/ind. to bits/taxon (Siqueiros-Beltrones, 2005).

The hypothesis that the estimated value of $H'_{G/SS}$ for a particular locality would be as high as the highest value computed using relative abundances of the diatom taxa was supported by the calculated values and the correspondent values of the other structural components of the BDT, such as dominance and equitability. This may be interpreted as the presence of many SS taxa, or high species/genus richness, that corresponds with a high variety of taxa at the genus level, thus giving a better sense of taxonomic diversity that takes into consideration both number or genera and the proportion of SS for each genus. Although this should be implied by estimating H' using relative abundances of species that demand extra effort, it is only related to the species level.

Much earlier, McIntire & Overton (1971) estimated diversity using H' and relative abundances for the genera (generic diversity) with a different approach and obtained much higher values and averages of H' at the species level. On the other hand, our observations agree with the second part of the hypothesis, i.e., that diversity estimates based

either on relative abundances or the taxonomic diversity index were to be equivalent. This also matches with the distribution patterns of G/SS and species relative abundances in both approaches (Fig. 1).

The fact that most taxocoenoses exhibited over 50% of the genera with a single SS that may be represented by one or many individuals is challenging to interpret. In general, except for the taxocoenoses from harsh environments, the more proportion of genus singletons there are, the higher $H'_{G/SS}$ seems to be. This may be associated with the equitability component (J'), which is displaced to the "rare" taxa side of the typical distribution, where the many singletons influence (both types of) H' max values and usually the computed values of (both types of) H' . Namely, many genus singletons have a higher impact on the $H'_{G/SS}$ estimate, increasing the uncertainty in the identity of a randomly collected specimen when the more diverse genera do not have extreme values of SS. The same behavior can be perceived when calculating species diversity based on relative abundances.

Thus, in this study, in the algorithm $H'_{G/SS} = -\sum p_i \log_2 p_i$, the notation $G/SS = p_i$, i.e., the probability for any given genus being represented by the collected SS, or that, given a certain number of SS, the expected number of genera to be represented.

The relation between genus richness, the proportion of genus singletons (PGS), and genera without a disproportionate number of SS determines the highest taxonomic diversity values, as seen with the macroalgae taxocoenoses. Although this approach generally allows the relative abundances and use of a sample size to be omitted, it renders a better correspondence between floristics and its generic distribution within a certain taxocoenosis. Moreover, the better representation of a genus allows, as with a species, to make inferences on the environmental conditions favoring it or its adaptability when exhibiting an ubiquitous distribution. Further ideas leading to plausible hypotheses should include examining the more efficient approach, either taxo-

Table 2. Estimated taxonomic diversity ($H'_{G/SS}$) for epiphytic diatoms: Gulf of California central region (CGC), on Phyllocladon (CGPhy), Revillagigedo Archipelago (AR); Gulf of California mouth: Caimancito (BGC), phaeophytes (BGp), rhodophytes (BGr); Balandra lagoon (Bal); W coast of the Baja California Peninsula: BCS (WBS), Guerrero Negro lagoon (LGN), Bahía Magdalena (BM), Laguna Figueroa (LF), La Poza (LP). Macroalgae taxocoenoses: Revillagigedo Archipelago (RAM); W coast of BCS (WBSm). * represent harsh environments.

Index	CGC	CGPhy	AR	BGC	BGp	BGr	Bal	LGN	WBS	BM	LF*	LP*	RAM	WBSm
$H'_{G/SS}$	5.48	5.65	5.47	5.30	5.30	5.35	4.55	5.44	5.30	5.44	4.53	3.65	6.42	5.46
$H'c$	4.8	NC	5.2	4.9	4.6	4.4	4.5	5.9	5.4	5.5	4.2	3.2	NC	4.85
$H'_{maxG/SS}$	6.55	6.43	6.69	6.3	6.41	6.28	5.62	6.23	6.37	6.32	4.95	4.25	6.72	5.7
$J'_{G/SS}$	0.84	0.88	0.82	0.84	0.83	0.85	0.81	0.87	0.83	0.86	0.91	0.86	0.95	0.958
$Ds_{G/SS}$	0.04	0.03	0.04	0.04	0.04	0.04	0.07	0.03	0.04	0.03	0.04	0.09	0.009	0.015
Gn	94	86	103	79	85	78	49	75	83	80	31	19	106	52
S	319	245	386	275	317	234	230	233	322	326	68	45	192	79
G_{singl}	53	51	53	43	42	43	23	35	42	33	17	12	66	39
PGS %	56	59	52	54	49	55	47	47	51	41	55	63	62	75

$H'_{G/SS}$ = taxonomic diversity calculated with the genus-to-species ratio; $H'c$ = original maximum value for H' in each study, $H'_{maxG/SS} = (\log_2 Gn)$; $J' = H'/H'_{max}$; $Ds_{G/SS}$ = Simpson's dominance calculated with the genus-to-species ratio; Gn = genus richness; S = species richness; G_{singl} = number of genus singletons; PGS % = Percentage of genus singletons; NC = no computed value.

onomic or ecological diversity, using information theory or combined. Notwithstanding, the relevance of taxonomic issues such as classification, determination, and identification of benthic diatoms in marine environments will be adequately complemented if the structure of BDT is compared. Hence, this taxonomic diversity estimation for BDT represents a quicker, more comprehensive, and reliable approach, and with it, another parameter of interest is added that can be used for further conservationist, biogeographical, and ecological purposes.

ACKNOWLEDGMENTS

The first author is COFAA and EDI fellow. The second author is an ES-DEPED fellow. Yuriko Jocselin Martínez participated in the generation and ordering of floristic data. Janis de los Santos aided in the capture of data and H' values calculation.

REFERENCES

- HERNÁNDEZ-ALMEIDA, O. U. 2008. Interpretación de la teoría de la información (H') como índice de la estructura comunitaria. *CICIMAR-Oceánides* 23(1-2):19-34. DOI:10.37543/oceanides.v23i1-2.41
- HERNÁNDEZ-ALMEIDA, O. U. 2009. Influencia del género macroalgal y su sustrato sobre la estructura de las asociaciones de diatomeas epifitas. Tesis de doctorado, Instituto Politécnico Nacional-Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur, Mexico. 135p.
- HERNÁNDEZ-ALMEIDA, O. U. & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2008. Variaciones en asociaciones de diatomeas epifitas de macroalgas en una zona subtropical. *Hidrobiológica* 18:51-61.
- HERNÁNDEZ-ALMEIDA, O. U. & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2012. Substrate dependent differences in the structure of epiphytic vs. epilithic diatom assemblages from the southwestern coast of the Gulf of California. *Botanica Marina* 55:149-159. DOI:10.1515/bot.2011.103
- LÓPEZ-FUERTE, F. & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2006. Distribución y estructura de asociaciones de diatomeas en sedimentos de un sistema de manglar. *Hidrobiológica* 16(1):23-33.
- LÓPEZ-FUERTE, F. O., D. A. SIQUEIROS BELTRONES & M. C. ALTAMIRANO-CERECEDO. 2020. Species Composition and New Records of Diatom Taxa on *Phylloidyton pulcherrimum* (Chlorophyceae) from the Gulf of California. *Diversity* 2(9):339:1-81. DOI:10.3390/d12090339
- MAGURRAN, A. E. 1998. *Ecological diversity and its measurements*, 1st ed. Princeton University Press. New Jersey, USA.
- MARTÍNEZ, Y. J., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES & A. J. MARMOLEJO-RODRÍGUEZ. 2021. Response of benthic diatom assemblages to contamination by metals in a marine environment. *Journal of Marine Science and Engineering* 9(4):443. DOI:10.3390/jmse9040443
- MCINTIRE, C. D. & W. S. OVERTON. 1971. Distributional patterns in assemblages of attached diatoms from Yaquina Estuary, Oregon. *Ecology* 52(5):758-777. DOI:10.2307/1936024
- SERVIERE-ZARAGOZA, E., V. GARCÍA-HERNÁNDEZ & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2003. Diversity and distribution of macroalgae associated with abalone (*Haliotis* spp.) habitats in Baja California Sur, México. *Bulletin of Marine Science* 73(3):725-740.
- SERVIERE-ZARAGOZA, E., R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, H. LEÓN-TEJERA & J. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ. 2007. Distribución espacial de macroalgas marinas en las islas Revillagigedo, México. *Ciencias Marinas* 11:3-13.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. 1990. A view of the indices used to assess species diversity, in benthic diatoms associations. *Ciencias Marinas* 16(1):91-99.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. 1998. Statistical treatment of Shannon-Wiener's diversity index; tests of normality for sample values of diatom assemblages. *Oceanides* 13(1):1-11.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. 2005. Una paradoja sobre uniformidad vs. orden y estabilidad en la medida de la diversidad de especies según la teoría de la información. *Ludus Vitalis* 13(24):1-10.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & O. U. HERNÁNDEZ-ALMEIDA. 2006. Florística de diatomeas epifitas en macroalgas de un manchón subtropical. *CICIMAR-Oceánides* 21(1):11-61. DOI:10.37543/oceanides.v21i1-2.25
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & E. SÁNCHEZ-CASTREJÓN. 1999. Association structure of benthic diatoms from a mangrove environment in a Mexican subtropical lagoon. *Biotropica* 31(1):48-70. DOI:10.1111/j.1744-7429.1999.tb00116.x
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ & O. U. HERNÁNDEZ-ALMEIDA. 2017. High species diversity (H') of benthic diatoms in a coastal lagoon located within a natural protected area. *Hidrobiológica* 27:293-300.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., F. O. LÓPEZ-FUERTE, Y. J. MARTÍNEZ & M. C. ALTAMIRANO-CERECEDO. 2021. A first estimate of species diversity for benthic diatom assemblages from the Revillagigedo Archipelago, México. *Diversity* 13(10):458:1-47. DOI:10.3390/d13100458
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., Y. J. MARTÍNEZ & A. ALDANA-MORENO. 2019. Florística exploratoria de diatomeas epifitas en Rhodophyta de Islas Revillagigedo. *Cymbella* 5(1):98-123.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., G. VALENZUELA-ROMERO, O. U. HERNÁNDEZ-ALMEIDA, U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ & F. O. LÓPEZ FUERTE. 2004. Catálogo iconográfico de diatomeas de hábitats rocosos y su incidencia en la dieta de abulones (*Haliotis* spp.) jóvenes de Baja California Sur, México. *CICIMAR-Oceánides* 19(2):29-103. DOI:10.37543/oceanides.v19i1-2.16
- WASHINGTON, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. *Water Research* 18(6):653-694. DOI:10.1016/0043-1354(84)90164-7

The family Podolampadaceae (Dinoflagellata) in Mexican waters

La familia Podolampadaceae (Dinoflagellata) en las aguas mexicanas

Ismael Gárate-Lizárraga¹, Yuri B. Okolodkov^{2,*}

Recibido: 01 de agosto de 2022.

Aceptado: 28 de noviembre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. Los registros ilustrados de los Podolampadaceae de aguas mexicanas son escasos. **Objetivos.** Estudiar la morfología teical de los géneros *Blepharocysta* y *Podolampas* y documentar la presencia de especies planctónicas en aguas del Atlántico y Pacífico alrededor de México fueron los principales objetivos del presente estudio. **Métodos.** Se tomaron muestras de botellas y de red en la columna de agua en el sur del Golfo de California (estado de Baja California Sur) y el sur del Golfo de México (estados de Veracruz y Yucatán) de 2008 a 2019. Se tomaron fotos en microscopio electrónico de luz y barrido (MEB), y se realizaron observaciones sobre la morfología teical de los Podolampadaceae. **Resultados.** Se examinó la morfología teical de *Blepharocysta denticulata*, *B. okamurae*, *B. paulsenii*, *B. splendor-maris*, *Podolampas bipes*, *P. elegans*, *P. palmipes*, *P. reticulata* y *P. spinifera*; se muestran micrografías en MEB de siete especies. Las células de *Blepharocysta* exhibieron una amplia variación de las características teicales. Las descripciones breves van acompañadas de referencias a publicaciones que contienen ilustraciones. Se presenta la historia del estudio de los Podolampadaceae. **Conclusiones.** Los datos morfológicos no son suficientes para confirmar el estado dudoso de algunos Podolampadaceae o para aclarar las relaciones genéricas, específicas e infraespecíficas dentro de la familia; por lo tanto, los datos moleculares son necesarios.

Palabras clave: *Blepharocysta*, México, morfología, *Podolampas*, taxonomía.

ABSTRACT

Background. Illustrated records of the Podolampadaceae from Mexican waters are scarce. **Goals.** To study the thecal morphology of the genera *Blepharocysta* and *Podolampas* and to document the occurrence of planktonic species in both Atlantic and Pacific waters around Mexico were the main objectives of the present study. **Methods.** Bottle and net samples were taken from the water column in the southern Gulf of California (Baja California Sur state) and the southern Gulf of Mexico (Veracruz and Yucatan states) from 2008 to 2019. Light and scanning electron microscope (SEM) photos were taken, and observations on thecal morphology of the podolampadaceans were made. **Results.** Thecal morphology of *Blepharocysta denticulata*, *B. okamurae*, *B. paulsenii*, *B. splendor-maris*, *Podolampas bipes*, *P. elegans*, *P. palmipes*, *P. reticulata* and *P. spinifera* was examined; SEM micrographs of seven species are shown. *Blepharocysta* cells exhibited a wide variation of thecal features. Short descriptions are accompanied by references to publications that contain illustrations. The history of the study of the podolampadaceans is presented. **Conclusions.** Morphological data are not sufficient to confirm the status of some doubtful podolampadaceans or to clarify infraspecific, species and generic relationships within the family; therefore, molecular data are necessary.

Keywords: *Blepharocysta*, Mexico, morphology, *Podolampas*, taxonomy.

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (IPN-CI-CIMAR), Departamento de Plancton y Ecología Marina. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Apdo. Postal 592, La Paz, Baja California Sur, 23096. Mexico

² Laboratorio de Botánica Marina y Planc-tología, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana (IC-MAP-UV). Mar Mediterráneo 314, Fracc. Costa Verde, Boca del Río, Veracruz, 94294. Mexico

*Corresponding author:

Yuri B. Okolodkov: e-mail: yuriokolodkov@yahoo.com

To quote as:

Gárate-Lizárraga, I. & Y. B. Okolodkov. 2022. The family Podolampadaceae (Dinoflagellata) in Mexican waters. *Hidrobiológica* 32 (3): 251-263.

INTRODUCTION

The peridinioid family Podolampadaceae Er. Lindem., 1928, characterized by the absence of a transversal furrow, cingular lists and a depressed sulcus bordered by the lists from both sides and therefore easily recognizable, includes eight genera: *Podolampas* F. Stein, 1883, *Blepharocysta* Ehrenb., 1873, *Gaarderia* Carbonell-Moore, 1994, *Heterobractum* Carbonell-Moore, 1994, *Lessardia* Saldarriaga et Taylor, 2003, *Lissodinium* Matzenauer, 1933 emend. Carbonell-Moore, 1991, *Mysticella* Carbonell-Moore, 1994, and *Roscoffia* Balech, 1956. The morphological differences between the genera are, to a greater extent, in the structure of the apical pore complex (APC) including the cover plate (Carbonell-Moore, 1994a); the genera *Gaarderia*, *Heterobractum* and *Mysticella* were described based on the differences in the APC structure, cell compression and cell bilateral asymmetry. Only recently, based on molecular data, Gómez *et al.* (2010) proved that *Roscoffia* and *Lessardia* are also from the podolampadacean (also called podolampadacean) clade, although Carbonell-Moore (2004) considers the latter as belonging to the family Lessardiaceae Carbonell-Moore, 2004, due to the difference in plate formula from the rest of the podolampadaceans.

Of them, *Podolampas* and *Blepharocysta* are the most common genera constituting plankton communities in both tropical and temperate waters. Six well-separated *Podolampas* species are known, without considering a poorly described *P. curvatus* Schiller from the Adriatic Sea (Schiller, 1937: 476, fig. 549), also illustrated by Wood (1968: 119, fig. 363) from the Caribbean Sea, and *P. antarctica* Balech (Balech & El-Sayed, 1965: 121, pl. 4, fig. 56-64) described from the Weddell Sea and also pictured in Taylor (1976: 170, pl. 27, fig. 283) from the southwestern Indian Ocean. For the genus *Blepharocysta*, six species names were known by the beginning of the 1960s: *B. splendor-maris* Ehrenb., 1859, *B. striata* Schütt, 1895, *B. paulsenii* Schiller, 1937, *B. denticulata* Nie, 1939, *B. compressa* Gaarder, 1954, and *B. matzenaueri* Gaarder, 1954 (Balech, 1963). At present, five species names are accepted taxonomically: *B. splendor-maris*, *B. denticulata*, *B. paulsenii*, *B. hermosillae* Carbonell-Moore, 1992, and *B. okamurae* Abé, 1966 (Guiry & Guiry, 2022); however, the validity of *B. paulsenii* described from the Adriatic Sea is considered doubtful and to be synonymous to *B. splendor-maris* (Nie, 1939). Balech (1988) accepted *B. paulsenii*, noting that this species has a lower epitheca compared to others; in addition, he considered *B. okamurae* a doubtful species, at the same recognizing the rather wide morphological variability of *B. splendor-maris*. Furthermore, Balech (1988) stressed two peculiar features in *B. denticulata*: a shorter sulcus and the sulcal membranes projecting completely to the ventral side of the cell. More differences in detail of this species from others in the genus are given in Balech (1963). Recently, based on light microscopy and scanning electron microscopy observations, Hernández-Becerril & Arce-Rocha (2021) recognized all five aforementioned species, with a special emphasis on *B. paulsenii* and *B. splendor-maris*; they also reviewed the other authors' opinions on the synonymy of *Blepharocysta* species. Finally, based on *Blepharocysta*-like species, Mertens *et al.* (in press) described two new podolampadacean genera, *Sphaeralata* Nézan, Carbonell-Moore, K. N. Mertens et Chomérat and *Pseudosphaeralata* Nézan, Carbonell-Moore, K. N. Mertens et Chomérat, using both morphological and molecular criteria.

Although the podolampadaceans have been known since the end of the nineteenth century, and Kofoid (1909) described the theca of *Podolampas* in detail, their morphology had been not well determined until

the mid-twentieth century (Nie, 1939, 1942; Balech, 1954, 1963). In addition to the aforementioned literature, studies dedicated especially to the Podolampadaceae and *Podolampas* in particular were published by Rampi (1941), Andreis & Andreoli (1975), Carbonell-Moore (1994a, b, 2004), Saldarriaga *et al.* (2003) and Gómez *et al.* (2010). The monograph by Balech (1988) on the dinoflagellates of the South Atlantic also contains detailed information on the morphology of thecae of the podolampadaceans.

In the Mexican Pacific, five *Podolampas* and two *Blepharocysta* species have been reported since the early 1940s (Gilbert & Allen, 1943; Barreiro-Güemes, 1967; González-Villalobos, 1971; Okolodkov & Gárate-Lizárraga, 2006). Occasionally, their records were documented with illustrations (Licea *et al.*, 1995; Hernández-Becerril, 1988a, b; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2007; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010; Hernández-Becerril & Arce-Rocha, 2021), with *P. reticulata* and *P. spinifera* illustrated only twice (Hernández-Becerril, 1988a, b; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010). The objective of the present study was to document the presence of the *Podolampas* and *Blepharocysta* species in the Mexican Pacific and Atlantic.

MATERIAL AND METHODS

As a part of an ongoing toxic and noxious microalgal monitoring program, phytoplankton bottle samples were collected monthly at two fixed sampling stations in the Bahía de La Paz, southern Gulf of California, Mexican Pacific. The first sampling station was located above the shallow basin at the southernmost end of the bay (24°21'N, 110°31'W; see Gárate-Lizárraga & González-Armas, 2015) with samples collected from October 2010 through September 2016, and the second one was in Alfonso Basin (24°39'N, 110°36'W), from which samples were taken from June 2016 through December 2018 (see Silverberg *et al.*, 2006). Phytoplankton samples were collected in plastic flasks of 250 ml capacity, fixed with an acid Lugol's solution, and later preserved with 37% formalin to a final concentration of 4%. Surface horizontal tows were taken with a 20 µm mesh net. Sea surface temperature was measured with a bucket thermometer. A sub-sample was taken for live phytoplankton observations. Examination and identification of Pacific podolampadacean species was made under a Carl Zeiss phase-contrast microscope. A digital Konus camera (8.1 MP) was used to record the images.

Atlantic samples were taken from the coastal waters of the State of Veracruz, southwestern Gulf of Mexico, at 27 stations located within the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano. Approximately 700 samples were taken by hand with a 20 µm or 30 µm mesh phytoplankton net during 5 min. horizontal tows at a boat speed of ca. 2.5 knots to sample the uppermost 30-cm layer. Collections were made almost every week during the period from May 2005 through April 2008 as a part of the monitoring program of the Aquarium of Veracruz (AVM) and during two monthly monitoring programs by ICIMAP-UV from September 2006 through September 2007 (CEP-I) and from April 2007 through May 2008 (CEP-II). Site depths ranged from 1.5 m to 34 m. The samples were fixed with a stock formaldehyde solution to a final concentration of 4% and stored in 100-ml plastic bottles. Some samples were taken sporadically from the northern Yucatan coastal waters in the southeastern Gulf of Mexico from 2008-2019.

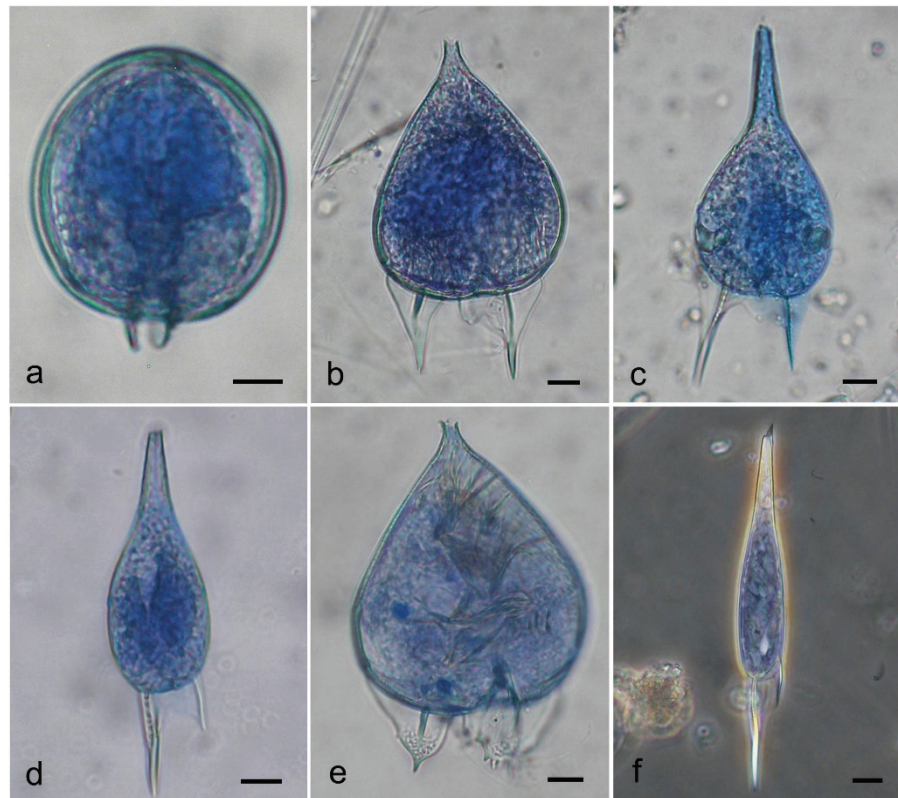


Figure 1. Light microphotographs of the Podolampadaceae species from the southern Gulf of Mexico (State of Veracruz): a – *Blepharocysta* sp. (ventral view), b – *Podolampas bipes* (ventral view), c – *P. elegans* (ventral view), d – *P. palmipes* (dorsal view), e – *P. reticulatum* (ventral view), f – *P. spinifera* (ventral view). Thecae were stained with Trypan Blue; a-e – bright field images, f – phase contrast image. Scale bar: 10 μ m.

In the laboratory, a 0.2% Trypan Blue solution was added to water mounts (Lebour, 1925). This stain has been used to better distinguish sutures between thecal plates, allowing examination of the shape of individual plates and their connections with the adjacent ones and the tabulation pattern in general. A Nikon TS100 and an Olympus CKX41 inverted phase-contrast microscope were used in combination with a Sedgwick-Rafter 1-ml chamber and an Olympus BX51 compound microscope equipped with phase-contrast objectives, and a digital Olympus C7070 Wide Zoom camera (5.1 MP) was used for water mounts and microphotography. Some samples were examined primarily in a JEOL JSM-7600F scanning electron microscope (SEM) at a working distance of 15 to 21 mm and a voltage of 1.2 to 5.0 kV after a preliminary wash in distilled water, followed by dehydration in a series of ethanol solutions of increasing concentration (30, 50, 70, 90 and 100%), air drying on 0.5" aluminum mounts and sputter coating with gold-palladium using a Polaron SC7640 High Resolution Sputter Coater (Quorum Technologies, Newhaven, East Sussex, U. K.). Occasionally, an environmental SEM Philips XL30 was used at a working distance of 9.9-10.0 mm and a voltage of 25.0 kV. Species were identified using exclusively SEM images (*Blepharocysta*) or light microscopy (*Podolampas*); in the latter case, SEM images were not critical for species identification and provided additional information about the dinoflagellate thecae.

After each description given below, only references to publications with illustrations are included, and they are marked with asterisks: an asterisk (*) indicates line drawings, two asterisks (**) indicate light micrographs and three asterisks (***) indicate scanning electron micrographs. Abbreviations of authors of scientific names are used according to Brummitt & Powell (1992) unless they were not listed in the book.

RESULTS

Family Podolampadaceae Er. Lindem., 1928 (for synonymy, see Fensome *et al.*, 1993: 141-143).

Diagnosis: "Peridiniineans in which the cingulum is not readily apparent but in which a series of three plates occur posterior to the equator of the cell" (Fensome *et al.*, 1993: 143). The thecal formula: Po, 3', 1a, 5", 3c, 3-2"" (two precingulars is an exceptional case), 3"" (as interpreted by Fensome *et al.*, 1993); the sulcus is formed by four main plates and, in some cases, another one or two (Balech, 1988). There are neither longitudinal nor latitudinal furrows, characteristic for most dinoflagellates: the zone that corresponds to the cingulum has no membranes, and the sulcus is marked with well-developed lists; these lists are nearly absent only in *B. denticulata* (Balech, 1963). Interpretation of plates, and thus the thecal formula, differs with the authors. According to

Balech (1963, 1988), the cingular plates are very large, forming a band that is higher than the hypotheca so that the epitheca, the cingulum and the hypotheca form a continuous surface uninterrupted by grooves, membranes or ridges. Theca smooth or weakly reticulated, with spar-

sely scattered round or elliptical pores. *Blepharocysta splendor-maris*, *Podolampas bipes* and *P. palmipes* are non-photosynthetic (Hallegraeff & Jeffrey, 1984). Kleptochloroplasts present in two *Podolampas* species (Schweikert & Elbrächter, 2004). Resting cysts unknown.

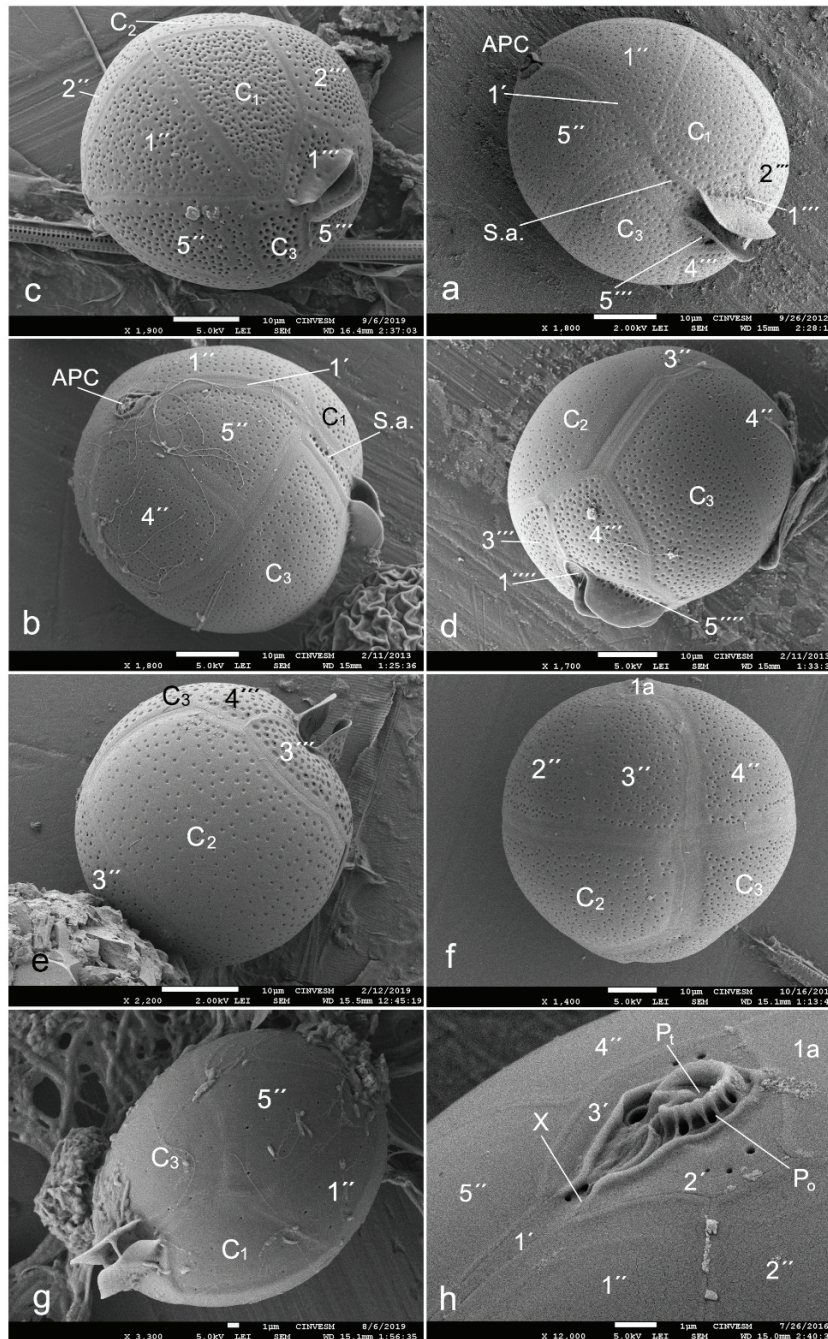


Figure 2. Scanning electron micrographs of *Blepharocysta* species from the southern Gulf of Mexico (states of Veracruz and Yucatan): a – *B. denticulata* in left-side-ventral view, b-e – *B. okamurae* (b – ventral view, c – ventral-right-side-apical view, d – right-side-dorsal-antapical view, e – dorsal view), f – *B. paulsenii* in dorsal view, g – *B. splendor-maris* in ventral view, h – the apical pore complex and adjacent epithecal plates in *B. splendor-maris*. Symbols of the Kofoidian tabulation system: APC – apical pore complex, P₀ – pore plate, P₁ – cover platelet, X – canal platelet, 1'-3' – apical plates, 1''-5'' – precingular plates, C₁-C₃ – cingular plates, S.a. – sulcal anterior plate, 1'''-5''' – postcingular plates, 1''''-5'''' – antapical plate. Scale bars: 10 µm in a-f; 1 µm in g and h.

Genus *Blepharocysta* Ehrenb., 1873

Cell shape widely elliptical to slightly oval along the longitudinal axis, not compressed dorsoventrally, without neck and antapical spines. The apical area is only just marked with a slight concavity rounded with almost indiscernible ridges. Two antapical-ventral lists are located very close to each other, almost parallel to the longitudinal axis of the cell and protrude backward. Plates 2' and 3' are very small, embracing the Po plate. The 1a plate is small and rectangular; it appears to be connected to the Po, but it is separated by thin prolongations of the 2' and 3' plates. Cingular groove is absent. Sulcus is narrow and very shallow at the posterior end located between the two membranes mentioned above. The apical pore complex is button-like, rather large. The pores are more or less dense in the precingulars and apicals, and denser in the postcingulars, where they do not form a double row as in most *Podolampas* species; the cingulars bear finer and sparser pores (Balech, 1988). Nucleus is large, with condensed chromosomes as striae easily seen under a light microscope. Chloroplasts absent. Resting cysts unknown. The thecal formula: Po, Pt, x, 3', 1a, 5'', 3c, 4s, 4-5''', 1'''' (Okolodkov, 2011).

Blepharocysta denticulata Nie, 1939: 32, pl. 2, fig. 20-25. (Fig. 2a)

Cell globose or subglobose, with two membranes located ventrally, almost parallel to the longitudinal axis of the cell, closer to the antapex, but more ventrally and shorter than in *B. splendor-maris* and *B. okamurae*. Theca is coarsely areolated, with densely situated pores, each of them located in rather deep depressions. The cingular plates are shorter in relation to the longitudinal axis of the cell than in the mentioned two species. Cell length 46 µm, width 45 µm.

Morphological note: According to the original description of Nie (1939), the sulcal area of the species is broader and shorter than in *B. splendor-maris*; theca is without markings, sutures are zigzags, the 1a plate is quadrangular (in *B. splendor-maris* it is rectangular); of the postcingular plates, the 3'' plate is the largest (in *B. splendor-maris* the 2'' is the largest); there is a differentiation between transversal series of plates as to the pore types.

Blepharocysta okamurae T. Abé, 1966: 144, fig. 33-38. (Fig. 2b-e)

Cell ovoid, with two membranes located ventrally, almost parallel to the longitudinal axis of the cell, closer to the antapex, longer than in *B. denticulata*. Theca is less coarsely areolated than in *B. denticulata*, with densely situated pores, each of them located in shallow depressions. The cingular plates longer than in the latter. Cell length 46 µm, width 41 µm.

Morphological note: As for the cell shape, according to Abé (1966), this species is more rounded than *B. splendor-maris* and more similar to *B. paulsenii*; the sulcal lists are located more anteriorly and distinctly areolated; the precingular and postcingular plates are shorter; and the 1a plate is rectangular.

Blepharocysta paulsenii J. Schiller, 1937: 478, fig. 552a-i. (Fig. 2f)

Cell globose. Theca is smooth, densely perforated with pores. The sulcal lists are situated ventrally and not seen in dorsal view. Cell width 61 µm.

Morphological note: According to the description of Schiller (1937), the cells of the species are rounded; however, mistakenly, the 1a plate was not distinguished, and the apical pore was described as surrounded by a collar situated on the pentagonal apical plate orientated anterior-posteriorly narrowing towards the antapex (presently, this complex of plates is known as the apical pore complex (APC), the canal platelet

located between the APC and the narrow 1' plate, the 2' and 3' plates attached to the APC laterally, and the 1a plate situated dorsally). The sulcal lists are pictured as located ventrally (Schiller, 1937: fig. 552a, b, d, g, h) rather than ventrally-posteriorly as in *B. splendor-maris*).

Blepharocysta splendor-maris (Ehrenb.) Ehrenb., 1873: 4. (Fig. 2g-h, 4a-d)

Basionym: *Peridinium splendor-maris* Ehrenb., 1860.

Description. Cell ovoid, with two membranes located ventrally, closer to the antapex, parallel to the longitudinal axis of the cell, emerging posteriorly out of the cell body, which is visible in ventral view. Theca is smooth, sparsely perforated with pores. Cell length 56 µm, width 52 µm.

Literature: Stein, 1883*: pl. 7, fig. 17-19, pl. 8, fig. 3-5; Schütt, 1895*: 162, pl. 20, fig. 61; Okamura, 1907*: pl. 5, fig. 34a-d; Paulsen, 1908*: 93, fig. 126; Lebour, 1925*: 160, fig. 52c; Schiller, 1937*: 477, fig. 550; Nie, 1939*: 31, pl. 1, fig. 1-16, pl. 2, fig. 17-19, text-fig. 1, 2 (after Schiller, 1937); 1945*: fig. 12-14 (after Nie, 1939); Rampi, 1941*: 148, fig. 8, 9; Balech, 1963* (Bol. Inst. Biol. Mar., 2): 16, pl. 3, fig. 34-44; Abé, 1966*: 141, fig. 21-32 (as *Blepharocysta splendor-maris*); Wood, 1968*: 22, fig. 35; Steidinger, 1972*: pl. 5, map 5; Pesantes-Santana, 1978*: 6, pl. 2, fig. 6; Dodge, 1982*: 254, fig. 33H; Sournia, 1986*: fig. 190 (after Abé, 1966), 191a, b (after Rampi, 1941); Balech, 1988*: 125, pl. 52, fig. 16-19 partim; Carbonell-Moore, 1994a***: pl. 1, fig. 1; Steidinger & Tangen, 1996*: 533, pl. 7 (in figure legend as *Blepharocysta* sp.), 49; Konovalova, 1998*: 168, fig. 35, 36 (6a, b); Al-Kandari *et al.*, 2006**: 187, 336, pl. 39, fig. 0; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009**: 25, fig. 58; Omura *et al.*, 2012** ***: 127, fig. a-e; Almazán-Becerril *et al.*, 2016**: 84, fig. 201; Al-Yamani & Saburova, 2019**: 288, pl. 157, fig. a-i; Hernández-Becerril & Arce-Rocha, 2021** ***: 3, fig. 1-12.

Genus *Podolampas* F. Stein, 1883

Syn.: *Parrocelia* Gourret, 1883: 81, pl. 3, fig. 48, 48a.

Cells widely or narrowly pear-shaped, terminated anteriorly with a neck, short or long, and posteriorly with antapical spines (1 to 3). The hypotheca is shorter than the epitheca. The cingulum is somewhat descendant. Each of the postcingular plates has a double row of densely arranged well visible pores. The antapicals bear spines, each of them bordered with membranes (Balech, 1963, 1988). The thecal formula: Po, Pt, x, 3', 1a, 5'', 3c, 4-5s, 5''', 1'''' (Okolodkov, 2011). Kleptochloroplasts present in *P. bipes* and *P. reticulata* (Schweikert & Elbrächter, 2004).

Podolampas bipes F. Stein, 1883, pl. 8, fig. 6-8. (Fig. 1b, 3a, 4f-i)

Syn.: *Parrocelia ovata* Gourret, 1883: 82, pl. 3, fig. 48, 48a.

Description. Cell widely pear-shaped, somewhat compressed dorsoventrally, with a short, well separated apical horn, about 1.3-1.4 times longer than wide, with two long, slightly curved antapical spines, almost equal in length and bearing broad lists with smooth margins. Cell length 78-81 µm (102-105 µm with the antapical spines), width 43-58 µm. Two types of kleptochloroplasts are present (Fig. 4g, i).

Literature: Bütschli, 1885*: pl. 55, fig. 9a; Schütt, 1895*: pl. 19, fig. 56; Paulsen, 1908*: 92, fig. 125; Okamura, 1912*: 16, pl. 2, fig. 37; Lebour, 1925*: 160, fig. 52b; Schiller, 1937*: 474, fig. 544a, b (after Stein, 1883); Rampi, 1941*: 146, fig. 2, 5; Nie, 1942*: 56, pl. 1, fig. 1-14; Kiselev, 1950*: 250, fig. 434 (after Stein, 1883); Trégoubouff, 1957*: 119,

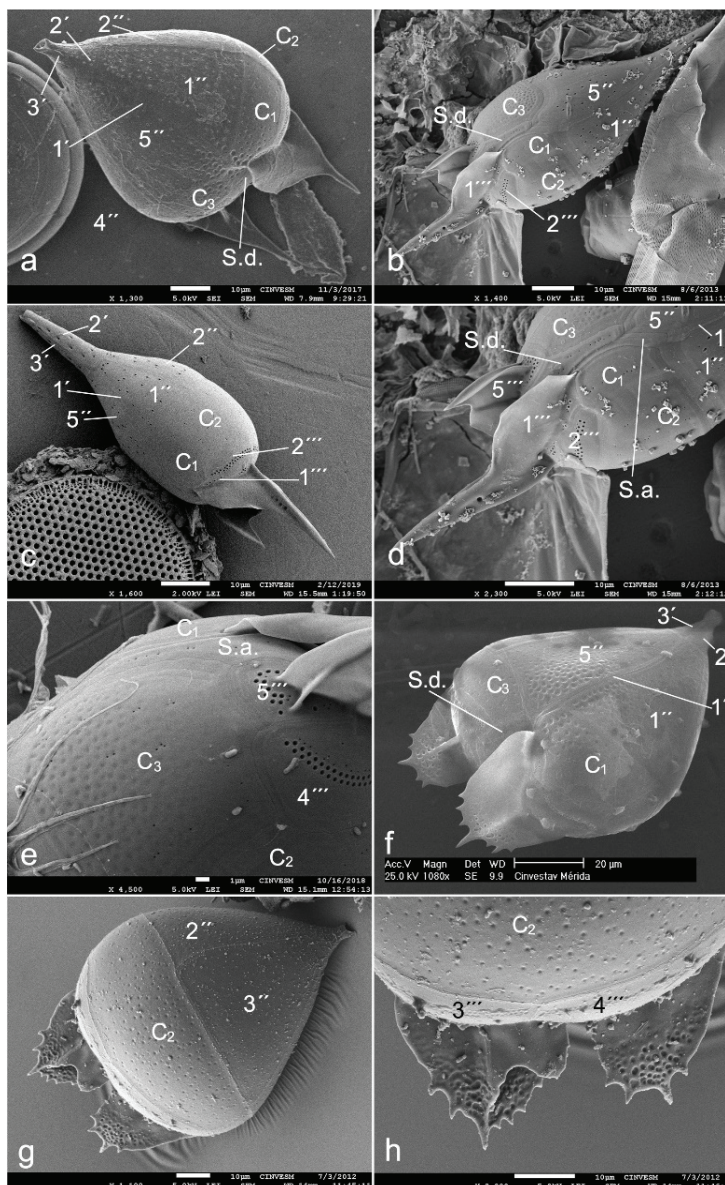


Figure 3. Scanning electron micrographs of the *Podolampas* species from the southern Gulf of Mexico (states of Veracruz and Yucatan): a – *P. bipes* (ventral-apical view), b–e – *P. palmipes* (b – ventral view, c – left-side view, d – posterior half of the cell, e – fragment of the posterior part of the cell in right-side-ventral view), f–h – *P. reticulata* (f – ventral view, g – dorsal view, h – posterior end of the cell in dorsal view). Symbols of the Kofoidian tabulation system: 1'–3' – apical plates, 1a – intercalary plate, 1''–5'' – precingular plates, C₁–C₃ – cingular plates, S.a. – sulcal anterior plate, S.d. – sulcal right plate, 1'''–5''' – postcingular plates, 1'''' – antapical plate. Scale bars: 10 µm in a–d, g and h; 1 µm in e; 20 µm in f.

pl. 27, fig. 16; Abé, 1966*: 150**, fig. 55–68; Yamaji, 1966*: 107, pl. 51, fig. 19; Steidinger *et al.*, 1967**: pl. 4, fig. a; Wood, 1968*: 119, fig. 362; Steidinger & Williams, 1970**: 60, pl. 35, fig. 125; Andreis & Andreoli, 1975** ***: 388, fig. 3, 9, 9A; Taylor, 1976* ***: 171, pl. 27, fig. 288, pl. 45, fig. 524; Dodge, 1985***: 117; Sourmia, 1986*: fig. 193 (after Balech, 1963); Balech, 1988*: 123, pl. 52, fig. 20, pl. 53, fig. 1, 2; Gárate-Lizárraga, 1988**: pl. 6, fig. 8; Hernández-Becerril, 1988a*** (Inv. Pesq. 52): 529, fig. 33, 34; Delgado & Fortuño, 1991* ***: 9, fig. 5U, pl. 25, fig. b; Carbonell-Moore, 1994a* ***: fig. 4I, 6I, 8H, pl. 1, fig.

9; Carbonell-Moore, 2004*: fig. 20, 29 (after Carbonell-Moore, 1994a); Licea *et al.*, 1995* ***: 77, pl. 8, fig. 11, pl. 22, fig. 3; Steidinger & Tangen, 1996***: 534, pl. 7; Konovalova, 1998*: 166, fig. 36 (3a, b); Dodge & Lee, 2000***: fig. 55; Schweikert & Elbrächter, 2004**: 615, fig. 1–6; Ojeda, 2005* ***: 159, lám. 31, fig. 1, lám. 57, fig. 4; Al-Kandari *et al.*, 2006**: 189, 336, pl. 39, fig. R; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010**: 133, fig. 126a–c; Gómez *et al.*, 2010**: 214, fig. 1; Omura *et al.*, 2012** ***: 128, fig. a–f, non g–k; Al-Yamani & Saburova, 2019**: 290, pl. 158, fig. a–h; Yovera-Galvez *et al.*, 2020**: 167, fig. 228.

Podolampas elegans F. Schütt, 1895: pl. 18, fig. 57. (Fig. 1c, 4j-m)

Description. Cell narrowly pear-shaped, not compressed dorsoventrally, about 1.93 times longer than wide, with the epitheca much longer than the hypotheca. Epitheca is drawn into a long, not well separated apical horn. Hypotheca with two subequal antapical spines, the right one slightly longer. Cell length 81 µm (110 µm with the antapical spines), width 42 µm. Kleptochloroplasts are present (Fig. 4j, k, m).

Literature: Kofoid, 1909*: 48, pl. 3, fig. 1-7; Lebour, 1925*: 160, fig. 53; Schiller, 1937*: 475, fig. 546; Rampi, 1941*: 146, fig. 1, 4; Kiselev, 1950*: 262, fig. 435b (as *P. palmipes*; after Schütt, 1895); Gaarder, 1954*: 55, fig. 73a-e (after Kofoid, 1909); Trégouboff, 1957*: 119, pl. 27, fig. 17; Curl, 1959*: 306, fig. 125; Balech, 1963*: 6, pl. 1, fig. 1-7; 1988*: 124, pl. 53, fig. 7, 8, 12; Wood, 1963*: 50, fig. 186; Abé, 1966*: 149, fig. 52-54; Wood, 1968*: 119, fig. 364; Steidinger & Williams, 1970**: 60, pl. 36, fig. 127; Taylor, 1976*: 171, pl. 27, fig. 290, 281; Dodge, 1985***: 118; Sournia, 1986*: fig. 196 (after Balech, 1963); Gárate-Lizárraga, 1988**: pl. 6, fig. 11; Hernández-Becerril, 1988b** (Bot. Mar. 31): 433, fig. 33; Delgado & Fortuño, 1991***: 9, pl. 25, fig. a; Ojeda, 2005* **: 160, lám. 31, fig. 2; Gómez *et al.*, 2010** *: 214, fig. 2, 3; Omura *et al.*, 2012** *: 128, fig. a, b.

Podolampas palmipes F. Stein, 1883, pl. 8, fig. 9-11. (Fig. 1d, 3b-e, 4n-q)

Description. Cell narrowly pear-shaped, not compressed dorsoventrally, about 1.53-2.60 times longer than wide, with the epitheca much longer than the hypotheca. Epitheca is drawn into a long, not well separated apical horn (sometimes called neck in the literature). Hypotheca is very low, obtusely rounded posteriorly, with two long, broadly winged unequal spines, parallel or slightly divergent, the left spine being about twice as long as than the right one (a characteristic feature). Cell length 46-63 µm (88-95 µm with the antapical spines), width 24-30 µm. Hyaline cysts are observed for the first time (Fig. 4q). Kleptochloroplasts are present (Fig. 4o, q).

Literature: Bütschli, 1885*: pl. 55, fig. 96; Schütt, 1895*: pl. 18, fig. 58; Entz, 1905*: fig. 61-63; Paulsen, 1908*: 92, fig. 24; Okamura, 1912*: 16, pl. 2, fig. 36; Lebour, 1925*: 159, fig. 52a; Schiller, 1937*: 475, fig. 547a, b; Rampi, 1941*: 147, fig. 3, 6; Nie, 1942*: 57, pl. 1, fig. 15, 16; Margalef, 1948*: 50, fig. 3d; Kiselev, 1950*: 262, fig. 435a (after Stein, 1883), non b; Gaarder, 1954*: 57, fig. 74a, b; Wood, 1954*: 317, fig. 352a, b; Trégouboff, 1957: 119, pl. 27, fig. 19; Balech, 1963*: 12, pl. 2, fig. 20-27; Abé, 1966*: 147, fig. 45-51; Yamaji, 1966*: 18, pl. 51, fig. 18; Wood, 1968*: 119, fig. 365; Steidinger & Williams, 1970** *: 60, pl. 35, fig. 128a, b; Andreis & Andreoli, 1975** *: 388, fig. 1, 4; Taylor, 1976*: 171, pl. 27, fig. 278, 279, (286?); Dodge, 1982*: 254, fig. 33; Sournia, 1986*: fig. 194 (after Balech, 1963); Balech, 1988*: 124, pl. 52, fig. 21, pl. 53, fig. 3, 4; Delgado & Fortuño, 1991*: fig. 5V (after Margalef, 1967); Carbonell-Moore, 1994a***: pl. 1, fig. 8; Licea *et al.*, 1995** *: 77, pl. 9, fig. 1; Steidinger & Tangen, 1996*: 534, pl. 50; Balech, 1988*: 124, pl. 52, fig. 21, pl. 53, fig. 3, 4; Gárate-Lizárraga, 1988** *: pl. 6, fig. 5; Konovalova, 1998*: 166, fig. 36 (5a, b); Avancini *et al.*, 2006* **: 375, fig. A, B (after Balech, 1980); Ojeda, 2005* **: 161, lám. 32, fig. 1; Al-Kandari *et al.* 2006** *: 188, 336, pl. 39, fig. P-Q; Gómez *et al.*, 2010** *: 214, fig. 4; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010** *: 134, fig. 127a, b; Omura *et al.*, 2012** *: 128, fig. a-f; Almazán-Becerril *et al.*, 2016** *: 84, fig. 202; Al-Yamani & Saburova, 2019** *: 290, pl. 159, fig. a-e; Yovera-Galvez *et al.*, 2020** *: 167, fig. 229.

Podolampas reticulata Kof., 1907: 187, pl. 2, fig. 11. (Fig. 1e, 3f-h, 4r-u)

Syn.: *Podolampas bipes* f. *reticulata* (Kof.) J. Schiller, 1937: 474, fig. 545; *Podolampas bipes* var. *reticulata* Taylor, 1976: 171, pl. 27, fig. 287.

Description. Cell widely pear-shaped, somewhat compressed dorsoventrally, with a short neck, about 1.2-1.3 times longer than wide, with two long, slightly curved antapical spines, almost equal in length and bearing broad lists with serrated margins. Cell length 83-85 µm (102-105 µm with the antapical spines), width 68-70 µm. Kleptochloroplasts present (Figs. 4r-q).

Literature: Schiller, 1937*: 474, fig. 545 (after Kofoid, 1907; as *P. bipes* f. *reticulata*); Wood, 1954*: 317, fig. 251b (as *P. bipes* f. *reticulata*); Balech, 1963*: 11, pl. 2, fig. 15-19; Abé, 1966*: 150, fig. 60-62 (as *P. bipes* of *reticulata*-type or *reticulata*-form); Steidinger & Williams, 1970** *: 60, pl. 36, fig. 126a, b; Balech, 1988*: 124, pl. 53, fig. 5, 6, 11; Hernández-Becerril, 1988a*** (Inv. Pesq. 52): 530, fig. 35 (misspelled as *P. reticulada*); Carbonell-Moore, 1994a***: pl. 1, fig. 10; 2004***: fig. 4; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010** *: 135, fig. 128a-c; Omura *et al.*, 2012** *: 128, fig. g-k (as *P. bipes*); Yovera-Galvez *et al.*, 2020** *: 168, fig. 230.

Podolampas spinifera Okamura, 1912: 17, pl. 2, fig. 35. (Fig. 1f, 4v-y)

Description. Cell very narrowly drop-shaped, not compressed dorsoventrally, about 4.5-6 times longer than wide. Epitheca is drawn into a long, not separated apical horn, bearing a noticeable spine (a characteristic feature), Hypotheca with one narrowly winged, long (37-45 µm long), straight spine (another characteristic feature of the species). Cell length 77-102 µm (114-147 µm with the antapical spines), width 68-70 µm.

Morphological note. Unlike other *Podolampas* species that have one left-ventral and two dorsal postcingulars, *P. spinifera* has two lateral and one dorsal postcingular (Balech, 1963).

Literature: Pavillard, 1916*: 41, pl. 2, fig. 6, 7; Schiller, 1937*: 476, fig. 548 (after Pavillard, 1916); Rampi, 1939*: 468, fig. 17; 1941*: 148, fig. 10; Trégouboff, 1957*: 119, pl. 27, fig. 18; Wood, 1963*: 50, fig. 187; Balech, 1963*: 14, pl. 2, fig. 28-33; Abé, 1966*: 145, fig. 39-44; Yamaji, 1966*: 107, pl. 51, fig. 17; Steidinger *et al.*, 1967** *: pl. 4, fig. b; Wood, 1968*: 120, fig. 366; Steidinger & Williams, 1970** *: 60, pl. 36, fig. 129; Andreis & Andreoli, 1975** *: 388, fig. 2, 7, 8; Taylor, 1976*: 172, pl. 27, fig. 284, 285; Sournia, 1986*: fig. 195 (after Balech, 1963); Balech, 1988*: 125, pl. 52, fig. 22, pl. 53, fig. 9, 10, 13; Hernández-Becerril, 1988b** (Bot. Mar. 31): 433, fig. 32; Delgado & Fortuño, 1991*: fig. 5W (after Margalef, 1967); Carbonell-Moore, 1994a***: pl. 1, fig. 6; Konovalova, 1998*: 166, fig. 36 (4a, b); Ojeda, 2005* **: 161, lám. 32, fig. 2, lám. 57, fig. 3; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010** *: 136, fig. 129a, b; Gómez *et al.*, 2010** *: fig. 5, 6; Omura *et al.*, 2012** *: 128, fig. a-d. Occasionally, in the literature the species name is misspelled as *Podolampas spinifer*.

DISCUSSION

The present study represents the most complete report of the podolampadaceans sampled from Mexico. The podolampadaceans found in Mexican coastal waters are known from other tropical regions. However, few of them exclusively from the Mexican Pacific have been do-

cumented with micrographs (Licea *et al.*, 1995; Hernández-Becerril, 1988a, b; Esqueda-Lara & Hernández-Becerril, 2010; Almazán-Becerril *et al.*, 2016; Hernández-Becerril & Arce-Rocha, 2021). *Podolampas antarctica* is probably the only exception in the genus; eight cells of this species were found in the Weddell Sea, the Antarctic Ocean (Balech & El-Sayed, 1965). The podolampadaceans, in general, should no longer be regarded as exclusively warm-water species; however, the maximum species richness has been reported from the tropics (Carbonell-Moore, 1994b). The *Podolampas* species examined in the present study from the literature (four publications) have been found mainly between 10.17°C and 28.60°C (Carbonell-Moore, 1994b); the minimum temperature (2.44°C) was registered for *P. palmipes* (Balech, 1988). In Bahía de la Paz, the *Podolampas* and *Blepharocysta* species occurred at temperatures of 16 to 30°C. Four species of *Podolampas* and two *Blepharocysta* species were identified at the two sampling stations from Bahía de La Paz (Fig. 4a-y).

We found only two genera, *Podolampas* and *Blepharocysta*, and the rest of the Podolampadaceae appear to be characteristic of oceanic waters. Until the present, *Podolampas* species have not been problematic in their identification (although sometimes *P. elegans* and *P. palmipes* are not well distinguished based only on cell shape). Among *Blepharocysta* species, only *B. splendor-maris* is widely known and has been reported from Mexican waters. There are several *Blepharocysta* species as yet unidentified. For example, apart from *B. okamurae* and *B. splendor-maris*, Omura *et al.* (2012) report four unidentified species of this genus from the Western Pacific. Morphological differences between *Blepharocysta* species are not as pronounced as between *Podolampas* species. Our identification of *Blepharocysta* species are based exclusively on SEM observations and should be considered tentative due to rare cells not examined in all views, which resulted in some limitations, such as the impossibility of characterizing the 1a plate and the sulcal lists. The structure of thecae, including the relative number of pores and their arrangement, does not appear to be a reliable feature because it is known to vary depending on the cell age. Detailed analysis of the thecae allow us to differentiate between *B. splendor-maris*, *B. striata* and *B. okamurae* as had been done by Abé (1966). Furthermore, Trypan Blue did not allow us to distinguish plates in most examined species such as in the genus *Protoperidinium* Bergh. Apart from this, in general, the original descriptions of *Blepharocysta* species are incomplete and deficient to such an extent that it is difficult to compare their morphology.

Based on the number of the antapical spines and their relation to the posterior sulcal plate and the antapical plates, Abé (1966) considered it reasonable to subdivide the genus *Podolampas* into two groups, *spinifera* (includes only *P. spinifera*) and *bipes* (includes the remainder of the *Podolampas* species), and excluded the possibility of dividing the genus into two. Regarding the separation between *P. bipes* and *P. reticulata*, we followed Kofoid (1907) and Balech (1988), although the latter author separated them with some doubt. Balech (1988) stressed that the main differences between the species are in the morphology of the antapical spines, sulcal and postcingular plates, and they are constant. The poorly described *P. curvatulus* is another monospiny species that might be grouped with *P. spinifera*.

Various taxonomic groups of non-photosynthetic organisms possess plastids, and dinoflagellates are among them (Fast *et al.*, 2001; Yoon *et al.*, 2002). Two species of *Blepharocysta* and one of *Podolampas* have been regarded as heterotrophs (Steidinger & Williams, 1970; Car-

bonell-Moore, 2004; Schweikert & Elbrächter, 2004; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2009). In this study, we found several cells of *B. splendor-maris* with an attached pigment mass, probably indicating the first stages of extracellular digestion. Kleptoplasty has been hypothesized to represent either a mechanism permitting functional flexibility or perhaps an early evolutionary stage in the permanent acquisition of chloroplasts (Gast *et al.*, 2007). These authors mention that the nature of the relationship between the dinoflagellate and its plastids appears to be more than kleptoplasty, but not yet an endosymbiosis.

Based on transmission electron microscopic studies, the presence of kleptochloroplasts, also known as kleptoplasts, have been previously proven only for *P. bipes* and *P. reticulata* (Schweikert & Elbrächter, 2004). Dinoflagellate chloroplasts observed in previous investigations were shown to be autofluorescent endocytobionts from the class Dictyochophyceae, most probably from the order Pedinellales. Due to methodological limitations, detection of kleptochloroplasts in all podolampadacean species in this study is tentative (Fig. 4a, b, g-k, m, o, q-u, w, x); however, our observations of living cells from the Gulf of California allowed us to suggest the presence of plastids as small bodies distributed irregularly around the nucleus. This implies that at least the *Blepharocysta* and *Podolampas* species should be functionally considered as phytoplankton *sensu stricto*.

In the Central Equatorial Pacific, Carbonell-Moore (1994b) found the highest abundances of podolampadacean cells between 100 m and 150 m depth. To obtain cells of other podolampadacean genera than *Podolampas* and *Blepharocysta*, offshore sampling during oceanographic cruises is necessary. Moreover, other factors should be considered. According to Carbonell-Moore (1994b), the apparent paucity of podolampadaceans in the literature is due to inadequate sampling procedures: mesh size larger than the cell size of most podolampadaceans, insufficient filtration volumes, and/or inappropriate sampling depths (most historical collections are based on surface tows).

Before the mid-1950s, Rampi (1941) had examined the theca of *Podolampas* in the most detail; he distinguished 19 thecal plates, while other authors could distinguish only 16. However, he misinterpreted some plates, considering that *Podolampas* species have no cingular plates (probably due to the absence of a transverse equatorial or sub-equatorial furrow); therefore, the thecal formula he suggested was 2', 1a, 6'', 0c, 3s, 3''', 4'''. Balech (1954) found more plates (in total, 23), and proposed another interpretation of the thecal formula: 3', 1a, 5'', 3c, 5s, 3''', 3''', based on the thecal morphology of *P. bipes*, *P. elegans* and *P. palmipes*. Incidentally, long before this publication, Schütt (1895) considered a postmedian series of three plates as representing the girdle.

SSU rDNA phylogenies showed that podolampadaceans and the genus *Roscoffia* Balech with the only marine sand-dwelling species *R. capitata* Balech form a well-supported monophyletic group, composed of two subclades: (1) *R. capitata* and *Blepharocysta* sp., and (2) the four examined *Podolampas* species (Gómez *et al.*, 2010). However, there have been no investigations of the podolampadaceans at the infraspecific, species and generic levels. The morphological diversity of *Blepharocysta* cells illustrated in the present study (Fig. 2a-h) gives us serious doubts as to the correct species identification. The scarcity of SEM observations is another obstacle for interpreting variability in morphological features of the theca resulting from cell age or environmental factors. We expect that molecular techniques can also reveal the real species diversity within the genus *Blepharocysta*, confirming the

validity of some doubtful species and the phylogenetic distance among *Podolampas* species, in particular, between the morphologically close *P. elegans* and *P. palmipes* and between *P. bipes* and *P. reticulata*, as well

as between the aforementioned two intrageneric groups recognized by Abé (1966). From its morphology, *P. spinifera* appears to be more separated from the others and probably includes cryptic species.



Figure 4. Light microphotographs of the Podolampadaceae species from Bahía de La Paz, including Alfonso Basin, southern Gulf of California: a-d – *Blepharocysta splendormaris* (a, b – lateral view, c – ventral view, showing precingular and cingular plates, d – left-side view), e – *Blepharocysta* sp. in right-side view, f-i – *Podolampas bipes* (f, g, i – ventral view, h – dorsal view), j-m – *P. elegans* (j-l – ventral view, m – dorsal view), n-q – *P. palmipes* (n, o, q – ventral view, p – dorsal view, q – hyaline cyst), r-u – *P. reticulata* (r – ventral view, s-u – dorsal view), v-y – *P. spinifera* (v-y – ventral view). N – nucleus; V – vacuole; yellow arrows indicate kleptochloroplasts. c, f, p – empty thecae. e, l – fixed with Lugol; the rest are living cells.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the personnel of the Acuario de Veracruz for logistic support for sampling in the PNSAV in Veracruz, Fernando Aguirre-Bahena for collecting phytoplankton samples from Alfonso Basin, Jorge A. Herrera-Silveira from Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Mérida, Yucatan, Mexico) for financial and logistic support for sampling in the northern Yucatan coastal waters, Fany del C. Merino-Virgilio for hospitality and technical support in the laboratory at CINVESTAV-IPN, Natalia A. Okolodkova (Mexico City, Mexico) for technical help with the illustrations, Nicolas Chomérat (IFREMER, Station de Biologie Marine, Concarneau, France) for valuable advice on the nomenclature of the family, Kenneth N. Mertens (IFREMER, Station de Biologie Marine, Concarneau, France) and Consuelo Carbonell-Moore (Oregon State University, OR, USA) for helping us to differentiate between *Blepharocysta* species, and Marcia M. Gowing (Seattle, WA, USA), who kindly improved the writing style. Eduardo Morteo-Ortiz (the project financed by the "Programa para el Mejoramiento del Profesorado" (PROMEP) in 2006-2007) and Horacio Pérez-España (the project "Fuentes orgánicas de carbono y nitrógeno y su función sobre la estructura trófica en el Sistema Arrecifal Veracruzano" financed by the program Fondos Mixtos, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (FOMIX CONACYT) - Veracruz in 2007-2010) from the ICIMAP-UV are also thanked for providing logistic support. The help of Dora A. Huerta-Quintanilla and Ana R. Cristóbal-Ramos from CINVESTAV-IPN with the scanning electron microscopes is very much appreciated. Patricia Quintana-Owen from CINVESTAV-IPN is thanked for financial support for SEM observations (projects FOMIX-Yucatán No. 108160 and CONACYT LAB-2009-01 No. 123913, Mexico). The financial support of Dirección General de Investigaciones de la Universidad Veracruzana, Mexico (the project "Algas de la zona arrecifal Veracruzana, Golfo de México, con énfasis en las algas rojas, diatomeas y dinoflagelados"; project leader: YBO) in 2007-2009 is also appreciated. The project was partially funded by Instituto Politécnico Nacional, Mexico (grants SIP-20160037, SIP-2014118, SIP-20141095, SIP-20180012 and SIP-20220515). IGL is a COFAA fellow.

REFERENCES

- ABÉ, T. H. 1966. The armoured Dinoflagellata: I. Podolampidae. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory* 14 (2): 129-154.
- AL-KANDARI, M., F. Y. AL-YAMANI & K. AL-RIFAIE. 2006. *Marine phytoplankton atlas of Kuwait's waters*. Kuwait Institute for Marine Research, Safat, Kuwait. 350 p.
- ALMAZÁN-BECERRIL, A., J. A. AKÉ CASTILLO, E. GARCÍA-MENDOZA, Y. A. SÁNCHEZ-BRAVO, S. ESCOBAR-MORALES & F. VALADEZ-CRUZ. 2016. Catálogo de microalgas de Bahía de Todos Santos, Baja California. CICESE, Ensenada, Baja California, México. 132 p.
- AL-YAMANI, F. Y. & M. S. SABUROVA. 2019. *Marine phytoplankton of Kuwait's waters. Vol. I. Cyanobacteria, dinoflagellates, flagellates*. Kuwait Institute for Marine Research, Safat, Kuwait. 467 p.
- ANDREIS, C. & C. ANDREOLI. 1975. SEM survey on Mediterranean species of *Podolampas*. *Giornale Botanico Italiano* 109: 387-397.
- AVANCINI, M., A. M. CICERO, I. DI GIROLAMO, M. INNAMORATI, E. MAGALETTI & T. SERTORIO ZUINI. 2006. *Guida al riconoscimento del plancton dei mari italiani. Vol. I. Fitoplancton*. Ministero dell'Ambiente della Tutela del Territorio e del Mare – DPN, Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, Roma, Italy. 505 p.
- BALECH, E. 1954. Sur la tabulation de *Podolampas* et *Oxytoxum*. In: 8ème Congrès International de Botanique, Rapports et Communications parvenues avant le Congrès, Paris, France, Section 17: 114-116.
- BALECH, E. 1963. La familia Podolampacea (Dinoflagellata). *Boletín del Instituto de Biología Marina (Mar del Plata, Argentina)* 2: 1-30.
- BALECH, E. 1980. On thecal morphology of dinoflagellates with special emphasis on circular and sulcal plates. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología* 7 (1): 57-67. <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1980-1/articulo85.html>
- BALECH, E. 1988. *Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía 1, Madrid, España. 310 p.
- BALECH, E. & S. Z. EL-SAYED. 1965. Microplankton of the Weddell Sea. In: Llano, G. A. (Ed.). *Biology of the Antarctic Seas II, vol. 5*. Antarctic Research Series. American Geophysical Union of the National Academy of Sciences – National Research Council Publication 1297, Washington, D.C., Garamond/Pridemark Press, Inc., Baltimore, MD, USA, pp. 107-124.
- BARREIRO-GÜEMES, M. T. 1967. Contribución al conocimiento de los dinoflagelados del Golfo de California, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México. 39 p., lám. 1-11.
- BRUMMITT, R. K. & C. E. POWELL (eds.). 1992. *Authors of plant names. A list of authors of scientific names of plants with recommended standard forms of their names, including abbreviations*. Royal Botanic Gardens, Kew, U.K. 732 p.
- BÜTSCHLI, O. 1885. *Protozoa. Bd 1*. H.G. Bronn's Klassen und Ordnungen des Thier-Reichs, wissenschaftlich dargestellt in Wort und Bild. C.F. Winter'sche Verlagshandlung, Leipzig, Heidelberg, Germany, pp. 865-1088, pl. 39-55.
- CARBONELL-MOORE, M. C. 1994a. On the taxonomy of the family Podolampadaceae Lindemann (Dinophyceae) with descriptions of three new genera. *Review of Palaeobotany and Palynology* 84: 73-99.
- CARBONELL-MOORE, M. C. 1994b. On the biogeography of the family Podolampadaceae Lindemann (Dinophyceae) – vertical and latitudinal distribution. *Review of Palaeobotany and Palynology* 84: 23-44.
- CARBONELL-MOORE, M. C. 2004. On the taxonomical position of *Lessardia* Saldarriaga et Taylor within the family Podolampadaceae Lindemann (Dinophyceae). *Phycological Research* 52: 340-345.
- CURL, H., JR. 1959. The phytoplankton of Apalachee Bay and the northeastern Gulf of Mexico. *Publications of the Institute of Marine Science, The University of Texas, Port Aransas, Texas, USA* 6: 277-320.
- DELGADO, M. & J.-M. FORTUÑO. 1991. Atlas de fitoplancton del Mar Mediterráneo. *Scientia Marina* 55, supl. 1: 1-133.
- DODGE, J. D. 1982. *Marine dinoflagellates of the British Isles*. Her Majesty's Stationery Office, London, UK. 303 p.

- DODGE, J. D. 1985. *Atlas of dinoflagellates: a scanning electron microscope survey*. Farrand Press, London, UK. vii+119 p.
- DODGE, J. D. & J. J. LEE. 2000. Phylum Dinoflagellata Bütschli, 1885. In: Lee, J. J., G. F. Leedale & P. Bradbury (Eds.). *An illustrated guide to the Protozoa*. 2nd ed. Organisms traditionally referred to as Protozoa, or newly discovered groups. Society of Protozoologists, Allen Press Inc., Lawrence, KS, USA, pp. 656-689.
- EHRENBERG, C. G. 1873. Die das Funkeln und Aufblitzen des Mittelmeeres bewirkenden unsichtbar kleinen Lebensformen. *Festschrift zur Feier des Hundertjährigen Bestehens der Gessellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin*, Berlin, Ferd. Dümmlers Verlagsbuchhandlung, Germany, pp. 1-4, pl. 1.
- ENTZ, G., JR. 1905. Beiträge zur Kenntnis der Peridineen. *Mathematische und naturwissenschaftliche Berichte aus Ungarn* 20: 96-144, 6 Taf., 66 Fig.
- ESQUEDA-LARA, K. & D. U. HERNÁNDEZ-BECERRIL. 2010. *Dinoflagelados microplanctónicos marinos del Pacífico central de México (Isla Isabel, Nayarit y costas de Jalisco y Colima)*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México. x+206 p.
- FAST, N. M., J. C. KISSINGER, D. S. ROOS & P. J. KEELING. 2001. Nuclear encoded, plastid-targeted genes suggest a single common origin for apicomplexan and dinoflagellate plastids. *Molecular Biology and Evolution* 18: 418-426.
- FENSOME, R. A., F. J. R. TAYLOR, G. NORRIS, W. A. S. SARJEANT, D. I. WHARTON & G. L. WILLIAMS. 1993. *A classification of living and fossil dinoflagellates*. Micropaleontology, Special Publication Number 7, Sheridan Press, Hanover, PA, USA. viii+351 p.
- GAARDER, K. R. 1954. *Dinoflagellatae from the "Michael Sars" North Atlantic Deep-Sea Expedition 1910*, 2 (3), University of Bergen, John Grieg, Bergen, Norway. 62 p., 5 tables.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. 1988. Un análisis de la estructura de las asociaciones microfitoroplanctónicas de la región central del Golfo de California y su distribución espacial en el otoño de 1986. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México. 121 p.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I., C. J. BAND-SCHMIDT, F. AGUIRRE-BAHENA & T. GRAYEB DEL ÁLAMO. 2009. A multi-species microalgae bloom in Bahía de La Paz, Gulf of California, Mexico (June 2008). *CICIMAR Océánides* 24 (1): 1-15.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I., C. J. BAND-SCHMIDT, G. VERDUGO-DÍAZ, M. S. MUÑETÓN-GÓMEZ & E. F. FÉLIX-PICO. 2007. Dinoflagelados (Dinophyceae) del Sistema Lagunar Magdalena-Almejas. En: Funes-Rodríguez, R., J. Gómez-Gutiérrez & R. Palomares-García (Eds.). *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena*. Comité Editorial del IPN, México, D.F., México, pp. 145-175.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. & R. GONZÁLEZ-ARMAS. 2015. First record of the dinoflagellate *Oxytoxum caudatum* (Peridinales: Oxytoxaceae) in the Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 50 (3): 583-586.
- GAST, R. J., D. M. MORAN, M. R. DENNETT, D. A. CARON. 2007. Kleptoplasty in an Antarctic dinoflagellate: caught in evolutionary transition? *Environmental Microbiology* 9: 39-45.
- GILBERT, J. Y. & W. E. ALLEN. 1943. The phytoplankton of the Gulf of California obtained by the "E.W. Scripps" in 1939 and 1940. *Journal of Marine Research* 5 (Contributions - Scripps Institution of Oceanography, New Series 183): 89-110.
- GÓMEZ, F., D. MOREIRA & P. LÓPEZ-GARCÍA. 2010. Molecular phylogeny of the dinoflagellates *Podolampas* and *Blepharocysta* (Peridinales, Dinophyceae). *Phycologia* 49 (3): 212-220.
- GONZÁLEZ-VILLALOBOS, I. 1971. Contribución al estudio de los dinoflagelados marinos de la zona nerítica comprendida entre Guaymas, Son. y la Boca de Teacapán, Sin. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México, D.F., México. 116 p.
- GOURRET, P. 1883. Sur les Péridiniens du Golfe de Marseille. *Annales du Musée d'Histoire Naturelle de Marseille - Zoologie* 1 (8), pp. 1-144, tables 1-4.
- GUIRY, M. D. & G. M. GUIRY. 2022. *AlgaeBase. World-wide electronic publication*. National University of Ireland, Galway. Available online at: <http://www.algaebase.org> (searched on 21 May 2022)
- HALLEGRAEFF, G. M. & S. W. JEFFREY. 1984. Tropical phytoplankton species and pigments on continental shelf waters of North and Northwest Australia. *Marine Ecology Progress Series* 20: 59-74. <https://www.int-res.com/articles/meps/20/m020p059.pdf>
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D. U. 1988a. Observaciones de algunos dinoflagelados (Dinophyceae) del Pacífico Mexicano con microscopios fotónico y electrónico de barrido. *Investigaciones Pesqueras* 52 (4): 515-529.
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D. U. 1988b. Planktonic dinoflagellates (except *Ceratium* and *Protoperdinium*) from the Gulf of California and off the coasts of Baja California. *Botanica Marina* 31: 423-435.
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D. U. & G. ARCE-ROCHA. 2021. Morphology of two species of the thecate dinoflagellate genus *Blepharocysta* (Dinophyta) from the tropical Mexican Pacific. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 92:e923826. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2021.92.3826
- KISELEV, I. A. 1950. *Thecate flagellates (Dinoflagellata) of the seas and freshwater reservoirs of the USSR*. Izdatelstvo AN SSSR (USSR Academy of Sciences Publishing House). Moscow, Leningrad, USSR. 280 p. (in Russian).
- KOFOID, C. A. 1907. Reports on the scientific results of the Expedition to the Eastern Pacific, in charge of Alexander Agassiz, by the U.S. Fish Commission Steamer "Albatross", from October, 1904, to March, 1905, Lieut. Commander L. M. Garreett, U.S.N., commanding. IX. New species of dinoflagellates. *Bulletin of the Museum Comparative Zoology at Harvard College* 50 (6): 161-207, plates 1-17.
- KOFOID, C. A. 1909. The morphology of the skeleton of *Podolampas*. *Archiv für Protistenkunde* 16: 48-62.

- KONOVALOVA, G. V. 1998. *Dinoflagellatae (Dinophyta) of the Far Eastern seas of Russia and adjacent waters of the Pacific Ocean*. Dalnauka, Vladivostok, USSR. 300 p. (in Russian).
- LEBOUR, M. V. 1925. *The dinoflagellates of Northern Seas*. The Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth, UK. 250 p.
- LICEA, S., J. L. MORENO, H. SANTOYO & G. FIGUEROA. 1995. *Dinoflageladas del Golfo de California*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, Secretaría de Educación Pública – Fondo para la Modernización de la Educación Superior, Programa Interdisciplinario e Interinstitucional Mar de Cortés, La Paz, B.C.S., México. xii+165 p.
- MARGALEF, R. 1948. Fitoplancton nerítico de la Costa Brava en 1947-48. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada* 5: 41-51.
- MARGALEF, R. 1967. Las algas inferiores. In: Ginés, H. & R. Margalef (Eds.). *Ecología marina*. Fundación La Salle de Ciencias Naturales, Caracas, Venezuela, pp. 213-272.
- MERTENS, K. N., M. C. CARBONELL-MOORE, N. CHOMÉRAT, G. BILLEN, S. BOULBEN, L. GUILLLOU, S. ROMAC, I. PROBERT, A. ISHIKAWA & E. NÉZAN. In press. Morpho-molecular analysis of podolampadacean dinoflagellates (Dinophyceae) with description of two new genera. *Phycologia*.
- NIE, D. 1939. Dinoflagellata of the Hainan Region, II. On the thecal morphology of *Blepharocysta*, with a description of a new species. *Contributions from the Biological Laboratory of the Science Society of China, Zoological Series* 13 (3): 23-39.
- NIE, D. 1942. Dinoflagellata of the Hainan Region, IV. On the thecal morphology of *Podolampas*, with descriptions of species. *Sinensia* 13 (1-6): 53-60.
- NIE, D. 1945. Sinodiniidae, a new family of Peridiniida (Protozoa, Dinoflagellata). *Transactions of the American Microscopical Society* 64 (3): 196-202.
- OJEDA, A. 2005. *Dinoflagelados de Canarias: estudio taxonómico y ecológico*. Monografías LXV. Instituto de Estudios Canarios, Tenerife, Islas Canarias, España. 301 p.
- OKAMURA, T. 1907. An annotated list of plankton microorganisms of the Japanese coast. *Annotationes Zoologicae Japonenses* 6: 125-151, pl. 3-6.
- OKAMURA, T. 1912. Plankton organisms from bonito fishing grounds. *Report of Imperial Bureau of Fisheries, Scientific Investigations* 1: 1-35, 5 pl.
- OKOLODKOV, Y. B. 2011. Dinoflagellata (Bütschli) Fensome, Taylor, Norris, Sarjeant, Wharton et Williams, 1993. In: Karpov, S. A. (Ed.). *Protista, part 3. Guide-book on zoology*. KMK Scientific Press Ltd., St. Petersburg, Moscow, Russia, pp. 7-119, color figures 8, 9, 11, 12, 14, 15, 17, 22, 31, 33, 37 (in Russian).
- OKOLODKOV, Y. B. & I. GÁRATE-LIZÁRRAGA. 2006. An annotated checklist of dinoflagellates (Dinophyceae) from the Mexican Pacific. *Acta Botanica Mexicana* 72: 1-154.
- OMURA, T., M. IWATAKI, V. M. BORJA, H. TAKAYAMA & Y. FUKUYO. 2012. Marine phytoplankton of the Western Pacific. Kouseisha Kouseikaku Co., Ltd., Tokyo, Japan. 160 p.
- PAULSEN, O. 1908. *Peridinales. Nordisches Plankton. Botanischer Teil*. Verlag von Lipsius & Tischer, Kiel, Leipzig, Germany. 124 p.
- PAVILLARD, J. 1916. Recherches sur les péridiniens du Golfe du Lion. *Travaux de l'Institut de Botanique de l'Université de Montpellier, Série Mixte, Mémoire* 4: 9-70, pl. 1-3.
- PESANTES-SANTANA, F. 1978. Dinoflagelados del fitoplancton del Golfo de Guayaquil. *Publicaciones del Instituto Oceanográfico, Armada del Ecuador, Guayaquil, Ecuador* 2 (2): 1-98.
- RAMPI, L. 1939. Se qualche Peridinea rara, nuova o curiosa nel fitoplancton del Mare Ligure. *Nuovo Giornale Botanico Italiano, n. s.* 46 (3): 456-469.
- RAMPI, L. 1941. Ricerche sul fitoplancton del Mare Ligure – 5, Le podolampacee delle acque di Sanremo. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova* 61: 141-152.
- SALDARRIAGA, J. F., B. S. LEANDER, F. J. R. TAYLOR & P. J. KEELING. 2003. *Les-sardia elongata* gen. et sp. nov. (Dinoflagellata, Peridinales, Podolampaceae) and the genus *Roscoffia*. *Journal of Phycology* 39: 368-378.
- SCHILLER, J. 1937. *Dinoflagellatae (Peridineae). Teil 2*. Akademische Verlagsgesellschaft M.B.H., Leipzig, Germany. 590 p.
- SCHÜTT, F. 1895. *Die peridineen der plankton expedition. Ergebnisse der Plankton-Expedition der Humboldt-Stiftung* 4: 1-170, 27 pl.
- SCHWEIKERT, M. & M. ELBRÄCHTER. 2004. First ultrastructural investigations of the consortium between a phototrophic eukaryotic endosymbiont and *Podolampas bipes* (Dinophyceae). *Phycologia* 43 (5): 614-623.
- SILVERBERG, N., F. AGUIRRE-BAHENA, S. AGUÍNIGA, & N. ROMERO. 2006. Flujo vertical de materia particulada en la Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, durante el año 2002. *Ciencias Marinas* 32 (1A): 73-82.
- SOURNIA, A. 1986. *Atlas du phytoplancton marin. Vol. 1: Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidophycées*. Éditiones du CNRS, Paris, France. 219 p.
- STEIDINGER, K. A. 1972. Dinoflagellate species reported from the Gulf of Mexico and adjacent coastal areas (compiled 1971). In: El-Sayed, S. Z., W. M. Sackett, L. M. Jeffrey, A. D. Fredericks, R. P. Saunders, P. S. Conger, G. A. Fryxell, K. A. Steidinger & S. A. Earle. *Chemistry, primary productivity, and benthic algae of the Gulf of Mexico. Serial atlas of the marine environment – folio 22*. American Geographical Society, New York, NY, USA, pp. 23-29, pl. 5: Dinoflagellates.
- STEIDINGER, K. A., J. T. DAVIS & J. WILLIAMS. 1967. *A key to the marine dinoflagellate genera of the west coast of Florida*. Florida Board of Conservation Marine Laboratory, St. Petersburg, FL, USA. vi+45 p., 9 pl.
- STEIDINGER, K. A. & K. TANGEN. 1996. Dinoflagellates. In: Tomas, C. R. (Ed.). *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press, Inc., San Diego, CA, USA, pp. 387-589.
- STEIDINGER, K. A. & WILLIAMS, J. 1970. *Dinoflagellates*. Memoirs of the Hourglass Cruises 2. Marine Research Laboratory, Florida Department of Natural Resources, St. Petersburg, FL, USA. 251 p., pl. 1-45.

- STEIN, F. R. 1883. *Der Organismus der Infusionsthier nach eigenen Forschungen in systematischer Reihenfolge bearbeitet*. III Abteilung. II. Hälfte. Die Naturgeschichte der arthrodelen Flagellaten. Leipzig, Germany. 30 p., 25 pl.
- TAYLOR, F. J. R. 1976. Dinoflagellates from the International Indian Ocean Expedition. A report on material collected by the R. V. "Anton Bruun" 1963-1964. *Bibliotheca Botanica* 132: 1-234, 46 pl.
- TRÉGOUBOFF, G. 1957. Dinoflagellata (Peridinineae). In: Trégouboff, G. & M. Rose. *Manuel de planctologie méditerranéenne*. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. T. I. Texte. 587 p. T. II. Illustrations. 207 p.
- WOOD, E. J. F. 1954. Dinoflagellates in the Australian region. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 5 (2): 171-351.
- WOOD, E. J. F. 1963. *Dinoflagellates in the Australian Region. III. Further collections*. Division of Fisheries and Oceanography, Technical Paper 17, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Melbourne, Victoria, Australia. 20 p.
- WOOD, E. J. F. 1968. *Dinoflagellates of the Caribbean Sea and adjacent areas*. University of Miami Press, Coral Gables, FL, USA. 142 p.
- YAMAJI, I. 1966. *Illustrations of the marine plankton of Japan*. Hoikusha Publishing Co., Ltd., Osaka, Japan. 372 p.
- YOON, H. S., J. D. HACKETT & D. BHATTACHARYA. 2002. A single origin of the peridinin and fucoxanthin-containing plastids in dinoflagellates through tertiary endosymbiosis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 11724-11729.
- YOVERA-GALVEZ, F., J. LÓPEZ-HIDALGO, H. RIVERA-CALLE & V. BÁRCENA-MARTÍNEZ. 2020. Microalgas marinas de la zona norte del Perú. Editado por J. C. López-Hidalgo, Dulanto, Callao, Perú. 184 p. Available online at: <https://cedier.org.pe> (searched on 31 July 2022).

Benthic diatom distribution in a tropical coastal lagoon in relation to substrate and its environmental factors

Influencia del sustrato y las condiciones ambientales sobre la estructura de asociaciones de diatomeas bentónicas en una laguna costera tropical

D. López-Mejía^{1,3}, D.A. Siqueiros-Beltrones², F. J. Gutiérrez-Mendieta³

Recibido: 08 de marzo de 2022.

Aceptado: 23 de septiembre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

ABSTRACT

Background. The structure of benthic diatom assemblages (BDA) is related to the type of substrate where they flourish. **Goals.** assess the degree of variation shown by BDA growing on live and non-living substrata from a tropical coastal lagoon (Terminos lagoon). We tested the hypothesis that substrate influence would deem significantly distinct BDA. **Methods.** diatom samples were collected from live and non-living substrata from four sites within Terminos lagoon, México, where physicochemical variables were also measured. Diatom taxa were identified, and their relative abundances were estimated and used to compute community parameters (species diversity, equitability, dominance), along with the indicator value (IndVal). Also, similarity between the BDA from the four sites was measured and values were then compared using ANOSIM. **Results.** Although the IndVal showed a clear separation based on the dominant/constant taxa, ANOSIM indicated that differences between the sites were not significant. This may be related to the characteristic patchy distribution of BDA along environmental gradients. **Conclusions.** in coastal ecosystems the structure of BDA could be mainly influenced by environmental variables.

Keywords: Benthic diatoms, Terminos lagoon, ecology of microalgae, estuarine environment

RESUMEN

Antecedentes. Las diatomeas bentónicas son uno de los principales componentes del microfítobentos y la estructura de sus asociaciones está relacionada al tipo de sustrato sobre el que se desarrollan. **Objetivo.** Determinar el grado de diferencia que existe entre asociaciones de diatomeas bentónicas que se presentan sobre sustratos vivos e inertes en cuatro sitios de una laguna costera tropical (Terminos lagoon). Se contrastó la hipótesis de que existen diferencias en la estructura de las asociaciones de diatomeas pertenecientes a cada sustrato. **Métodos.** Se recolectaron muestras de diatomeas de sustrato vivo e inerte con las que se caracterizó la estructura de las asociaciones de diatomeas. Las asociaciones de diatomeas se contrastaron mediante la prueba ANOSIM. **Resultados.** En análisis mostró que no existen diferencias significativas entre las estructuras de las comunidades de ambos sustratos, sugiriendo que la influencia de los sustratos no es suficiente para establecer cambios significativos sobre las asociaciones de diatomeas en la laguna, no obstante valores calculados de IndVal mostraron claramente la separación de los taxones dominantes/constantantes para cada tipo de sustrato. Esto concuerda con la característica distribución en parches descrita para asociaciones de diatomeas bentónicas a lo largo de gradientes ambientales. **Conclusiones.** los resultados muestran que las asociaciones de diatomeas bentónicas pueden estar influenciadas, principalmente, por las variables ambientales.

Palabras clave: Diatomeas bentónicas, Laguna de Términos, ecología de microalgas, ambientes estuarinos

¹ Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco Núm. 186, Col. Vicentina, Ciudad de México, 09340. México

² Departamento Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, Baja California Sur, 23096. México

³ Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Edificio AS 224. Av. San Rafael Atlixco Núm. 186, Col. Vicentina, Ciudad de México, 09340. México

***Corresponding author:**

D. López-Mejía: daniela.lopez.mejia20@gmail.com

To quote as:

López-Mejía, D., D. A. Siqueiros-Beltrones & F. J. Gutiérrez-Mendieta. 2022. Benthic diatom distribution in a tropical coastal lagoon in relation to substrate and its environmental factors. *Hidrobiológica* 32 (3): 265-274.

INTRODUCTION

Benthic diatoms are one of the main components of microphytobenthos communities (Shannon *et al.*, 2012; Siqueiros-Beltrones, 1996). Depending on the type of substratum where benthic diatom assemblages (BDA) develop they are classified as epiphytes, attached to plant or algal surfaces; epizoic, living on animal surfaces; epipsammic that thrive on sand grains, and epipellic on muddy sediments; and epilithic on rocky substrata (Siqueiros-Beltrones, 2002).

Studies on various Mexican coasts have been carried out concerning the relation between BDA and the surfaces they inhabit (Hernández Almeida & Siqueiros-Beltrones 2012, López-Fuerte *et al.* 2019), mainly the surfaces of plant and algal hosts (Hernández Almeida & Siqueiros-Beltrones 2008, Ruiz-Fernández *et al.* 2012, Siqueiros-Beltrones & Martínez, 2017, Siqueiros-Beltrones *et al.* 2019, 2021). As such, the existence of an interaction between host and diatom taxa has been proposed, inasmuch the epiphytic diatom assemblages may vary according to the macroalgae taxon (Hernández Almeida & Siqueiros Beltrones, 2008) or even between individuals from the same species (Argumedo-Hernández & Siqueiros-Beltrones, 2008), suggesting a possible biochemical interaction (Lee *et al.*, 1975). With respect to artificial surfaces, López-Fuerte *et al.*, (2019) recorded a higher species richness of diatoms attached to fiber glass plates than on sediments, indicating that this type of substratum exerted no influence on the attaching capability of benthic diatoms to it.

Most studies on diatoms along Mexican coasts describe their association structure, including epiphytic forms growing on seagrasses and macroalgae, as well as epipsammic and epipellic forms (López-Fuerte *et al.*, 2020; Martínez *et al.*, 2018; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2016; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2021). However, very few works have compared associations from different substrata in highly variable environments as in coastal lagoons where, besides the differences due to the type of substratum, space-time variations in environmental conditions influence them (Desrosiers *et al.*, 2013; Tornés *et al.*, 2018; Zalat *et al.*, 2021). Thus, the aim of the present study was to describe the BDA that thrive on live (epiphytes) and non-living (sediments) substrata in Terminos lagoon and determine the differences between them based on the parameters that define their structure such as: species composition and richness, species diversity, dominance, and equitability related to type of substratum and environmental variables in each sampling site. In this order, the hypothesis that significant differences were to be observed between sampled BDA, due to, the type of substratum and sampling site, reflecting the within variation that characterizes this type of coastal environment.

MATERIALS AND METHODS

Study area. Terminos lagoon (TL) is located in the coast of Campeche in the southern Gulf of Mexico (GM). With an extension of 706,147 ha, it is the second largest in the country. It interacts constantly with the GM through two openings: del Carmen mouth SW of the system, and Puerto Real mouth to the NE between Isla del Carmen and Isla Aguada (Ruíz-Esparza *et al.*, 2014). Terminos lagoon is a shallow system (<4 m) characterized for high environmental variability both spatial and temporal. A high-fresh water influence is present on the south due, mainly to the Palizada, Chumpán, and Candelaria rivers (Ramos-Miranda *et al.*, 2005).

Three different seasons take place throughout the year: a dry season (February to April) with low precipitation (<60 mm); a wet season (June to September); and “nortes” season (October to January) with predominant northerly winds.

Sample processing. In the wet season at each sampling site, measurements were made for transparency, pH, temperature, salinity, and oxygen concentration (Winkler technique), while water column samples were collected for quantifying nutrients (NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, PO_4^{3-} , and SiO_2) following Strickland & Parsons (1972).

To contrast the association structure of the BDA between live and non-living substrata, and as part of a more extensive sampling program in the lagoon (López-Mejía *et al.*, 2022) samples of epiphytic and epipsammic diatoms were collected at four sites, visited only once for this study, where both types of substrata occurred. For the diatoms living on non-living substrata, around 100cc of superficial sediments were collected using 50 mL centrifuge plastic tubes, dragging the tube on the surface of the sediment. While for the live substrate macroalgae thalli (a Chlorophyta at site 21, and a Rhodophyta at site 24); and 2 or 3 bundles of *Thalassia testudinum* K. D. Koenig seagrass (at site 25) were collected; as well as in situ scraped-of-material from exposed mangrove roots during low tide (site 4), approximately 40cc of material were collected. Three subsamples were taken of each kind to generate a composite sample.

All samples were transported back to the laboratory, fixed in 70% alcohol, where the cleaning of the diatom frustules was performed using nitric acid and commercial alcohol for oxidating organic matter present in the samples (Siqueiros-Beltrones, 2002). Clean frustules were then rinsed repeatedly with distilled water until reaching a neutral pH; then, permanent slides were prepared using synthetic resin Pleurax (IR 1.7). Slides were inspected under a microscope at 1000× for taxonomic identification of diatoms to estimate their relative abundances.

Diatom identification to the lowest category possible based on frustule morphology was done following both classic literature (Peragallo and Peragallo, 1908; Schmidt *et al.*, 1875) and recent works (Aké-Castillo *et al.*, 2008; López-Fuerte *et al.*, 2013; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2021; Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2019; Vidal *et al.*, 2017). To estimate the relative abundances of each taxon three permanent slides were inspected for every sample and the results were added to get a total for each kind of sample at every site, with an average of 1070 valves. A minimum of 400 valves per slide were counted. Where valves were scarce all valves found in the slide were counted: the total minimum was 445 for the non-living sample of the site 4.

Using the Olmstead-Tukey test for abundance-frequency data, the identified taxa were classified into dominant (taxa with a relative abundance (RA) higher than 0.39% and a relative frequency (RF) higher than three samples (29%); constant (RA < 0.39% and RF > 29%), occasional (RA > 0.39% and RF < 29%); and rare (RA < 0.39% and RF < 29%).

Alpha diversity was computed using Shannon's index (H') as bits/taxon (Siqueiros-Beltrones & Argumedo-Hernández, 2005), Pielou's equitability (J'), and Simpson's dominance index (λ). Also, the indicator value (IndVal; Formula 1) was estimated, which is based in the degree of specificity (abundance) and fidelity (frequency) of each species for recognizing the indicator taxa for the conditions they belong to.

$$\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

$N_{individuals_{ij}}$: number of individuals of the specie i in all the sites of the group or habitat j

$N_{individuals_j}$: number of individuals of the specie i in all habitats

$$(Fidelity)_{B_{ij}} = N_{sites_{ij}} / N_{sites_j}$$

$N_{sites_{ij}}$: number of sites of the same habitat where the specie i occurs

N_{sites_j} : total number of sites of the same habitat

Beta diversity between substrates was measured with Bray-Curtis and Jaccard indices, which are based on the relative abundances and presence-absence of taxa, respectively.

A multivariate approach was taken for establishing if significant differences existed between the BDA of live and non-living substrates using ANOSIM (analysis of similarity) and DCA (detrended correspondence analysis) to determine sample variation based on species composition. All the analyses were performed using program PAST 4.02 (Hammer, Harper, & Ryan, 2001).

RESULTS

Environmental variables. The lagoon was characterized by a multivariate gradient dominated by salinity, transparency, NO₃ - and Chlorophyll a (López-Mejía *et al.*, 2022) (Table 1); areas with low transparency and high chlorophyll a concentration were located near the Palizada river and Xibuja estuary, and del Carmen city. A second gradient running

west to east was identified, mainly related to O₂%, silicates and pH (López-Mejía *et al.*, 2022) .

During this study, the highest O₂% was registered on site 4, along with both the highest concentration of ammonium and Chlorophyll a ; on the other hand, the lower O₂% was on site 21, coinciding with the lower chlorophyll a and the highest concentration of nitrates. The transparency presented high values, allowing the light to reach the lagoon sediments and therefore the microphytobenthic community, reflecting low wave energy and a low sediment resuspension on the sites sampled.

Diatom assemblages. A total of 259 benthic diatom taxa (Supplementary material) were identified belonging to 75 genera. Out of these, 16% of the taxa were classified as dominant, another 16% were classified as constant, 8% as occasional, and the remaining 65% as rare. The taxa classified as dominant represent 89.9% of the total relative abundance.

Floristics by substrate yielded 159 epiphytic diatom taxa, including 59 exclusive taxa for live substrates. Whilst epipsammic assemblages comprising a total species richness of 200 taxa, 50% were exclusive of non-living substrates. Both types of substrata shared 100 taxa.

Computed values of diversity (H') show a gradual differentiation that corresponds with S values and low dominance values, indicating that the number of dominant/constant taxa are in a relative high proportion among the different diatom assemblages represented in the samples. In general, BDA in samples from live substrata showed lower diversity values than those of non-living substrata from the same sites (Table 2).



Figure 1.- Study area and sampling sites in Terminos lagoon, Campeche, Mexico.

Average diversity (H') reached a relatively high value of 3.93 bits/taxon, with the higher value computed for the sediment sample of site 25.i (5.01 bits/taxon) and the higher values of S (116 taxa) and equitability ($J' = 0.83$), and the lowest dominance ($\lambda = 0.03$). In contrast, the lowest diversity ($H' = 3.12$) was recorded for the live substratum sample at site 4.L, along with the lowest S (44 taxa). Whilst the highest dominance ($\lambda = 0.23$) and lowest equitability was recorded for the BDA of the sediment sample at site 4.I.

Forty-three taxa show IndVal values over 50%; 19 correspond to live substrates and 24 to non-living substrates (Table 2). Species best representing live substrates were: *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow (95.4%), *Navicula* sp.6 (100%) and *Tabularia ktenooides* M. Kuylenstierna (100%). While, in the case of non-living substrates other taxa stood out: *Halamphora acutiuscula* (Kützing) Levkov (91.2%), *Navicula agnita* Hustedt (94.6%) and *Tabularia fasciculata* (C. Agardh) D. M. Williams & Round (100%) with higher values of the IndVal (Table 3). No coincidence occurred in the taxa IndVal values for the two compared substrates, indicating the occurrence of different dominating taxa.

Similarity values, both presence/absence of taxa and with relative abundances, between samples were low (Table 4). In the first case, Jaccard index indicated that the highest similarity was between the live and non-living substrata at site 25, that also yielded a high value with the Bray-Curtis index (0.50). However, the highest similarity (0.54) was recorded between samples 21.L and 24.L, in accordance with the rest of the pairwise comparisons that yielded average values between live substrate samples of 0.43 and 0.42 for Jaccard and Bray-Curtis indices, respectively. On the other hand, non-living substrate samples showed average similarity values of 0.38 for Jaccard and 0.35 for Bray-Curtis.

However, despite the low similarity values in general, the ANOSIM test indicates that these differences are not significant to be considered distinct assemblages ($p > 0.05$), which rejects the initial hypothesis.

Ordination of sites based on the DCA represents a gradient in species composition of the BDA in which samples from live and non-living substrates are segregated, as well as a gradient (from left to right; Axis 1) that follows the spatial location of the sampling sites (Figure 2).

This gradient also can be observed with the diversity index, with the highest value on site 25 located by the mouth of Puerto Real, followed by site 24 on the eastern side, site 21 on the southern coast of the lagoon, and site 4 located by del Carmen mouth presented the lower diversity. The result of the ANOSIM, with the sites as groups, shows significant differences between them ($p < 0.05$).

The PCA, with the diversity index as supplementary variable, shows an association between diversity and high FRS, and low Ammonium and Salinity concentration. The ordination of the sites based on the environmental conditions coincide with the DCA ordination. On the other hand, the result of CCA shows a correlation between the diversity index and the environmental conditions ($p < 0.05$).

In our study, dominant taxa exhibited distinct patterns of distribution: 1) By site, showing higher abundances such as the case for *Amicula specululum* (Witkowski) Witkowski in site E4; *Berkeleya rutilans* (Trentepohl ex Roth) Grunow at E21; *Nitzschia tubicula* Grunow at E24; and *Hyalosynedra laevigata* (Grunow) D. M. Williams & Round at E25; 2) by zone, as with *Cymatosira belgica* Grunow being the most abundant taxon in the West zone and *Halamphora terroris* (Ehrenberg) P. Wang in the East; 3) by substrate, with *Navicula* sp.6 and *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow having the higher abundances on live substratum; and *Navicula agnita* Hustedt and *Cyclotella striata* (Kützing) Grunow that dominated non-living substrata; 4) homogeneous distribution without any preference as *Navicula ammophila* Grunow and *Navicula apta* Hustedt.

DISCUSSION

The benthic diatom assemblages from Terminos lagoon, exhibited high species richness and diversity that indicate favorable environmental conditions for their development, as suggested by Siqueiros *et al.* (2017), who propose that S higher than 50 taxa and species diversity H' higher than 3.89 H' for BDA are normal within undisturbed ecosystems, although displaced to the higher part of the modal values for most BDA (Siqueiros-Beltrones & Argumedo-Hernández, 2005).

Table 1.- Measurements for environmental variables in Laguna de Terminos, Campeche, Mexico. MAD: Median Absolute Deviation.

Site	Depth (m)	Transparency (m)	Temperature (°C)	Salinity	pH	O ₂ %	NH ₄ ⁺ (μM)	FRS (μM)	NO ₃ ⁻ (μM)	SiO ₂ (μM)	Clor_a
4	0.9	0.9	32	25	8.3	102.21	2.59	3.23	0.59	9.63	3.57
21	0.7	0.7	33	23	8.23	46.74	0.73	3.54	0.81	11.38	0.96
24	0.7	0.7	31	15	8.1	48.30	0.32	3.54	0.59	10.64	1.36
25	2.9	1.1	31	25	7.96	61.11	0.17	3.52	0.54	9.57	2.26
Median	0.75	0.8	31.5	24	8.165	54.70	0.53	3.53	0.59	10.14	1.81
MAD	0.05	0.1	0.5	1	0.1	7.18	0.28	0.01	0.03	0.54	0.65

For both groups the depicted BDA for each sample were ordered according to their sampling site and their actual spatial location. This may reflect the influence of environmental variables at each site as it has been observed elsewhere (Frankovich *et al.*, 2006; Kelly *et al.*, 2009), and whose variability is very high in coastal ecosystems (Day *et al.*, 2013). Terminos lagoon exhibits high temporal and spatial variations (Fichez *et al.*, 2019; Guerra-Santos & Kahl, 2018) and usually is divided in zones related to the influence of surrounding systems. However it has been observed that these zones are not constant and that the lagoon presents a series of environmental gradients which vary spatially and temporally (López-Mejía *et al.*, 2022). During the sampling, Terminos Lagoon presented multivariate gradients that shows the influences of the marine environment, the freshwater inputs and the del Carmen City; these gradients were related with transparency, salinity, nitrates, $O_2\%$, silicates and pH (López-Mejía *et al.*, 2022). Some of these gradients coincide with the stations sampled in this study, therefore explaining the differences detected in the samples. The site 4 was related with a high $O_2\%$, which corresponds to the conditions observed for the zone, this is, under the influence of Pom-Atasta system at the West of the lagoon. On the other hand, the East sites (21, 24, and 25) have a lower $O_2\%$, but higher concentration of nitrates and silicates (López-Mejía *et al.*, 2022). Moreover, the above description agrees with the typical

patchy distribution proposed for BDA along environmental gradients (McIntire & Overton, 1971; Siqueiros-Beltrones, 2002).

Despite the low values of similarity, ANOSIM indicated that differences between samples of epiphytic and epipsammic BDA were non-significant. Nevertheless, significant differences between sites were observed. The above refutes the hypothesis that significant differences were to be observed between sampled BDA due to the type of substratum; but supports it with the differences of the sampling site, reflecting the within-site variation that characterizes this type of coastal environments plus an exchange of species between epiphytic and epipsammic substrata as observed in other coastal areas (Hernández-Almeida and Siqueiros-Beltrones, 2008). Actually, the epiphytic diatom assemblage in Terminos lagoon shared over 60% of its floristics with the epipsammic assemblage in contrast with further observations by Hernández-Almeida & Siqueiros-Beltrones (2012), who recorded differences between epiphytic and epilithic BDA from other marine environments. This can be related to the high environmental variation that characterizes coastal lagoons (Day *et al.*, 2013; Escavaraige *et al.*, 2004), unlike the marine zones with more stable conditions (Fisher, 1977) where the low variability on the water column would allow that the community and its host interact for a longer time, reflecting on the BDA.

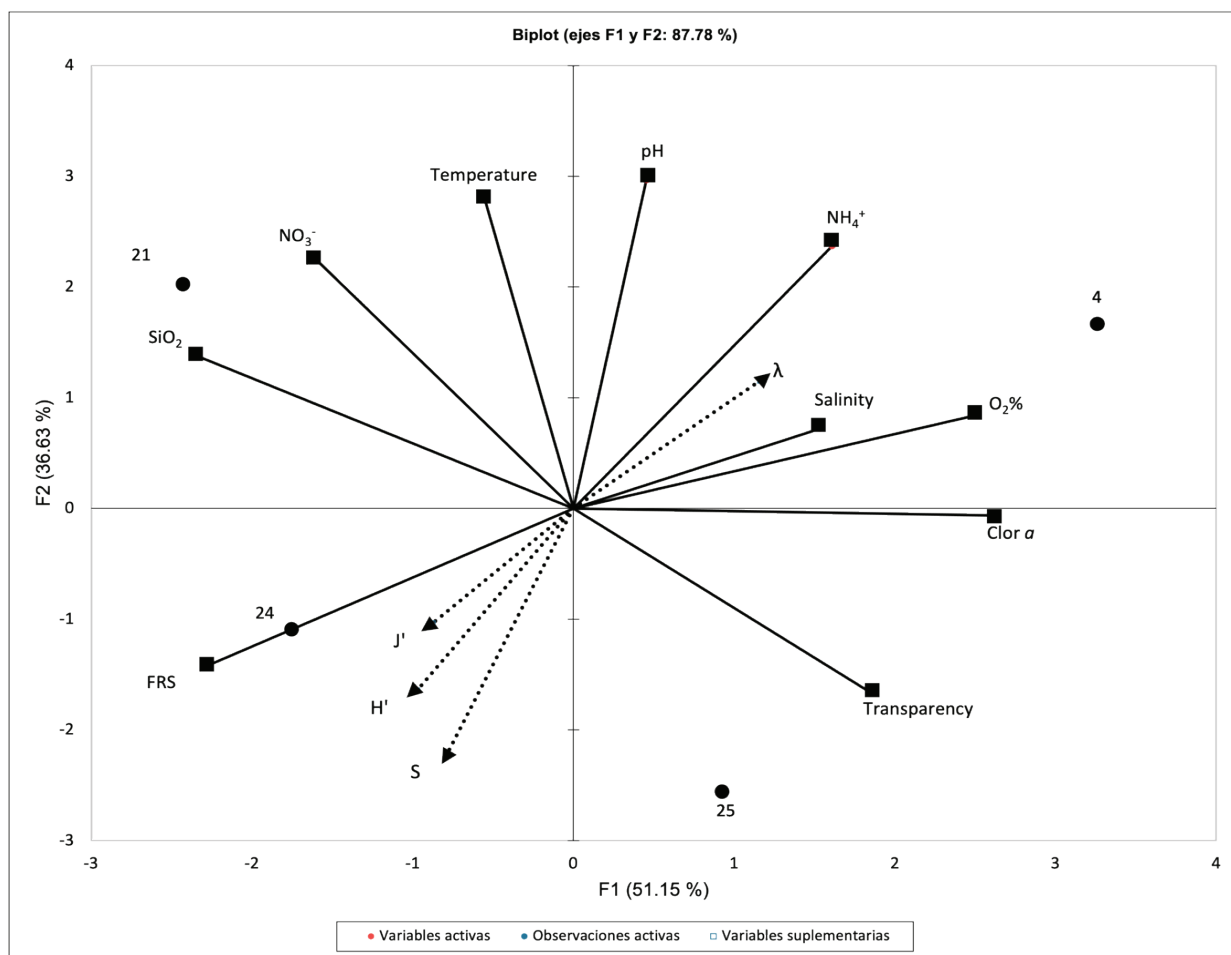


Figure 3.- PCA plot with diversity index as supplementary variables (triangles). Active variables (squares); Sites (points).

Table 3. - Results of indicator values (IndVal). *Taxa exclusive of non-living substrata; **Taxa exclusive of live substrata.

Taxa	Substrate	
	Live	Non-living
<i>Achnanthes ventralis</i> (Krasske) Lange-Bertalot	5.0	67.5
<i>Amphicocconeis discrepans</i> (A. W. F. Schmidt) Riaux-Gobin, Witkowski, Ector & Igersheim*	0.0	75.0
<i>Amphora coffaeiformis</i> (C. Agardh) Kützing	14.3	85.7
<i>Amphora graeffeana</i> Hendey*	0.0	75.0
<i>Amphora helenensis</i> M. H. Giffen	2.4	67.9
<i>Amphora hyalina</i> Kützing var. <i>inpalpabilis</i> Proshkina-Lavrenko	69.6	7.6
<i>Amphora laevis</i> var. <i>perminuta</i> Grunow	2.1	68.8
<i>Berkeleya rutilans</i> (Trentepohl ex Roth) Grunow	74.2	0.3
<i>Chamaepinnularia alexandrowiczii</i> Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin*	0.0	50.0
<i>Chamaepinnularia soehrensii</i> (Krasske) Lange-Bertalot & Krammer	4.7	81.3
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	67.9	7.1
<i>Cocconeis scutellum</i> var. <i>scutellum</i> Ehrenberg	65.3	6.5
<i>Cyclotella</i> cf. <i>striata</i> var. <i>mucronulata</i> Chi & Chang	17.8	76.3
<i>Eunotogramma laeve</i> Grunow*	0.0	75.0
<i>Halamphora acutiuscula</i> (Kützing) Levkov	6.6	91.2
<i>Halamphora aponina</i> (Kützing) Levkov	67.5	2.5
<i>Halamphora caribaea</i> (Wachnicka & E. E. Gaiser) Rimet & R. Jahn	66.2	2.9
<i>Halamphora tenerrima</i> (Aleem & Hustedt) Levkov	60.5	14.5
<i>Halamphora terroris</i> (Ehrenberg) P. Wang	51.2	36.6
<i>Haslea howeana</i> (Hagelstein) Giffen	66.4	8.6
<i>Haslea stundlii</i> (Hustedt) Blanco, Borrego-Ramos & Olenici*	0.0	75.0
<i>Hyalosynedra laevigata</i> (Grunow) D. M. Williams & Round	72.7	1.5
<i>Karayevia amoena</i> (Hustedt) Bukhtiyarova**	75.0	0.0
<i>Melosira</i> cf. <i>moniliformis</i> C. Agardh	57.8	11.5
<i>Navicula agnita</i> Hustedt	2.7	94.6
<i>Navicula ammophila</i> Grunow	33.1	66.9
<i>Navicula apta</i> Hustedt	9.8	87.0
<i>Navicula directa</i> (W. Smith) Brébisson	21.0	54.0
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	0.3	74.1
<i>Navicula ramosissima</i> (C. Agardh) Cleve	82.4	8.8
<i>Navicula</i> sp.6**	100	0.0
<i>Nitzschia</i> cf. <i>dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst*	0.0	50.0
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst	59.4	5.2
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	95.4	4.6
<i>Nitzschia incognita</i> Lagler & Krasske	15.4	79.4
<i>Nitzschia laevis</i> Frenguelli	5.0	60.0
<i>Nitzschia libertruthii</i> Rabenhorst	88.8	5.6
<i>Staurosira leptostauron</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Edlund	55.0	6.7
<i>Staurosirella gunter-grassi</i> (Witkowski & Lange-Bertalot) E. A. Morales, C. E. Wetzel & Ector	25.5	66.0
<i>Tabularia fasciculata</i> (C. Agardh) D. M. Williams & Round*	0.0	100
<i>Tabularia ktenooides</i> M. Kuylenstierna **	100	0.0
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschkowsky	9.8	60.3
<i>Tryblionella coarctata</i> (Grunow) D. G. Mann*	0.0	75.0

4.- Similarity between samples. a) Jaccard index, b) Bray-Curtis index.

a)	4.L	4.I	21.L	21.I	24.L	24.I	25.L	25.I	b)	4.L	4.I	21.L	21.I	24.L	24.I	25.L	25.I
4.L	1								4.L	1							
4.i	0.39	1							4.i	0.43	1						
21.L	0.33	0.32	1						21.L	0.33	0.30	1					
21.i	0.21	0.32	0.44	1					21.i	0.20	0.28	0.41	1				
24.L	0.38	0.26	0.53	0.34	1				24.L	0.45	0.27	0.54	0.31	1			
24.i	0.31	0.32	0.39	0.50	0.46	1			24.i	0.29	0.30	0.34	0.44	0.42	1		
25.v	0.42	0.36	0.51	0.31	0.36	0.31	1		25.v	0.33	0.34	0.47	0.31	0.38	0.26	1	
25.i	0.29	0.34	0.44	0.34	0.34	0.45	0.57	1	25.i	0.23	0.28	0.37	0.36	0.29	0.42	0.50	1

The diatom assemblages from the several live substrata sampled did not show differences between them either. Although the structure of the epiphytic diatom assemblages was somewhat typical of a live substrate, a particular specificity between host and BDA was not detected as proposed in other studies (Lee *et al.*, 1975). In the same way, the high environmental variability may be reducing the importance of host and BDA interaction, taking a second place on the list of conditions that both influence and determined the structure of the community, mainly showing the environmental conditions on the BDA.

For some species, like *B. rutilans*, *N. frustulum*, and *N. agnita* no conclusive information was found to explain their patterns, but is known, for *N. frustulum*, that the environmental conditions determine its morphology (Trobajo *et al.*, 2004). On the other hand, *H. laevigata* has been reported on individuals of *Thalassia testudinum* K. D. Koenig (Frankovich *et al.*, 2006; López-Fuerte *et al.*, 2013; Lopez-Mejía, 2016), consistent with what was observed in this study finding its highest abundances at site 25 where an important patch of seagrass is located. An interesting case was *N. tubicula*, this taxon presented its greatest abundance at site 24, where stromatolite like formations are abundant and can be related with this taxon as Brake *et al.* (2004) reported for a system on Indiana, USA. These distribution patterns showing by dominant taxa could be reflecting the influences of the environmental condition and the different ways each taxon respond.

The results in this study may be indicating that the influence that the type of substrate may have on the diatom assemblages in coastal areas apparently not determine significant differences between assemblages from different substrata within the same ecosystem.

Apparently, the influence the substrate may have on the diatom assemblage could be similar to that of the spatial location from where the samples are collected, thus showing the importance of the environmental conditions (variables) overall on the BDA in Terminos lagoon.

The multivariate approach allowed us to compare BDA from two substrata based on both presence/absence and relative abundance of taxa with a better in-depth perspective of their structure. This has an advantage over studies based on classical single variable approach.

We thus conclude that in lagoon ecosystems like Terminos, where an environmental zonation exists due to differential combinations of physicochemical factors, BDA present fragmented or heterogeneous

distributions that affect the forms colonizing a particular substrate. In this way BDA from similar substrata, either live or non-living, may show gradual variations as observed in this study. These may be representative of certain localities with distinctive species composition and particular parameter values, even though having similar overall structures.

The above gives way to the hypothesis that in coastal ecosystems characterized by highly variable environmental conditions, the structure of BDA will be influenced more by environmental variables rather than by the substrate that harbors them.

ACKNOWLEDGMENTS

This study is part of the project "Caracterización ecológica de los ambientes costeros mexicanos" (Francisco José Gutierrez Mendieta). Daniela López Mejía was recipient of a scholarship from CONACYT: Programa de Doctorado de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana. David A. Siqueiros Beltrones is COFAA and EDI fellow at Instituto Politécnico Nacional.

REFERENCES

- AKÉ-CASTILLO, J. A., A. ALMAZÁN-BECERRIL, C. F. RODRIGUEZ-GÓMEZ & E. GARCÍA-MENDOZA. 2018. *Catálogo de microalgas marinas de Veracruz*. CICESE. México. 162 p.
- AL-HANDAL, A. & A. WULFF. 2008. Marine benthic diatoms from Potter Cove, King George Island, Antarctica. *Botanica Marina* 51(1): 51-68. DOI:10.1515/BOT.2008.007
- ARGUMEDO-HERNÁNDEZ, U. & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2008. Cambios en la estructura de la asociación de diatomeas epifitas de *Macrocystis pyrifera* (L.) C. AG. *Acta Botanica Mexicana* (82): 43-66.
- BRAKE, S. S., S. T. HASIOTIS & H. K. DANNELLY. 2004. Diatoms in acid mine drainage and their role in the formation of iron-rich stromatolites. *Geomicrobiology Journal* 21(5): 331-340. DOI:10.1080/01490450490454074
- Carvalho, F. P., J. Villeneuve, C. Cattini, J. Rendón & J. M. de Oliveira. 2009. Chemosphere Pesticide and PCB residues in the aquatic ecosystems of Laguna de Terminos, a protected area of the coast of

- Campeche, Mexico. *Chemosphere* 74(7): 988-995. DOI:10.1016/j.chemosphere.2008.09.092
- DAY, J. W., A. YAÑEZ-ARANCIBIA, W. M. KEMP & B. C. CRUMP. 2013. Introduction to estuarine ecology. In: Day, J. W., B. C. Crump, W. M. Kemp & A. Yáñez-Arancibia (eds.). *Estuarine ecology*. Hoboken, New Jersey: Wiley-Blackwell, pp. 1-18.
- DESROSIER, C., J. LEFLAIVE, A. EULIN & L. TEN-HAGE. 2013. Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. *Ecological Indicators* (32): 25-34. DOI:10.1016/j.ecolind.2013.02.021
- ESCAVARAGE, V., T. YSEBEART & P. HERRMAN. 2004. *Description of the maximal and good ecological potentials (MEP/GEP) for the benthic macrofauna for the European Water Framework Directive (WFD), the Westerschelde*. NIOO-CEME Report 2004-04. KNAW-NIOO, Centrum voor Estuarine en Mariene Ecologie, Yerseke. ISSN Number 1381-6519. 96 p.
- FICHEZ, R., C. LINARES, S. CHIFFLET, P. CONAN, A. C. R. ESPARZA, L. DENIS & J. ZAVALA-HIDALGO. 2019. Spatiotemporal variability in Terminos Lagoon (Mexico) waters during the 2009–2010 drought reveals upcoming trophic status shift in response to climate change. *Regional Environmental Change* 19(6): 1787-1799. DOI:10.1007/s10113-019-01519-2
- FRANKOVICH, T. A., E. E. GAISER, J. C. ZIEMAN & A. H. WACHNICKA. 2006. Spatial and temporal distributions of epiphytic diatoms growing on *Thalassia testudinum* Banks ex König: relationships to water quality. *Hydrobiologia* (569): 259-271. DOI:10.1007/s10750-006-0136-x
- GUERRA-SANTOS, J. J. & J. D. W. KAHL. 2018. Redefining the seasons in the Términos Lagoon region of Southeastern México: May is a transition month, not a dry month. *Journal of Coastal Research* (341): 193-201. DOI:10.2112/jcoastres-d-16-00114.1
- HAMMER, O., D. A. T. HARPER & P.D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(4): 9.
- HERNÁNDEZ ALMEIDA, O. U. & D. A. SIQUEIROS BELTRONES. 2008. Variaciones en la estructura de asociaciones de diatomeas epifitas de macroalgas en una zona subtropical. *Hidrobiologica* 18(1): 51-61.
- HERNÁNDEZ ALMEIDA, O. U. & D. A. SIQUEIROS BELTRONES. 2012. Substrate-dependent differences between the structures of epiphytic and epilithic diatom assemblages off the southwestern coast of the Gulf of California. *Botanica Marina* 55(2): 149-159. DOI:10.1515/BOT.2011.103
- Kelly, M., C. Bennett, M. Coste, C. Delgado, F. Delmas, L. Denys & S. Vilbaste. 2009. A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: Results of an intercalibration exercise. *Hydrobiologia* 621(1): 169-182. DOI:10.1007/s10750-008-9641-4
- LEE, J. J., M. E. MCENERY, E. M. KENNEDY & H. RUBIN. 1975. A nutritional analysis of a sublittoral diatom epiphytic assemblages on *Enteromorpha* from Long Island salt marsh. *Journal of Phycology* (11): 14-49.
- LÓPEZ-FUERTE, F., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES & L. VELEVA. 2019. Diatoms (Bacillariophyta) from artificial substrates and sediments in the caribbean sea off yucatan, mexico. *Phytotaxa* 406(1): 1-54. DOI:10.11646/phytotaxa.406.1.1
- LÓPEZ-FUERTE, F. O., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES & M. DEL C. ALTAMIRANO-CERECEDO. 2020. Species composition and new records of diatom taxa on *Phyllocladon pulcherrimum* (Chlorophyceae) from the Gulf of California. *Diversity* 12(9). DOI:10.3390/D12090339
- LÓPEZ-FUERTE, F. O., D. A. SIQUEIROS-BELTRONES & O. U. HERNÁNDEZ-ALMEIDA. 2013. Epiphytic diatoms of *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) from the Mexican Caribbean. *Marine Biodiversity Records* (6): 1-11. DOI:10.1017/S1755267213000857
- LÓPEZ-MEJÍA, D. 2016. Caracterización de la taxocenosis de diatomeas epifitas de *Thalassia testudinum* K.D. Koenig en la costa de Campeche, México. Tesis de Maestría en Biología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. DCBS. UAM. CDMX, México. 166 p.
- LÓPEZ-MEJÍA, D., F. J. GUTIÉRREZ-MENDIETA, J. A. ZAVALA-HURTADO, D. A. SIQUEIROS-BELTRONES, F. VARONA-CORDERO & I. R. HERRERA-MORO CHAO. 2022. Physicochemical gradients in a coastal lagoon from the southern Gulf of Mexico; a multivariate approach. *Regional Studies in Marine Science* (52): 102284. DOI:10.1016/j.rsma.2022.102284
- MARTÍNEZ, Y. J., A. J. MARMOLEJO-RODRÍGUEZ & D. A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2019. Diatoms in marine sediments contaminated by potentially toxic elements from mining activities. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 34: 265-266.
- MCINTIRE, C. D. & W. S. OVERTON. 1971. Distributional patterns in assemblages of attached diatoms from Yaquina Estuary, Oregon. *Ecology* 52: 758-777.
- PERAGALLO, H. & M. PERAGALLO. 1908. *Diatomees marines de France et des districts marines voisins*. M. J. Tempère. France. 492 p.
- RAMOS-MIRANDA, J., L. QUINIOU, D. FLORES-HERNANDEZ, T. DO CHI, L. AYALA-PEREZ & A. SOSA-LOPEZ. 2005. Spatial and temporal changes in the nekton of the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *Journal of Fish Biology* 66: 513-530.
- RUIZ-ESPARZA, A. C., P. DOUILLET & J. ZAVALA-HIDALGO. 2014. Tidal dynamics of the Terminos Lagoon, Mexico: Observations and 3D numerical modelling. *Ocean Dynamics* 64(9): 1349-1371. DOI:10.1007/s10236-014-0752-3
- RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C., J. A. SANCHEZ-CABEZA, C. ALONSO-HERNÁNDEZ, V. MARTÍNEZ-HERRERA, L. H. PÉREZ-BERNAL, M. PREDÁ & A. J. QUEJIDO-CABEZAS. 2012. Effects of land use change and sediment mobilization on coastal contamination (Coatzacoalcos River, Mexico). *Continental Shelf Research* 37: 57-65. DOI:10.1016/j.csr.2012.02.005
- SCHMIDT, A., M. SCHMIDT, F. FRICKE, H. HEIDEN, O. MULLER & F. HUSTEDT. (n.d.). *Atlas der diatomaceenkunde*. Heft 1-20, Tafeln 1-460. Reiland, Leipzig.
- SHANNON, L., C. WEILHOEFER, J. KALDY & T. DEWITT. 2012. Sediment diatom species and community response to nitrogen addition in Oregon (USA). *Estuarine Tidal Wetlands*. *Wetlands* 32: 1023-1031.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. 1996. Ecología de diatomeas bentónicas marinas; interacción con otros organismos y el medio físicoquímico en general. Una revisión. *Revista de Investigación Científica* 7(1-2): 41-67.

- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ. 2005. Florística de diatomeas epifitas en láminas apicales de *Macrocystis pyrifera* (L.) C.A.G. *Oceanides* 20(2).
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ & C. LANDA-CANSIGNO. 2016. Uncommon species diversity values in apiphytic diatom assemblages of the kelp *Eisenia arborea* J.E.Areschoug. *Hidrobiológica* 26(1). 61-76.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., F. O. LÓPEZ-FUERTE, Y. J. MARTÍNEZ & A. C. M. DEL CARMEN. 2021. A first estimate of species diversity for benthic diatom assemblages from the Revillagigedo Archipelago, Mexico. *Diversity* 14 (458).
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. & Y. J. MARTÍNEZ. 2017. Prospective Floristics of Epiphytic Diatoms on Rhodophyta From the Southern Gulf of Mexico. *CICIMAR Oceanides* 32: 35-49.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A. 2002. *Diatomeas Bentónicas de la Península de Baja California, Diversidad y Potencial Ecológico*. IPN-CICIMAR. 189 p.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., J. MARTÍNEZ-YURIKO & A. ALDANA-MORENO. 2019. Exploratory floristics of epiphytic diatoms from Revillagigedo Islands (Mexico). *Cymbella* 5(1): 98-123.
- STRICKLAND J. D. H. & T. R. PARSONS. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Ottawa.
- TORNÉS, E., J. R. MOR, L. MANDARIC & S. SABATER. 2018. Diatom responses to sewage inputs and hydrological alteration in Mediterranean streams. *Environmental Pollution* 238: 369-378. DOI:10.1016/j.envpol.2018.03.037
- TROBAJO, R., E. J. COX & X. D. QUINTANA. 2004. The effects of some environmental variables on the morphology of *Nitzschia frustulum* (Bacillariophyta), in relation its use as a bioindicator. *Nova Hedwigia* 79(3-4): 433-445. DOI:10.1127/0029-5035/2004/0079-0433
- VIDAL, L. A., K. OSPINO-ACOSTA, K. LINARES-VARGAS & R. GARCÍA-URUEÑA. 2017. Diatomeas asociadas a macroalgas en placas permanentes de la colección del Profesor Germán Bula Meyer, Universidad del Magdalena, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 46(1): 45-111. DOI:10.25268/bimc.invemar.2017.46.1.717
- ZALAT, A. A., M. M. EL-SHEEKH, I. M. GHANDOUR & A. S. BASAHAM. 2021. Diatom assemblages from surface sediments of two coastal lagoons, the central part of the Red Sea, Saudi Arabia and their associated environmental variables. *Thalassas* 37(1): 179-203. DOI:10.1007/s41208-020-00283-z

Macroalgae blooms, composition, abundance, and their relationship with environmental variables at a subtropical bay of the Gulf of California

Composición y abundancia de florecimientos macroalgales y su relación con variables ambientales en una bahía subtropical en el Golfo de California

Alejandra Piñón-Gimate¹, Elisa Serviere-Zaragoza^{2*}, Tonatiuh Chávez-Sánchez^{1,2} and Margarita Casas-Valdez.

Recibido: 26 de agosto de 2022.

Aceptado: 20 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

ABSTRACT

Background: In La Paz Bay macroalgae blooms have an important presence. **Goal:** Analyze the relationship of the most abundant macroalgae in algal blooms with environmental variability in a subtropical bay over two years. **Methods:** Temperature, salinity, nutrients (DIN, NT, PO_4^{-3} and PT) and macroalgae samples were taken every three months, during 2010 and 2011, at four sites with conspicuous growth of macroalgae. Total and mean biomass (wet weight) of important species was estimated by placing three transects perpendicular to the coast, divided into five equidistant points each. At each point four quadrants (0.25 m²) were placed randomly and macroalgae were manually collected. Statistical analyzes were performed to estimate significant differences between years, months and sites of the environmental variables, nutrients, and biomass. A principal component analysis was performed, to observe the relationship between biomass and environmental variables and nutrients. **Results:** Nine macroalgae species, plus one cyanoprokaryote showed a biomass greater than 1 g m⁻². *Acanthophora spicifera*, *Caulerpa verticillata* and *Spyridia filamentosa* were the most abundant species. *A. spicifera* and *G. vermiculophylla* were related with nutrient concentrations, and salinity. While *Ulva ohnoi* showed that it was not related either to environmental or nutrient concentrations. **Conclusion:** The bloom forming macroalgae *A. spicifera*, *C. verticillata* and *S. filamentosa* are consistent with genera previously reported as bloom-formers in nutrient-rich coastal waters.

Key words: biomass, environmental variability, La Paz Bay, seaweed blooms.

RESUMEN

Antecedentes: En la Bahía de La Paz los florecimientos de macroalgas tienen una presencia importante. **Objetivo:** Analizar la relación de las macroalgas más abundantes en los florecimientos algales, con la variabilidad ambiental en una bahía costera a lo largo de dos años. **Métodos:** Se tomaron muestras de temperatura, salinidad, nutrientes (DIN, NT, PO_4^{-3} y PT) y macroalgas cada tres meses, durante 2010 y 2011, en cuatro sitios con crecimiento notorio de macroalgas. La biomasa total y media (peso húmedo) de las especies abundantes se estimó colocando tres transectos perpendiculares a la costa, divididos en cinco puntos equidistantes cada uno. En cada punto se colocaron aleatoriamente cuatro cuadrantes (0.25 m²) y se recolectaron manualmente las macroalgas. Se realizaron análisis estadísticos para estimar diferencias significativas entre años, meses y sitios de las variables ambientales, nutrientes y biomasa. Se realizó un análisis de componentes principales, con el fin de observar la relación entre la biomasa y las variables ambientales. **Resultados:** Nueve especies de macroalgas, más un cianoprocarionte presentaron una biomasa mayor a 1 g m⁻². *Acanthophora spicifera*, *Caulerpa verticillata* y *Spyridia filamentosa* fueron las especies más abundantes. *A. spicifera* y *G. vermiculophylla* mostraron relación con las concentraciones de nutrientes y la salinidad. Mientras que, *Ulva ohnoi* no mostró relación con las concentraciones ambientales o de nutrientes. **Conclusión:** Las macroalgas que forman florecimientos *A. spicifera*, *C. verticillata* y *S. filamentosa* coinciden con los géneros previamente reportados como formadores de florecimientos en aguas costeras ricas en nutrientes.

Palabras clave: biomasa, florecimientos macroalgales, Bahía de La Paz, variabilidad ambiental

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Ave. Instituto Politécnico Nacional s/n. Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, CP. 23096. México.

² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Calle IPN # 195, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23090. México.

***Corresponding author:**

Elisa Serviere-Zaragoza: e-mail: serviere04@cibnor.mx

To quote as:

Piñón-Gimate, A., E. Serviere-Zaragoza, T. Chávez-Sánchez & M. Casas-Valdez. 2022. Macroalgae blooms, composition, abundance, and their relationship with environmental variables at a subtropical bay of the Gulf of California. *Hidrobiológica* 32 (3): 275-284.

INTRODUCTION

Macroalgae constitute a key marine community. This group embraces more than 40,000 species around the world, displaying high variability in physiology, morphology, and phylogenetic origin, as well as several key conditioning environmental and biological variables (*e.g.*, Guiry, 2012; Hurd *et al.*, 2014). Communities vary strongly along the littoral zone and with latitude, as well as with seasonal and interannual variability (Gaspar *et al.*, 2017; Cruz-Motta *et al.*, 2020; Vélez-Rubio *et al.*, 2021).

In coastal marine ecosystems, abundance estimates of different taxa are commonly made at spatial scales ranging from small (a few or hundreds of meters) to mesoscale (a few to hundreds of kilometers). At smaller spatial scales, many studies have linked community structure with variation in environmental factors (*e.g.*, local oceanographic conditions, depth, sedimentation, pollutants) and species interactions (*e.g.*, Martins *et al.*, 2013; Sangil *et al.*, 2014, 2018).

Changes in the macroalgae community can be derived from changes in temperature, salinity, and light (Sangil *et al.*, 2018) and changes in nutrient concentrations (Piñón-Gimate *et al.*, 2012). Some green macroalgae such as *Ulva* and *Caulerpa* species, and red macroalgae such as *Gracilaria* spp. and *Acanthophora spicifera* (M. Vahl) Børgesen (Russell, 1992; McGlathery, 2001; Lapointe & Bedford, 2007), can grow inordinately in response to excessive anthropogenic derived nutrients (Valiela *et al.*, 1997; Morand & Merceron, 2005), especially when water temperature conditions are favorable to their growth. Higher nutrient loads benefit opportunistic benthic algae and drift algae; besides soft-tissue filamentous algae are capable of quick uptake of nutrients and subsequent rapid increase in biomass, which leads to their domination in eutrophic systems (Pedersen & Borum, 1997; Valiela *et al.*, 1997; Nelson *et al.*, 2008). This has resulted in the formation of macroalgae blooms and green-tide events which have been reported in many parts of the world including Europe, North America, South America, Japan, and Australia (Fletcher, 1996; Morand & Briand, 1996; Hiraoka *et al.*, 2004; Morand & Merceron, 2005; Merceron *et al.*, 2007). Typically, macroalgae blooms are characterized by choking off waterways in the immediate area of the bloom and subsequently local wind and tide drives senescent algae to the shore, that can change coastal marine habitats through eutrophication (Valiela *et al.*, 1997) and can cause economic losses to marine industries (*e.g.*, fisheries and tourism) (Nelson *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2013).

The Gulf of California (GC) is a semi-enclosed sea on the Pacific coast of Mexico and one of the most biologically diverse marine areas in the world. In La Paz Bay, South Baja California, changes were reported depending on site and seasons for example, *Sargassum* species and *Spyridia filamentosa* (Wulfen) Harvey were the most abundant species during spring, and one of the sites with the highest biomass was El Malecón during winter and Punta León during summer (Casas-Valdez *et al.*, 1997); while Cruz-Ayala *et al.* (1998) reported that species from the genus *Sargassum*, *Spyridia filamentosa*, *Caulerpa sertularioides* (S. G. Gmelin) M. Howe, *Padina durvillei* Bory, and *Hydroclathrus clathratus* (C. Agardh) M. Howe, were the most abundant species and in total represented 75% during an annual cycle. In a latter study in the same bay, high biomasses of *Ulva* species were found; in some areas and especially in the waterfront of La Paz City, the biomass of this taxon showed an important increase after a hurricane event, where the biomass collected in the beach ranged from 350 to 540 g m⁻². The peaks

in biomass were attributed to the runoff from rainfall which carried nutrient rich waters and to the increase of pebbles due to water motion after the hurricane (Aguila-Ramírez *et al.*, 2005).

In a recent study, changes in macroalgae biomass during a one-year period, in different sites of La Paz Bay, were presented along with the evaluation of the trophic state, that was mostly oligotrophic, while macroalgae biomass was reported below 200 g m⁻² wet weight for the important species found (Antonio-Robles *et al.*, 2021). The aim of the present study was to identify the macroalgae species that contribute the most to the biomass of macroalgae blooms of La Paz Bay at different sites and to identify if their abundance was related to some physicochemical parameters in different sites of the bay with different characteristics in a two-year cycle.

MATERIALS AND METHODS

Study area

La Paz Bay is the largest water body in the eastern coast of the Baja California peninsula, in the Gulf of California, with an approximate surface of 1200 km². It is located at 24°06' and 24°47' N, 110°18' and 110°45' W. Its approximate dimensions are of 80 km long and 35 km wide, it is separated from the gulf by a narrow peninsula, projected to the north and the insular complex Espiritu-Santo-La Partida. Therefore, the connection with the gulf occurs through two openings, la Boca Grande which is deep, located to the north, and the San Lorenzo Channel narrow and shallower, located east. The bay presents a bathymetric gradient with depths of 10 m to the south, to 450 m in the north portion, where the Cuenca Alfonso is located.

Ensenada de La Paz (24°06' - 24°11' N, 110°19' - 110°26' W), is the lagoon formed by the very large sand spit at the southern end of the La Paz Bay (Fig. 1). The inlet is 1.2 km wide, 4 km long and 7 m deep. At mean sea level, the surface area of the lagoon is approximately 45 km². The lagoon is shallower than the inlet; with depths from 2 to 6 m. The tide regimen is a mixed semidiurnal type (Obeso-Nieblas *et al.*, 1993).

The climate is arid dry (BWh), the annual evaporation (215 mm) exceeds annual precipitation (180 mm); the maximum rainfall in the bay occurs between July and October, associated with southeast winds, tropical storms, and hurricanes (Obeso-Nieblas *et al.*, 2008); but dominant winds come from the northwest from November to March. The annual average temperature is 24.6°C; the minimum average temperature is 14.8°C that occurs in winter and the maximum is 32.6°C in summer (INEGI, 2017).

In the bay, in a previous field trip (2009), all the shallow areas of the bay were visited, and four sampling locations were chosen considering excessive presence of some benthic macroalgae species near the shore that were then considered as one macroalgae bloom. Each site presented different characteristics (Fig. 1). Site Playa Conchalito (**Co**): this site is located south of the ensenada and of the other sites. It is in the vicinity of the city and at the time of the sampling period it had no influence from anthropogenic activities; however, a drain presumably for rainfall waters discharges directly at this site. The bottom sediment consists mainly of sand and some pebbles, also some rocks and shells that serve as substratum for macroalgae. Average depth for this site is 0.5 m. when there are dead tides. Site Plaza Vista Coral (**Vc**): it is located at one side of the Marina Cortez, despite of being in proximity

of the marina at the time of the sampling period it had no influence directly from the restaurants or water activities at this site. The bottom is characterized by the presence of rocks as substratum and soft sediments that sometimes had bad odor. At this site we could also find seagrasses that serve as a substratum and anchoring for some of the *Ulva* species. Average depth for this site when the tides are dead is 1 m. Site Casa del Marino (**CM**): this site is located at the north of the ensenada, adjacent to the tidal channel in front of the city of La Paz. It is protected and shallow and has a soft surge. Since this location has been affected by anthropogenic activities, the natural substratum has been modified and inorganic and organic material has been added. The sandy bottoms are covered in part by some boulders, shells, and coral remains. A rock breakwater was built to further moderate the surge. Average depth when dead tide is 1.5 m. Site Enfermería (**En**): this site is located across the highway and the mangrove, its influenced by the bay waters, it is located near a crossroad, this beach is visited regularly by local people. This is a very shallow beach with sandy bottom with boulders. Average depth when dead tide is less than 0.5 m. These sites were sampled one time during two years at each of the following mon-

ths: February, April, June and October of 2010 and February, April, July and October of 2011.

Environmental variables

At each site or macroalgae bloom, water samples were taken in the middle of the bloom and close to the edges during low and high tides. Temperature and salinity were determined in the field using a handheld multi-probe meter (YSI 556-Rickly Hydrological, YSI, Yellow Springs, USA) (ns4). Water samples (3 replicates) were frozen and taken back to the laboratory for further determination of nutrients: dissolved inorganic nitrogen (DIN), TN, DP, and total phosphorus (TP). Techniques used were those recommended by Strickland & Parsons (1972) and Grasshoff *et al.* (1983). Finally, the N:P ratio was obtained. Normality (Kolmogorov-Smirnov test) and variance homogeneity (Cochran's test) were tested. A MANOVA analysis model was used to determine significant differences in seawater temperature, salinity and nutrients using date and site as independent variables. Means comparisons were carried out using Tukey's test only when there was a significant effect of the interaction ($P < 0.05$) (Zar, 1984).

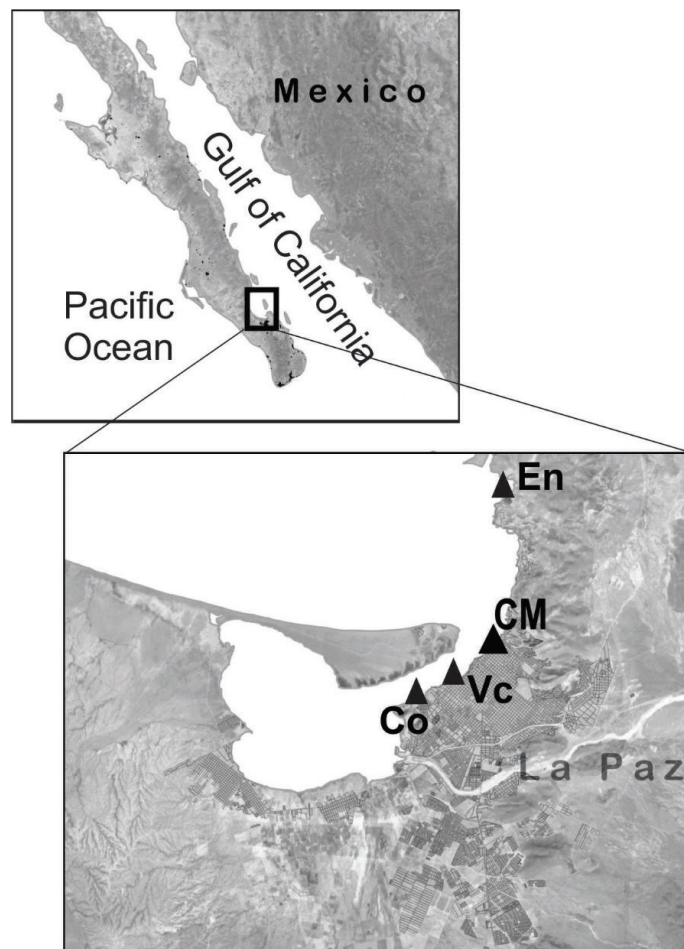


Figure 1. Study Area. Co=Conchalito, VC= Vista Coral, CM= Casa del Marino and En=Enfermería.

Macroalgae biomass

At each site or macroalgae bloom, to obtain macroalgae biomass, replicate transects were laid out perpendicular to the coast according to the area covered by the bloom, with one transect at each end and the other in the middle of the bloom. In total, there were three transects through each bloom in each season of the year. For each transect, five equidistant points were defined (since the area covered by the bloom was very extensive), with end points at the shoreline and at the far edge of the bloom. At each point, macroalgae were collected from four, non-overlapping, randomly placed quadrants (0.25 m²) to estimate a square meter at each point. Samples were washed in the field with water from the lagoon and the species were separated by hand. Only species with biomasses >1 g m⁻² were weighed with a digital balance (0.5 g). However, only species that contributed with more than 1% of the biomass were considered bloom forming and designated as “important” species, which were considered for analyses of species composition and temporal changes. A sample of each species was fixed with 4% formaldehyde-seawater solution for further determination at species level in the laboratory using as a reference work Setchell & Gardner (1924), Abott & Hollenberg (1976) and Chávez-Sánchez *et al.* (2019). Species names were revised in Guiry & Guiry (2022).

To describe the occurrence of “important” species during the surveys, total biomass was obtained as the sum of the biomass sampled. Relative abundance (RA) was obtained as the percentage of the biomass (B) contribution of each species (j) to the total biomass of the species sampled (j = 1 to s).

$$RA_j = \frac{B_j}{\sum_{j=1}^s B} \times 100$$

For each sampling trip, the mean biomass of each species (MB_j) was calculated as the sum of the biomass per square meter (b = 1 to 15) and divided by the total number of points sampled (p = 15) at each macroalgae bloom.

$$MB_j = \frac{\sum_{b=1}^{15} j}{p}$$

The mean biomass of each species at each site was expressed as g m⁻² of wet weight (WW) and plotted monthly for each macroalgae bloom. For each month, biomass data was used to describe changes within and between macroalgae blooms.

The relationships between environmental parameters and “important” species biomass with the highest presence were analyzed by principal component analysis (PCA) (Sfriso & Marcomini, 1997). The significance criterion for each component was the eigenvalue (1). The greatest absolute values were selected from the correlation matrix. If there were two or more values in the same column, there was a correlation, if the signs were the same there was a direct relation, and if the signs were different there was an inverse correlation (Ballesteros-Grijalva *et al.*, 1996). All analyses were carried out using the program STATISTICA (StatSoft, 2004).

RESULTS

Environmental variables

Temperature showed significant differences during the sampling period with the lowest temperature at **Co** during February 2011 (17.5° C) and

the highest at **En** during June 2011 (32.7° C), an annual pattern could be observed (Fig. 2a). Salinity showed little variation, but significant higher values (p < 0.05) were recorded during February (38.5 to 40.5) and April (38.5 to 40.0) at the four sites during 2011 (Fig. 2b).

Nutrient concentrations were variable along the study period, between years, months, and sites. For the DIN significant differences were found (p < 0.05), the highest DIN was recorded during 2011 at sites **VC** and **Co** during June, no clear seasonal pattern could be observed (4.2, 3.8 and 3.6 μM l⁻¹; respectively; Fig. 3a). Total nitrogen concentrations between years, months, and sites, were also variable but with no significant differences; however, the highest concentration was observed during 2010 at **VC** during February (52.4 μM l⁻¹, Fig. 3b). For the PO₄⁻³ no clear seasonal patterns could be observed (Fig. 3c). The TP concentrations were variable but were very low, only during 2010 the highest concentration was observed at **En** in February (2.8 μM l⁻¹); however, no clear seasonal patterns could be observed (Fig. 3d).

Biomass

During the two-year sampling period 9 macroalgae species were identified as “important”: 4 species belonging to the Phylum Rhodophyta, 5 species belonging to the Phylum Chlorophyta, plus one unidentified cyanoprokaryotic species (Table 1). In general, during the study the highest biomass found corresponded to the red species *Acanthophora spicifera*, followed by the green *Caulerpa verticillata* J. Agardh and the red *Spyridia filamentosa* (Table 1).

Differences in species presence and biomass were found between years, months, and sites. At site **Co**, the contribution of the biomass was made by four out of ten “important” species. Depending on the year and month biomass, composition changes were observed for this site. The most abundant alga for this site was the cyanoprokaryotic species in October 2010 (131.8 g m⁻²; Fig. 4). For site **VC**, nine out of ten “important” species were found. The species *A. spicifera* was the most important in 2010 and 2011, during June and October its biomass was higher than the rest of the species (Fig. 4). At **CM** we also found a high species composition (nine out of ten species) as well as the highest biomass. The species *A. spicifera* showed the highest biomass during the time the surveys lasted. During 2010 the highest biomass of *A. spicifera* was found during February and June (612.18 and 565.59 g m⁻², respectively), while during 2011 the highest biomass was found during April (350.52 g m⁻²; Fig. 4). *Caulerpa verticillata* was found only at this site, its biomass was higher during June 2011 (266.17 g m⁻²; Fig. 4). At **En** only four species and the cyanoprokaryote were found. The species *S. filamentosa* was the most important species during both years, its highest biomass was found during June 2010 and October 2011 (139.9 and 187.32 g m⁻²; Fig. 4).

Biomass and environmental variables

Principal Component Analysis could only be performed with “important” species but that were also present during several months and sites. The eigenvalues showed that components 1 and 2 were the ones that could explain the correlations found (2.98 and 1, respectively). Component 1 explained 49.77%, while component 2 explained 30.11%. In component 1 it was observed that the biomass of *A. spicifera* and *G. vermiculophylla* was related with the DIN and PO₄⁻³, and salinity. While in the component 2 *G. vermiculophylla* and *Caulerpa sertularioides* were related to TN and TP concentrations. The biomass of *Ulva ohnoi* M. Hiraoka & S. Shimada was not related to nutrient concentrations or any of the other parameters (Table 2).

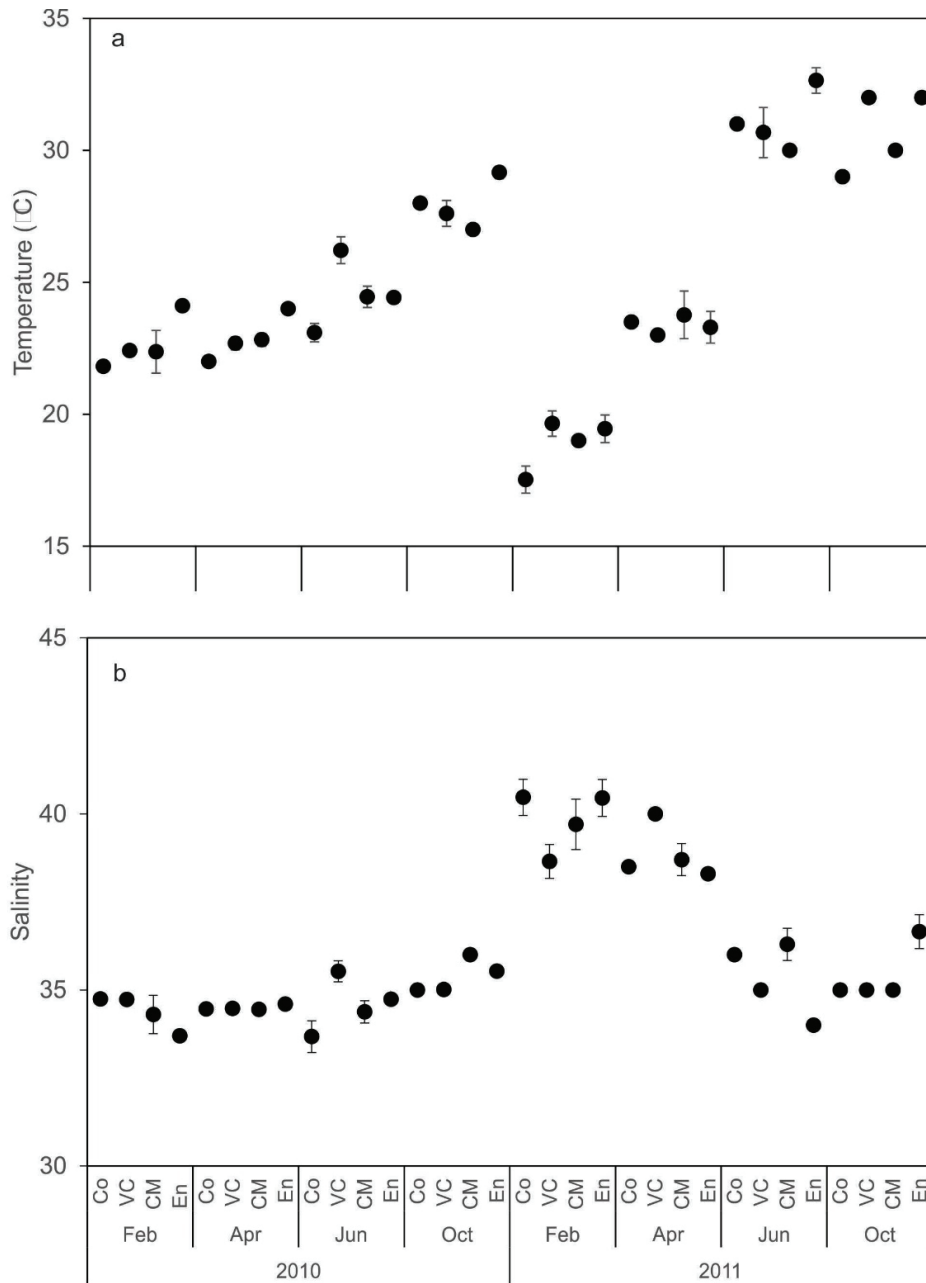


Figure 2. Environmental parameters: a) Mean temperature (\pm SD), b) mean salinity (\pm SD), by year, month, and site. Co=Conchalito, VC= Vista Coral, CM= Casa del Marino and En=Enfermería.

DISCUSSION

In La Paz Bay, 9 macroalgae species and one cyanoprokaryote were considered bloom forming species, which was like that number re-cordered for the southeast portion of the Gulf of California; where *C. sertularioides*, *Ulva* species, *S. filamentosa* and *Gracilaria* species were “important” macroalgae (Piñón-Gimate *et al.*, 2008). These macroalgae have the characteristic of being ephemeral species, of rapid

growth as previously reported in other regions of the world where macroalgae blooms are of importance (Piñón-Gimate *et al.*, 2012). These species are also consistent with genera previously reported as bloom-formers in nutrient-rich coastal waters. Fletcher (1996) reported *Caulerpa*, *Ulva*, *Gracilaria*, and *Hypnea* as characteristic of eutrophic waters and cyanoprokaryotes under anaerobic conditions and low pH, also important components of macroalgal blooms (Lotze & Schram, 2000; McGlathery, 2001).

Table 1. Total and relative biomass of “important” species present in macroalgae blooms in La Paz Bay.

Species	Total Biomass (g)	Relative biomass (%)
<i>Acanthophora spicifera</i> (M. Vahl) Børgesen	60121.48	46.50
<i>Caulerpa verticillata</i> J. Agardh	13099.2	10.13
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey	12399.8	9.59
<i>Ulva ohnoi</i> M. Hiraoka & S. Shimada	9153.34	7.08
<i>Caulerpa sertularioides</i> (S. G. Gmelin) M. Howe	7883.6	6.09
<i>Ulva</i> sp.1	5198.5	4.02
<i>Halimeda discoidea</i> Decaisne	4759.3	3.68
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Ohmi) Papenfuss	4031.3	3.11
Cyanoprokaryotic species	3685.9	2.85
<i>Laurencia pacifica</i> Kylin	2681.2	2.07

In general, the mean values of monthly biomass for the important species were lower than those previously reported for species in macroalgal blooms with nutrient enrichment from anthropogenic sources (Ochoa-Izaguirre *et al.*, 2002; Scanlan *et al.*, 2007). However, they were consistent with biomass values of communities in the Gulf of California (Cruz-Ayala *et al.*, 1998; Casas-Valdez *et al.*, 2000; Carballo *et al.*, 2002).

The most abundant species was the red algae *A. spicifera*; it has been reported that this species shows high biomasses in places where it has been found as invasive, such as in the Hawaiian Islands where its biomass surpassed over the benthic communities after being introduced unintentionally (O’Doherty & Sherwood, 2007). However, *A. spicifera* had previously been reported in La Paz Bay, but it was only reported as present (Ávila *et al.*, 2012). In a recent study its presence and

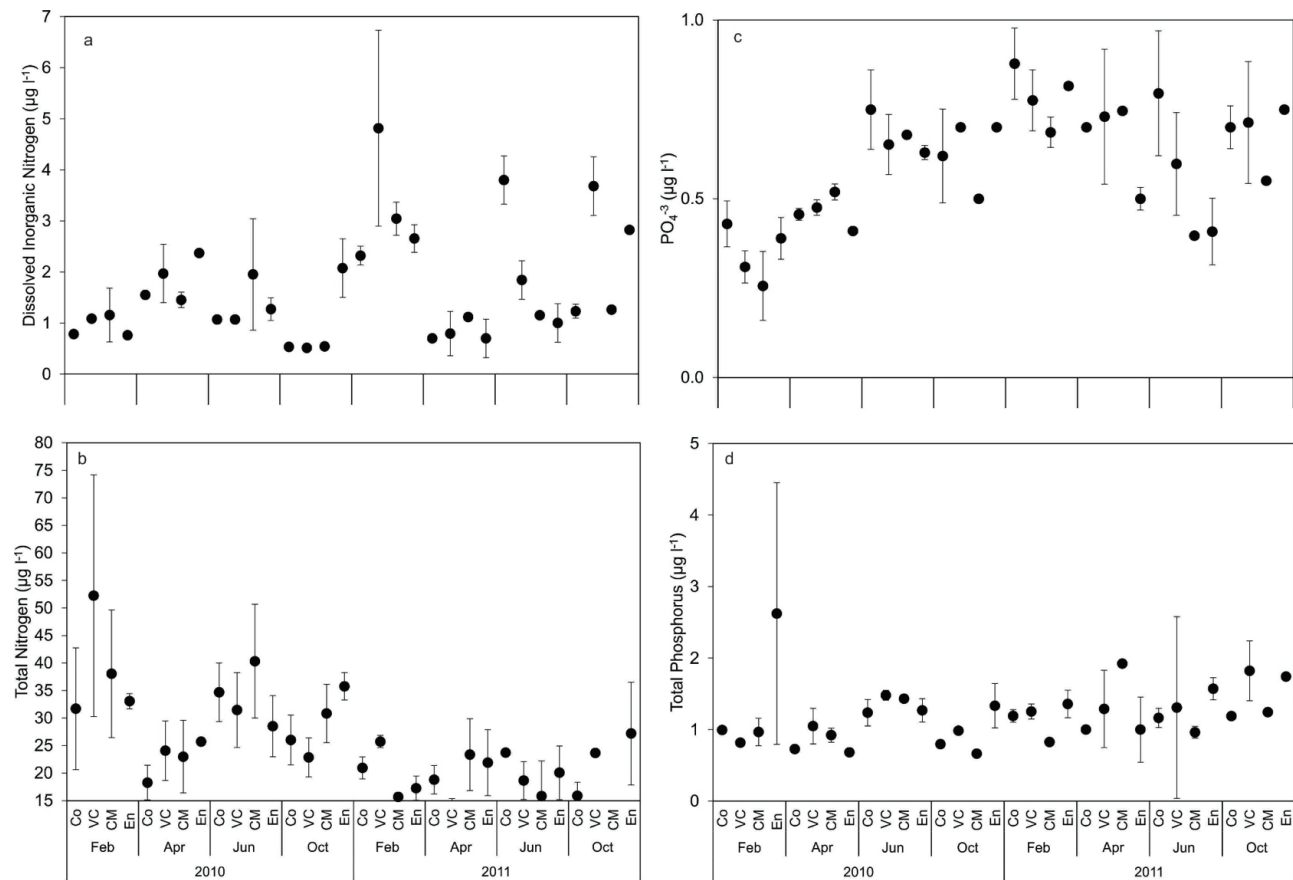


Figure 3. Nutrient concentrations: a) Mean DIN (\pm SD), b) NT (\pm SD), c) PO_4^{-3} (\pm SD), d) PT (\pm SD) by year, month, and site. Co=Conchalito, VC= Vista Coral, CM= Casa del Marino and En=Enfermería.

abundance were described at some sites of La Paz Bay (Antonio-Robles *et al.*, 2021), but its biomass was lower than that found in the present study (16.8 g m⁻² and 43.1 g m⁻², in 2017 and 2018, respectively). As it has been mentioned before conditions of the substratum of some of the sites, had changed over the years towards a sandier and muddier bottom (*personal observation*), hence the changes in the biomass observed trough could be explained in terms of a lack of substratum since activities remain the same such as in **CM**.

The green algae *C. sertularioides* was studied in Balandra where after a hurricane its biomass increased significantly; however, it latter disappeared from this site at La Paz Bay (Scrosati, 2001). Other studies have reported the presence of *C. sertularioides* associated with nutrient rich waters in coastal lagoons of Sinaloa in the Gulf of California (Piñón-Gimate *et al.*, 2008). In the present study *C. verticillata* was abundant, it had also been reported in another sites, Esterito and La Concha, (Pérez-Estrada *et al.*, 2013); however, in the most recent study in **CM** this species was not reported (Antonio-Robles *et al.*, 2021), probably conditions, such as lack of substratum, were not favorable for this species at this site. Although there are no obvious answers as to whether this species was no longer present at **CM**, it shows that the presence of certain species depends not also on seasonal factors but also could be related to changes in the substratum as pointed out previously.

Table 2. Factor contribution of environmental variables and species biomass. Gv= *Gracilaria vermiculophylla*, Sf= *Spyridia filamentosa*, Uo= *Ulva ohnoi*, Usp1= *Ulva* sp. 1, As= *Acanthophora spicifera*, Cs= *Caulerpa sertularioides*.

	Factor 1	Factor 2
T	-0.594761	-0.355900
Sal	0.895701	-0.210119
DIN	0.895857	0.412315
TN	-0.625975	0.656188
PO ₄	0.635076	0.633119
TP	-0.482226	0.796656
*Gv	0.542017	0.775922
*Sf	0.275897	0.126783
*Uo	0.294979	-0.949220
*Usp1	0.150411	0.105347
*As	0.724848	-0.259063
*Cs	0.353115	0.691660

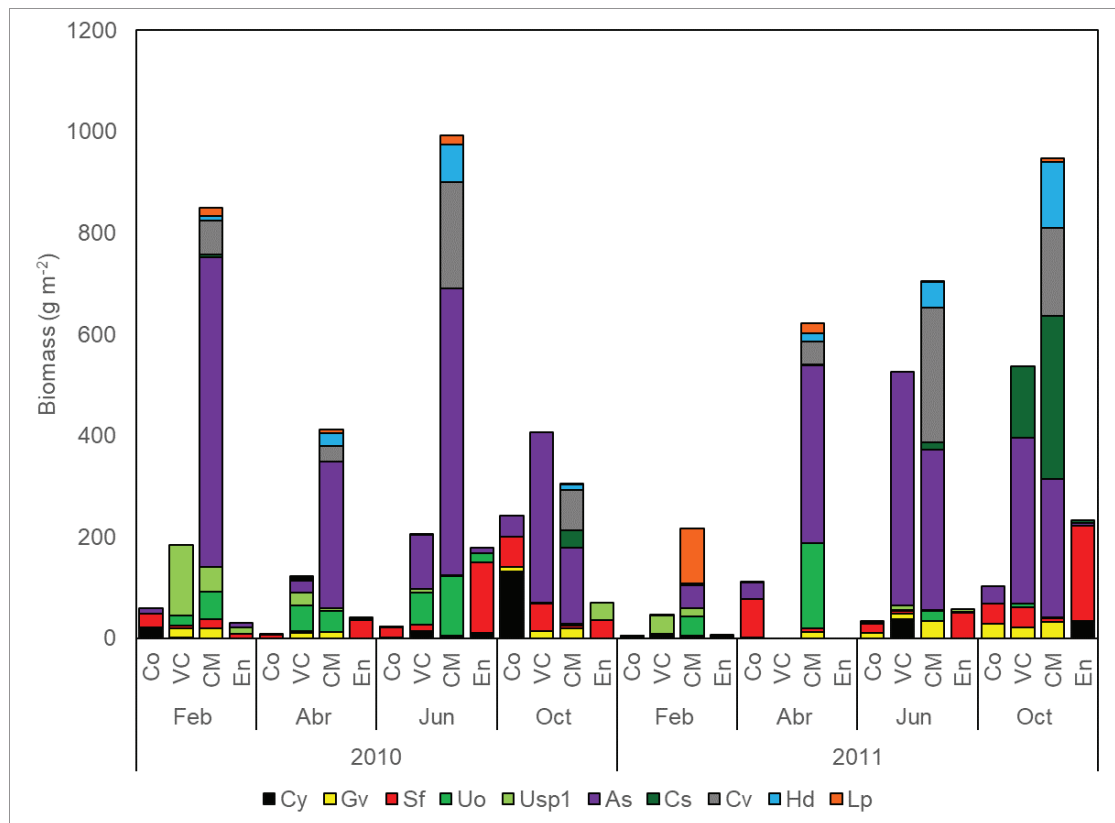


Figure 4. Seasonal variation in the mean biomass of important species at four sites. Co=Conchalito, VC= Vista Coral, CM= Casa del Marino and En=Enfermería. Cy= Cyanoprokaryote, Gv= *Gracilaria vermiculophylla*, Sf= *Spyridia filamentosa*, Uo= *Ulva ohnoi*, Usp1= *Ulva* sp.1, As= *Acanthophora spicifera*, Cs= *Caulerpa sertularioides*, Cv= *Caulerpa verticillata*, Hd= *Halimeda discoidea*, Lp= *Laurencia pacifica*.

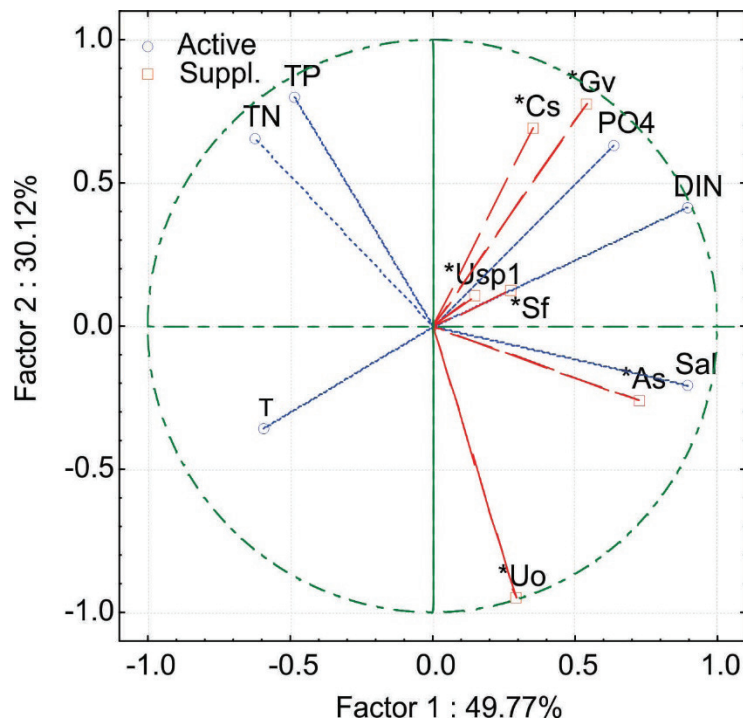


Figure 5. Principal Component Analysis (PCA) for the correlation between macroalgae biomass and environmental parameters and nutrients. T= Temperature, Sal = Salinity, DIN= Dissolve Inorganic, TN= Total Nitrogen, PO_4^{-3} = Orthophosphates, TP= Total Phosphorus, Gv= *Gracilaria vermiculophylla*, Sf= *Spyridia filamentosa*, Uo= *Ulva ohnoi*, Usp1= *Ulva sp.1*, As= *Acanthophora spicifera*, Cs= *Caulerpa sertularioides*.

The PCA showed that the species *A. spicifera* and *G. vermiculophylla* were related with nutrient concentrations, and salinity; and in the other component *G. vermiculophylla* and *C. sertularioides* were more related with nutrient concentrations. While *U. ohnoi* showed no relation with the increases in nutrient concentrations, but also with none of the other parameters, hence its presence at this time must be related to some other factor, or the conjunction of several parameters. It has been shown that the species *C. sertularioides* was related to the ratio N:P in coastal lagoons of Sinaloa suggesting that high concentrations of nitrogen relative to low phosphorus levels favor its growth (Ochoa-Izaguirre *et al.*, 2002; Piñón-Gimate *et al.*, 2008).

In the region of the present study, *Ulva* species were the most abundant green algae in Laguna San Ignacio (Nuñez-López & Casas-Valdez, 1998). This abundance was related to the lower temperatures prevailing during the winter and to nutrient enrichment, although the authors did not measure nutrient concentrations. In La Paz Bay, other studies have found higher biomasses of *Ulva* from 351 to 537 g m⁻² (Aguila-Ramírez *et al.*, 2005), while in the present study the maximum biomass was of 138 g m⁻². Biomass of these species was found at sites where nutrient loads are considered of importance even though sources are not recorded or reported to the municipal authorities. Biomass of *Ulva* was lower than that found at coastal lagoons of Sinaloa (Piñón-Gimate *et al.*, 2008) and in general lower than *Ulva* beds of the Gulf of California (see Piñón-Gimate *et al.*, 2012). Sfriso & Marcomini (1997) reported biomass production of *Ulva* of 2.4 kg m⁻² DW in Venice lagoon, Italy in association with the nutrient loads of anthropogenic origin. The moni-

toring of macroalgae blooms is of importance given that continuous changes are occurring at coastal areas given the increase in population and anthropogenic activities.

ACKNOWLEDGMENTS

TCS to fellowship CONACYT, register # 2436023, scholarship 51078. To the technical support of the CIBNOR, to M.C. Alejandra Mazariegos Villarreal, Macroalgae Laboratory and Mario Cota, Juan J. Ramírez Rosas and M.C. Horacio Bervera León, Diving and Crewships Laboratory.

REFERENCES

- ABBOTT, I. A. & G. HOLLENBERG. 1976. *Marine algae of California*. Stanford University Press, Stanford, CA. 827 p.
- AGUILA-RAMÍREZ, R. N., M. M. CASAS-VALDEZ, C. J. HERNÁNDEZ-GUERRERO & A. MARÍN-ÁLVAREZ. 2005. Biomass of *Ulva* spp. (Chlorophyta) in three locations along the bay front of La Paz, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 40 (1): 55-61.
- ANTONIO-ROBLES, J., A. PIÑÓN-GIMATE, A. SÁNCHEZ, R. CERVANTES-DUARTE, J. A. ARREOLA-LIZÁRRAGA & M. CASAS-VALDEZ. 2021. Environmental assessment of three different sites in shallow environments of La Paz Bay (Gulf of California) using the TRIX index and macroalgae biomass. Part I. *Regional Studies in Marine Science* 48: 102041.

- ÁVILA, E., M. D. C. MÉNDEZ-TREJO, R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, J. M. LÓPEZ-VIVAS & A. SENTIES. 2012. Epibiotic traits of the invasive red seaweed *Acanthophora spicifera* in La Paz Bay, south Baja California (eastern Pacific). *Marine Ecology* 33 (4): 470-480.
- BALLESTEROS-GRIJALVA, G., J. A. ZERTUCHE-GONZÁLEZ & M. G. GARCÍA-LEPE. 1996. Seasonal biomass variation of *Chondracanthus canaliculatus* (Rhodophyta, Gigartinales) associated with environmental factors, using a principal component analysis. *Ciencias Marinas* 22: 459-467.
- CARBALLO, J. L., C. OLABARRIA & T. G. OSUNA. 2002. Analysis of four macroalgal assemblages along the Pacific Mexican coast during and after the 1997-98 El Niño. *Ecosystems* 5 (8): 0749-0760.
- CASAS-VALDEZ, M. M., M. B. CRUZ-AYALA & G. ELIZABETH-LOPEZ. 1997. Algas Marinas bentónicas más abundantes de la bahía de la Paz, B. C. S. In: Urban, J. & M. Ramírez (eds.). *La Bahía de La Paz investigación y conservación*. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, pp. 83-91.
- CASAS-VALDEZ, M., R. A. NUÑEZ-LÓPEZ, M. B. CRUZ-AYALA, I. SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, R. VÁZQUEZ-BORJA & G. E. LÓPEZ. 2000. Biodiversity and biogeographic affinities of the algal flora of Baja California Sur: synthesis of the literature. In: Munawar, M., S. G. Lawrence, I. F. Munawar & D. F. Malley (Eds.) *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and scope*. Leiden, Backhuys Publishers. pp. 273-282.
- CHÁVEZ-SÁNCHEZ, T., A. PIÑÓN-GIMATE, J. T. MELTON III, J. M. LÓPEZ-BAUTISTA & M. CASAS-VALDEZ. 2019. First report, along with nomenclature adjustments, of *Ulva ohnoi*, *U. tepida* and *U. torta* (Ulvaceae, Ulvales, Chlorophyta) from northwestern Mexico. *Botanica Marina*, 62(2), 113-123.
- CRUZ-AYALA, M. B., M. CASAS-VALDEZ & S. ORTEGA-GARCÍA. 1998. Temporal and spatial variation of frondose benthic seaweeds in La Paz Bay, B.C.S., México. *Botanica Marina* 41: 191-198.
- CRUZ-MOTTA, J. J., P. MILOSLAVICH, E. GUERRA-CASTRO, A. HERNÁNDEZ-AGREDA, C. HERRERA, F. BARROS, ... & L. ROMERO. 2020. Latitudinal patterns of species diversity on South American rocky shores: local processes lead to contrasting trends in regional and local species diversity. *Journal of Biogeography* 47(9): 1966-1979. DOI:10.1111/jbi.13869
- FLETCHER, R. L. 1996. The occurrence of "green tides" a review. In: Schramm, W. & P. H. Nienhuis (Eds.). *Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication*. Springer, Berlin. pp. 7-43.
- GASPAR, R., L. PEREIRA & J. M. NETO. 2017. Intertidal zonation and latitudinal gradients on macroalgal assemblages: species, functional groups, and thallus morphology approaches. *Ecological indicators* 81: 90-103. DOI:10.1016/j.ecolind.2017.05.060
- GRASSHOFF, K., M. ERHARDT & K. KREMLING. 1983. *Methods of seawater analysis*, 2nd ed. Verlag Chemie.
- GUIRY, M. D. 2012. How many species of algae are there? *Journal of Phycology* 48: 1057-1063. DOI:10.1111/j.1529-8817.2012.01222.x
- GUIRY, M. D. & G. M. GUIRY. 2022. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>; searched on 16 de agosto de 2022.
- HIRAOKA, M., S. SHIMADA, M. UENOSONO & M. MASUDA. 2004. A new green-tide-forming alga, *Ulva ohnoi* Hiraoka et Shimada sp. nov. (Ulvales, Ulvophyceae) from Japan. *Phycological Research* 51: 17-29, DOI:10.1111/j.1440-1835.2004.tb00311.x
- HURD, C. L., P. J. HARRISON, K. BISCHOF & C. S. LOBBAN. 2014. *Seaweed ecology and physiology*. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA (INEGI). 2017. *Anuario Estadístico y Geográfico de Baja California Sur 2017*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. 412 p.
- LAPOINTE, B. & B. J. BEDFORD. 2007. Drift rhodophyte blooms emerge in Lee County Florida USA: evidence of escalating coastal eutrophication. *Harmful Algae* 6: 421-437.
- LOTZE, H. K. & W. SCHRAMM. 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *Journal of Phycology* 36: 287-295.
- LIU, D., J. K. KEESING, P. HE, Z. WANG, Y. SHI, & Y. WANG. 2013. The world's largest macroalgal bloom in the Yellow Sea, China: formation and implications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 129: 2-10.
- MARTINS, G. M., R. F. PATARRA, N. V. ÁLVARO, A. C. L. PRESTES, & A. I. NETO. 2013. Effects of coastal orientation and depth on the distribution of subtidal benthic assemblages. *Marine Ecology* 34: 289-297.
- MCGLATHERY, K. J. 2001. Macroalgal blooms contribute to decline of sea-grass in nutrient-enriched coastal waters. *Journal of Phycology* 37: 453-456.
- MERCERON, M., V. ANTOINE, I. AUBY & P. MORAND. 2007. *In situ* growth potential of the subtidal part of green tide forming *Ulva* spp. stocks. *Science of the Total Environment* 384 (1-3): 293-305.
- MORAND, P. & X. BRIAND. 1996. Excessive growth of macroalgae: a symptom of environmental disturbance. *Botanica Marina* 39: 491-516.
- MORAND, P. & M. MERCERON. 2005. Macroalgal population and sustainability. *Journal of Coastal Research* 21(5): 1009-1020.
- NELSON, T. A., K. HABERLIN, A. V. NELSON, H. RIBARICH, R. HOTCHKISS, K. L. V. ALSTYNE, ... & K. FREDRICKSON. 2008. Ecological and physiological controls of species composition in green macroalgal blooms. *Ecology* 89 (5): 1287-1298.
- NUÑEZ-LÓPEZ, R. A. & M. M. CASAS-VALDEZ. 1998. Seasonal variation of seaweed biomass in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, México. *Botanica Marina* 41: 421-426.
- OBESO NIEBLAS, M., A. R. JIMÉNEZ ILLESCAS & S. TROYO DIÉGUEZ. 1993. Modelación de la marea en la Bahía de La Paz, BCS. *Investigaciones Marinas CICIMAR* 8: 13-22.
- OBESO-NIEBLAS, M., B. SHIRASAGO-GERMÁN, J. GAVIÑO-RODRÍGUEZ, E. PEREZ-LEZAMA, H. OBESO-HUERTA & Á. JIMÉNEZ-ILLESCAS. 2008. Variabilidad hidrográfica en Bahía de La Paz, Golfo de California, México (1995-2005). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43(3): 559-567.
- OCHOA-IZAGUIRRE, M. J., J. J. CARBALLO & F. PAÉZ-OSUNA. 2002. Qualitative changes in macroalgal assemblages under two contrasting climatic conditions in a subtropical estuary. *Botanica Marina* 45: 130-138.
- O'DOHERTY, D. C. & A. R. SHERWOOD. 2007. Genetic population structure of the Hawaiian alien invasive seaweed *Acanthophora spicifera* (Rho-

- dophyta) as revealed by DNA sequencing and ISSR analyses. *Pacific Science* 61(2): 223-233.
- PEDERSEN, M. F. & J. BORUM. 1997. Nutrient control of estuarine macroalgae: growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. *Marine Ecology Progress Series* 161: 155-163.
- PÉREZ-ESTRADA, C. J., R. RODRIGUEZ-ESTRELLA, D. S. PALACIOS-SALGADO & D. A. PAZ-GARCÍA. 2013. Initial spread of the invasive green alga *Caulerpa verticillata* over coral reef communities in the Gulf of California. *Coral Reefs* 32 (3): 865-865.
- PIÑÓN-GIMATE, A., E. SERVIERE-ZARAGOZA, M. J. OCHOA-IZAGUIRRE & F. PÁEZ-OSUNA. 2008. Species composition and seasonal changes in macroalgal blooms in lagoons along the southeastern Gulf of California. *Botanica Marina* 51: 112-123.
- PIÑÓN-GIMATE, A., F. PÁEZ-OSUNA, E. SERVIERE-ZARAGOZA & M. CASAS-VALDEZ. 2012. Macroalgal blooms in coastal lagoons of the Gulf of California eco-region: a summary of current knowledge. *Botanica Marina* 55: 129-142.
- RUSSELL, D.J. 1992. The ecological invasion of Hawaiian reefs by two marine red algae, *Acanthophora spicifera* (Vahl) Bøerg. and *Hypnea musciformis* (Wulfen) J. Ag., and their association with two native species, *Laurencia nidifica* and *Hypnea cervicornis* J. Ag. *ICES Marine Science Symposium* 194: 110-125.
- SANGIL, C., M. SANSON, S. CLEMENTE, J. AFONSO-CARRILLO & J. C. HERNÁNDEZ. 2014. Contrasting the species abundance, species density and diversity of seaweed assemblages in alternative states: urchin density as a driver of biotic homogenization. *Journal of Sea Research* 85: 92-103.
- SANGIL, C., G. M. MARTINS, J. C. HERNÁNDEZ, F. ALVES, A. L. NETO, C. RIBEIRO, K. LEÓN-CISNEROS, J. CANNING-CLODE, E. ROSAS-ALQUICIRA, J. C. MENDOZA, I. TITLEY, F. WALLENSTEIN, R. P. COUTO & M. KAUFMANN. 2018. Shallow subtidal macroalgae in the North-eastern Atlantic archipelagos (Macaronesian region): a spatial approach to community structure. *European Journal of Phycology* 53 (1): 83-98. DOI:10. 1080/ 09670 262. 2017. 13850 98
- SCANLAN, C. M., J. FODEN, E. WELLS & M. A. BEST. 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1-6): 162-171.
- SCROSATI, R. 2001. Population dynamics of *Caulerpa sertularioides* (Chlorophyta: Bryopsidales) from Baja California, Mexico, during El Niño and La Niña years. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81 (5): 721-726.
- SETCHELL, W. A. & N. L. GARDNER. 1924. New Marine algae of the Gulf of California. *Proceedings of the California Academy of Sciences* 12(4): 695-949.
- SFRISO, A. & A. MARCOMINI. 1997. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part I: coupling with chemico-physical parameters and nutrient concentrations in waters. *Marine Environmental Research* 44: 351-375.
- STATSOFT INC., 2004. STATISTICA (data analysis software system), Version 7. www.statsoft.com.
- STRICKLAND J. D. H. & T. R. PARSONS. 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 157, 2nd Edition, 310 p.
- VALIELA, I., J. MCCLELLAND, J. HAUXWELL, P. BEHR, D. HERSH & K. FORMEAN. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42: 1105-1118.
- VÉLEZ-RUBIO, G. M., L. GONZÁLEZ-ETCHEBEHERE, F. SCARABINO, R. TRINCHIN, G. MANTA, M. LAPORTA, ... & C. KRUK. 2021. Macroalgae morpho-functional groups in Southern marine ecosystems: rocky intertidal in the Southwestern Atlantic (33°-35° S). *Marine Biology* 168(10): 1-21.
- ZAR, J. H. 1984. *Biostatistical analysis*. 2nd ed. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ. 718 p.

Macroalgas arrecifales del Pacífico Centro-Sur de México: Estado del arte

Reef macroalgae of the South-Central Pacific of Mexico: State of the art

Norma López¹, Hilda León-Tejera², Laura González-Reséndiz³, Carlos Candelaria¹, Pedro Ramírez-García⁴ y Dení Rodríguez⁵

Recibido: 07 de septiembre de 2022.

Aceptado: 23 de noviembre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

¹ Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, Morelia, Michoacán, 58190. México

² Laboratorio de Ficología (Cyanoprokariota), Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Col. Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510. México

³ Departamento de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma Metropolitana- Cuajimalpa. Av. Vasco de Quiroga 4871, Col. Contadero, Cuajimalpa de Morelos, Ciudad de México, 05348. México

⁴ Departamento de Botánica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Col. Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510. México

⁵ Laboratorio de Ficología (Biodiversidad Marina), Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Col. Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510. México

***Corresponding author:**

Hilda León-Tejera: e-mail: hlt@ciencias.unam.mx

To quote as:

López, N., H. León-Tejera, L. González-Reséndiz, C. Candelaria, P. Ramírez-García & D. Rodríguez. 2022. Macroalgas arrecifales del Pacífico Centro-Sur de México: Estado del arte. *Hidrobiológica* 32 (3): 285-393.

Antecedentes. Las macroalgas del Pacífico tropical mexicano han sido estudiadas y los resultados publicados en numerosos textos desde la década de 1940, sin embargo, no se ha hecho una recopilación de los registros de las macroalgas de las comunidades arrecifales ni se han elaborado inventarios específicos de las macroalgas arrecifales. **Objetivo.** Realizar una integración del conocimiento generado sobre macroalgas arrecifales y hacer inventarios de estas macroalgas en los arrecifes de Guerrero y Oaxaca en el Pacífico tropical mexicano. **Métodos.** Se aplicaron análisis de similitud de Sørensen y de Escalamiento Multidimensional No-Métrico (NMDS) a los datos generados sobre la composición algal en estos distintos arrecifes coralinos para determinar sus patrones de distribución. Se aplicó el método de análisis ANOSIM para demostrar las diferencias significativas entre grupos. **Resultados.** Se registraron 144 especies: 100 Rhodophyta, 32 Chlorophyta y 12 Ochrophyta-Phaeopyceae. En Guerrero se registraron 75 especies exclusivas y en Oaxaca, 24; las especies compartidas fueron 45. La localidad con mayor riqueza fue El Zacatoso, Guerrero, con 92 especies. Con el Índice de Sørensen se encontró un porcentaje de similitud mayor al 50% entre la mayoría de las localidades, aunque se observó una clara separación entre las comunidades de Guerrero y Oaxaca. El NMDS mostró cuatro grupos formados por las especies de las localidades, sin efecto de la temporada (lluvias y secas). El ANOSIM mostró diferencias significativas entre las localidades que forman cada grupo. **Conclusión.** Se elaboró el primer inventario de las macroalgas arrecifales de Guerrero y Oaxaca, estados en donde hay registros sistemáticos de estas macroalgas en el Pacífico tropical mexicano. Se generó la línea base de información útil para desarrollar un programa de monitoreo en la región, hacer un diagnóstico del estado de perturbación de los arrecifes coralinos y generar estrategias y planes de conservación de estos ecosistemas.

Palabras clave: Arrecifes coralinos, Macroalgas, México, Pacífico tropical mexicano

ABSTRACT

Background. The macroalgae of the tropical Mexican Pacific have been studied and results published in numerous texts since the 1940s. Nevertheless, there is no compilation of records of macroalgae from reef communities, nor have specific inventories of reef macroalgae been prepared. **Objective.** To integrate the knowledge generated on the tropical Mexican Pacific coral reef macroalgae. Carry out an integration of the knowledge generated on reef macroalgae and make inventories of these macroalgae in the reefs of Guerrero and Oaxaca in the Mexican tropical Pacific. **Methods.** Sørensen's similarity analysis and Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) analysis were applied to data of algal composition from different coral reefs to determine their distribution patterns. The ANOSIM analysis method was applied to demonstrate the significant differences between groups. **Results.** The total number of macroalgal species was 144, 100 Rhodophyta, 32 Chlorophyta and 12 Ochrophyta-Phaeopyceae; 75 were exclusive to Guerrero, 24 to Oaxaca, and the number of shared species was 45. El Zacatoso, Guerrero, had 92 species and was the locality with the greatest specific richness. The Sørensen Index indicated a similarity of more than 50% among most localities, but with a clear separation between the communities of Guerrero and Oaxaca. Four groups were formed by localities' species with the NMDS analysis without seasonal effect (rainy and dry), ANOSIM shows significant differences among the localities of each group. **Conclusion.** This work represents the first inventory of the reef-inhabiting macroalgae of Guerrero and Oaxaca, the only states in the Mexican tropical Pacific with specific systematic reports on this type of coral reef algae. This study provides baseline information to develop a regional monitoring program, a diagnosis of the degree of disturbance of coral reefs and generate conservation strategies and plans for these ecosystems.

Keywords: Coral reefs, Macroalgae, Mexico, Mexican tropical Pacific

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son de los ecosistemas con mayor productividad primaria bruta del mundo (Díaz-Pulido *et al.*, 2007; Birkeland, 2015) y albergan alrededor del 25% de la biodiversidad marina total (Carballo *et al.*, 2010). Tienen una alta riqueza y complejas redes bióticas; son el hábitat de muchas especies de peces e invertebrados. Proveen de diversos servicios alimenticios, culturales y turísticos y dan protección a las zonas costeras disminuyendo la energía del oleaje y de las tormentas. Actualmente están en riesgo ante los efectos del cambio climático y la elevación del nivel del mar (van Zaten *et al.*, 2014; Reguero *et al.*, 2018).

En los arrecifes, las macroalgas tienen funciones ecosistémicas como la estabilización de la estructura arrecifal, producción de sedimentos calcáreos, retención y reciclaje de nutrientes, productividad primaria, hábitat para meiofauna y soporte trófico, básicas para la salud de estas comunidades (Fong *et al.*, 2017).

En los arrecifes coralinos ocurre un fenómeno conocido como cambio de fase, que consiste en pasar de la dominancia de los corales hermatípicos a la de las macroalgas. Este fenómeno puede ser causado por disturbios naturales o antropogénicos y puede resultar en pérdida de biodiversidad local, de hábitats y de complejidad estructural, alterando redes tróficas y disminuyendo los servicios ecosistémicos (Cruz *et al.*, 2018).

Los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano son de tipo costero y de tamaño más modesto que los del Golfo de México y Caribe mexicano. El escaso desarrollo de estructuras arrecifales de gran tamaño en el Pacífico Oriental (Cortés, 1997), se debe a las descargas de numerosos ríos, la alta incidencia de tormentas tropicales y eventos de surgencia. Cabo Pulmo en Baja California Sur es uno de los arrecifes más extensos (15 ha) e importantes del Pacífico americano por su biodiversidad y por la implementación de iniciativas comunitarias de conservación marina y de ecoturismo (Santander-Monsalvo *et al.*, 2018).

En el Pacífico tropical mexicano (PTM), en Guerrero, hay evidencias históricas y empíricas de la presencia de arrecifes, por pescadores ribereños locales y buzos deportivos en la zona. Los primeros registros de corales hermatípicos y macroalgas son de Salcedo-Martínez *et al.* (1988). Actualmente se han registrado 235 especies de macroalgas, 158 de Rhodophyta, 33 de Chlorophyta y 37 de Ochrophyta-Phaeophyceae (Rosas-Alquicira *et al.*, 2019). Recientemente se han iniciado estudios sobre las macroalgas de los arrecifes coralinos para determinar la estructura de las comunidades, conocer el efecto de la sedimentación y determinar la variación espacio-temporal de la estructura en diferentes sustratos (López *et al.*, 2017) y establecer la variación de las relaciones espaciales alga - coral durante el El Niño 2015-2016 (Nava *et al.*, 2021).

Otra área del PTM con importantes comunidades coralinas se encuentra en las bahías de Huatulco, Oaxaca (Glynn & Leyte-Morales 1997; Reyes-Bonilla *et al.*, 2002). Los principales enfoques de estudio se han basado en la caracterización faunística y abiótica (Granja-Fernández & López-Pérez, 2008). En el litoral de Oaxaca se citan 275 especies de macroalgas, 165 Rhodophyta, 62 Chlorophyta y 48 Ochrophyta-Phaeophyceae (Rosas-Alquicira *et al.*, 2019).

Estudios recientes sobre los corales constructores de arrecifes en Guerrero y Oaxaca sugieren la dispersión de larvas de coral a través de

la Corriente Costanera de Costa Rica y la Corriente de California, ocupando una posición determinante para la conectividad entre arrecifes al norte y al sur de la región del PTM (López-Pérez *et al.*, 2019).

Esta integración del conocimiento de las macroalgas de los arrecifes coralinos de Guerrero y Oaxaca es relevante porque proporciona la línea base de información útil para desarrollar un diagnóstico del estado de perturbación de los arrecifes a través de la estructura de las comunidades algales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio está ubicada en el Pacífico Centro-Sur de México, en Guerrero y Oaxaca (Fig. 1). La región presenta clima Aw, cálido subhúmedo con una estación lluviosa en verano (800–1500 mm) de mayo a octubre y una estación seca en invierno, de noviembre a abril (García, 2004; López-Pérez *et al.*, 2019).

Una de las características oceanográficas más significativas es la Alberca Caliente del Pacífico Oriental, gran masa de agua oceánica que llega a la entrada del Golfo de California; y su temperatura es > 28 °C y salinidad promedio de 34 psu y con una termoclina somera (20-40 m) y estable (Fiedler & Talley, 2006; Fiedler & Lavin, 2017; CONABIO *et al.*, 2007).

De acuerdo con sus características geomorfológicas, los arrecifes coralinos de Zihuatanejo y Huatulco son del tipo costero, por su disposición paralela a la línea de costa y cercano a ésta (Glynn & Leyte-Morales, 1997; Carriquiry & Reyes-Bonilla, 1997). Se encuentran protegidos del efecto directo del oleaje y resguardados de los vientos predominantes en caletas, islotes o promontorios. Por su extensión y complejidad estructural, estos arrecifes son los mejor desarrollados del PTM (López-Pérez *et al.*, 2019). Están constituidos por colonias de *Pocillopora* spp. que se distribuyen en todo el intervalo de profundidad (0 - 14 m) y colonias de *Pavona* y *Porites* que se encuentran dispersas entre los 4 y los 10 m de profundidad (Glynn & Leyte-Morales, 1997; Reyes-Bonilla & Leyte-Morales, 1998; López-Pérez & Reyes-Bonilla, 2000; Reyes-Bonilla, 2003). Las características de estos arrecifes se describen en la Tabla 1.

Recopilación y análisis de información

Se integró la información sobre macroalgas de arrecifes coralinos en Guerrero y Oaxaca, generada a partir de proyectos particulares desarrollados de 2008 a 2016 (Calderón-Aguilar, 2008; González-Reséndiz, 2008; González-Pizá, 2013; López-Valerio, 2009; Luna-Barreda, 2018; Moncada-García, 2018; Saldívar-Cruz, 2019; Sánchez-Zamora, 2009; 2013; Sandoval-Coronado, 2016; Vázquez-Texocotitla, 2008; 2013), dentro del proyecto general Macroalgas del Pacífico tropical mexicano (González-González, 1992), realizado en la Universidad Nacional Autónoma de México. Se utilizó a Guiry & Guiry (2022) para la actualización de las sinonimias y la validación de las especies. Para aplicar de forma correcta la citación y puntuación de las autoridades en los nombres científicos se utilizaron a Pedroche & Senties (2020) y a Pedroche & Novelo (2020).

Como elementos de comparación de las macroalgas arrecifales de estos estados, en el análisis se incluyeron trabajos de Tenacatita, Jalisco (Enciso-Padilla *et al.*, 2008) y Cabo Pulmo (Anaya-Reyna & Rios-

mena-Rodríguez, 1996; Mateo-Cid *et al.*, 2000). Además, se hizo una amplia revisión bibliográfica de las obras clásicas de Dawson para el PTM, desde 1941 a 1966 y Taylor (1945), así como publicaciones realizadas por diversos autores en todos los estados de la región desde Nayarit hasta Chiapas.

Se comparó la riqueza y composición de todas las localidades y la proporción específica de Chlorophyta, Rhodophyta y Ochrophyta-Phaeophyceae. Posteriormente se aplicó el índice de Sørensen para establecer la similitud entre localidades y un análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) con el programa PAST 4.11 con base en las localidades y temporadas (Hammer *et al.*, 2001). Se utilizó el Índice de Morisita para la construcción de la matriz de disimilitudes para obtener la mejor distribución en el espacio formado por localidades, especies y temporada. Para medir la falta de ajuste entre la distancia en el espacio de ordenación y la disimilitud, se utilizó la estadística stress (Lepš & Šmilauer, 2003). Para evaluar si hay diferencias significativas entre los grupos formados se realizó un análisis de similitud (ANOSIM).

RESULTADOS

Se obtuvo un total de 144 especies de macroalgas arrecifales en las 10 localidades de Guerrero y Oaxaca analizadas en este estudio (Tabla S2). Fueron 100 especies de Rhodophyta, 32 de Chlorophyta y 12 de Ochrophyta-Phaeophyceae. Se encontró que las especies exclusivas de Guerrero son 75; 52 Rhodophyta, 17 Chlorophyta y 6 Ochrophyta-Phaeophyceae y las exclusivas de Oaxaca son 24; 17 Rhodophyta, 5 Chlorophyta y 2 Ochrophyta-Phaeophyceae. Las especies compartidas entre los dos estados son 45; 31 Rhodophyta, 10 Chlorophyta y 4 Ochrophyta-Phaeophyceae. En Guerrero la localidad con mayor riqueza fue El Zacatoso con 92 especies; 68 Rhodophyta,

17 Chlorophyta y 7 Ochrophyta-Phaeophyceae y la de menor riqueza fue Playa Coral con 39; 30 Rhodophyta y 9 Chlorophyta. En Oaxaca, la localidad con mayor riqueza fue El Violín con 43; 32 Rhodophyta, 7 Chlorophyta y 4 Ochrophyta-Phaeophyceae y la localidad con la menor riqueza fue San Agustín, con 22 especies; 13 Rhodophyta, 6 Chlorophyta y 3 Ochrophyta-Phaeophyceae. Esa proporción donde las rojas son más numerosas, después las verdes y finalmente las pardas, se mantiene en las 10 localidades analizadas.

En la Tabla S2 se muestra la composición de macroalgas arrecifales encontrada en las 10 localidades de estudio, indicando el estado al que pertenecen y la localidad. Solo tres especies de Rhodophyta, *Gayliella flaccida* (Harvey ex Kützinger) T. O. Cho & L. M. McIvor, *Gelidium pusillum* (Stackhouse) Le Jolis, e *Hypnea pannosa* J. Agardh, y una sola especie de Chlorophyta, *Derbesia marina* (Lyngbye) Solier, se encontraron en las 10 localidades. Dos especies de Rhodophyta, *Ceramium affine* Setchell & N. L. Gardner, e *Hypnea spinella* (C. Agardh) Kützinger y una especie de Ochrophyta-Phaeophyceae, *Sphacelaria rigidula* Kützinger se registraron en nueve localidades. Las especies restringidas a una sola localidad fueron 52; 31 Rhodophyta, como *Acrochaetium pacificum* Kylin, *Ceramium vagans* P. C. Silva y *Laurencia clarionensis* Setchell & N. L. Gardner; 13 Chlorophyta como *Caulerpa chemnitzia* (Esper) J. V. Lamouroux, *Codium picturatum* Pedroche & P. C. Silva y *Codium setchellii* N. L. Gardner, y 8 Ochrophyta-Phaeophyceae como *Dictyota dichotoma* var. *intricata* (C. Agardh) Greville, *Ectocarpus simulans* Setchell & N. L. Gardner y *Ralfsia pacifica* Hollenberg.

Los nuevos registros para el PTM son: *Ceramium nakamurae* E.Y. Dawson, con una ampliación de su distribución desde Baja California Sur; *Pugetia latiloba* (W. R. Taylor) R. E. Norris con ampliación hacia el Norte desde Panamá y *Ulothrix laetevirens* (Harvey) Collins con una ampliación hacia el Sur desde California.

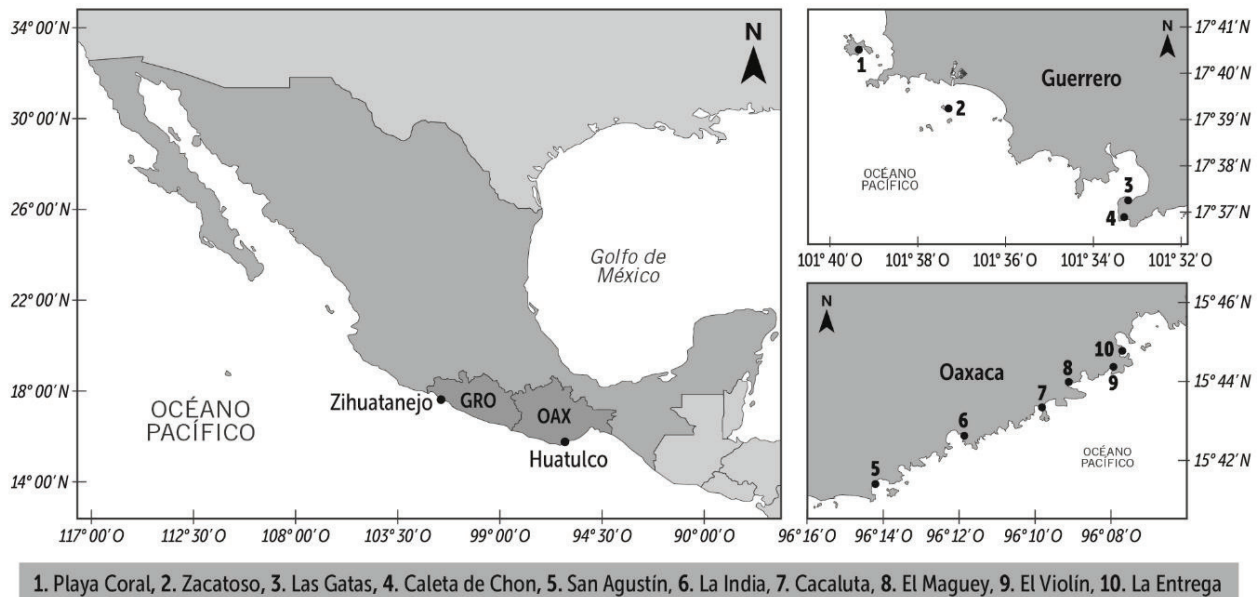


Figura 1. Área de estudio.

Tabla 1. Características de los arrecifes coralinos de las localidades de Zihuatanejo, Guerrero y Huatulco, Oaxaca.

Localidades	Playa Coral	Zacatoso	Playa Las Gatas	Caleta de Chon	San Agustín	La India	Cacaluta	El Maguey	El Violín	La Entrega
Tipo de protección del área	ninguna	ninguna	ninguna	ninguna	PNH	PNH	PNH	PNH	PNH	ninguna
Localización geográfica	17° 40' 33.7" N 101° 39' 23.6" W	17° 39' 14.2" N 101° 37' 20.7" W	17° 39' 13" N 101° 37' 18" W	17° 36' 56" N 180 x 50 m	15° 41' 09" N 201 x 131 m	15° 42' 30" N 35-50 x 20m	15° 43' 12.1" N 86 x 200 m	15° 43' 26" N 100 x 200 m	15° 4' 15" N 25-30 x 22 m	15° 44' 30" N 300 x 200 m
Dimensiones	240 x 70 m	320 x 60 m	290 x 80 m	180 x 50 m	201 x 131 m	35-50 x 20m	86 x 200 m	100 x 200 m	25-30 x 22 m	300 x 200 m
Pendiente general	40°	45°	40°	35°	30°	45°	30°	35°	40°	20°
Profundidad máxima	6 m	12 m	8.2 m	10 m	10 m	10 m	11.6 m	8.5 m	6.7 m	10 m

PNH: Parque Nacional Huatulco.

En función de la distribución de las especies en todas las localidades, el Índice de Sørensen registró un porcentaje de similitud > 50% entre la mayoría de los sitios, y se observa una clara separación entre las localidades de Guerrero y las de Oaxaca. Las únicas localidades que tienen una similitud > 80% fueron El Violín y La Entrega en Oaxaca (Fig. 2). Comparando las especies arrecifales de Playa Mora, Tenacatita, Jal. (Enciso-Padilla *et al.*, 2008) y Cabo Pulmo, BCS (Anaya-Reyna & Riosmena-Rodríguez, 1996 y Mateo-Cid *et al.*, 2000), este índice mostró similitudes < 30% (Fig. 2).

En los textos analizados de Dawson de 1941 a 1966 se citan algunas especies referidas específicamente o relacionadas a comunidades coralinas, como *Amphiroa dimorpha* Me. Lemoine en I. Isabel y Mira Mar en Nayarit; Acapulco en Guerrero, Isla Socorro e Isla Clarión en Revillagigedo, Nayarit (Dawson, 1953), coincidiendo con nuestro registro en El Zacatoso, Guerrero y en El Maguey, El Violín, La India y la Entrega, en Oaxaca. *Ceramium vagabundum* E. Y. Dawson, *nom. illeg.* (= *Ceramium vagans* P. C. Silva), encontrada como epífita de *Ectocarpus breviarticulatus* J. Agardh (= *Asteronema breviarticulatum* (J. Agardh) Ouriques & Bouzon) fue registrada para el Archipiélago de Revillagigedo, Nayarit por Dawson (1962), y es coincidente con el registro para El Zacatoso, Guerrero. *Taenioma perpusillum* (J. Agardh) J. Agardh registrada para San Agustín, Oaxaca (Dawson, 1962), no se encontró entre las macroalgas arrecifales de esta localidad en este estudio. *Peyssonnelia mexicana* E. Y. Dawson, en un arrecife cerca de Playa Angosta, Guerrero (Dawson, 1953), *Cryptonemia decolorata* W. R. Taylor y *Halymenia agardhii* De Toni (= *Sebdenia flabellata* (J. Agardh) P. G. Parkinson), obtenidas con un dragado de fondo coralino a 21 m de profundidad en los alrededores de Isla María Magdalena, Las Tres Marías, Nayarit (Dawson, 1960). *Callithamnion marshallense* E. Y. Dawson, encontrada sobre conchas y coral muerto a 3 m de profundidad en la Laguna de San Ignacio, Baja California; *Haloplegma mexicanum* W. R. Taylor, obtenida por un dragado de un fondo coralino en Isla María Magdalena, Las Tres Marías, Nayarit (Dawson, 1962), ninguna de estas especies fue registrada en las localidades de este estudio.

De la obra de Taylor (1945) se encontraron registros del género *Lithothamnium*, hoy sinónimo de *Lithophyllum*, sobre corales fragmentados; *Caulerpa racemosa* var. *occidentalis* (C. Agardh.) Børgesen (= *Caulerpa chemnitzia* (Esper) J. V. Lamouroux var. *chemnitzia*), hallada entre corales en Revillagigedo, Nayarit, coincidiendo con el registro de esta especie en Playa Coral, Guerrero; *Ostreobium* spp., encontradas sobre algas en corales muertos a la deriva, también en Revillagigedo; *Cruoriella dubyi* (P. Crouan & H. Crouan) F. Schmitz (= *Peyssonnelia dubyi* P. Crouan & H. Crouan), sobre corales fragmentados dentro de pozas de marea en Sulphur Bay en Isla Clarión, Revillagigedo y también en el litoral de Nayarit, ninguna de estas especies fueron registradas en las localidades de este estudio.

Respecto del análisis de la literatura disponible desde 1990 a 2020, con un total de 54 publicaciones de tipo florístico de diversos autores mexicanos sólo se encontraron los siguientes registros, que no se incluyen en la Tabla S2 porque ninguno está en nuestras localidades, *Microphyllum crispum* (W. R. Taylor) E. Y. Dawson (Mateo-Cid & Mendoza-González, 1997) y *Peyssonnelia orientalis* (Weber Bosse) Cormaci & G. Furnari (= *Agissea orientalis* (Weber Bosse) Pestana & *al.*), registradas sobre coral antiguo a 20-80 cm de profundidad en Puerto Ángel y Puerto Escondido, Oaxaca (Mendoza-González & Mateo-Cid, 1999). *Acanthophora spicifera* (M. Vahl) Børgesen, asociada a arrecifes de coral en Bahía de La

Paz, Baja California Sur (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2014). Estos datos, aunque importantes, no permiten hacer ningún análisis que las relacione con la situación actual de las algas arrecifales en el PTM.

Con el análisis NMDS se observó la agrupación de sitios enmarcados en cuatro elipses, denominadas en adelante como grupos G1 (Playa Coral), G2 (Zacatoso y Caleta de Chon), G3 (Playa Las Gatas) y G4 (La Entrega, El Violín y La India), cuya variable de agrupamiento es la localidad, sin un efecto marcado de las temporadas (Fig. 3). La dispersión de la mayoría de las especies se establece desde el G3 hasta el G4, lo cual indica que hay más especies registradas en Guerrero que en Oaxaca, como *Amphiroa rigida* J. V. Lamouroux, *Ceramium zaccae* Setchell & N. L. Gardner y *Cladophora microcladioides* Collins que no se presentan en Oaxaca (Tabla S2). También reveló especies exclusivas de algunas localidades, como *Dictyota implexa* (Desfontaines) J. V. Lamouroux y *Polysiphonia nathanielii* Hollenberg en San Agustín; *Erythrocladia irregularis* Rosenvinge, *Ceramium paniculatum* Okamura, *Drouetia coalescens* (Farlow) G. De Toni y *Caulerpa chemnitzia* en Playa Las Gatas y *Ceramium macilentum* J. Agardh, *Cryptonemia obovata* J. Agardh, *Peyssonnelia rubra* (Greville) J. Agardh y *Veleroa subulata* E. Y. Dawson en Playa Coral. La mayor distancia entre localidades indicó la disimilitud que existe entre Playa Coral (G1) y Playa Las Gatas (G3) con respecto a La Entrega, El Violín y La India (G4).

El G1 incluyó a *Ceramium macilentum* y *Veleroa subulata*, el G3 a *Ceramium paniculatum*, *Drouetia coalescens*, entre otras. El G4, pre-

sentó a *Ceramium nakamurae* y *Parvocaulis polyphysoides* (P. Crouan & H. Crouan) S. Berger & *al.*, entre otras.

De los cuatro grupos, tres están formados por localidades de Guerrero y uno por tres localidades de Oaxaca, ningún grupo incluyó localidades de ambos estados. Tres localidades de Oaxaca, Cacaluta, San Agustín y El Maguey no formaron grupos debido a la mayor dispersión de las especies en los ejes del análisis NMDS (Fig. 3). Se encontraron diferencias significativas en los grupos, sin un efecto marcado de las temporadas. Con base en el ANOSIM, la R mostró una alta disimilitud entre los grupos ($R = 0.94$) y diferencias significativas ($p = 0.0001$) entre las localidades estudiadas. El NMDS con el Índice de Morisita proporcionó el más bajo estrés entre grupos ($\text{stress} = 0.1621$) y con el mayor coeficiente de correlación para el Eje 1 ($R^2 = 0.5649$) y el Eje 2 ($R^2 = 0.2121$).

DISCUSIÓN

Este trabajo representa el primer inventario y la integración del conocimiento de macroalgas arrecifales en la región del PTM. Además, se proporciona la línea base de información de estas comunidades macroalgales. Esta información será útil para desarrollar trabajos orientados a explicar la relación de las macroalgas con los corales y las variaciones de los parámetros estructurales de las comunidades de macroalgas y su potencial como indicadores del grado de perturbación de los arrecifes.

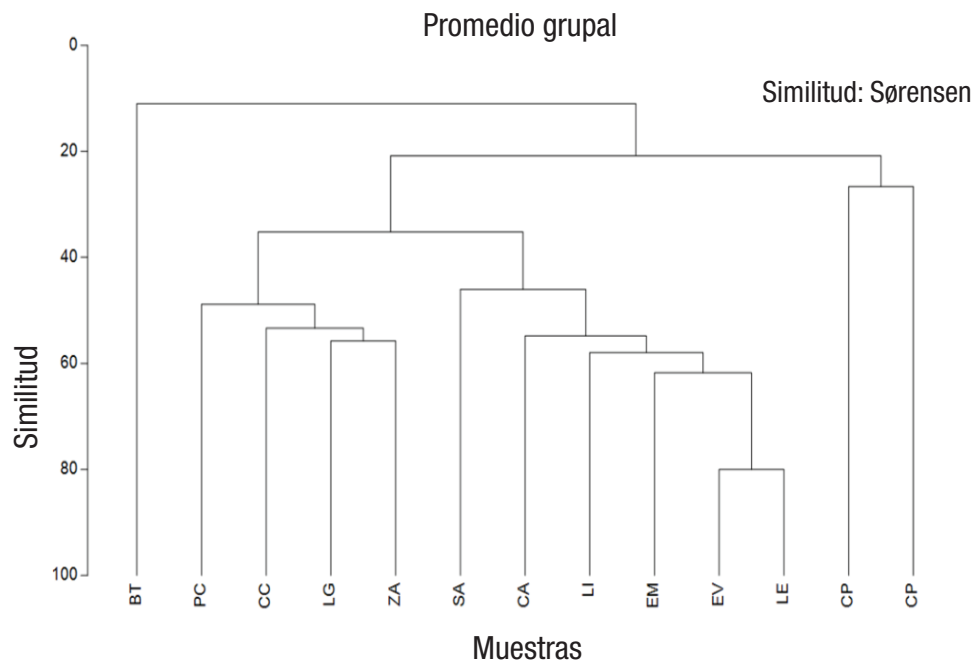


Figura 2. Fenograma de similitud de Sørensen entre localidades de trabajo. Playa Coral (PC); Playa Las Gatas (LG); Zacatoso (ZA); Caleta de Chon (CC); Cacaluta (CA); El Maguey (EM); El Violín (EV); La India (LI); San Agustín (SA); La Entrega (LE); B. Tenacatita (BT); Cabo Pulmo (CP).

En todas las localidades de Oaxaca la riqueza de especies registrada en este trabajo es similar, pero la composición es distinta. A pesar de que los valores de riqueza de especies son menores y relativamente menos variables que en Guerrero, las relaciones de similitud parecen estar vinculadas a la cercanía geográfica entre localidades. Así, a excepción de Cacaluta, donde la comunidad coralina está en una isla y no junto a la línea de playa, presentan mayor similitud las localidades cercanas entre sí. El resultado obtenido con el NMDS soporta en parte las diferencias entre la comunidad algal arrecifal de Cacaluta con el resto de las localidades. San Agustín es la que presenta menor similitud con el resto y es la más alejada geográficamente hacia el SO.

Especies que podrían constituir nuevos registros para Guerrero y Oaxaca son 11, 9 de Rhodophyta, *Carradoriella denudata* (Dillwyn) Sa-voie & G. W. Saunders, *Corallophila kleiwegii* Weber Bosse, *Crouania pleonospora* W. R. Taylor, *Dasya rigidula* (Kützinger) Ardissonne, *Erythrotrichia carnea* f. *irregularis* B. F. Zheng & J. Li, *Gayliella dawsonii* (A. B. Joly) Barros-Barreto & F. P. Gomes, *Gracilaria mammillaris* (Montagne) M. Howe, *Herposiphonia bipinnata* M. A. Howe y *Polysiphonia abscisoides* Womersley, una Chlorophyta, *Parvocaulis polyphysoides* y una Ochrophyta-Phaeophyceae, *Sphacelaria fusca* (Hudson) S. F. Gray. Las descripciones morfológicas de todas estas especies, coinciden con la morfología de nuestros especímenes, sin embargo, dado que la distribución registrada solamente es para las costas del Atlántico y para regiones del Pacífico muy lejanas al PTM, consideramos necesario hacer análisis moleculares para certificar la identidad de las especies y entonces formalizar los nuevos registros.

En relación a los nuevos registros en el PTM es necesario hacer notar que en esta región confluyen dos grandes corrientes del Pacífico americano, la Corriente de California desde el N y la Corriente Costanera de Costa Rica desde el S, lo cual favorece la dispersión de *Ceramium nakamurae* y *Ulothrix laetevirens* hacia el S y de *Pugetia latiloba* hacia el N.

En esta obra se siguió a Guiry & Guiry (2022) para la actualización de las sinonimias y la nomenclatura, sin embargo, reconocemos que existen distintas interpretaciones respecto de la validez o la sinonimia para algunas especies como: *Amphiroa subcylindrica*, *Halymenia abyssicola* y *Herposiphonia tenella* (Norris, 2014).

Los grupos resultado del NMDS (del G1 al G4) están separados por estado indicando diferencias significativas entre las comunidades de macroalgas arrecifales. De acuerdo con el ANOSIM, las localidades están separadas por su composición específica, la cual sugiere diferencias en la estructura de la comunidad arrecifal de cada localidad y constituye la línea base para futuros análisis sobre la dinámica de estas comunidades.

Finalmente, esta línea base de información sobre las macroalgas arrecifales del PTM, facilitará la elaboración de un programa de monitoreo en la región, hacer un diagnóstico del estado de perturbación de los arrecifes coralinos y generar estrategias y planes de conservación de estos ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA) de la Universidad Nacional Autónoma de México por el financiamiento otorgado a los siguientes proyectos, IN211206, IN214906 e IA203914. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financia-

miento al proyecto FOMIX 000000000107999. A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) por el financiamiento al proyecto BE020. A las autoridades del Parque Nacional Huatulco por las facilidades para el desarrollo del trabajo de campo.

A los Biólogos Cecilia Calderón, Daniela González-Pizá, Edgardo López-Valerio, Lucero Joselyn Luna-Barreda, Andrea Irais Moncada-García, Tania Monserrat Saldivar-Cruz, Lizeth Sánchez-Zamora, Alejandra Sandoval-Coronado y Perla Vázquez-Texcotitla, por su valiosa contribución en el trabajo de campo y en la realización de sus tesis. A la M. en C. Ivette Ruíz-Boijseauneau por su apoyo en el trabajo de campo y en la edición del manuscrito, y al D.C.V. David Antonio Silva-Torres por la elaboración del mapa.

REFERENCIAS

- ANAYA-REYNA, G. & R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ. 1996. Macroalgas del arrecife coralino de Cabo Pulmo-Los Frailes, BCS, México. *Revista de Biología Tropical* 44(2): 903-906.
- BIRKELAND, C. 2015. Coral Reefs in the Anthropocene. In: Birkeland, C. (ed). *Coral Reefs in the Anthropocene*. Springer, pp. 1-16.
- CALDERÓN-AGUILAR, C.A. 2008. Riqueza y distribución de macroalgas asociadas a corales en Bahía El Maguey, Huatulco, Oaxaca. Tesis de licenciatura (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM, CDMX, México. 65 p.
- CARBALLO, J.L., E. BAUTISTA-GUERRERO, H. NAVA & C. BARRAZA. 2010. Cambio climático y ecosistemas costeros. Bases fundamentales para la conservación de los arrecifes de coral del Pacífico Este. In: Hernandez-Zanuy A. & P.M. Alcolado (eds.). *La biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el Cambio Climático: I. Memorias del primer taller de la Red CYTED BIODIMAR*, pp.183-193.
- CARRIQUIRY, J.D. & H. REYES-BONILLA. 1997. Estructura y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México. *Ciencias Marinas* 23(2): 227-248.
- CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA. 2007. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos, costas e islas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C. México, D.F. 129 pp.
- CORTÉS, J. 1997. Status of the Caribbean Coral reefs of Central America. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* 1: 335-340
- CRUZ, I.C.S., L.G. WATERSA, R.K.P. KIKUCHI, Z.M.A.N. LEÃO B & A. TURRA. 2018. Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. *Marine Pollution Bulletin* 135: 551-561. DOI:10.1016/j.marpolbul.2018.07.043
- DAWSON, E.Y. 1953. *Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part 1. Bangiales to Corallinaceae* Subf. *Corallinoideae*. University California Press, Los Angeles California. 409 p.
- DAWSON, E.Y. 1960. *Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part 3. Cryptone-miales. Allan Hancock Pacific Expeditions* 17: 241-409.

- DAWSON, E.Y. 1962. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part 7. Ceramiales: Ceramiaceae, Delesseriaceae. Allan Hancock Pacific Expeditions. *The University of Southern California Press* 26(1): 1-205.
- DIÁZ-PULIDO, G., L.J. MCCOOK, A.W.D. LARKUM, H.K. LOTZE, J.A. RAVEN, B. SCHAFFELKE, J. SMITH & R.S. STENECK. 2007. Vulnerability of macroalgae of the Great Barrier Reef to climate change. In: Johnson J. & P. Marshall (eds.). *Climate change and the Great Barrier Reef*. Great Barrier Reef Marine Park Authority, The Australian Greenhouse Office and The Department of Environment Water and Natural Resources, Townville, pp. 153-192. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2014.05.001
- ENCISO-PADILLA, I., P.C. GUTIÉRREZ-GUTIÉRREZ & C. MOISÉS. 2008. Estructura comunitaria de macroalgas y dinámica de la relación alga-coral en el arrecife de Playa Mora, Bahía de Tenacatita, Jalisco. *Avances en la Investigación Científica en el CUCBA*. ISBN: 978-607-00-2083-4.
- 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
- FIEDLER, P.C. & M.F. LAVIN. 2017. Oceanographic conditions of the eastern tropical Pacific. In: Glynn, P.W., D.P. Manzello & I.C. Enochs (eds.). *Coral reefs of the eastern tropical Pacific*. Springer, Dordrecht, pp. 59-83.
- FONG, P. & V.J. PAUL. 2011. Coral reef algae. In: Dubinsky Z. & N. Stambler (eds). *Coral reefs: an ecosystem in transition*. Springer, Dordrecht, pp. 241-272.
- FONG P., T.B. SMITH & R. MUTHUKRISHNAN. 2017. Algal Dynamics: Alternate Stable States of Reefs in the Eastern Tropical Pacific. In: Glynn, P., D. Manzello, I. Enochs (eds.). *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific*. Coral Reefs of the World, Springer, Dordrecht, pp. 340-367.
- GARCÍA, E. 2004. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. Quinta edición. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. 98 p.
- GLYNN, P.W. & G.E. LEYTE-MORALES. 1997. Coral reefs of Huatulco, West México: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Revista de Biología Tropical* 45 (3): 1033-1047.
- GONZÁLEZ-PIZÁ, L.D. 2013. Diversidad de macroalgas asociadas al arrecife coralino El Zacatoso, Zihuatanejo, Guerrero. Tesis de licenciatura (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 80 p.
- GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, J. 1992. Flora ficológica de México: concepciones y estrategias para la integración de una flora ficológica nacional. *Ciencias 006 (especial)*:13-36.
- GONZÁLEZ-RESENDIZ, M.L. 2008. Estructura comunitaria de macroalgas en dos sistemas arrecifales de Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental). Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 69 p.
- GRANJA-FERNÁNDEZ, M.R. & R.A. LÓPEZ-PÉREZ. 2008. Sedimentación en comunidades arrecifales de Bahías de Huatulco. Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 56: 1179-1187.
- GUIRY, M.D. & GUIRY, G.M. 2022. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org> (consultado el 21 de noviembre de 2022).
- HAMMER, O., D.A.T. HARPER & P.D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontological Electronica* 4(1): 1-9.
- LEPS, J. & P. ŠMILAUER. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using Canoco*. Cambridge University Press. 269 p.
- LÓPEZ N, C. CANDELARIA, P. RAMÍREZ-GARCÍA & D. RODRÍGUEZ. 2017. Structure and temporal dynamic of tropical turf-forming macroalgal assemblages of the western coast of Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 45(2): 329-340. DOI: 10.3856/vol45-issue2-fulltext-9
- LÓPEZ-PÉREZ, A., R. GRANJA-FERNÁNDEZ, O. VALENCIA-MÉNDEZ, C. APARICIO-CID, A.M. TORRES-HUERTA, N.A. BARRIENTOS-LUJÁN, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS & L. HERNÁNDEZ. 2019. Biodiversity associated with southern Mexican Pacific coral systems. In: Ibañez, A. (ed.). *Mexican aquatic environments*. Springer, Cham, pp. 119-144.
- LÓPEZ-PÉREZ, R.A. & H. REYES-BONILLA. 2000. Los corales constructores de arrecifes en el Pacífico mexicano. Una historia de 65 millones de años. *Ciencia* 51: 4-12.
- LÓPEZ-VALERIO, E.M. 2009. Variación estacional de la riqueza y composición de macroalgas en la comunidad coralina "La India", Huatulco, Oaxaca. Tesis de licenciatura (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 82 p.
- LUNA-BARRERA, L.J. 2018. Variación de las relaciones espaciales alga-coral durante el fenómeno de El Niño (2015 - 2016) en Ixtapa, Zihuatanejo. Tesis de licenciatura (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM, CDMX, México. 100 p.
- MATEO-CID, L.E. & A.C. MENDOZA-GONZÁLEZ. 1997. Nuevos registros de algas marinas para Oaxaca, México. *Polibotánica*, (4): 54-74.
- MATEO-CID, L.E., A.C. MENDOZA-GONZÁLEZ, C. GALICIA-GARCÍA & L. HUERTA-MÚQUIZ. 2000. Contribución al estudio de las algas marinas bentónicas de Punta Arena y Cabo Pulmo, Baja California Sur, México. *Acta Botánica Mexicana* (52): 55-73.
- MENDOZA GONZÁLEZ, A.C. & L.E. MATEO-CID 1999. Adiciones a la ficoflora marina bentónica de las costas de Oaxaca, México. *Polibotánica* 10:39-58.
- MONCADA-GARCÍA, A. 2018. Evaluación del impacto de la sedimentación en la estructura de los ensamblajes algales del arrecife en Caleta de Chon en Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis de licenciatura (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM, CDMX, México. 76 p.
- NAVA, H. & M.T. RAMÍREZ-HERRERA. 2012. Land use changes and impact on coral communities along the central Pacific coast of Mexico. *Environmental Earth Sciences* 65: 1095-1104. DOI: 10.1007/s12665-011-1359-3
- NAVA H., N. LÓPEZ, P. RAMÍREZ-GARCÍA & E. GARIBAY-VALLADOLID. 2021. Contrasting effects of the El Niño 2015-16 event on coral reefs from the central Pacific coast of Mexico. *Marine Ecology* 42(2): 1-11. DOI: 10.1111/maec.12630
- NORRIS, J.N. 2014. Marine algae of the northern Gulf of California, II: Rhodophyta. *Smithsonian Contributions to Botany* 96:1-555. DOI: 10.5479/si.19382812.96.

- PEDROCHE F.F. & E. NOVELO. 2020. Pertinencia de la nomenclatura abierta en ficología. *Cymbella* 6(2): 99-105.
- PEDROCHE, F.F. & A. SENTÍES. 2020. Diversidad de macroalgas marinas en México. Una actualización florística y nomenclatural. *Cymbella* 6(1): 4-55.
- REGUERO, B.G., M.W. BECK, V.N. AGOSTINI, P. KRAMER & B. HANCOCK. 2018. Coral reefs for coastal protection: A new methodological approach and engineering case study in Grenada. *Journal of Environmental Management* 210: 146-161. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.01.024
- REYES-BONILLA, H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of México. In: Cortes, J (ed.). *Latin American coral reefs*. Elsevier, Science, pp. 331-349.
- REYES-BONILLA, H. & G.E. LEYTE-MORALES. 1998. Corals and coral reefs of the Puerto Angel region, west coast of México. *Revista de Biología Tropical* 46: 679-681.
- REYES-BONILLA, H., J.D. CARRIQUIRY, G.E. LEYTE-MORALES & A.L. CUPUL-MAGAÑA. 2002. Effects of the El Niño-Southern Oscillation and the anti-El Niño event (1997-1999) on coral reefs of the western coast of México. *Coral Reefs* 21: 368-372. DOI 10.1007/s00338-002-0255-4
- RIOSMENA-RODRÍGUEZ, R., J.M. LÓPEZ-VIVAS, M.M. LARA UC & J.M. LÓPEZ-CALDERÓN. 2014. Invasión de plantas marinas exóticas en el Pacífico mexicano: Amenaza para el ambiente y la economía. *Bioma* 16(2): 54-65.
- ROSAS-ALQUICIRA, E.F., N.A. LÓPEZ GÓMEZ, C.F. CANDELARIA-SILVA, L. GONZÁLEZ-RESÉNDIZ, C. PACHECO-RAMÍREZ & H.P. LEÓN-TEJERA. 2019. *Macroalgas marinas y costeras de Guerrero, Chiapas y Oaxaca*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 57 p. DOI:10.22201/fc.0000001e.2019
- SALCEDO-MARTÍNEZ, S., G. GREEN, A. GAMBOA-CONTRERAS & P. GÓMEZ. 1988. Inventario de macroalgas y macroinvertebrados bénticos, presentes en áreas rocosas de la región de Zihuatanejo, Guerrero, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México* 15(1): 73-95.
- SALDÍVAR-CRUZ, T.M. 2019. Estructura y dinámica de los ensamblajes de macroalgas y sedimentación en el arrecife coralino El Zacatoso, Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis de licenciatura (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM, CDMX, México. 89 p.
- SÁNCHEZ-ZAMORA, L. 2009. Riqueza y composición de macroalgas en la comunidad coralina de Bahía "El Violín", Huatulco, Oaxaca. Tesis de licenciatura (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 113 p.
- SÁNCHEZ-ZAMORA, L. 2013. Estructura comunitaria de céspedes algales dentro y fuera de territorios de *Stegastes acapulcoensis* (Osteichthyes: Pomacentridae) en dos ambientes arrecifales de la región de Huatulco, Oaxaca, México. Tesis de Maestría (Ciencias del Mar y Limnología). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. CDMX, México. 107 p.
- SANDOVAL-CORONADO, B.A. 2016. Patrones de abundancia y distribución de macroalgas del arrecife coralino de Ixtapa, Zihuatanejo, Guerrero. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM, CDMX, México. 83 p.
- SANTANDER-MONSALVO, J., I. ESPEJEL & L. ORTÍZ-LOZANO. 2018. Distribution, uses, and anthropic pressures on reef ecosystems of Mexico. *Ocean Coastal Management* 165:39-51. DOI: doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.08.014
- TAYLOR, W.R. 1945. Pacific Marine Algae of the Allan Hancock Expeditions to the Galapagos Islands. *Allan Hancock Pacific Expeditions* 12: 1-528.
- van Zanten, B.T., P.J.H. van Beukering & A.J. Wagtenonk. 2014. Coastal protection by coral reefs: A framework for spatial assessment and economic valuation. *Ocean and Coastal Management* 96: 94-103. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2014.05.001
- VÁZQUEZ-TEXOCOTITLA, P. 2008. Efecto del sedimento retenido en la estructura de los ensamblajes algales submareales. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM, CDMX, México. 78 p.
- VÁZQUEZ-TEXOCOTITLA, P. 2013. Variación espacio temporal de la estructura de los ensamblajes algales asociados a diferentes sustratos en el arrecife coralino El Zacatoso, Zihuatanejo, Guerrero. Tesis de Maestría (Ciencias). Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, CDMX, México. 119 p.

Ficoflorística de cianobacterias en Laguna Chichancanab, Quintana Roo, México

Phycofloristics of cyanobacteria in Laguna Chichancanab, Quintana Roo, México

Juan Manuel Arana-Ravell¹, Silvia Juana López-Adrián², Roberto Carlos Barrientos-Medina³

Recibido: 28 de agosto de 2022.

Aceptado: 18 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. La laguna Chichancanab es uno de los ecosistemas de agua dulce más importantes en el centro de la península de Yucatán (México) ya que es una ecorregión hidrológica primaria y hábitat de especies de fauna endémica. No obstante, se desconoce su diversidad de algas de aguas continentales, incluyendo a las cianobacterias, grupo que es de interés por su potencial función como indicador. **Objetivo.** Documentar la diversidad de las cianobacterias presentes en esta laguna. **Métodos.** Se realizaron tres muestreos en diferentes temporadas del año. La colecta de algas de agua dulce se realizó de forma directa, a la par que se tomaron variables fisicoquímicas. Las muestras se analizaron en microscopía óptica y se recabaron características diagnósticas dependiendo del taxón. Se identificaron a las especies con literatura especializada, en algunos casos se actualizó la nomenclatura, y se realizó una revisión sobre su diversidad regional. **Resultados.** En este estudio se reportan 29 especies de cianobacterias pertenecientes a diferentes órdenes, de los cuales destaca *Synechococcales* y las familias *Merismopediaceae* (*Synechococcales*) y *Oscillatoriaceae* (*Oscillatoriales*). Se reportan 18 nuevos registros para Quintana Roo, de los cuales 11 son para la Península de Yucatán: *Synechococcus ambiguus*, *Eucapsis aphanocapsoides*, *E. parallelepipedon*, *Romeria hieroglyphica*, *Jaaginema subtilissimum*, *Komvophoron minimum*, *Planktolyn-gbya limnetica*, *Schizothrix tenuis*, *Spirulina nordstedtii*, *Phormidium californicum* y *P. lucidum*. Las condiciones de la laguna son similares a la de otros cuerpos de agua tropicales en diferentes países del Caribe y comparten al menos un 31.4% de especies. **Conclusiones.** Se encontró una diversidad de cianobacterias mayor a lo reportado anteriormente en la literatura. Este trabajo pretende sentar las bases para el conocimiento de las algas de agua dulce en la laguna y ser referente a futuros trabajos taxonómicos, ecológicos y aplicados que partan de este lugar.

Palabras clave: aguas continentales, microalgas, ficoflora, laguna interior, Península de Yucatán

ABSTRACT

Background. Chichancanab Lake is one of the most important freshwater ecosystems located in the center of Yucatan peninsula (Mexico) as it is a primary hydrological ecoregion and habitat for endemic fauna species. However, its diversity of freshwater algae is poorly known, including cyanobacteria, a group that is of interest for its potential function as an indicator. **Objective.** Document the diversity of the cyanobacteria present in this site. **Methods.** Three samplings were carried out in different seasons of the year. The collection of freshwater algae was carried out directly. The samples were analyzed by light microscopy and diagnostic characteristics were collected depending on the taxa. Species were identified with specialized literature, in some cases the nomenclature was updated, and a review of its regional diversity was carried out. **Results.** In this study, 29 species of cyanobacteria belonging to different orders are reported, of which *Synechococcales* and the families *Merismopediaceae* (*Synechococcales*) and *Oscillatoriaceae* (*Oscillatoriales*) stand out. We report 18 new records for Quintana Roo, of which 11 are for Yucatan Peninsula: *Synechococcus ambiguus*, *Eucapsis aphanocapsoides*, *E. parallelepipedon*, *Romeria hieroglyphica*, *Jaaginema subtilissimum*, *Komvophoron minimum*, *Planktolyn-gbya limnetica*, *Schizothrix tenuis*, *Spirulina nordstedtii*, *Phormidium californicum* y *P. lucidum*. The ecological conditions of the site are similar to other tropical water bodies in different Caribbean countries and share at least 31.4% of morphospecies. **Conclusions.** A greater diversity of cyanobacteria than previously reported in the literature was found. This work intends to lay the foundations for the knowledge of freshwater algae in the lagoon and be a reference for future taxonomic, ecological, and applied works that start from this place.

Keywords: inland lagoon, floristics, freshwater, microalgae, Yucatan Peninsula

¹ Maestría en Ciencias del Agua, Unidad en Ciencias del Agua, Centro de Investigación Científica de Yucatán. Calle 8, No. 39, Mz. 29, S.M. 64, Cancún, Quintana Roo, 77500. México

² Departamento de Botánica, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán. Carretera Mérida-Xmatkuil Km. 15.5, Mérida, Yucatán, 97315. México

³ Departamento de Ecología, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán. Km. 15.5 Carretera Mérida-Xmatkuil, Mérida, Yucatán, 97315. México

***Corresponding author:**

Juan Manuel Arana-Ravell: e-mail: juan.aranaravell@gmail.com

To quote as:

Arana-Ravell, J. M., S. J. López-Adrián & R. C. Barrientos-Medina. 2022. Ficoflorística de cianobacterias en Laguna Chichancanab, Quintana Roo, México. *Hidrobiológica* 32 (3): 295-308.

INTRODUCCIÓN

La Laguna Chichancanab es un ecosistema de agua dulce localizado en el centro-sur de la península de Yucatán (territorio de Quintana Roo) y ha sido objeto de estudio de varios trabajos de investigación, entre ellos los de tipo geológicos, hidrológicos y biológicos (Barrientos *et al.*, 2015; Covich, 2010; Gill *et al.*, 2007; Hodell *et al.*, 2005; Pérez *et al.*, 2011). Dada la particularidad del suelo de Chichancanab (Hodell *et al.*, 2012), la presencia de estromatolitos (Bayona-Miramontes, 2012) y especies endémicas de peces del género *Cyprinodon* (Humphries, 1984; Strecker, 2005), es considerada nacionalmente como una ecorregión hidrológica prioritaria (Lara-Lara *et al.*, 2008) y mundialmente como sitio RAMSAR bajo el esquema de conservación manejado por la comunidad. A pesar de su importancia, este sitio carece de inventarios bióticos completos y mucho menos a los que de algas de agua dulce se refiere.

Los trabajos que realizan inventarios para estimar la diversidad de estos organismos en un sitio o región son denominados ficoflorísticos, donde los enfocados en ambientes dulceacuícolas en México han ido en creciente avance. Esto ha permitido que, para el caso de las cianobacterias, los esfuerzos estimen una riqueza nacional que alcanza a las 799 especies considerando los nombres específicos e infraespecíficos (Novelo & Tavera, 2022). Pese a esto, en la porción mexicana de la Península de Yucatán, el registro entre los tres estados que corresponden a esta región del país apenas alcanza a las 373 especies, teniendo para el estado de Quintana Roo un estimado de 47 a 83 registros válidos distribuidos en tan solo unas cuantas localidades (Arana *et al.*, 2019; Novelo & Tavera, 2022), donde se incluye Chichancanab.

Muchos de los registros de algas de aguas continentales en la laguna son apenas menciones dentro de la caracterización del sitio (Bayona-Miramontes, 2012; López-Adrián, 2017a; Smirnov & Elías-Gutiérrez, 2011; Strecker, 2006), mismas que omiten descripciones o fotografías. Estos reportes incluyen a Charophyta, Chlorophyta, Bacillariophyta, Miozoa y Cyanobacteria, donde en este último filo se incluyen especies sin determinar de *Stigonema*, *Gomphosphaeria*, *Anabaena*, *Chroococcus* y *Oscillatoria*. Por su parte, López-Adrián *et al.* (2017a) enlistan especies de algas (cianobacterias principalmente) que indican un estado saprobiótico de la laguna.

Aunque estos reportes brindan un panorama general de la riqueza de estos organismos en la laguna, no existen inventarios completos ni mucho menos trabajos en donde se profundice acerca de un grupo en particular de algas. Por tal motivo, este trabajo se enfoca en Cyanobacteria, un grupo potencialmente indicador de cambios ambientales, como los procesos eutróficos, y cuyo inventario proyecta ser pauta para futuros trabajos en el sitio, considerando que la vegetación circundante a la laguna ha sufrido deforestación y el cuerpo de agua ha estado sujeto a incrementos de materia orgánica por los núcleos urbanos y actividad económica periféricas a esta (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2000). Así mismo, la revisión de la diversidad de estos organismos permitirá ampliar el conocimiento sobre este grupo en el estado de Quintana Roo, así como de la Península de Yucatán.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

La laguna Chichancanab se encuentra a 5 km de la localidad de Dziuché, en el municipio José María Morelos del estado de Quintana Roo, México (Figura 1). El sitio comprende una longitud aproximada de 30 km y consiste en un cuerpo de agua estacionario con zonas inunda-

bles en las temporadas de lluvia (junio a noviembre). El clima es cálido sub-húmedo con lluvias en verano (Aw2), con temperaturas promedio de 26-28 °C al año y precipitación anual promedio de 1,268 mm. La vegetación predominante es selva mediana subperennifolia y pastizal (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2000; Hodell *et al.*, 2012).

Trabajo de campo

El material ficológico se recolectó mediante muestreos directos con apoyo de botellas muestreadoras de 1 L (marca LaMotte), en dos puntos principales de acceso al balneario de la laguna y alrededor de los mismos (en un intervalo no mayor a 40 m), siendo estos en los meses de mayo (secas; dos visitas, incluyendo un muestreo prospectivo) y agosto (lluvias) del 2013, así como en enero (nortes) del 2014, obteniendo un total de 24 muestras colectadas, considerando toda la cobertura espacial y temporal. Todas las muestras fueron fijadas con formaldehído al 2%.

Se recabaron las variables fisicoquímicas asociadas al cuerpo de agua con apoyo de una sonda multiparamétrica YSI-85, los cuales fueron temperatura (°C), salinidad (ppt), conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$), sólidos totales disueltos (mg/L), pH y oxígeno disuelto (mgO_2/L). Así mismo, se recabó agua para análisis de nutrientes, los cuales fueron nitratos ($\mu\text{mol/L NO}_3^-$), fosfatos ($\mu\text{mol/L PO}_4^{3-}$), así como para determinar los sulfatos ($\text{mgSO}_4^{2-}/\text{L}$), mismos que se cuantificaron mediante técnicas colorimétricas. Una vez obtenidos los datos se calcularon las medias aritméticas para cada caso. Todas las variables fueron tomadas a nivel superficial.

Las muestras fueron depositadas en la colección de Microalgas Marinas y de Agua Dulce (FICOYUC) del Herbario "Alfredo Barrera Marín" de la Universidad Autónoma de Yucatán, bajo los números de catálogo 1275-1291 (mayo; 17 muestras), 1292-1294; 1296 (agosto; cuatro muestras) y 1295; 1297-1298 (enero; tres muestras). De forma complementaria, se realizaron preparaciones permanentes sobre portaobjetos de vidrio, mismas que fueron incluidas a la colección.

Trabajo de laboratorio y gabinete

Las observaciones se realizaron con apoyo de un microscopio óptico Olympus CX-31. Se tomaron características diagnósticas de los taxones de cianobacterias, partiendo de la organización celular y estructuras. También, se obtuvieron datos morfométricos. Los ejemplares se fotografiaron con apoyo de una cámara Nikon (modelo D3300).

La identificación de las especies se realizó mediante guías y claves especializadas de algas dulceacuícolas (principalmente Komárek & Anagnostidis, 1999; Komárek & Anagnostidis, 2005; Komárek & Komáriková-Legnerová, 2007; Nava-Ruiz & Valadez, 2012; Tavera *et al.*, 2013; Wehr & Sheath, 2003). Una vez reconocidas, se recurrió a las bases de datos AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2022) y bdLACET (Novelo & Tavera, 2022) para verificar el estado nomenclatural y su distribución, dando prioridad a la región de la Península de Yucatán. Para la presentación de la composición taxonómica, los taxones se organizaron de manera supragenérica (órdenes y familias) de acuerdo con la clasificación de Komárek *et al.* (2014), mientras que los géneros y especies se ordenaron alfabéticamente.

Análisis de datos

Para evaluar la representatividad del muestreo, se realizó una curva de acumulación de especies tipo colector, en donde el esfuerzo de muestreo se midió con las muestras acumuladas, considerando la cobertura espacial y temporal de las recolectas. Los cálculos pertinentes se efec-

tuaron con el paquete vegan (Oksanen *et al.*, 2022), implementado en el lenguaje de programación R (R Core Team, 2022), versión 4.2.0.

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas y nutrientes

Los valores obtenidos de las variables fisicoquímicas, así como de los nutrientes y sulfatos, se pueden observar en la Tabla 1. La temperatura, conductividad, oxígeno disuelto y los nutrientes sufrieron cambios a través del muestreo, con los valores más altos en la temporada de secas en contraste con nortes, cuando se presentan más bajos.

Composición taxonómica

En relación con la representatividad del muestreo, se obtuvo una curva de acumulación de especies a través de la observación de las muestras

(Figura 2). La mayoría de las especies se registraron en las primeras cinco muestras revisadas (que corresponden a la temporada de secas).

Respecto a la composición taxonómica de cianobacterias durante el período de muestreo, se determinaron 29 especies pertenecientes a 21 géneros, 14 familias y cuatro órdenes. En la Tabla 2 se encuentra la lista taxonómica de estos organismos, así como la presencia/ausencia por temporada climática.

El orden Synechococcales fue el más representado en riqueza de especies (41.3%), seguido de Chroococcales (31.3%), Oscillatoriales (20.6%), Spirulinales (6.8%). Las familias mejor representadas en especies son Merismopediaceae y Oscillatoriaceae (17.2% cada una), seguido de Aphanothecaceae, Chroococcaceae y Pseudanabaenaceae (10.3% para cada caso) y Spirulinaceae (6.9%). Las restantes solo tuvieron una especie como representante.

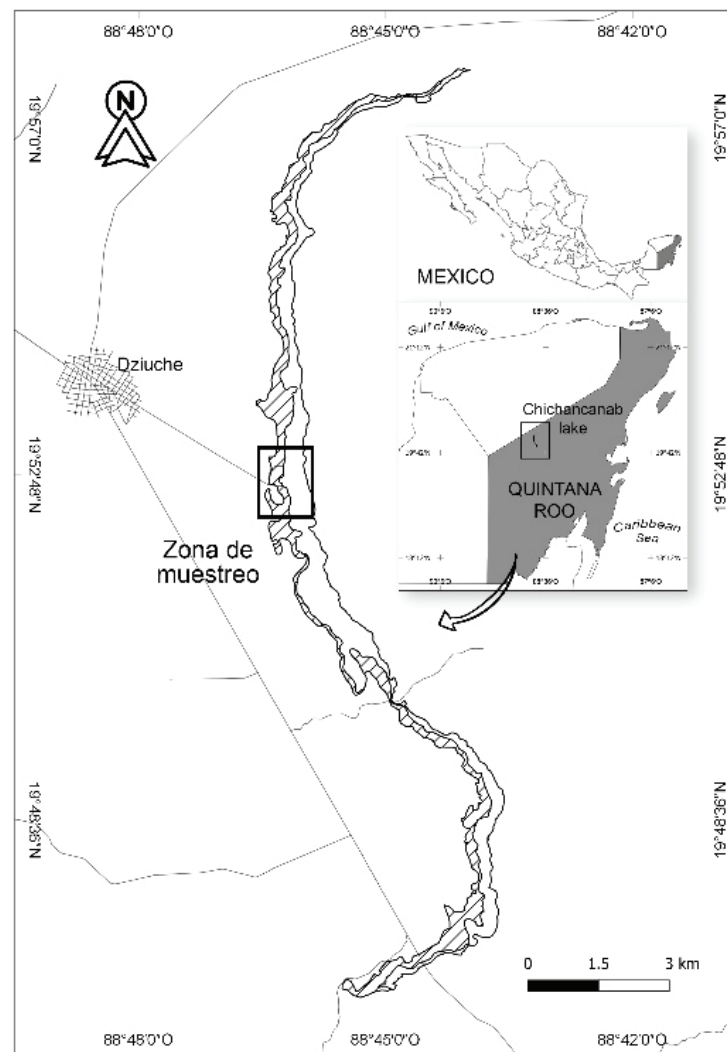


Figura 1. Localización de laguna Chichancanab. El recuadro del centro de la laguna señala la zona de muestreo.

Por otra parte, el género *Chroococcus* fue el que tuvo la mayor riqueza de especies (tres), seguido de *Aphanothece*, *Eucapsis*, *Spirulina*, *Phormidium* y *Oscillatoria* (dos para cada uno).

A continuación, se presentan las descripciones morfológicas detalladas de las especies identificadas. Se señala la distribución regional en los estados de Quintana Roo, Yucatán y Campeche (por municipio) y en México (estado), así como de los nuevos registros para Quintana Roo y/o el país. Se especifica el número de depósito en el Herbario Alfredo Barrera Marín UADY-UADY.

Orden Synechococcales

Familia Synechococcaceae

1. *Synechococcus ambiguus* Skuja 1937 (Figura 3)

Células de vida libre agregadas en pequeños grupos. Células elipsoidales, con contenido granular; algunas células muestran una división binaria. Células de 5.6-6.8 µm de largo por 2.5-3.1 µm de ancho.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) menciona que es una especie metafítica en pantanos y estanques con plantas acuáticas, así como en el litoral de lagos. Presente en cuerpos de agua subtropicales, oligotróficos a altamente eutróficos.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Otros registros en México: Tabasco (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1278, 1282, 1283, 1285, 1287, 1289, 1290, 1293-1295, 1297.

Familia Merismopediaceae

2. *Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) Cromberg & Komárek 1994 (Figura 4)

Colonias irregulares a más o menos esféricas, con mucílago difluente, de (25)35-37.5 µm de diámetro. Células esféricas, separadas ampliamente entre sí dentro de la colonia, de 2.5-3.1 µm de diámetro.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) menciona que es una especie planctónica en cuerpos de agua eutróficos; cosmopolita.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Yucatán: Mérida (Tavera *et al.*, 2013). Península de Yucatán: No especifica (Schmitter-Soto *et al.*, 2002). Otros registros en México: Ciudad de México, Michoacán, Tabasco y Veracruz (Novelo & Tavera, 2022).

Tabla 1. Medias aritméticas de las variables fisicoquímicas registradas durante el período de muestreo.

Variable	Unidad	Secas (mayo)	Lluvias (agosto)	Nortes (enero)
Temperatura	°C	29.4	30.9	25.9
Salinidad	ppt	2.5	2.4	2.1
Conductividad	µS cm ⁻¹	4749.3	4434.0	4102.5
Sólidos totales disueltos	mg/L	3084.4	2818.8	2668.0
pH		8.2	8.2	7.8
Oxígeno disuelto	mgO ₂ /L	7.2	6.0	6.2
Nitratos	µmol/L NO ₃ ⁻	93.5	3.2	1.6
Fosfatos	µmol/L PO ₄ ³⁻	9.4	—	9.4
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	2980.1	1941.8	2309.2

UADY-UADY: 1276-1279, 1283-1286, 1288, 1292, 1297, 1298.

3. *Eucapsis aphanocapsoides* (Skuja) Komárek & Hindák 2016 (Figura 5)

Colonias de células dentro de un mucílago general, de forma esférica a subesférica, con bordes más o menos irregulares, de 23-32(50) µm de diámetro. Células de 1.5-2.5 µm de diámetro, con forma subesférica a esférica; algunas aparentan tener forma hemisférica. Agrupadas en pares y en tétradas.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Hindák (2015) mencionan que es una especie que crece en lagos oligotróficos a mesotróficos.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Otros registros en México: Veracruz (como *Chroococcus aphanocapsoides*) (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1276, 1279, 1298.

4. *Eucapsis parallelepipedon* (Schmidle) Komárek & Hindák 1989 (Figura 6)

Colonias formando agrupaciones de cuatro células, percibiéndose al microscopio hasta tres capas; sin capa general de mucílago o si la presenta es muy difusa. Células esféricas a hemisféricas, de 1.8-3.1 µm de diámetro.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) mencionan que es una especie de agua dulce en ambientes tropicales y en áreas cálidas de zonas templadas.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Otros registros en México: Tabasco y Veracruz (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275, 1276, 1282, 1284.

5. *Merismopedia glauca* (Ehrenberg) Kützing 1845 (Figura 7)

Colonias de células formando grupos de 4, que a su vez forman grupos de 16; planas, más o menos rectangulares. Células esféricas a hemisféricas de 2.5-3.1 µm de ancho por 3.1-4.3(5) µm de largo, sin aparente capa de mucílago individual o si la presenta es marginal y muy fina; contenido celular granular fino.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) mencionan que es una especie metafítica y bentónica en pantanos, agua estancada, en el litoral de cuerpos de agua o en lagos y estanques no contaminados; también se presenta planctónica. Especie cosmopolita.

Distribución regional: Quintana Roo: José María Morelos (López-Adrián *et al.*, 2017a). Yucatán: Homún (Catzim, 2009) y Mérida (López-Adrián *et al.*, 2017b). Otros registros en México: Campeche, Ciudad de México, Estado de México, Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Puebla, San Luis Potosí, Tabasco y Veracruz (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275, 1277, 1278, 1280.

6. *Synechocystis pevalekii* Ercegovic 1925 (Figura 8)

Colonias de vida libre o en un mucílago muy difluente. Células con forma esférica a hemisférica, con un lado complanado. Células de 2.5-3.1 µm de diámetro. Algunas células aparentan tener una fina capa de mucílago.

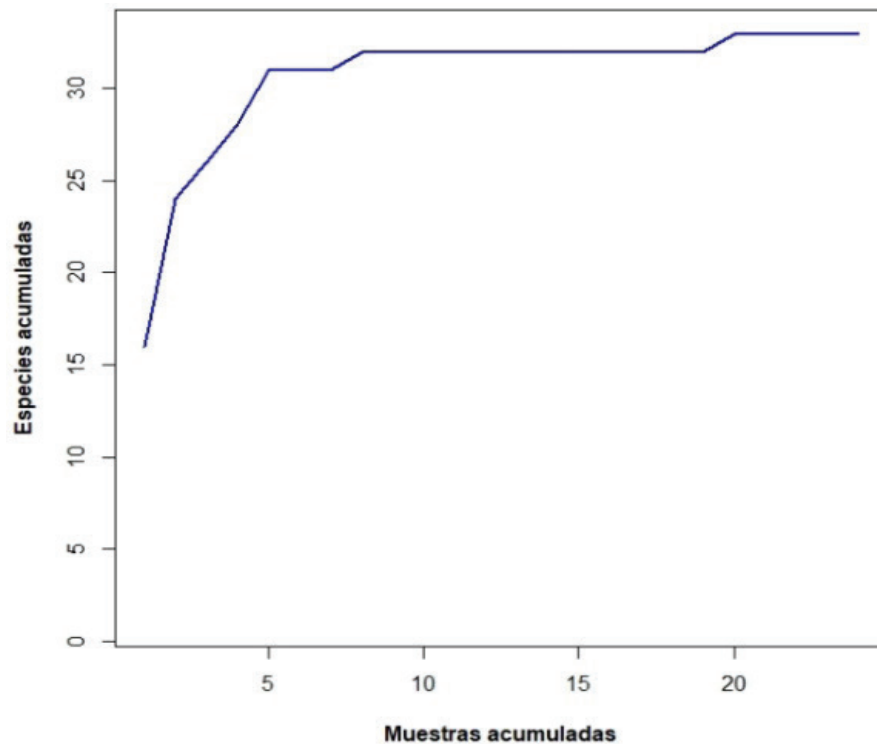


Figura 2. Curva de acumulación de especies a través de la observación de las muestras.

Hábitat: Presente en el plancton. Ortega-Murillo *et al.* (2015) y Moreno *et al.* (2008) mencionan a la especie en hábitat planctónico y perifítico.

Distribución regional: Quintana Roo: Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an (Valadez *et al.*, 2015). Península de Yucatán: Sin localidad específica (Schmitter-Soto *et al.*, 2002). Otros registros en México: Chiapas, Michoacán, Morelos y Oaxaca (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1282, 1284, 1286, 1289, 1290, 1291.

Familia Romeriaceae

7. *Romeria hieroglyphica* Komárek & Komárková-Legnerová 2007 (Figura 9)

Tricomas solitarios con 6-10 células, de hasta 65.6 μm de longitud, más o menos rectos. Células no envueltas por mucílago general, dispuestas en fila de forma no estricta. Células de 3.12-7.5 μm de largo por 0.75-1.87 μm de ancho. Separación entre células marcada y algunas se disponen de izquierda a derecha a través del desarrollo de los tricomas.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) mencionan que también se puede encontrar de forma metafítica.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Otros registros en México: Ciudad de México (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1276, 1282, 1284, 1288, 1292-1294, 1297, 1298.

Familia Pseudanabaenaceae

8. *Jaaginema subtilissimum* (Kützing *ex* Forti) Anagnostidis & Komárek 1988 (Figura 10)

Filamentos muy largos, solitarios, de 75-108(131.2) μm de longitud, curvándose cuando se prolongan; isopolares. Célula apical con polo levemente obtuso, de 2.5-5 μm de largo por (1.2)1.5-1.8 μm de ancho. Células vegetativas cilíndricas, más largas que anchas, de (3)4.3-5 μm de largo por (1)1.2-2.5 μm de ancho.

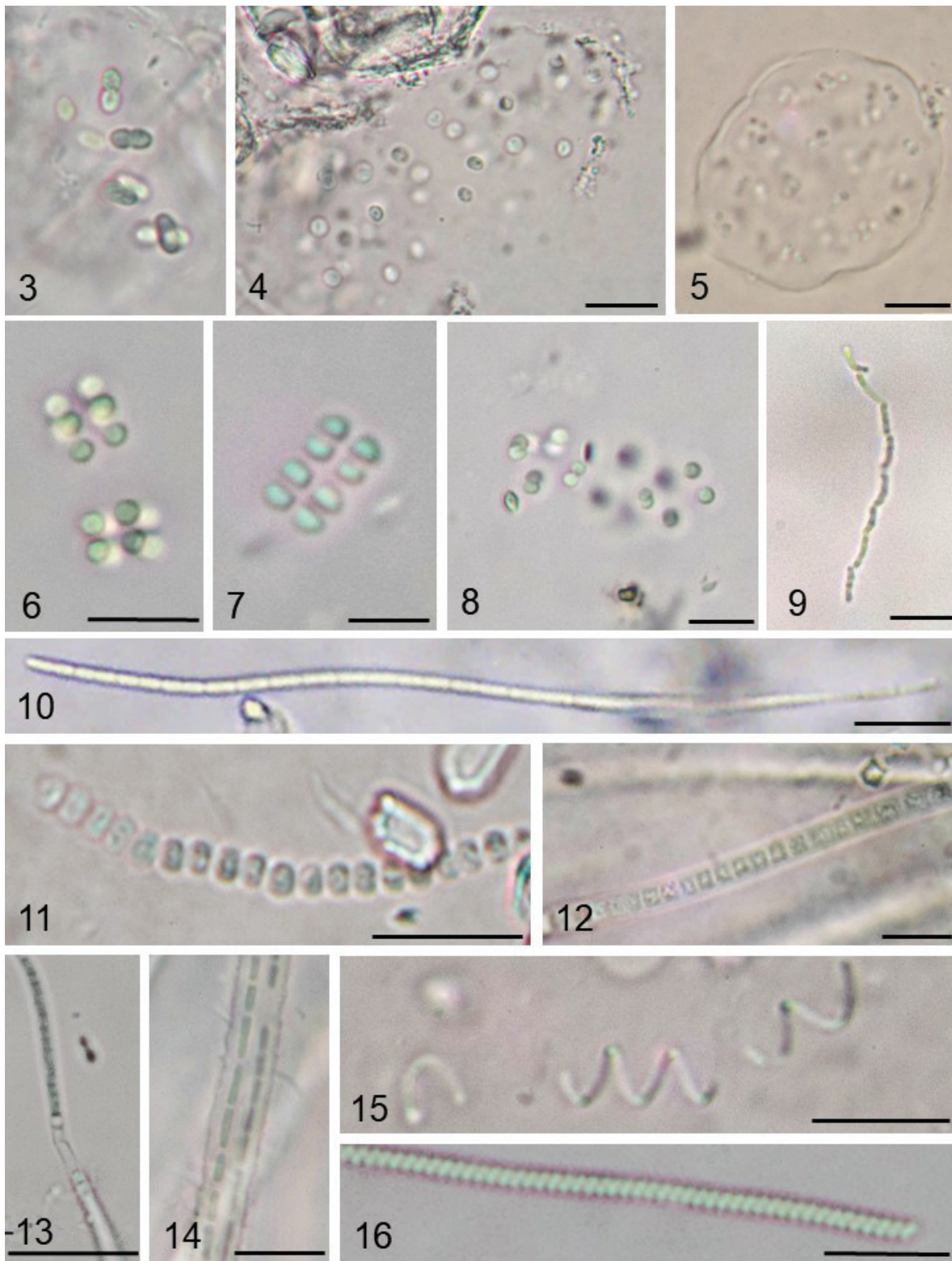
Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que es una especie bentónica en aguas lodosas; encontradas en aguas contaminadas y estancadas, aunque también ocurren en aguas con corrientes. Se puede presentar en cuerpos de agua dulce, salobre y salada.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Otros registros en México: Ciudad de México (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275, 1276, 1278, 1279, 1285.

9. *Komvophoron minutum* (N. Carter) Anagnostidis 2001 (Figura 11)

Tricomas solitarios, de 26-40 μm de longitud, por lo general recto o ligeramente curvo, sin vaina. Células sub-esféricas, de 1.2-3 μm de largo por (1.7)2-3.1 μm de ancho; célula apical redondeada, aunque algunas se atenúan levemente, de 1.5-2 μm de largo por ± 2 μm de ancho; presenta un espacio entre células a través del filamento, poco notorio.



Figuras 3–16. 3. *Synechococcus ambiguus*, 4. *Aphanocapsa incerta*, 5. *Eucapsis aphanocapsoides*, 6. *E. parallelepipedon*, 7. *Merismopedia glauca*, 8. *Synechocystis pevalekii*, 9. *Romeria hieroglyphica*, 10. *Jaaginema subtilissimum*, 11. *Komvoporon minutum*, 12. *Limnothrix borgertii*, 13. *Planktolyngbya limnetica*, 14. *Schizothrix tenuis*, 15. *Spirulina nordstedtii*, 16. *S. subsalsa*. Barra de escala= 10 µm. Fotografías de los autores.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) mencionan que la especie es bentónica, pero puede encontrarse de forma ticoplanctónica.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Otros registros en México: Michoacán y Puebla (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275, 1276, 1280.

10. *Limnothrix borgertii* (Lemmermann) Anagnostidis 2001 (Figura 12)

Filamentos no muy numerosos en fascículos, rectos o haciendo curvas levemente pronunciadas, de 60-565 µm de longitud. Vaina delgada de 2-2.5 µm de ancho. Células más o menos isodiamétricas, con aerotopos dispuestos alrededor del centro de cada una, de 1.87-2.5 µm de largo por 1.87-2.5 µm de ancho. Célula apical truncada a redondeada.

Hábitat: Presente en el plancton. Tavera *et al.* (2013) mencionan que se trata de una especie planctónica.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Yucatán: Mérida (Tavera *et al.*, 2013). Otros registros en México: Oaxaca (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275, 1278, 1279, 1291.

Familia Leptolyngbyaceae

11. *Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 1992 (Figura 13)

Filamentos rectos, no rígidos, formando ondulaciones laxas; variable en tamaño, de 63.7-430 µm de longitud, isopolares, con ápices redondeados; ancho de la vaina de 1.8-2.5 µm. Células más o menos isodiamétricas, de 1.8-3.1 µm de largo por 1.8-2.5 µm de ancho.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que es una especie planctónica en lagos de agua dulce con agua estancada, raramente en agua salada.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Otros registros en México: Estado de México, Jalisco, Morelos, Tabasco, Veracruz (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275-1280, 1285, 1286, 1289, 1291, 1293, 1296, 1298.

Familia Schizothrichaceae

12. *Schizothrix tenuis* Woronichin 1923 (Figura 14)

Talos mucilaginosos que envuelven a 1-3 tricomas dentro de una cubierta de mucilago, con borde ligeramente irregular y adelgazándose hacia los ápices, de 4-6 µm de ancho. Células de los tricomas de 2-4 µm de largo por 0.8-1 µm de ancho. La célula apical con borde redondeado a ligeramente agudo.

Hábitat: Presente en el plancton; creciendo junto a otras especies que forman matas en las orillas como *P. californicum*, *P. redekei* y *L. borgertii*. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que es una especie que se da en el metafiton de arroyos con sustratos de madera.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo y México.

UADY-UADY: 1275, 1278, 1291.

Tabla 2. Listado florístico de cianobacterias durante el período muestreado, ordenado alfabéticamente. Se señala con negritas los nuevos registros para México.

Especie	Temporada climática		
	Secas	Lluvias	Nortes
<i>Aphanocapsa incerta</i>	X	X	X
<i>Aphanothece comasii</i>	X		
<i>A. stagnina</i>	X	X	X
<i>Chroococcus minimus</i>	X	X	X
<i>C. minutus</i>	X		
<i>C. turgidus</i>	X	X	X
<i>Eucapsis aphanocapsoides</i>	X		X
<i>E. parallelepipedon</i>	X		
<i>Geitlerinema splendidum</i>	X		
<i>Gloeothece cf. interspersa</i>	X		
<i>Gomphosphaeria aponina</i>	X		
<i>Jaaginema subtilissimum</i>	X		
<i>Johannesbaptistia pellucida</i>		X	X
<i>Komvophoron minutum</i>	X		
<i>Limnothrix borgertii</i>	X		
<i>Lyngbya martensiana</i>	X		
<i>Merismopedia glauca</i>	X		
<i>Microcystis flos-aquae</i>	X	X	
<i>Oscillatoria ornata</i>	X		
<i>O. princeps</i>	X		
<i>Phormidium californicum</i>	X		
<i>P. lucidum</i>	X		X
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	X	X	X
<i>Romeria hieroglyphica</i>	X	X	X
<i>Schizothrix tenuis</i>	X		
<i>Spirulina nordstedtii</i>	X		
<i>S. subsalsa</i>	X		
<i>Synechococcus ambiguus</i>	X	X	X
<i>Synechocystis pevalekii</i>	X		

Orden Spirulinales

Familia Spirulinaceae

13. *Spirulina nordstedtii* Gomont 1892 (Figura 15)

Tricomas solitarios, formando giros de 5-6 µm de separación entre las crestas. Tricomas de 0.7-1 µm de ancho. Isopolares, con ápice redondeado. Contenido celular homogéneo.

Hábitat: Presente en el plancton. (Komárek & Anagnostidis (2005) mencionan que la especie puede darse en aguas continentales, así como aguas con diferentes niveles de salinidad.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Otros registros en México: Estado de México y Puebla (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1279, 1291.

14. *Spirulina subsalsa* Oersted ex Gomont 1892 (Figura 16)

Tricomas solitarios, formando giros que se tocan entre sí, con una distancia entre crestas de 0.8-1 μm y un diámetro de $\pm 1.5 \mu\text{m}$, de color verde-azul. Tricomas de 0.8-1 μm de ancho. Isopolares, con ápice redondeado. Contenido celular homogéneo.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que es una especie cosmopolita distribuida en diferentes tipos de hábitat.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Yucatán: No específica (López-Adrián, 2017b). Otros registros en México: Baja California, Ciudad de México, Estado de México, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Sonora, Tabasco y Tamaulipas (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1276, 1280, 1281.

Orden Chroococcales

Familia Microcystaceae

15. *Microcystis flos-aquae* (Wittrock) Kirchner 1898 (Figura 17)

Colonias esféricas a más o menos irregulares, sin margen visible, de 77.5-100 μm de diámetro. Células esféricas a hemisféricas, de (2.5)3.1-5 μm de diámetro, arregladas de manera densa dentro de la matriz. Aerotopos presentes.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) menciona que se trata de una especie planctónica que está presente en ambientes mesotróficos y eutróficos.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Yucatán: Mérida (López-Adrián *et al.*, 2017b). Otros registros en México: Ciudad de México, Colima, Estado de México, Hidalgo, Jalisco, Oaxaca, Michoacán, Morelos, Querétaro, Tabasco y Veracruz (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1278, 1294.

Familia Aphanothecaceae

16. *Aphanothece comasii* Komárková-Legnerová & Tavera 1996 (Figura 18)

Colonias esféricas a ovales, con mucílago delimitado y firme, de 15-32.5 μm de diámetro. Células de forma subesférica a ampliamente ovales, distribuidas de forma irregular dentro del mucílago, de 3.7-5 μm de largo por 2.3-3.1 μm de ancho.

Hábitat: Presente en el plancton. Tavera *et al.* (2013) mencionan que se trata de una especie planctónica y metafítica.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Yucatán: Mérida (Tavera *et al.*, 2013). Otros registros para México: Tabasco y Veracruz (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275, 1277, 1280.

17. *Aphanothece stagnina* (Sprengel) A. Braun in Rabenhorst 1863 (Figura 19)

Colonias esféricas, de 27.5-50 μm de diámetro, mucílago envolviendo a las colonias de forma delimitada. Células elipsoidales o bacilares, con ápices redondeados, de 1.8-2.4 μm de ancho por 3.75-5(5.6) μm de largo; sin mucílago individual.

Hábitat: Presente en el plancton. Bentónicas, epipélicas; en ocasiones arraigadas a plantas sumergidas. En la superficie del agua flotan-

do en masas. Presente en sitios eutróficos (Komárek & Anagnostidis, 1999).

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Yucatán: Motul (Ortega, 1984), Mérida (López-Adrián *et al.*, 2017b; Tavera *et al.*, 2013). Otros registros en México: Chiapas, Jalisco, Michoacán, Nuevo León, Sonora, Tabasco, Tlaxcala y Veracruz.

UADY-UADY: 1275, 1276, 1278-1280, 1282, 1283, 1285, 1286, 1288-1294, 1296-1298.

18. *Gloeotheca cf. interspersa* N.L. Gardner 1927 (Figura 20)

Colonia con forma ovalada, de 10-13.7 μm de ancho por 10-15 μm de largo, formando agrupaciones numerosas. Células ovaladas más o menos más largas que anchas, de (3.1)3.7-4.3(5) μm de largo por 2.5-3.1 μm de ancho, con mucílago individual lamelado (de dos a tres capas), en ocasiones con coloración verde olivo, de 1-2 por sub-colonia.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) mencionan que la especie tipo es de ambientes aerofíticos. Komárek & Komárková-Legnerová (2007) reportan una posible población en el metafiton.

Nota taxonómica: Especie que se asemeja a *G. interspersa*, pues concuerda en lo general con las características morfológicas mencionadas en Komárek & Komárková-Legnerová (2007) reportado en Belice. No obstante, la condición del hábitat es diferente al igual que los reportes previos; la presencia de nuestros ejemplares en el plancton podría deberse al posible movimiento del agua en el litoral.

UADY-UADY: 1277, 1278.

Familia Cyanothrichaceae

19. *Johannesbaptistia pellucida* (Dickie) W.R. Taylor & Drouet in Drouet 1938 (Figura 21)

Talo pseudofilamentoso, con mucílago tubular, no estrictamente rígido, formando leves ondulaciones, de 16.2-17.5 μm de ancho. Células de forma discoidal, formando agrupaciones de 2 después de la división, de (2.5)4.3-5 μm de largo por 10-11.2 μm de ancho. Muchos necridios presentes.

Hábitat: Presente junto a otras especies que forman filamentos en la orilla de la laguna; también se observó en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) mencionan que se ha reportado a la especie en hábitats bénticos y metafíticos en aguas dulces, heliothermales, mesohalinas o salinas. También se presenta ticoplanctónica en lagos.

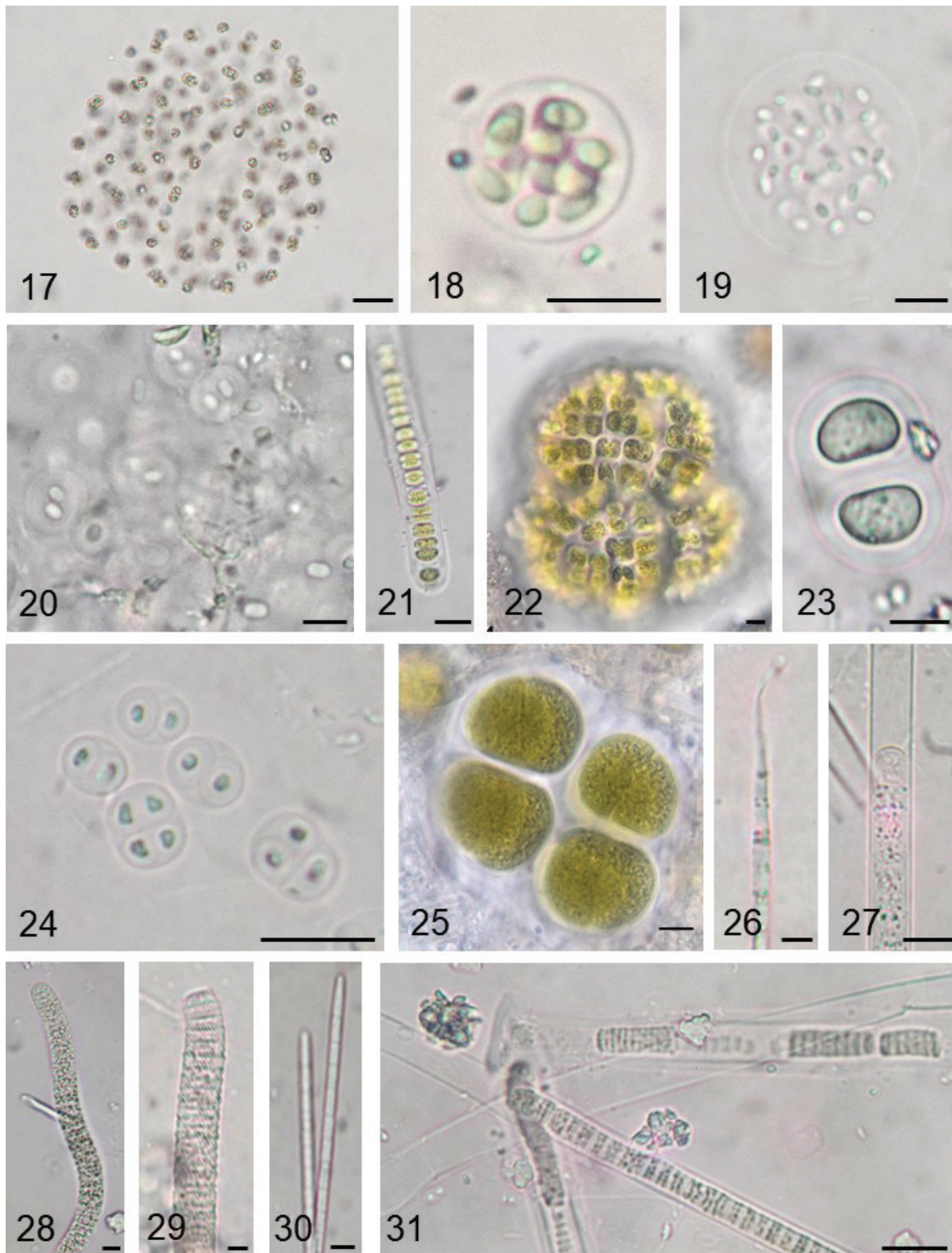
Distribución regional: Quintana Roo: Tulúm (López-Adrián & Barrientos-Medina, 2005; Nava-Ruiz & Valadez, 2012). Yucatán: Huhí (Díaz, 1999). Otros registros en México: Estado de México y Nuevo León (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1294, 1297.

Familia Gomphosphaeriaceae

20. *Gomphosphaeria aponina* Kützing 1836 (Figura 22)

Colonias de vida libre con forma esférica, de 50-82.5 μm de diámetro, de color verde olivo, con mucílago común difluente. Células con forma obovada y posteriormente a forma de clava, de 11.2-12.5 μm de largo por 5-6.2 μm de ancho; cuando las células presentan forma de corazón el ancho es de 11.2-12.5 μm . Presenta contenido granular.



Figuras 17–31. 17. *Microcystis flos-aquae*, 18. *Aphanothece comasii*, 19. *A. stagnina*, 20. *Gloeothece* cf. *interspersa*, 21. *Johannesbaptistia pellucida*, 22. *Gomphosphaeria aponina*, 23. *Chroococcus minutus*, 24. *C. minimus*, 25. *C. turgidus*, 26. *Geitlerinema splendidum*, 27. *Lyngbya martensiana*, 28. *Oscillatoria ornata*, 29. *O. princeps*, 30. *Phormidium californicum*, 31. *P. lucidum*. Barra de escala= 10 μ m. Fotografías de los autores.

Hábitat: Presente junto a otras especies que forman filamentos en la orilla en la laguna; también se observó en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) mencionan que es una especie metafítica en pantanos oligotróficos y mesotróficos, así como en el litoral de lagos de agua dulce; se puede presentar de manera ticoplanctónica y planctónica.

Distribución regional: Quintana Roo: Tulum (López-Adrián & Barrientos-Medina, 2005). Yucatán: Chocholá y Sacalum (López-Adrián & Barrientos-Medina, 2005), Mérida (López-Adrián *et al.*, 2017b). Península de Yucatán: No específica (Schmitter-Soto *et al.*, 2002). Otros registros en México: Chiapas, Ciudad de México, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Oaxaca, Puebla, Tabasco y Tamaulipas (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1279, 1280, 1281.

Familia Chroococcaceae

21. *Chroococcus minutus* (Kützting) Nägeli 1849 (Figura 23)

Colonias esféricas con 2-4 células, con una capa de mucílago de 10.6-35 µm de diámetro; engrosada. Células hemisféricas, de 9.3-10.6 µm de ancho y 11.2-13.7 µm de largo, de color verde-azul; con contenido granular fino a levemente pronunciado; capa de mucílago individual lamelado, hasta dos capas.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) menciona que suele ser una especie planctónica, ticoplanctónica o metafítica en ambientes oligotróficos a levemente eutróficos.

Distribución regional: Quintana Roo: Tulum (Nava-Ruiz & Valadez, 2012). Yucatán: Hunucmá (Catzim, 2009). Otros registros en México: Chiapas, Ciudad de México, Estado de México, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Puebla, Tabasco y Veracruz (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1276, 1285, 1289.

22. *Chroococcus minimus* (Keissler) Lemmermann 1904 (Figura 24)

Colonias con forma ovalada a sub-ovalada, con generalmente 2-4(-16) células, de (5)8.1-12.5 µm de diámetro, con mucílago hialino. Células con forma esférica a sub-esféricas, algunas se observan hemisféricas, de 1.2-2.5 µm de diámetro. Algunos ejemplares presentan subgrupos de dos células que se agrupan dentro colonia de cuatro. Se observó una gran incidencia en lluvias en las poblaciones de Chichancanab.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) mencionan que la especie se da en ambientes oligotróficos a mesotróficos en cuerpos de agua dulce.

Distribución regional: Quintana Roo: Tulum (Sánchez *et al.*, 2002). Yucatán: Mérida (Catzim, 2009). Otros registros en México: Ciudad de México, Estado de México, Michoacán, Tabasco y Veracruz (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275, 1278, 1280, 1282-1284, 1286-1294, 1296, 1297.

23. *Chroococcus turgidus* (Kützting) Nägeli 1849 (Figura 25)

Colonias más o menos ovaladas, de 57.5-70 µm de diámetro, con mucílago blanquecino, de 2-8(-16) células por colonia. Células triangulares-redondeadas a hemisféricas, de 20-26.2 µm de ancho y 30-

31.2(32.5) µm de largo, de color verde intenso a verde oliváceo; contenido granular homogéneo; capa de mucílago pegado al margen de la célula, en algunos ejemplares es muy notorio.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (1999) comenta que es una especie que se da comúnmente en el detritus de rocas mojadas, en pantanos, aguas oligotróficas con vegetación sumergida, en el litoral de agua con poca corriente, estanques y lagos. Probablemente con distribución cosmopolita.

Distribución regional: Quintana Roo: Tulum (López-Adrián & Barrientos-Medina, 2005; Nava-Ruiz & Valadez, 2012). Campeche: Campeche, Campeche (López-Adrián & Barrientos-Medina, 2005). Yucatán: Mérida (Catzim, 2009; López-Adrián *et al.*, 2017b), Hunucmá y Homún (Catzim, 2009). Otros registros en México: Chiapas, Ciudad de México, Colima, Estado de México, Jalisco, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Querétaro, Puebla, Tabasco, Tamaulipas, San Luis Potosí y Veracruz (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1276, 1278, 1280, 1281.

Orden Oscillatoriales

Familia Coelofasciculaceae

24. *Geitlerinema splendidum* (Greville ex Gomont) Anagnostidis 1989 (Figura 26)

Filamentos solitarios sin vaina, de 15-17 µm de longitud. Ápice elongado con una ligera desviación en la parte más apical, en donde también se redondea levemente. Tricomas de (3.7)5-6.2 µm de ancho. Células cilíndricas de 10-11.2 µm de largo, con 2 gránulos entre cada extremo de las células por lado.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que además puede darse de forma bentónica.

Distribución regional: Quintana Roo: Tulum (Nava-Ruiz & Valadez, 2012). Otros registros en México: Ciudad de México, Hidalgo, Michoacán y Puebla (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1276, 1278, 1280, 1281.

Familia Oscillatoriaceae

25. *Lyngbya martensiana* Meneghini ex Gomont 1892 (Figura 27)

Filamentos rectos, en fascículos moderadamente numerosos, mayor a 165 µm de longitud, con vaina firme y delgada, de 7.5-8.7 µm de ancho. Tricomas de 5.6-6.2 µm de ancho. Células de 1.2-1.8 µm de largo. Ápice engrosado con forma redondeada. Contenido granular presente.

Hábitat: Presente junto a otras especies filamentosas en la orilla en la laguna; también se registró en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que esta especie suele crecer en el metafiton y perifiton de aguas tanto estancadas como con corriente.

Distribución regional: Quintana Roo: Tulum (Nava-Ruiz & Valadez, 2012) (como *Porphyrosiphon martensianus*). Otros registros en México: Ciudad de México, Estado de México, Jalisco, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Puebla, San Luis Potosí (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1279.

26. *Oscillatoria ornata* Kützting ex Gomont 1892 (Figura 28)

Filamentos ligeramente ondulados, más o menos de manera irregular, de color verde-azul a verde-azul oscuro, isopolares, constreñidos en los septos. Células más anchas que largas, de 1.8-3.7(5) μm de largo por 10-11.2 μm de ancho; célula apical redondeada, sin caliptra, de 3.7-5 μm de largo por 10-11.2 μm de ancho. Contenido granular muy marcado.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que crece en el litoral de aguas sin mucha corriente, usualmente en grandes lagos; así mismo se observa en sustrato rocoso o bentónica cerca de la orilla.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Yucatán: Homún (Catzim, 2009). Otros registros en México: Estado de México, Michoacán, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí y Tabasco (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1276, 1278, 1284.

27. *Oscillatoria princeps* Vaucher ex Gomont 1892 (Figura 29)

Filamentos solitarios, alcanzando hasta 2 mm de longitud. Tricomas grisáceos, con bordes ligeramente aserrados, rectos, con bordes engrosados. Células más anchas que largas, de 2.5-3.7(7.5) μm de largo por 12.5-18.5 μm de ancho; ápice rectangular con borde redondeado amplio, con la célula apical con forma de cazo, de 12.5-17.5 μm de ancho. Contenido granular ligeramente marcado.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que se trata de una especie bentónica en lodo o rocas en aguas sin corrientes y en aguas con poca corriente, en arroyos o charcos, marismas, en el fondo de lagos; también puede darse de forma fitoplanctónica.

Distribución regional: Quintana Roo: Tulum (Nava-Ruiz & Valadez, 2012). Yucatán: Izamal (Ortega, 1984); Hunucmá y Homún (Catzim, 2009). Otros registros en México: Chiapas, Chihuahua, Ciudad de México, Coahuila, Estado de México, Hidalgo, Morelos, Puebla, Querétaro y San Luis Potosí (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275, 1278.

28. *Phormidium californicum* Drouet 1942 (Figura 30)

Talos finos y delgados, con apariencia mucilaginoso cartilaginosa, solitarios. Vaina ausente. Tricoma recto y cilíndrico, isopolar, de 212-231.8 μm de longitud, constreñido muy leve en septos. Células más largas que anchas, de 10-11.2 μm de largo por 4.3-5 μm de ancho; células apicales se agudizan. Contenido granular muy fino.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que se trata de una especie que habita suelos húmedos y aguas de baja profundidad.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo. Otros registros en México: Sonora (Novelo & Tavera, 2022).

UADY-UADY: 1275.

29. *Phormidium lucidum* Kützing ex Gomont 1892 (Figura 31)

Talos ligeramente engrosados, con apariencia membranácea, flotando en masas formando grandes agrupaciones. Filamento recto a ligeramente curvo, alcanzando los 550 μm de longitud. Vaina firme, de 7.5-8.1 μm de ancho. Células con forma discal, más anchas que largas, de

1.8-2.5 μm de largo por 5-5.6 μm de ancho; con gránulos dentro de cada célula. Necridios presentes en todo el tricoma.

Hábitat: Presente en el plancton. Komárek & Anagnostidis (2005) menciona que esta especie suele crecer en aguas termales (creciendo en lodo húmedo o en zonas de vapor); también se ha reportado para aguas salobres y salinas.

Distribución regional: Primer registro para Quintana Roo y México.

UADY-UADY: 1275, 1276, 1279, 1297.

DISCUSIÓN

Los resultados de las variables fisicoquímicas señalan que la laguna no sufrió grandes cambios en relación con años anteriores (Hodell *et al.*, 2012; Pérez *et al.*, 2011), teniendo variables como la temperatura, pH y oxígeno disuelto que se sitúan en el intervalo de lo reportado en este trabajo. Es importante notar que la diferencia entre la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales con la reportada en la literatura puede deberse a la toma de datos en diferentes temporadas climáticas, donde la precipitación pudo jugar un papel importante; no obstante, los altos valores pueden deberse a las altas concentraciones de sulfato. Por otro lado, se confirma que el cuerpo de agua presenta una salinidad baja (Strecker, 2006), manteniéndose en el intervalo de agua dulce. La mayor concentración de nitratos se presenta durante la época de secas, lo que podría explicar la mayor presencia de especies en la temporada al estar este nutriente biodisponible, mientras que durante lluvias tanto los nitratos como los fosfatos se mantienen en concentraciones bajas, lo que podría indicar limitación por nutrientes y por ende la poca presencia de diversidad.

Las características de la laguna son afines a las de otros cuerpos de agua presentes en el Caribe (Rejmánková *et al.*, 2004), compartiendo también al menos 31.4% de especies de cianobacterias que se reportan en otros cuerpos de agua de esta región tropical, tales como Florida (Marshall, 1981), Belice (Komárek & Komárková-Legnerová, 2007; Turicchia *et al.*, 2009; Komárek *et al.*, 2017) y Cuba (Komárek, 1984, 1989, 1995; Comas-González, 2008, 2009). En la porción mexicana de la península de Yucatán, existe afinidad de taxones en cuerpos de agua predominantes de la región (cenotes y aguadas; Tavera *et al.*, 2013) similares a lo reportado, y la diferencia a destacar es que la familia Synechococcaceae fue de las más representadas en este trabajo. Enfatizando en la laguna Chichancanab, esta investigación difiere con los reportes de la poca presencia de fitoplancton (Strecker, 2006; Bayona-Miramontes, 2012), y se acerca a una mención prospectiva de 83 especies de microalgas, de las cuales 33 corresponden a cianobacterias (López-Adrián *et al.*, 2017a), aun considerando el hecho de que cuatro taxones inicialmente considerados tuvieron que eliminarse del recuento por determinaciones problemáticas.

De acuerdo con Novelo & Tavera (2022), el consenso del registro de cianobacterias en trabajos ficoflorísticos en la Península de Yucatán estima la presencia de 373 especies correctas. De este modo, este trabajo representa un incremento de 11 especies (en un aumento de 2.9%) al conocimiento de este grupo en la región, alcanzando a 384. Para Quintana Roo, la contribución es de 18 especies (aumento de 21.6%), alcanzando los 101 registros para el estado. Por otro lado, este trabajo aporta dos nuevos registros para México, por lo que este dato incrementa a 801 especies.

Los órdenes predominantes en la laguna fueron Synechococcales, Chroococcales y Oscillatoriales, destacándose las especies *Chroococcus minutus*, *Johannesbaptistia pellucida*, *Geitlerinema splendidum* y *Oscillatoria princeps*, considerados en la literatura como especies cosmopolitas (Komárek & Anagnostidis, 1999; 2005). La presencia de la familia Entophysalidaceae y mucha riqueza de Chroococcaceae está atribuida a su restricción a la subregión del Caribe (Tavera *et al.*, 2013). Otro género a destacar es *Microcystis*, que se caracteriza por responder rápidamente a las altas concentraciones de nutrientes y cuya presencia debe considerarse en trabajos ecológicos futuros (Jensen *et al.*, 1994).

Dada las limitaciones de las herramientas morfológicas para identificación de cianobacterias, algunos ejemplares sólo pudieron reconocerse a nivel de género, por lo que la sugerencia de estudios que integren taxonomía polifásica para este grupo, contemplando datos moleculares, citológicos y ecológicos, tal como lo sugiere Komárek *et al.* (2014) y Komárek (2020) debe considerarse para una mayor profundización sobre el conocimiento de este grupo en Chichancanab, más aún cuando se ha sugerido que este sitio ha pasado por procesos de aislamiento geográfico (Hodell *et al.*, 2005, 2012). En adición a lo anterior, el conocimiento generado de Cyanobacteria en la laguna es apenas una parte parcial de la diversidad presente de algas de agua dulce, por lo que se sugiere la exploración de otros grupos como Chlorophyta, Charophyta y Bacillariophyta.

Finalmente, el depósito de la información en herbario representa una parte sustancial para seguir conociendo y ampliando el conocimiento de la flora de cianobacterias y otras algas en la región, puesto que este trabajo es uno de los pocos en la península de Yucatán en este tópico que alude a material perteneciente a una colección biológica. Ciertamente, la colección de muestras de este tipo con su correcta caracterización representa a la comunidad tal como fue muestreada el día que se realizó, por lo que se convierte en un referente futuro para cualquier tipo de investigación.

CONCLUSIONES

Se determinaron 29 especies pertenecientes a 21 géneros, 14 familias y cuatro órdenes. El orden mejor representado fue el de Synechococcales. Las familias mejores representadas fueron Merismopediaceae y Oscillatoriaceae. El registro en la porción mexicana de la península de Yucatán incrementó a 384, mientras que para Quintana Roo incrementó a 101. La laguna comparte características ambientales con otros cuerpos de agua tropicales presentes en países del Caribe, por lo que se reconocieron especies similares y taxones afines.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo deriva de la tesis de licenciatura “Cianoprocariontes de la Laguna Chichancanab, México”, realizado en la Universidad Autónoma de Yucatán. Agradecemos a la M. en C. Candita M. Euán Canul, técnica del Laboratorio de los Recursos Florísticos Tropicales (UADY) por las facilidades para el acceso al microscopio; al Dr. Juan Tun Garrido y al Biol. Geovani A. Palma Pech, responsables del herbario “Alfredo Barrera Marín”, por facilitar el acceso a la colección FICOYUC. Especial agradecimiento a los revisores anónimos y al editor asociado, Dr. Eberto Novelo Maldonado, por los valiosos comentarios y sugerencias para mejorar la calidad del escrito y las identidades taxonómicas.

REFERENCIAS

- ARANA, J. M., R. C. BARRIENTOS-MEDINA & S. J. LÓPEZ-ADRIÁN. 2019. La vida verde-azul del agua dulce: ¿Qué sabemos sobre la diversidad de estas algas en la península de Yucatán? *Desde el Herbario CICY* 11: 58-62.
- ARRIAGA-CABRERA, L., V. AGUILAR-SIERRA & J. ALCOCER-DURAND. 2000. *Aguas continentales y diversidad biológica de México*. CONABIO. Ciudad de México, México. 332 p.
- BARRIENTOS, R., J. NAVARRO, V. COBOS, L. CHUMBA, G. FUENTES, S. LÓPEZ, A. ARJONA, U. PONCE DE LEÓN, J. CAMINO, K. MEDINA & J. SCHMITTER. 2015. Integridad Ecológica de la Laguna de Chichancanab, Quintana Roo. Informe técnico final de proyecto de investigación. Documento interno del Departamento de Ecología, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México. 42 p.
- BAYONA-MIRAMONTES, A. 2012. *De Chichancanab a Kantemó, entre la Luz y la Oscuridad Perpetua*. Instituto Tecnológico Superior de Felipe Carrillo Puerto, Museo y Centro de Educación Ecológica Casa de la Naturaleza. Quintana Roo, México. 110 p.
- CATZIM, L. A. 2009. Cianofitas planctónicas de doce cuerpos de agua en áreas naturales protegidas de competencia estatal, Yucatán, México. Tesis de licenciatura (Biología). Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México. 49 p.
- COMAS-GONZÁLEZ, A. 2008. Algunas características de la flora de algas y cianoprocariontes de Cuba. *ALGAS. Boletín de la Sociedad Española de Ficología* 39: 21-29.
- COMAS-GONZÁLEZ, A. 2009. *Catálogo de las algas y cianoprocariontes dulceacuicolas de Cuba*. Universo Sur. Universidad de Cienfuegos. Cienfuegos, Cuba. 147 p.
- COVICH, A. P. 2010. Winning the biodiversity arms race among freshwater gastropods: competition and coexistence through shell variability and predator avoidance. *Hydrobiologia* 653: 191-215. DOI:10.1007/s10750-010-0354-0
- DÍAZ, V. 1999. Análisis de algunas características físicas y químicas y su relación con la biomasa fitoplanctónica del cenote Ixin-Há, Yucatán durante un ciclo anual. Tesis de licenciatura (Biología). Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, México. 99 p.
- FLÓREZ-MÁRQUEZ, A. E. 2011. Composición y variación temporal de los grupos funcionales fitoplanctónicos en un embalse tropical. Tesis de maestría (Limnología). Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México. 85 p.
- GILL, R. B., P. A. MAYEWSKI, J. NYBERG, G. H. HAUG & L. C. PETERSON. 2007. Drought and the Maya collapse. *Ancient Mesoamerica* 18 (2): 283-302. DOI:10.1017/S0956536107000193
- Guiry, M. D. & G. M. Guiry. 2022. Algaebase – Online database of algae taxa. World-wide electronic publication. Universidad de Irlanda, Galway. Disponible en línea en: <http://www.algaebase.org> (consultado el 12 de julio 2021).
- Hodell, D. A., M. Brenner, J. H. Curtis, R. Medina-González, E. I. Can, A. Albornoz-Pat & T. P. Guilderson. 2005. Climate change on the Yuca-

- tan Peninsula during the little ice age. *Quaternary Research* 63 (2): 109-121. DOI:10.1016/j.yqres.2004.11.004
- Hodell, D., A. Turchyn, C. Wiseman, J. Escobar, J. Curtis, M. Brenner, A. Gilli, A. Mueller, F. Anselmetti, D. Ariztegui & E. Brown. 2012. Late Glacial temperature and precipitation changes in the lowland Neotropics by tandem measurement of $\delta^{18}\text{O}$ in biogenic carbonate and gypsum hydration water. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 77: 352-368. DOI:10.1016/j.epsl.2016.01.001
- Humphries, J.M. 1984. *Cyprinodon verecundus*, n. sp., a fifth species of pupfish from Laguna Chichancanab. *Copeia* 1: 58-68. DOI:10.2307/1445034
- JENSEN, J. P., E. JEPPESEN, K. OLRİK & P. KRISTENSEN. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences* 51 (8): 1692-1699. DOI:10.1139/f94-170
- KOMÁREK, J. 1984. Sobre las cianofíceas de Cuba: (3) Especies planctónicas que forman florecimientos de las aguas. *Acta Botánica Cubana* 19: 1-33.
- KOMÁREK, J. 1989. Studies on the cyanophytes of Cuba 7-9. *Folia Geobotánica et Phytotaxonomica Praha* 24: 131-206.
- KOMÁREK, J. 1995. Studies on the cyanophytes (Cyanoprokaryotes) of Cuba 10. New and Little Know Chroococcalean species. *Folia Geobotánica et Phytotaxonomica Praha* 30 (1): 81-90. DOI:10.1007/BF02813222
- KOMÁREK, J. 2020. Quo vadis, taxonomy of cyanobacteria (2019). *Fottea, Olomouc* 20 (1): 104-110. DOI:10.5507/fot.2019.020
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 1999. *Cyanoprokaryota – 1. Teil: Chroococcales*. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg. Alemania. 548 p.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 2005. *Cyanoprokaryota – 2. Teil: Oscillatoriales*. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg. Alemania. 759 p.
- KOMÁREK, J. & J. KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ. 2007. Taxonomic evaluation of cyanobacterial microflora from alkaline marshes of northern Belize. 1. Phenotypic diversity of coccoid morphotypes. *Nova Hedwigia* 84: 65-111. DOI:10.1127/0029-5035/2007/0084-0065
- KOMÁREK, J. & F. HINDÁK. 2015. The distribution of the genus *Eucapsis* (Cyanobacteria, Synechococcales) in the western Carpathians. *Limnologický spravodajca* 9 (2): 29-35.
- KOMÁREK, J., J. KASTOVSKY, J. MARES & J. R. JOHANSEN. 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia* 86: 295-335.
- KOMÁREK, J., J. KOMÁRKOVÁ, S. VENTURA, E. KOZLÍKOVÁ-ZAPOMĚLOVÁ & E. REJMÁNKOVÁ. 2017. Taxonomic evaluation of cyanobacterial microflora from alkaline marshes of northern Belize. 3. Diversity of heterocytous genera. *Nova Hedwigia* 105: 445-486. DOI:10.1127/nova_hedwigia/2017/0425
- LARA-LARA, J. R., J. A. ARREOLA-LIZÁRRAGA, L. E. CALDERÓN-AGUILERA, V. F. CAMACHO-IBAR, G. DE LA LANZA-ESPINO, A. ESCOFET-GIANSONE, M. I. ESPEJEL-CARBAJAL, M. GUZMÁN-ARROYO, L. B. LADAH, M. LÓPEZ-HERNÁNDEZ, E. A. MELING-LÓPEZ, P. MORENO-CASASOLA BARCELÓ, H. REYES-BONILLA, E. RIOS-JARA & J. A. ZERTUCHE-LÓPEZ-ADRIÁN, S. & R. BARRIENTOS-MEDINA. 2005. Diversidad y distribución del fitoplancton de agua dulce en la Península de Yucatán, México. *Ibugana* 13: 3-12.
- LÓPEZ, S. & R. BARRIENTOS-MEDINA. 2017. Fitoplancton en cenotes de Yucatán como bioindicador de calidad del agua. In: López-Adrián & Novelo (eds.). *Microalgas de la Península de Yucatán*. Gynkopy. Yucatán, México. pp. 113-118.
- LÓPEZ-ADRIÁN, S., R. BARRIENTOS-MEDINA & V. COBOS. 2017a. Ficoflora de laguna Chichancanab: una contribución a su conocimiento. In: López-Adrián S. & E. Novelo (eds.). *Microalgas de la Península de Yucatán*. Gynkopy. Yucatán, México. pp. 90-99.
- LÓPEZ-ADRIÁN, S., R. BARRIENTOS-MEDINA, R. TAVERA & E. NOVELO. 2017b. Ficoflora de la zona urbana y conurbada de Yucatán. Capítulo 3. In: López-Adrián & Novelo (Eds.). *Microalgas de la Península de Yucatán*. Gynkopy. Yucatán, México. pp. 28-38.
- MARSHALL, H. G. 1981. Occurrence of bluegreen algae (Cyanophyta) in the phytoplankton off the southeastern coast of the United States. *Journal of plankton research* 3 (2): 163-166. DOI:10.1093/plankt/3.2.163
- MORENO, R., G. TAPIA, M. GONZÁLEZ & M. FIGUEROA. 2008. Fitoplancton del río Tehuantepec, Oaxaca, México y algunas relaciones biogeográficas. *Revista de Biología Tropical* 56 (1): 27-54. DOI:10.15517/rbt.v56i1.5507
- NAVA-RUIZ, V. & F. VALADEZ. 2012. Flora planctónica de laguna Lagartos, Quintana Roo. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 561-582. DOI:10.7550/rmb.24868
- NOVELO, E. & R. TAVERA. 2022. bdLACET Base de datos de algas continentales. Facultad de Ciencias, UNAM. México. Disponible en línea en: <https://bdlacet.mx> (consultado el 10 de agosto 2022).
- OKSANEN, J., G. SIMPSON, F. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, P. MINCHIN, R. O'HARA, P. SOLYMOS, M. STEVENS, E. SZOCS, H. WAGNER, M. BARBOUR, M. BEDWARD, B. BOLKER, D. BORCARD, G. CARVALHO, M. CHIRICO, M. DE CACERES, S. DURAND, H. EVANGELISTA, R. FITZJOHN, M. FRIENDLY, B. FURNEAUX, G. HANNIGAN, M. HILL, L. LAHTI, D. MCGINN, M. OUELLETTE, E. RIBEIRO CUNHA, T. SMITH, A. STIER, C. TER BRAAK & J. WEEDON. 2022. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-2. Disponible en línea en: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- ORTEGA, M. 1984. *Catálogo de Algas Continentales Recientes de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México. 665 p.
- ORTEGA-MURILLO, M., R. HERNÁNDEZ, O. VÁZQUEZ, R. ALVARADO & M. MARTÍNEZ-MARTÍNEZ. 2015. La ficoflora de un lago monomítico en Michoacán, México. *Cymbella* 1 (2): 26-45.
- PÉREZ, L., R. BUGJA, J. LORENSCHAT, M. BRENNER, J. CURTIS, P. HOELZMANN, G. ISLEBE, B. SCHARF & A. SCHWALB. 2011. Aquatic ecosystems of the Yucatán Peninsula (Mexico), Belize, and Guatemala. *Hydrobiologia* 661: 407-433. DOI:10.1007/s10750-010-0552-9
- R CORE TEAM. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en línea en: <https://www.R-project.org/>.
- REJMÁNKOVÁ, E., J. KOMÁREK & J. KOMÁRKOVÁ. 2004. Cyanobacteria – a neglected component of diversity: patterns of species diversity in in-

- land marshes of northern Belize (Central América). *Diversity and Distributions* 10: 189–199.
- SÁNCHEZ, M., J. ALCOCER, E. ESCOBAR & A. LUGO. 2002. Phytoplankton of cenotes and anchialine caves along a distance gradient from the northeastern coast of Quintana Roo, Yucatan Peninsula. *Hydrobiologia* 467: 79–89. DOI:10.1023/A:1014936714964
- SCHMITTER-SOTO, J., F. COMÍN, E. ESCOBAR-BRIONES, J. HERRERA-SILVEIRA, J. ALCOCER, E. SUÁREZ-MORALES, M. ELÍAS-GUTIÉRREZ, V. DÍAZ-ARCE, L. MARÍN & B. STEINICH. 2002. Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). *Hydrobiologia* 467: 215–228. DOI:10.1023/A:1014923217206
- SMIRNOV, N. N. & M. ELÍAS-GUTIÉRREZ. 2011. Biocenotic characteristics of some Yucatan lentic water bodies based on invertebrate remains in sediments. *Inland Water Biology* 4 (2): 211–217. DOI:10.1134/S1995082911020295
- STRECKER, U. 2005. Description of a new species from Laguna Chichancanab, Yucatan, Mexico: *Cyprinodon suavium* (Pisces: Cyprinodontidae). *Hydrobiologia* 541: 107–115. DOI:10.1007/s10750-004-4821-3
- STRECKER, U. 2006. The impact of invasive fish on an endemic *Cyprinodon* species flock (Teleostei) from Laguna Chichancanab, Yucatán, México. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 408–418. DOI:10.1111/j.1600-0633.2006.00159.x
- Tavera, R., E. Novelo & S. López. 2013. Cyanoprokaryota (Cyanobacteria) in karst environments in Yucatan, Mexico. *Botanical Sciences* 91 (1): 27–52. DOI:10.17129/botsci.401
- Turicchia, S., S. Ventura, J. Komárková & J. Komárek. 2009. Taxonomic evaluation of cyanobacterial microflora from alkaline marshes of northern Belize. 2. Diversity of oscillatorial genera. *Nova Hedwigia* 89: 165–200. DOI:10.1127/0029-5035/2009/0089-0165
- VALADEZ-CRUZ, F., G. ROSILES-GONZÁLEZ & A. ORTEGA-RUBIO. 2015. Potenciales Bioindicadores del Elenco Ficológico de la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an. In: Ortega-Rubio, A., A. Pinkus-Rendón & I. Espitia-Moreno (eds.). *Las áreas naturales protegidas y la investigación científica en México*. CIBNOR, UADY, UMSNH. México. pp. 285–314.
- WEHR, J. & R. SHEATH. 2003. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Elsevier. Estados Unidos de América. 918 p.

Diversidad de macroalgas y cianoprocariontes marinos de la costa norte de la Península de Yucatán, México

Diversity of marine macroalgae and cyanoprokaryotes from the north coast of the Yucatan peninsula, México

Ileana Ortegón-Aznar¹ e Hilda León Tejera²

Recibido: 12 de septiembre de 2022.

Aceptado: 29 de noviembre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. El conocimiento de la riqueza de especies de algas en el estado de Yucatán ha variado considerablemente en el tiempo; desde los trabajos en 1935 de Taylor que registra 27 especies, hasta trabajos en el 2010 que incluyen 285 spp. **Objetivos.** Actualizar la diversidad de macroalgas y cianoprocariontes, para integrar la Flora Ficológica de Yucatán, en términos de riqueza de especies y distribución por ambientes generales para detectar los hábitats que han sido estudiados con distinta intensidad. **Métodos.** Se seleccionaron registros de las especies de macroalgas y cianoprocariontes de tres fuentes: publicaciones, colecciones de herbario y proyectos, para generar la base de datos con registros a nivel de especie o infraespecífico; y datos sobre cuáles y cuantos ambientes han sido encontrados. **Resultados.** Se registraron 462 especies: 194 Rhodophyta, 138 Chlorophyta, 54 Phaeophyceae y 76 Cyanoprokaryota, donde 35 son registros nuevos, no incluidos en integraciones previas. Los registros se consideraron de acuerdo con su distribución en los siguientes ambientes generales: arrecife, costero o laguna. El ambiente que registró mayor riqueza de especies fue el arrecife con 310 taxones infragenéricos, aunque provienen principalmente de arrecife Alacranes. **Conclusiones.** Hay una gran diferencia en el número de especies mencionadas en distintos estudios, resultado de diferentes métodos, intensidad, época de muestreo, sitios, o hábitats estudiados. La costa norte de Yucatán es muy extensa y consideramos que, si bien existen muchos trabajos sobre macroalgas bentónicas, algunos taxones y ambientes han sido poco estudiados. Tal es el caso de Cyanoprokaryota y Phaeophyceae y las comunidades algales de ambientes arrecifales.

Palabras clave: Chlorophyta, Cyanoprokaryota, Phaeophyceae, Rhodophyta, Yucatán.

ABSTRACT

Background. Knowledge on the algal species richness in the state of Yucatán has varied considerably over time; from the works in 1935 by Taylor that recorded 27 species, to works in 2010 that included 285 spp. **Goals.** Update the diversity of macroalgae and cyanoprokaryotes, to integrate the Yucatan Phycological Flora in terms of species richness and distribution by general environments to detect the habitats that have been studied with different intensity. **Methods.** Macroalgae and Cyanoprocariontes species records were selected from three sources: publications, herbarium collections, and projects, to generate the database with records at the species or infraspecific level, and data from which and how many habitats they have been found. **Results.** 462 species were registered: 194 Rhodophyta, 138 Chlorophyta, 54 Phaeophyceae and 76 Cyanoprokaryota, where 35 are new records not included in previous integrations. Records were considered according to their distribution in the following general environments: reef, coastal, or lagoon. The environment that recorded the highest species richness was the reef with 310 infrageneric taxa; although they mainly come from the Alacranes reef. **Conclusions.** There is a great difference in the number of species mentioned in different studies, this is the result of different methods, intensity, sampling time, sites, or habitats studied. The northern coast of Yucatan is very extensive, and we consider that, although there are many works on benthic macroalgae, some taxa and habitats have been little studied. Such is the case of Cyanoprokaryota and Phaeophyceae, and reef environments.

Keywords: Chlorophyta, Cyanoprokaryota, Phaeophyceae, Rhodophyta, Yucatan State.

¹ Departamento de Botánica, Universidad Autónoma de Yucatán, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Mérida, Yucatán, 97000. México

² Laboratorio de Ficológia, Facultad de Ciencias, UNAM, Av. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Col. Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510. México

***Corresponding author:**

Ileana Ortegón Aznar: e-mail: oaznar@correo.uady.mx

To quote as:

Ortegón-Aznar, I. & H. León Tejera. 2022. Diversidad de macroalgas y cianoprocariontes marinos de la costa norte de la Península de Yucatán, México. *Hidrobiológica* 32 (3): 309-317.

INTRODUCCIÓN

En años recientes los estudios sobre algas han aumentado y aunque la mayoría continúa utilizando los caracteres morfológicos como los criterios principales para la discriminación y descripción de especies, el uso cada vez más común de técnicas moleculares como herramienta para la identificación, ha producido cambios en la taxonomía, nomenclatura y clasificación, modificando el número de especies conocidas, como es el caso de *Sargassum*, ya que un gran número de especies fue colocado dentro de *Sargassum natans* (L.) Gaillon (Wynne, 2022).

Los cálculos sobre la riqueza de especies de algas, descritas y existentes, a nivel mundial han variado en el tiempo de manera importante: Andersen (1992) registra 130,000 especies de algas rojas, verdes y marrones; Guiry (2012) considera que existen de 30,000 hasta más de 1 millón de especies (micro y macroalgas) y estima 72,500 especies con un enfoque conservador. La mayoría de los cálculos se basan en AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2022), que registra 32,260 especies.

Según Llorente-Bousquets y Ocegueda (2008), considerando la diversidad de los organismos vivos de todos los ecosistemas, México es un país megadiverso pues contiene entre el 65 y 70% de la biodiversidad global, registrando 1,600 especies de macroalgas, que incluyen datos de Pedroche *et al.* (1993).

Existen varios estudios, que destacan la diversidad de algas en México, como los de Pedroche *et al.* en 1993, que registraron 553 sp. de macroalgas para el Atlántico, los de Dreckman (1998), Ortega *et al.* (2001), Pedroche y Senties (2003) y Pedroche y Senties, que en 2020 mencionan un aumento en la diversidad de macroalgas marinas, que asciende a 1,698 taxones, 754 especies para el Atlántico.

Para el estado de Yucatán, hay menos estudios que en el Caribe, y aunque existen listados florísticos, pocos hacen recuentos del total de especies. Los primeros registros sobre algas fueron de Taylor en 1935 (con 27 especies para Yucatán, incluyendo las recolectadas por C. Steere y J. R. Swallen en 1932 y de Arthur Schott en 1865), y el de Taylor en 1941 (que registra 40 especies de macroalgas). También, destacan los de la pionera Laura Huerta (Huerta-Múzquiz, 1958, Huerta, 1961) y Huerta-Múzquiz *et al.* (1987), quienes recolectaron en Cayo Arenas y Arrecife Alacranes, e identificaron especies de Arrecife Alacranes citadas por Kornicker *et al.* (1959).

Otros estudios sobre ambientes arrecifales son los de Humm (1952) en Arrecife Alacranes, cuyos resultados Kim (1964) complementa en su tesis caracterizando 198 especies de la ficoflora; el de Huerta-Múzquiz *et al.* (1987) que cita especies de Cayo Arenas y Arrecife Alacranes y el de Ortégón-Aznar *et al.* (2008, 2021) que citan especies del arrecife "Madagascar" y de "Bajos de Diez".

Entre los estudios sobre ambientes lagunares, destacan los de Arellano-Guillermo y Serrano-Islas (1993) para la laguna de Dzilam, Ortégón-Aznar y González-González (2000) en varias lagunas costeras; Ortégón-Aznar *et al.* (2001) cubre Ría Lagartos, y Ortégón-Aznar *et al.* (2009) publica sobre Chelem.

En cuanto el ambiente costero, se tienen listados de especies por localidades como los de Sánchez-Molina *et al.* (2007) para la zona de Uaymitún y Chuburná; Rosado-Espinosa *et al.* (2012) sobre mantos algales de Dzilam Bravo; y Ortégón-Aznar y Aguilar-Perera (2014) en áreas protegidas del Palmar y Dzilam de Bravo.

Hay otros estudios más especializados sobre grupos taxonómicos particulares como las algas pardas: Díaz-Martin y Espinoza-Avalos (2000), Mendoza-González y Mateo-Cid (2005); García Ferrer *et al.* (2019) y Ortégón-Aznar *et al.* (2021) con nuevos registros de *Halopteris filicina* y *Nemacystus howei* para el Estado. Por lo que respecta algas verdes, tenemos a Aguilar-Rosas *et al.* (2001) de la familia Udoteaceae; Garduño-Solorzano *et al.* (2005) sobre distribución geográfica y afinidad por sustrato; Espinoza-Avalos *et al.* (2015), sobre *Caulerpa*; Ortégón-Aznar *et al.* (2015) con respecto el alga introducida *Caulerpa ollivieri* Dostál y Sauvage *et al.* (2021) sobre *Caulerpa wisorii* nueva especie para Yucatán y México.

Sobre las algas rojas destacan los trabajos de Dreckman (2012) y Dreckman y De Lara-Isassi (2000) sobre Gracilariaceae; existen también varias revisiones de géneros o familias para el país: Mateo-Cid *et al.* (2014) con la revisión de *Lithothamnion*, *Melobesia* y *Mesophyllum*, Mendoza González *et al.* (2014) de corallinales, Rosas Ortiz *et al.* (2019) para Halymeniaceae y Vilchis *et al.* (2020) analizan el complejo *Crassiphycus corneus* - *C. usneoides* y su registro en Yucatán.

Respecto de obras integradoras más recientes de macroalgas para la costa norte del estado (Fig. 1), se tiene a: Ortégón-Aznar *et al.* (2010), que revisan la diversidad de macroalgas citadas para Yucatán (285 sp.): 130 Rhodophyta, 50 Phaeophyceae y 105 Chlorophyta; Mendoza-González *et al.* (2016), publican un trabajo sobre algas de la Península de Yucatán. Asimismo, García-García *et al.* (2020, 2021) hacen respectivamente la actualización taxonómica de las algas rojas y las algas pardas marinas bentónicas del Atlántico mexicano.

En cuanto a Cianoprocariontes (Cyanobacteria/Cyanophyta) se analizaron inventarios u obras florísticas que incluyen principalmente macroalgas: el catálogo de Ortega *et al.* (2001), los de Huerta (1961), o Huerta-Múzquiz *et al.* (1987); las tesis de Kim (1964) y de Muñoz, (1996); el capítulo de León-Tejera *et al.* (2016), y la base de datos del proyecto CONABIO KT016 con datos de ejemplares no publicados de herbarios nacionales y del extranjero.

Esta revisión bibliográfica incorpora todos los trabajos publicados de macroalgas que incluyan integraciones y/o aumento en el registro de especies o cambios nomenclaturales hasta 2021. El objetivo de este trabajo es actualizar y aumentar el conocimiento de la diversidad de macroalgas y cianoprocariontes, con el fin de integrar la Flora Ficológica de Yucatán (FFY) en términos de riqueza de especies, el análisis de su distribución en la región y por ambientes generales para detectar las áreas o hábitats que han sido estudiados con distinta intensidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La costa de Yucatán comprende un litoral ancho (360 km) y poco profundo (50 m en promedio) que se localiza en la zona de contacto entre el Golfo de México y el Mar Caribe, que se comunican por el Canal de Yucatán (Fig. 1). El clima se define con tres estaciones: "secas" "lluvias" y "Nortes" (Pech *et al.*, 2010). La temperatura media anual oscila de 24°C a 28°C y las aguas del Golfo de México tienen una salinidad de 36.5 mg/l, (De la Lanza- Espino y Gómez- Rojas, 2004).

En este estudio, se seleccionaron los registros de las especies de macroalgas y cianoprocariontes de tres fuentes: publicaciones, colecciones de herbario y bases de datos de proyectos. La base de datos genera-

da tiene registros a nivel de especie y taxones infraespecíficos. Se generó una tabla donde se enlistan las especies, incluyendo aquellas con un solo registro, indicando en cuales y cuantos ambientes ha sido encontradas y una referencia, que puede ser, ya sea el único reporte para esa especie (artículo, herbario o proyecto), o en los casos en que se ha citado en muchos trabajos, el último que recopila toda la información como el caso de los trabajos de García-García *et al.* de 2020 y 2021.

Revisión de herbarios:

Para la información de las colecciones, se consultaron diferentes herbarios (UADY, ENCB, FCME, UCF e IZTA, MICH). De esta fuente de información se obtuvo el nombre de la especie, año de recolecta, localidad, así como información de su hábitat o sustrato.

Muestras de campo:

Se tomaron datos de las especies recolectadas de los proyectos SEMARNAT-2004-01-180, PRODEP 2005-206, PAPIME PE207317, de 27 localidades de la costa norte de Yucatán de 2004-2019, así como de material procedente de zonas de los Bajos arrecifales de Sisal de 2019-2021. Las localidades se dividieron por ambientes, quedando 18 sitios que corresponden al ambiente costero, cinco son lagunas costeras y cuatro corresponden a ambientes arrecifales.

Los ambientes generales son tres: el ambiente costero, que se ubica a lo largo del litoral, con playas arenosas o areno-limosas que abarca de la localidad de Celestún hasta El Cuyo (Fig.1).

Ambiente lagunar: Incluye lagunas costeras con fondo limoso y rodeados de manglares: Ría de Celestún, Laguna de Chelem - Yucalpetén, Ría Lagartos, Bocas de Dzilam, laguna hipersalina Santa Clara.

Ambiente arrecifal: Incluye arrecifes rocosos, y coralinos insulares: Arrecife Alacranes, Cayo Arenas, Bajos de Diez y Arrecife Madagascar.

El material de referencia se encuentra depositado en la sección del herbario de la UADY y en la colección de macroalgas de la UMDI-Sisal y la colección del Herbario FCME.

Revisión de publicaciones

Se revisaron publicaciones de 1935 a 2021 donde se citan especies de algas, pero no se consideraron estudios de naturaleza aplicada o eco-fisiológico. Para la búsqueda de artículos se usaron palabras claves en las bases de datos Springer Link, EBSCO, JSTOR y CAB Abstracts además de Researchgate y Google académico. No se incluye información de Bases de datos digitales (p.e. GBIF, SNIB, OBIS) ya que no dan distribución específica de las especies en localidades o ambientes del Estado de Yucatán, que es el objetivo de este trabajo.

La información de cianobacterias se obtuvo de la base de datos del proyecto KT016 "Catálogo de autoridades taxonómicas de Cyanoprokaryota marinos bentónicos de México", que incluyó información de León-Tejera *et al.* (2009). En él se incluyó información proveniente de registros bibliográficos, así como de ejemplares de los Herbarios US, DUKE; y dentro de las colecciones nacionales se encuentran la Colección ficológica en los herbarios ENCB y FCME. No se han incluido ejemplares determinados a nivel de género.

Se analiza asimismo que tipo de flora ficológica predomina en Yucatán, con base en los índices de Feldmann (1937) y Cheney (1977), y se compara con respecto a la flora ficológica que se encuentra en los Estados contiguos de Campeche y Quintana Roo. Se utilizó el índice de similitud de Jaccard para comparar ambientes, considerando la riqueza y composición de especies.

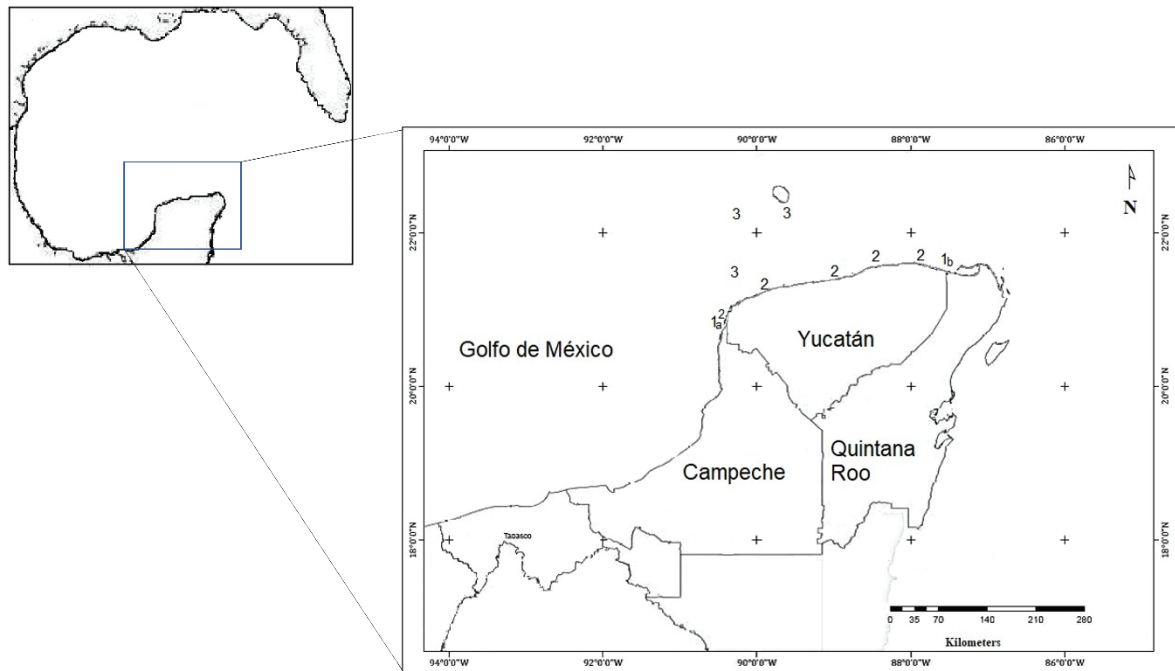


Figura 1. Área de estudio. Localización de los ambientes incluidos en este estudio. 1a. - 1b. Área desde Celestún hasta El Cuyo, donde se presenta el Ambiente costero, que se extiende a lo largo del litoral. 2.- Ambiente lagunar. 3.- Ambientes Arrecifales.

Actualización del estado taxonómico

Se revisaron todas las especies registradas en la bibliografía y se actualizó la nomenclatura de acuerdo con AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2022) y en el caso de los cianoprocariontes, además se utilizó a Cyanodb (Hauer & Komárek, 2022) y a Komárek *et al.* (2014).

RESULTADOS

Al reunir todas las publicaciones desde 1935 hasta 2021 se incluyeron todas las especies de macroalgas y cianoprocariontes marinos de Yucatán, junto con los que provienen de revisiones de herbario, y colectas de proyectos, con lo que se generó una base de datos que contiene un total de 34 órdenes, 90 familias, 190 géneros y 462 especies (Fig. 2); Rhodophyta presenta el mayor número de especies (194) seguidos por Chlorophyta (138 spp); cianoprocariontes (76) y Phaeophyceae (54) registran el menor número de especies (Figs. 2 y 3).

De estos 462 taxones, hubo un incremento en el número de especies desde el último registro de algas (285 reportadas por Ortégón-Aznar *et al.* 2010). Se enlistan 35 taxones que constituyen nuevos registros para el Estado de Yucatán, no mencionados en trabajos publicados (marcados en Tabla 1 con * en la columna Referencia): 18 Rhodophyta, 2 Phaeophyceae y 15 Chlorophyta como *Corynomorpha clavata*, *Chnoospora mínima*, *Microdictyon marinum* (Tabla 1 material suplementario). Algunos de estos nuevos registros provienen de herbarios y otros son parte de colecciones de campo recientes de proyectos.

Las proporciones de algas rojas, verdes y pardas de la flora ficológica de Yucatán de acuerdo con el índice de Feldmann tiene un valor de 3.59 y con el índice de Cheney, un valor de 6.14, siendo el de Feldman

más bajo que lo indicado para floras tropicales (índice de Feldman= 4 y el índice de Cheney = 6); Comparando nuestros datos con los citados para Campeche (Mateo-Cid *et al.* 2013) encontramos que los valores (5.3 y 9.3) están en la proporción para flora tropical en ambos índices, y Quintana Roo (Pedroche & Senties, 2003) es un poco menor para el índice de Feldmman (3,83 < 4) pero funciona con el índice de Cheney (6.55). En el análisis por ambientes, solo las lagunas presentan una flora tropical de acuerdo con el índice de Feldmman (4.6) y el índice de Cheney (7.8).

Por distribución de ambiente general, los arrecifes coralinos registran mayor riqueza (310 spp.) que el costero (254 spp.) y el lagunar (123 spp.) (Fig. 4). El análisis también muestra mayor riqueza de Rhodophyta que los otros grupos.

Del total de especies, 298 solo se presentan en un solo ambiente y 61 especies se registran en los tres ambientes generales (27 Rhodophyta, 7 Phaeophyceae, 25 Chlorophyta y una Cyanoprokaryota) siendo las Ceramiales y las Bryopsidales los grupos que se presentan en más ambientes. Al analizar por tipo de ambiente el coeficiente de Jaccard mostró que no presentan similitudes entre ellos (0.0.273).

Ambiente costero

En el ambiente costero se encontraron 254 especies (108 Rhodophyta, 40 Phaeophyceae, 93 Chlorophyta y 13 Cyanoprokaryota).

La mayor riqueza de especies la presentó Rhodophyta y a nivel de orden y familia, fueron Ceramiales (Rhodomelaceae y Ceramiaceae) y Corallinales (Coralinaceae). En Chlorophyta fueron el orden Bryopsidales (familias Caulerpanceae y Halimedaceae) y en la clase Phaeophyceae fueron las Dictyotales (Dictyotaceae). (Tabla 1, material suplementario).

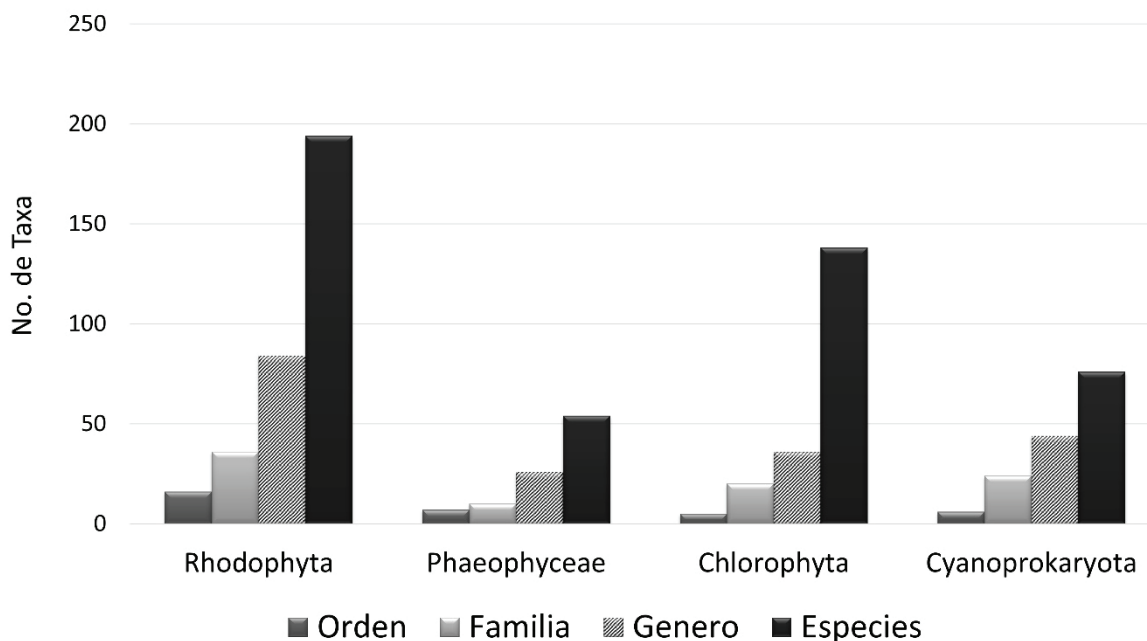


Figura 2. Número de taxones de las algas de la costa Norte de Yucatán.

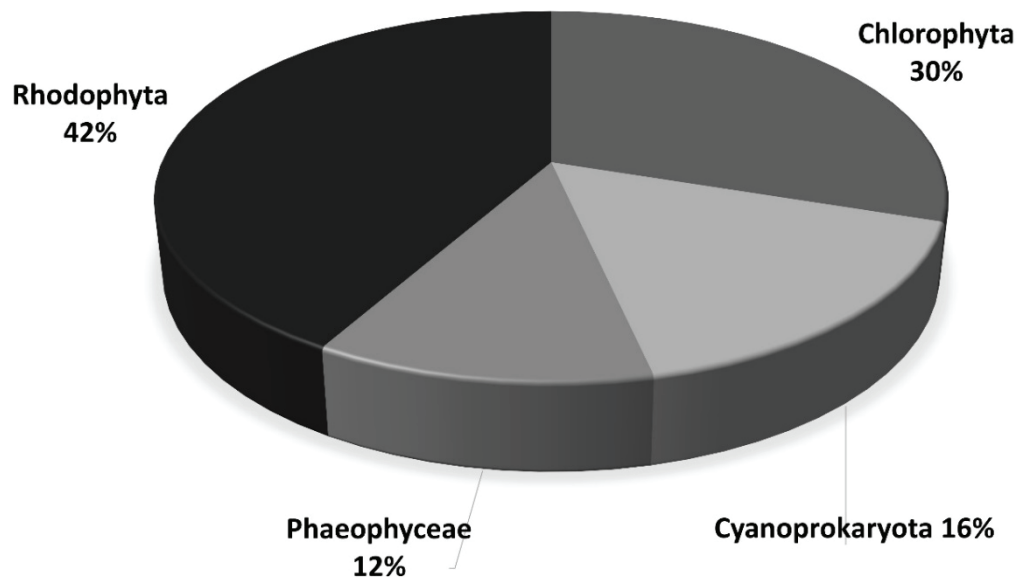


Figura 3. Porcentaje de especies por División o Clase de Algas en la costa Norte de Yucatán.

Ambiente arrecifal

Los arrecifes son el ambiente más diverso, registrando 310 especies (119 Rhodophyta, 39 Phaeophyceae, 85 Chlorophyta y 67 Cyanoprokaryota), únicamente para cuatro sitios, donde Alacranes tiene el mayor número de especies (240 spp.), seguido de Bajos de Diez (83 spp.), Madagascar (46 spp.) y Cayo Arenas (31). Rhodophyta tiene la mayor riqueza de especies (118 spp.), a nivel de orden y familia fueron: Ceramiales (Rhodomelaceae y Ceramiaceae), Corallinales (Coralinaceae) Bryopsidales (Caulerpáceae y Halimedaceae) y Dictyotales (Dictyotaceae). (Tabla 1 material suplementario).

Ambiente lagunar

Se tienen un total de 125 especies (65 Rhodophyta, 45 Chlorophyta, 11 Phaeophyceae y cuatro Cyanoprokaryota) entre las cinco lagunas, donde Ría Lagartos (74 spp.) tiene la mayor riqueza, mientras que Bocas de Dzilam (7 spp.) es la que menor riqueza de especies. Rhodophyta (65 spp.) tiene la mayor riqueza de especies, y a nivel de orden y familia, Ceramiales (Rhodomelaceae y Ceramiaceae), Bryopsidales (Caulerpáceae), Cladophorales (Cladophoraceae) y Dictyotales (Dictyotaceae) (Tabla 1 material suplementario).

En cuanto a Cianoprocariontes (Cyanoprokaryota) se registran en esta obra 76 especies que corresponden a 3 subclases, 6 órdenes, 24 familias y 44 géneros. Casi todos los géneros solo registran una especie. Las más frecuentes son: *Spirulina* y *Leptolyngbya* con 7 especies y *Lyngbya* con 5 especies. *Entophysalis*, *Oscillatoria*, *Schizothrix*, *Blennothrix* y *Dichothrix* tienen tres especies, *Calothrix*, *Isactis*, *Scytonemopsis*, *Aphanothece*, *Symploca*, *Phormidium* dos especies y 24 géneros con una especie registrada para la costa de Yucatán (Tabla 1, material suplementario).

Respecto al ambiente es claro que hay muy pocos registros de cianoprocariontes en ambientes costeros y lagunares. Todas las especies tienen citas para arrecifes y solo 4 para ambientes costeros o lagunares, denotando una falta de estudios sobre el grupo en el estado (León-Tejera *et al.* 2016).

DISCUSIÓN

De los 285 taxones mencionados en la última revisión (Ortegón-Aznar *et al.* 2010), algunas especies han caído en sinonimia (Guiry & Guiry 2022); sin embargo, el incremento en el número de especies a 462 se debe al aumento de estudios ficológicos especializados y trabajos realizados por una nueva generación de ficólogos, por ejemplo, los de Vilchis *et al.* (2020), o Sauvage *et al.* (2021). Asimismo, la revisión de herbarios permitió rescatar especies no publicadas previamente y que son primeros registros para Yucatán.

En el listado de especies, hay una especie, *Caulerpa ollivieri* que aparece como sinónimo de *C. prolifera*; sin embargo, se decidió conservar el nombre de *C. ollivieri*, debido a la ausencia de argumentos válidos para este cambio. Algaebase menciona que el cambio nomenclatural fue con base en una comunicación personal de Furnari, quien reconoce que esta entidad podría representar a especímenes más pequeños de *Caulerpa prolifera* y se remite al artículo de Cormaci *et al.* (2014) donde textualmente se menciona "Estamos de acuerdo con Gonzalez Henriquez & Santos-Guerra (1983: 9) al considerar a *Caulerpa ollivieri* Dostál conoespecífico con *C. prolifera*. También Meinesz & Hesse (1991: 421) plantearon algunas dudas sobre el reconocimiento de *C. ollivieri* como un taxón distinto" y por último, se menciona que Verlaque *et al.* (2019: 185) aceptan esta sinonimia. - (11 May 2006 - Wendy Guiry en Guiry & Guiry 2022) al estar de acuerdo con González- Henríquez &

Santos-Guerra (1983), de que *C. ollivieri* es solo un ecomorfosis enana de *C. prolifera*. En ningún caso y sin artículo científico de respaldo que brinde evidencia molecular, morfológica, o ecofisiológica comprueban la posible sinonimia. Por lo tanto, consideramos a *C. ollivieri* como una especie independiente y registrada para Yucatán.

Las rodofitas son el grupo con mayor número de especies, algo común en zonas tropicales y son las más frecuentes en la costa del Golfo de México y el Caribe (Ortega, *et al.* 2001, Mendoza-González *et al.* 2016, García-García *et al.* 2020).

Con base a la afinidad florística de las macroalgas del estado de Yucatán, se observó que solo cumple con el índice de Cheney para floras tropicales, sin embargo, de acuerdo con Earle y Young (1972) el Golfo de México y el Caribe Mexicano tienen condiciones tropicales en el contexto ambiental (Lüning, 1990). Los datos obtenidos en este estudio muestran que estos índices no fueron consistentes con la concepción de que la flora de la región es claramente tropical, y esto se puede deber posiblemente a ausencia de registro de especies por diferencias en los métodos y esfuerzos de muestreo.

Para los cianoprocariontes, varias especies se han registrado para ambientes no marinos; sin embargo, ya que en el litoral de la península de Yucatán es frecuente el afloramiento de agua continental cerca de la costa, estos registros se han mantenido en la Tabla 1.

Con respecto a la distribución de especies por ambientes generales (Fig. 4), el ambiente arrecifal presentó mayor riqueza de especies, esto se debe principalmente a los estudios de Kim (1964) y Huerta-Múzquiz *et al.* (1987) de Arrecife Alacranes, que, a pesar de tener menos esfuerzo de trabajo, son los que han incluido a la mayor cantidad de especies de cianoprocariontes, grupo poco o no incluido en otros estudios. El ambiente arrecifal posiblemente esté subvalorado en cuanto a riqueza de especies ya que la mayor parte de los registros provienen de un número escaso de publicaciones y de un pequeño número de arrecifes.

El ambiente costero tiene más especies de Chlorophyta que las zonas arrecifales, esto probablemente se deba a la presencia de sustratos arenosos y limo-arenosos, donde en estudios previos las clorofitas han demostrado ser el componente macroalgal predominante (Ortegón-Aznar *et al.* 2001, Garduño-Solórzano *et al.* 2005, Mateo-Cid *et al.* 2013). Así mismo sin considerar las cianoprocariontes el ambiente costero tiene solo 3 especies menos que el ambiente arrecifal, y esto se debe a la presencia a los diferentes microhábitats a lo largo de la costa, como sustratos arenosos y rocosos calcáreos, praderas de pastos marinos, bajo diferentes condiciones ambientales (Cetz-Navarro *et al.*, 2008).

El ambiente costero, es el ambiente general con mayor facilidad de acceso, por lo que tiene mayor esfuerzo de muestreo, y aunque no tiene el mayor número de especies; hay más de 20 colectores que han registrado ejemplares en diferentes herbarios, y donde se tienen los registros más antiguos, con ejemplares recolectados desde 1865 (Taylor, 1935).

El ambiente lagunar fue el que presentó el menor número de especies y la laguna con mayor riqueza fue Ría Lagartos, esto puede deberse, a la mayor intensidad de estudios realizados, pues existen cuatro estudios para macroalgas, y en Ortegón-Aznar *et al.* (2001) se incluyen diferentes épocas del año. También podría estar relacionado con el tamaño de la laguna y las condiciones ambientales, Ría Lagartos es de las más grandes y otras, como Ría Celestún y Chelem, tienen condiciones hipohalinas porque el agua dulce brota en manantiales, mientras que Ría Lagartos, tienen más áreas con condiciones marinas (Ortegón-Aznar & González-González, 2000).

Se pudo constatar una gran diferencia en el número de especies mencionadas en distintas obras, resultado de métodos diferentes, intensidad, época de muestreo, sitios, ambientes o hábitats estudiados. La costa norte de Yucatán es muy extensa y consideramos que, si bien existen muchos trabajos sobre macroalgas bentónicas, algu-

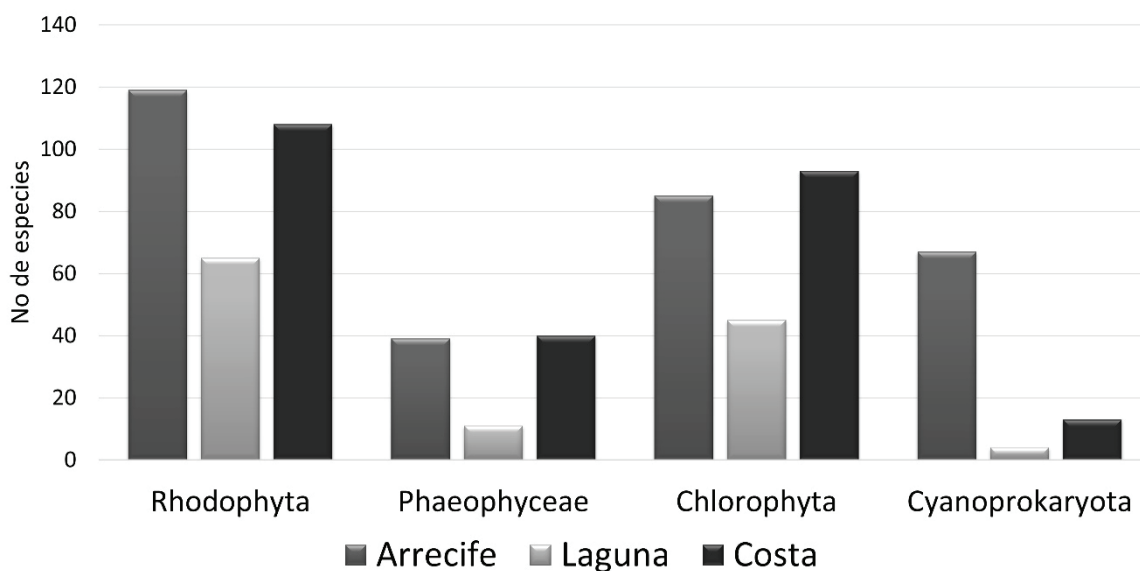


Figura 4. Número de especies de cada División o Clase, por ambiente.

nos taxones y ambientes han sido poco estudiados, tal es el caso de Cyanoprokaryota y Phaeophyceae. En consecuencia, es necesario continuar los estudios en áreas con ambientes poco o no conocidos, como los ambientes arrecifales rocosos y zonas costeras con fuertes presiones de desarrollo turístico, donde no siempre se tiene control de embarcaciones que pueden ser portadoras de especies que pueden ser invasivas. Asimismo, permite crear una línea de base para tener un mayor conocimiento de la diversidad, y ser fuentes estratégicas de información biológica. La catalogación de especies de algas marinas es crucial para la ciencia y la ecología. Como citó Guiry (2012): “Se necesita conocer el mundo natural, no solo por su aprovechamiento, sino por su complejidad y sobrecogedora belleza y armonía”. “Sería una tragedia no saber el alcance de nuestro patrimonio antes de que lo destruyamos sin motivo”.

AGRADECIMIENTOS

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) por el financiamiento al proyecto KT016. A la Universidad Nacional Autónoma de México por el financiamiento del proyecto PAPIME PE207317. A la M. en C. Carmen Galindo, y a los estudiantes Mariana Álvarez, Valery Avila, Karla Duran, Fernando Ayuso y Daniel Hernández por su apoyo en el estudio de las macroalgas marinas. A la Dra. Laura González Reséndiz, los biólogos Ernesto Cabrera-Becerril, Berenice Ramírez Padilla y las estudiantes Gabriela Hernández, Annie May Ek García, Mónica Peralta por su apoyo en el estudio de cianoprocariontes marinos.

REFERENCIAS

- AGUILAR-ROSAS, L. E., J. ESPINOZA-AVALOS & R. AGUILAR-ROSAS. 2001. Distribución de las especies de la familia Udoteaceae (Bryopsidales, Chlorophyta) de la península de Yucatán, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 47: 99-108.
- ANDERSEN, R. A. 1992. Diversity of eukaryotic algae. *Biodiversity and Conservation* 1: 267-292. <https://doi.org/10.1007/BF00693765>
- ARELLANO-GUILLERMO, A. & M. A. SERRANO-ISLAS. 1993. Reserva De Dzilam, Yucatán. In: Salazar-Vallejo, S. I. & N. E. González (Eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO/CIQRO. México, pp. 630-640.
- CETZ-NAVARRO, N. P., J. ESPINOZA-AVALOS, A. SENTÍES & L. I. QUAN- YOUNG. 2008. New records of macroalgae for the Mexican Atlantic and floristic richness of the Mexican Caribbean. *Hidrobiológica* 18 (1): 11-19.
- CHENEY, D. P. 1977. A new improved ratio for comparing seaweed floras. *Journal of Phycology* 13: 1-13.
- CORMACI, M., FURNARI, G., & ALONGI, G. 2014. Flora marina bentónica del Mediterraneo: Chlorophyta. *Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali di Catania* 47: 11-436.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. & J. C. GÓMEZ-ROJAS. 2004. Características físicas y químicas del Golfo de México. In: Caso, M., I. Pisanty y E. Ezcurrea (Comp.) *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*. SEMARNAT-INEIE, AC. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. pp. 105-136.
- DRECKMAN, K.M. 1998. *Clasificación y Nomenclatura de las Macroalgas Marinas Bentónicas del Atlántico mexicano*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 140 p.
- DRECKMAN, K. M. & G. DE LARA-ISASSI. 2000. *Gracilaria caudata* J. Agardh (Gracilariaceae, Rhodophyta) en el Atlántico mexicano. *Hidrobiológica* 10 (2): 125-130.
- DRECKMANN, K. M. 2012. Los géneros *Gracilaria* e *Hydropuntia* (Gracilariaceae, Rhodophyta) en las costas mexicanas del Golfo de México y Caribe. In: Senties, A. y K. M. Dreckmann (Eds.). *Monografías fitológicas*, Vol. 4. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México y Universidad de La Laguna, Tenerife. Cd. Mx., México. pp. 111-204.
- DÍAZ-MARTÍN, M. A. & J. ESPINOZA-AVALOS. 2000. Distribution of brown seaweeds (Phaeophyta) in the Yucatan peninsula, México. *Bulletin of Marine Science* 66: 279-289.
- EARLE, S. E. & J. E. YOUNG. 1972. *Siphonocladus*, a new genus of Chlorophyta (Siphonales: Codiaceae) from Panama. Harvard University Herbaria. *Occasional Papers of the Farlow Herbarium of Cryptogamic Botany* No. 3: 1-4.
- ESPINOZA-AVALOS, J., L. E. AGUILAR-ROSAS, R. AGUILAR-ROSAS, J. M. GÓMEZ-POOT & R. RAIGOZA-FIGUERAS. 2015. Presencia de Caulerpaceae (Chlorophyta) en la Península de Yucatán, México. *Botanical Sciences* 93 (4): 845-854.
- FELDMANN, J. 1937. Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée. La Côte des Albères. *Revue algologique* 10: 1-339.
- GARCÍA-GARCÍA, A. M. E., CABRERA-BECERRIL, E., NÚÑEZ-RESENDIZ, M. L., DRECKMANN, K. M. & SENTÍES, A. 2020. Actualización taxonómica de las algas rojas (Rhodophyta) marinas bentónicas del Atlántico mexicano. *Acta Botánica Mexicana* 127: article e1677 [1-94].
- GARCÍA-GARCÍA, A. M. E., E. CABRERA-BECERRIL, M. L. NÚÑEZ-RESENDIZ, K. M. DRECKMANN & A. SENTÍES. 2021. Actualización taxonómica de las algas pardas (Phaeophyceae, Ochrophyta) marinas bentónicas del Atlántico mexicano. *Acta Botánica Mexicana* 128: e1968. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1968>
- GARCÍA-FERRER, L., C. GALICIA-GARCÍA, Y. B. OKOLODKOV & J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2019. *Halopteris filicina* (Phaeophyceae: Sphacelariales), a new record for Mexico. *CICIMAR. Océanides* 34 (2): 29-36.
- GARDUÑO-SOLÓRZANO, G., J. L. GODÍNEZ-ORTEGA & M. M. ORTEGA. 2005. Distribución geográfica y afinidad por el sustrato de las algas verdes (Chlorophyceae) bénticas de las costas mexicanas del Golfo de México y Mar Caribe. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 76: 61-78.
- GONZÁLEZ-HENRÍQUEZ, N. & SANTOS GUERRA, A. 1983. El género *Caulerpa* Lamouroux en las Islas Canarias. *Botánica Macaronésica* 11: 3-24
- GUIRY, M. D. 2012. How many species of algae are there? *Journal of Phycology* 48: 1057-1063. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2012.01222.x
- GUIRY, M. D. & GUIRY, G. M. 2022. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponible en línea en: <https://www.algaebase.org> (consultado el 9 de agosto de 2022).

- Hauer, T. & J. Komárek. 2022. CyanoDB 2.0 - On-line database of cyanobacterial genera. - World-wide electronic publication, Univ. of South Bohemia & Inst. of Botany AS CR. Disponible en línea en: <http://www.cyanodb.cz> (consultado el 9 de agosto de 2022).
- Huerta-Múzquiz L. 1958. Contribución al conocimiento de las algas de los bajos de la Sonda de Campeche, Cozumel e Isla Mujeres. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 9: 115-123.
- Huerta, L. 1961. Flora marina de los alrededores de la Isla Pérez, arrecife Alacranes, Sonda de Campeche, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 10: 10-22.
- Huerta-Múzquiz, L., A. C. Mendoza-González & L. E. Mateo-Cid. 1987. Avance sobre un estudio de las algas marinas de la península de Yucatán. *Phytologia* 62: 23-53.
- Humm, H.J. 1952. Marine algae from Campeche banks. *Florida State University Studies* No.7. 27 p.
- Kim, C. S. 1964. Marine algae of Alacran Reef, southern Gulf of México. PhD. Thesis, Duke University, Durham, U.S.A. 213 p.
- Komárek, J., J. Kastrovsky, J. Mares & J. R. Johansen. 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera), using a polyphasic approach. *Preslia*. 86: 295-335.
- Kornicker, L. S., F. Bonet, R. Cann, & C. M. Hoskin. 1959. Alacran Reef, Campeche Bank, Mexico. *Publications of the Institute of Marine Science* 6: 1-22.
- León-Tejera, H., G. Montejano & M. Gold Morgan. 2009. Marine epiphytic and epilithic blue greens from the Gulf of México. In: Felder, D. L. & D. K. Camp (Eds.) *The Gulf of Mexico. Its Origin, Waters, and Marine Life. (A 50-Year Update of "Bulletin 89"). Volume III – Gulf of Mexico: Biota. Part C: Phylogenetic Composition and Diversity*. Harte Research Institute. Texas A & M University-Corpus Christi. 1393 p. ISBN-13: 9781603440943.
- León-Tejera, H. P., L. González-Resendiz, E. Cabrera Becerril, A. M. E. García-García, J. Martínez-Yerena, B. Ramírez-Padilla & M. Peralta-Caballero. 2016. Estado del conocimiento de cianoprocariontes Bénticos Marinos de La Costa Atlántica Mexicana. *Responsabilidad Para La Sustentabilidad De La Zona Costera* Número Especial No.4. AÑO 6. No. 11: 95-105.
- Llorente-Bousquets, J., & S. Ocegueda. 2008. Estado del conocimiento de la biota. In: Soberón, J., G. Halfter & J. Llorente-Bousquets (Comp.). *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 283-322.
- Lüning K. 1990. *Seaweeds: their environment, biogeography, and ecology*. Revised translation, Wiley, xiii, 527p.
- Mateo-Cid, L. E., A. C. Mendoza-González & S. Frederico. 2013. A checklist of subtidal seaweeds from Campeche banks, Mexico. *Acta Botánica Venezuelica* 36 (2): 95- 108.
- Mateo-Cid, L. E., C. Mendoza-González, & D. Y. Garcia-Lopez. 2014. Systematic survey of *Lithothamnion*, *Melobesia* and *Mesophyllum* species (Hapalidiaceae, Corallinales, Rhodophyta) recorded along the Atlantic coast of Mexico. *Phytotaxa* 164 (4): 226-238.
- Meinesz, A. & B. Hesse. 1991. Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta* 14(4): 415-426.
- Mendoza-González, A. C. & L. E. Mateo-Cid. 2005. El género *Dictyopteris* J. V. Lamouroux (Dictyotales, Phaeophyceae) en las costas de México. *Hidrobiológica* 15 (1): 43-63.
- Mendoza-González, A. C., L. E. Mateo-Cid, D. Y. Garcia-Lopez & J. A. Acosta Calderón. 2014. Diversity and distribution of articulated coralline algae (Rhodophyta, Corallinales) of the Atlantic coast of Mexico. *Phytotaxa* 190 (1): 45-63.
- Mendoza-González, C., L. E. Mateo-Cid, D. Y. García-López, J. A. Acosta-Calderón, A. Vázquez-Rodríguez, C. M. Hernández-Casas, A. Gerardo & A. Garduño-Acosta. 2016. Marine seaweeds of the Yucatan Peninsula: Diversity, economic importance and conservation. In: Riosmena-Rodríguez, R. (Ed.). *Marine Benthos: Biology, Ecology Functions, and Environmental Impact*. Nova Science Publishers Inc. New York, EUA. pp. 83-138.
- Muñoz, A. 1996. Catálogo de algas Cyanophyceae bentónicas de las costas mexicanas del Golfo de México y Mar Caribe. Tesis Colegio Nacional de Educación Profesional Técnica. México D.F.
- Ortega, M. M., J. L. Godínez & G. Garduño Solórzano. 2001. *Catálogo de algas bénticas de las costas mexicanas del Golfo de México y Mar Caribe*. Cuaderno 34, Instituto de Biología, UNAM, México. 594p.
- Ortegón-Aznar, I. & J. González-González. 2000. Macroalgal communities in coastal lagoon of the Yucatán Peninsula. In: Munawar, M., M. S. Laurence, I. F. Munawar & D. Malley (Eds.). *Ecovision World Monographs*. pp. 283-301.
- Ortegón-Aznar, I., J. González-González & A. Senties-Granados. 2001. Estudio ficoflorístico de la laguna de Río Lagartos, Yucatán, México. *Hidrobiologia* 11 (2): 97-104.
- Ortegón-Aznar, I., H. León-Tejera, M. Gold-Morgan & N. Ramírez-Miss. 2008. Preliminary results on marine algae of Madagascar Reef, Yucatan, México: a functional group approach. Ft. Lauderdale, Florida. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, pp. 1373-1376.
- Ortegón-Aznar, I., I. Sánchez-Molina & R. H. Casanova-Cetz. 2009. The distribution of marine algae in a coastal lagoon, northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Neotropical Biology and Conservation* 42: 99-105.
- Ortegón-Aznar, I., Y. Freile Pelegrín. & D. Robledo Ramírez. 2010. Diversidad vegetal: Capítulo 4. Especies: Algas.. In: Durán R. & M. Méndez (Eds). *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. CICY, CONABIO, SEDUMA,. pp. 162-164.
- Ortegón-Aznar, I. & A. Aguilar-Perera. 2014. Distribución de las macroalgas en áreas naturales protegidas de la costa norte de la Península de Yucatán, México. *Revista Investigaciones Marinas* 34 (2): 1-12.
- Ortegón-Aznar, I., A. Rosado-Espinosa & A. Aguilar-Perera. 2015. Occurrence of the Introduced Alga *Caulerpa ollivieri* Dostál, 1929 [Caulerpaceae, Chlorophyta] in the southern Gulf of Mexico. *BiolInvasion Records*. 4 (1):17-21., ISSN: 2242-1300. doi: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2015.4.1.03>.

- ORTEGÓN-AZNAZ, I., A. M. SUÁREZ, M. DEL C. GALINDO-DE SANTIAGO & M. J. WYNNNE. 2021. Description and distribution of *Nemacystus howei* (W.R. Taylor) Kylin (Chordariaceae) from the northern coast of the Yucatán peninsula. *Botanical Sciences* 99 (1): 161-168. DOI: 10.17129/botsci.2667
- PECH, D., M. M. MASCARÓ, N. SIMOES & C. ENRIQUEZ. 2010. Diversidad vegetal: Capítulo 1. Contexto físico. Ambientes marinos. In: Durán R. y M. Méndez (Eds). *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. CICY, CONABIO, SEDUMA, pp. 21-23.
- PEDROCHE, F. F., K. M. DRECKMANN, A. SENTÍES & R. M. HERNÁNDEZ. 1993. Diversidad algal en México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. Vol. Esp. 44: 69-92.
- PEDROCHE, F. F. & A. SENTÍES G. 2003. Ficología marina mexicana. Diversidad y Problemática actual. *Hidrobiológica* 13 (1): 23-32.
- PEDROCHE, F. F. & A. SENTÍES. 2020. Diversidad de macroalgas marinas en México. Una actualización florística y nomenclatural. *Cymbella* 6 (1): 4-55.
- ROSADO-ESPINOSA, L. A., I. ORTEGÓN-AZNAZ, I & M. A. RUIZ-ZARATE. 2012. Caracterización estructural de los mantos algales como recurso natural explotable en el Área Natural Protegida de Dzilam de Bravo, Yucatán, México. *Proceedings of the 64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 64: 208-215. ISSN: 1553-8486.
- ROSAS ORTÍZ, J. F., M. L. NÚÑEZ-RESENDIZ, K. M. DRECKMANN & A. SENTÍES. 2019. Diversidad de Halymeniaceae (Halymeniales, Rhodophyta) en México. *Cymbella* 5 (2-3): 135-146.
- SÁNCHEZ-MOLINA, I., J. GONZÁLEZ-CEBALLOS, C. ZETINA-MOGUEL & R. CASANOVA-CETZ. 2007. Análisis de la biodiversidad de algas marinas situadas ente Uaymitun y Chuburna. *Ingeniería Revista Académica* 11 (1): 43-51.
- SAUVAGE, T., M. J. WYNNNE, S. G. A. DRAISMA, I. ORTEGÓN-AZNAZ, L. E. MAITEO-CID, A. C. MENDOZA-GONZÁLEZ, B. MARTÍNEZ-DARANAS & S. FREDERICO. 2021. *Caulerpa wysorii* sp. nov., a denuded *Caulerpa* (Chlorophyta) resembling *C. sertularioides* when 'dressed'. *Phycologia* 60: 107-119. DOI:10.1080/00318884.2020.1862563
- TAYLOR, W. R. 1935. Marine algae from the Yucatán Peninsula. *Botany of the Maya area: Miscellaneous Papers VII, from the herbarium and the dept. of Botany of the University of Michigan*, Carnegie. Inst. Wash. Publ. No. 461: 115-124.
- TAYLOR, W. R. 1941. Tropical marine algae of the Artur Schott herbarium. *Botanical series. Publ. Field Museum of Natural History* 20 (4):87-104.
- VERLAQUE, M., C. F. BOUDOURESQUE & M. PERRET-BOUDOURESQUE. 2019. Mediterranean seaweeds listed as threatened under the Barcelona Convention: A critical analysis. *Scientific Reports of the Port-Cros National Park* 33: 179-214.
- VÍLCHIS, M. I., K. M. DRECKMANN, A. QUINTANAR-ISAÍAS & A. SENTÍES. 2020. Análisis morfométrico de las especies simpátricas del complejo *Crasiphycus corneus*-*C. usneoides* (Gracilariaceae, Rhodophyta) en las costas mexicanas del Golfo de México y Mar Caribe. *Acta Botanica Mexicana* 127: e1596. DOI: 10.21829/ abm127.2020.1596.
- WYNNNE, M. J. 2022. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: fifth revision. *Nova Hedwigia* 153: 1-180.

Observaciones exploratorias en taxocenosis de diatomeas bentónicas marinas en un puerto expuesto a residuos mineros

Prospective observations on benthic marine diatoms taxocoenoses in a port exposed to mining residues

Yuriko Jocselin Martínez^{1*}, David Alfaro Siqueiros-Beltrones¹, Ana Judith Marmolejo-Rodríguez²

Recibido: 01 de junio de 2022.

Aceptado: 19 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. Existe un reciente interés por el estudio de diatomeas bentónicas marinas (DBM) y su respuesta a contaminación por elementos potencialmente tóxicos (EPT), principalmente metales que pueden impactar la composición de especies, alterar los parámetros de las asociaciones, y ocasionar deformaciones de las frústulas de diatomeas. **Objetivo.** Explorar qué cambios en las asociaciones de DBM podrían representar una respuesta a contaminación por EPT en ambientes marinos, usando de referencia la estructura típica de sus asociaciones, incluyendo florística, riqueza, diversidad y dominancia, así como frecuencia de frústulas deformes. **Métodos.** Se tomaron muestras de roca y sedimento en mayo 2015 y enero 2016 en Santa Rosalía, BCS, una playa contaminada con desechos mineros. **Resultados.** Se apoyó parcialmente la hipótesis propuesta, i.e., se registró entre 1 y 7.6% de valvas deformes por sitio; esta frecuencia de frústulas deformes sugiere impacto de contaminación por EPT en el área. Se registraron valores de diversidad de H' entre 1.1 a 4.3, los cuales están dentro de los intervalos típicos de diversidad para sitios no contaminados, a pesar de que concentraciones de EPT como Cu 3760 mg kg⁻¹, Zn 2294 mg kg⁻¹, Ni 401 mg kg⁻¹, Pb 216 mg kg⁻¹, registradas en el área sobrepasan los valores de efecto de rango medio, indicando que un 50% de la biota presente sería afectada. **Conclusiones.** Las elevadas abundancias de ciertos taxa sugieren su capacidad de tolerar PTE, mientras que aquellos que mostraron deformaciones de sus frústulas podrían considerarse taxa sensibles.

Palabras clave: Bacillariophyta, Golfo de California, metales pesados, impacto antropogénico.

¹ Departamento de Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. México

² Departamento de Oceanología, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. México

***Corresponding author:**

Yuriko Jocselin Martínez: e-mail: okiruy20g@gmail.com

To quote as:

Martínez, Y. J., D. A. Siqueiros-Beltrones, A. J. & Marmolejo-Rodríguez. 2022. Observaciones exploratorias en taxocenosis de diatomeas bentónicas marinas en un puerto expuesto a residuos mineros. *Hidrobiológica* 32 (3): 319-330.

ABSTRACT

Background. A recent interest has emerged for studying benthic marine diatoms (BMD) whose environment is influenced by potentially toxic elements (PTE), mainly metals that can alter their taxocoenoses parameters and cause deformities in the diatom frustules. **Objective.** To explore which particular characteristics may represent a response by BMD to PTE in environments polluted by mining residues, using the typical structure of the diatom taxocoenoses as reference, i.e., floristics, species richness, and diversity and dominance, as well as frequency of deformed frustules. **Methods.** Rock and sediment samples were taken in May 2015 and January 2016 at Santa Rosalía, BCS, a beach contaminated by mining waste. **Results.** Between 1 and 7.6% of deformed valves per site were recorded. This frequency of deformed frustules suggests the impact of contamination by EPT in the area. Diversity values of H' between 1.1 and 4.3 were recorded, which are within the typical intervals of diversity for uncontaminated sites, although EPT concentrations such as Cu 3760 mg kg⁻¹, Zn 2294 mg kg⁻¹, Ni 401 mg kg⁻¹, Pb 216 mg kg⁻¹, recorded in the area exceed the mid-range effect values, indicating that 50% of the biota present would be affected. **Conclusions.** The high abundance of certain diatom taxa may indicate their ability to resist or tolerate PTE, while those exhibiting deformed frustules could be considered sensitive taxa.

Key words: Bacillariophyta, Gulf of California, heavy metals, anthropogenic impact

INTRODUCCIÓN

La utilidad de las diatomeas como indicadores de contaminación e impacto ambiental es ampliamente reconocida, y con base en estas se han ingeniado índices cualitativos y cuantitativos (Medley & Clements, 1998; Ivorra *et al.*, 1999; Gómez & Licursi, 2001; Ács *et al.*, 2005; Salomoni *et al.*, 2006; Penalta-Rodríguez & López-Rodríguez 2007). Estos en su mayor parte se han enfocado sobre hábitats de aguas continentales, lo que ha contribuido en la determinación de normas de calidad de agua, mismas que han sido aceptadas como referentes de la salud de ciertos ambientes. Tales estudios se han hecho bajo la premisa de que las diatomeas son sensibles a perturbación, tienen movimiento limitado o están fijadas en un sustrato, se distribuyen ampliamente y responden rápidamente a disturbios ambientales ocasionados por un determinado agente contaminante. La consecuencia se ve reflejada en cambios significativos en los atributos de las taxocenosis de diatomeas respecto a asociaciones de ambientes no perturbados (Cattaneo *et al.*, 2004, Falasco *et al.*, 2009, Morin *et al.* 2012). Sin embargo, aunque taxones sensibles son remplazados por otros tolerantes modificando la flora original (Belando *et al.*, 2017), formas sensibles podrán experimentar deformaciones de sus frústulas que, a su vez, reflejen alteraciones metabólicas (Falasco *et al.*, 2009, Gautam *et al.*, 2017, Lavoie *et al.*, 2017).

De acuerdo con lo anterior, ciertos taxones de diatomeas presentan la capacidad de resistir o tolerar contaminación por metales, toda vez que persisten dentro de ambientes así contaminados (Siqueiros-Beltrones, 2002, 2005). Por ejemplo, *Achnanthydium minutissimum* (Kützting) Czarnecki y *Sellaphora seminulum* (Grunow) D. G. Mann pueden incluso proliferar en tales condiciones, mientras que en estudios sobre contaminación por Cd, Fe y Zn en hábitats de aguas continentales, diatomeas como *A. minutissimum* (Kützting) Czarnecki y *Brachysira vitrea* (Grunow) Ross, fueron los taxones dominantes; estas respuestas indican estrategias oportunistas fundadas en su resistencia a la presencia de Cd y Zn (Ivorra *et al.* 1999) y, en cambio, otros taxones presentaron frecuentemente frústulas deformes con el eje axial distorsionado, como en *Fragilaria cf. tenera* (W. Smith) Lange-Bertalot, *Fragilaria rumpens* (Kützting) G. W. F. Carlson y *Eunotia* sp. (Cattaneo *et al.*, 2004).

Por otra parte, el uso de diatomeas para evaluación de cualquier tipo de contaminación en los ambientes marinos requiere tanto una base florística formal y comprensiva, como una idea clara y precisa de la estructura de las asociaciones de diatomeas bentónicas (ADB) que permita un examen comparativo entre condiciones pristinas como referente, y cualquier tipo de contaminación (Desrosiers *et al.* 2013, Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014), evidenciando con ello desviaciones de los valores normales de los parámetros en ADB típicas de ambientes no perturbados. Asimismo, el análisis de la estructura de las ADB proporcionaría una referencia adecuada para detectar cambios debidos a forzamientos por elementos potencialmente tóxicos (EPT). Dicha estructura se compone de determinados parámetros, como riqueza de especies, taxones dominantes, diversidad y dominancia de especies, cuyos valores se calculan mediante índices ecológicos. De manera general, dichos índices son sensibles al número de taxones en las taxocenosis o asociaciones y sus abundancias relativas; así, los valores calculados de diversidad, dominancia y equidad pueden ser utilizados para detectar patrones ecológicos (Siqueiros-Beltrones 2002), toda vez que pueden variar de acuerdo con el grado de adversidad del hábitat que ocupan las ADB. De esta manera, una taxocenosis puede mostrar diferencias marcadas en riqueza de especies (S), que llegan a

ser tan bajas como entre 5-11 taxones bajo las condiciones extremas de ambientes hipersalinos (Siqueiros-Beltrones 1988, 1990). Sin embargo, en la mayoría de los ambientes costeros no perturbados las S observadas varían entre 20 y 50 taxa por muestra (Siqueiros-Beltrones, 1998, 2002), y entre 50 y 100 taxones por muestra en ambientes más productivos (Siqueiros-Beltrones *et al.* 2017).

De esta manera, para interpretar adecuadamente lo anterior, es necesario comprender que, independientemente de la riqueza de especies y el tipo de sustrato, hábitat, o condiciones, las ADB estarán compuestas por pocos taxones abundantes y comunes, y muchos taxones poco comunes y raros, lo que influye sobre los valores de diversidad. Entonces, como referencia, los valores típicos de diversidad de especies (H') calculados para ADB en un ambiente marino estable no perturbado variaría entre $2 < H' < 5$ (Siqueiros-Beltrones 2002, 2005).

Con respecto a los efectos de EPT en ambientes marinos, en un estudio previo relacionado a éste se observaron concentraciones de metales contaminantes que no rebasaron los niveles de referencia que indicaran un efecto sobre la biota residente, o cómo podrían responder las ADB a dicha contaminación (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014). Por otra parte, se observó que bajo condiciones de laboratorio ciertas especies de diatomeas exhibieron efectos a concentraciones de metales más bajas que las presentes en la corteza terrestre, mientras que en condiciones *in situ* las diatomeas pueden tolerar concentraciones más altas de EPT, quizá debido a interacciones con factores diversos, ya sean bióticos, físicos, o químicos (Long *et al.* 1995).

Recapitulando, se reitera que son muy pocos los estudios para ambientes marinos y aunque estos han relacionado valores bajos de diversidad en ADB a efectos de contaminantes en los sitios inspeccionados (Dickman, 1998, Cunningham *et al.*, 2003, 2005, Petrov *et al.*, 2010, Rubino *et al.*, 2015, Potapova *et al.*, 2016, Pandey *et al.* 2018), se carece aún de un modelo teórico que describa la relación entre los EPT y las diatomeas bentónicas. De ahí que nuestra primera acción fue llevar a cabo un estudio exploratorio en una zona contaminada por desechos mineros analizando las concentraciones de EPT y su relación con los atributos de las ADB.

Como es de esperarse en un estudio de índole exploratoria como este, no se contaba con antecedentes florísticos de diatomeas bentónicas en el área. No obstante, con base en la teoría ecológica general sobre estructura de ADB, i.e., riqueza y diversidad de especies, dominancia y equidad, y sus implicaciones ecológicas (Siqueiros-Beltrones, 2005), se contrastó la hipótesis de trabajo de que los valores calculados de diversidad en las ADB en el área de Santa Rosalía, contaminada por EPT derivados de los residuos mineros, caerían fuera del intervalo típico ($2 < H' < 5$) propuesto (Siqueiros-Beltrones, 2005). Asimismo, que la frecuencia de frústulas deformes sería mayor que en áreas no contaminadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La selección del área de estudio se basó en el reconocimiento de un sitio que tuviera antecedentes sobre registros de concentraciones de EPT. Así, la presente investigación se realizó en la zona de Santa Rosalía. Ésta pertenece al municipio de Mulegé (27° 20' N, 112° 16' O) y se localiza al norte del estado de Baja California Sur (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2003). El

clima es semiárido con inviernos fríos-secos y veranos cálidos-húmedos con fuertes cambios estacionales en la dirección del viento; durante los meses de verano y principios de otoño los vientos son variables y de menos intensidad (Douglas *et al.*, 2007). La precipitación anual es muy baja (alrededor de 100 mm) y principalmente asociada a tormentas tropicales de períodos cortos (Rodríguez-Figueroa *et al.*, 2009).

Las corrientes del Golfo de California que influyen el área de estudio presentan salinidades mayores a 34.9 y están ligadas a la intensificación de la Corriente Costera Mexicana, e interactúan de tal forma que el corte lateral entre éstas origina remolinos en la entrada al golfo (Pantoja *et al.*, 2012). La corriente del Golfo de California sigue una dirección de norte a sur; en diferentes temporadas alternan los flujos de entrada en el lado oriental y salida por el lado occidental de la boca de la península con dirección norte-sur (Lavin *et al.*, 2009; Pantoja *et al.*, 2012).

La zona de Santa Rosalía presenta áreas contaminadas por desechos mineros (Shumillin *et al.* 2011, 2012, 2013; Jonathan *et al.* 2016), independientemente de que existan asentamientos humanos normales. En uno de los estudios, Shumillin *et al.* (2012) determinaron que las concentraciones de Pb ($46.7 \text{ mg kg}^{-1} \pm 218 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu ($3,390 \pm 804 \text{ mg kg}^{-1}$) y Zn ($1,916 \pm 749 \text{ mg kg}^{-1}$) en la mayoría de las muestras de sedimentos fueron superiores al efecto de rango medio (ERM), lo que indica un impacto antropogénico extenso por actividades mineras de cobre en sedimentos de playa, y por lo tanto un alto riesgo toxicológico para la biota marina residente del área.

Muestreo

Los muestreos se realizaron en mayo de 2015 y enero de 2016 en la zona intermareal en cinco puntos del puerto de Santa Rosalía (Fig. 1). Los puntos se distribuyeron con una distancia aproximada de 250 m entre ellos. En mayo de 2015 se recolectaron muestras de sedimento en los puntos 1, 2 y 3, y muestras de roca solo en los puntos 4 y 5. En enero de 2016 se recolectó una muestra de sedimento en los cinco puntos del puerto; durante este mes no se recolectaron rocas. Al ser un estudio exploratorio se tomaron muestras dependiendo las condiciones del lugar y del sustrato disponible, de ahí que las muestras sean diferentes en los dos meses.

Procesamiento de muestras

Las rocas libres de macroalgas fueron cepilladas en un área de 10 cm x 10 cm, y el producto obtenido se colocó en tubos de ensaye. Las muestras de sedimento recolectado se colocaron en una cámara de ultrasonido para la separación de diatomeas; el sobrenadante obtenido se colocó en tubos de ensaye. Las muestras colocadas en tubos de ensaye se oxidaron con una mezcla de etanol comercial al 90% y ácido nítrico al 70% en una proporción 1:1:4 (muestra, alcohol, ácido). Alícuotas de diatomeas se secaron en cubreobjetos y se montaron en portaobjetos de vidrio utilizando resina de montaje Pleurax® (RI = 1.7) (Siqueiros-Beltrones 2002).

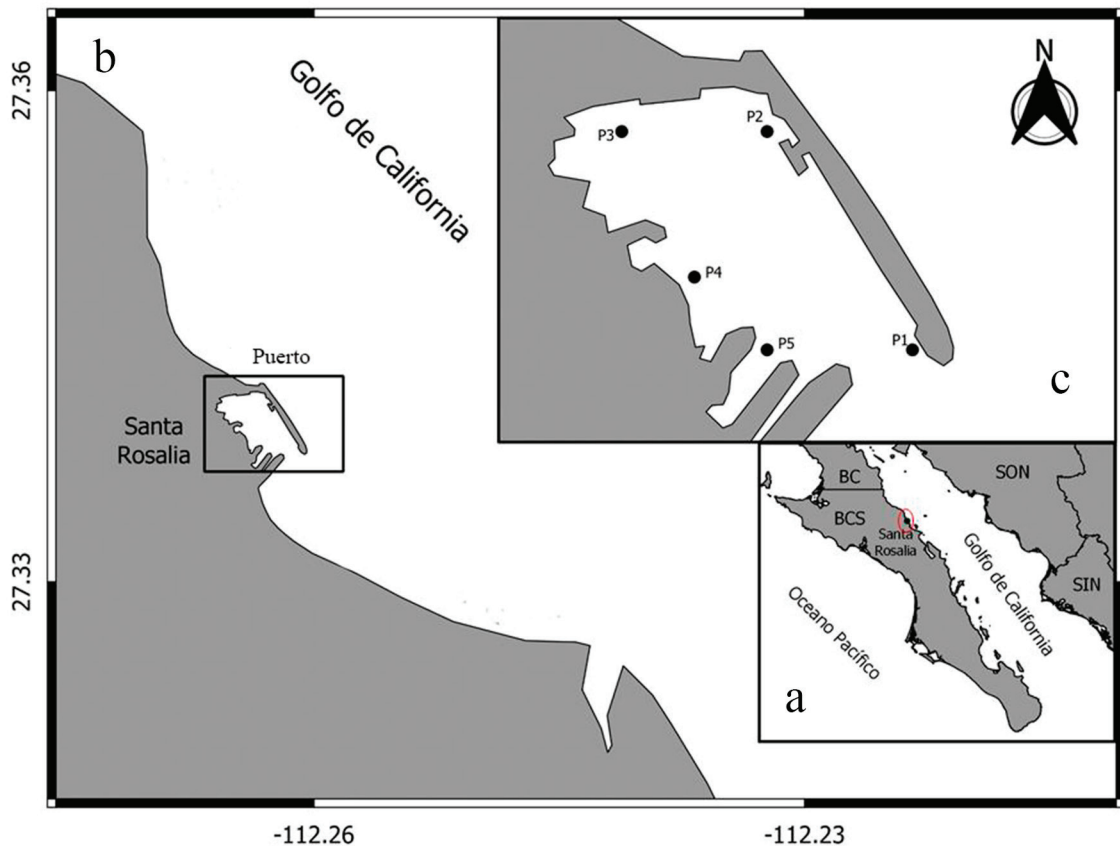


Figura 1. Localización del puerto minero Santa Rosalía (a, b) y sitios de recolecta para ADB y EPT (c).

Las diatomeas fueron identificadas bajo un microscopio con óptica planacromática, Olymmpus CH-2, bajo diferentes aumentos 600 y 1000 X, usando literatura clásica y regional (Schmidt *et al.* 1874-1959; Hustedt 1991; Witkowski et al. 2000; Siqueiros-Beltrones 2002; López-Fuerte et al. 2010; Siqueiros-Beltrones et al. 2014). De acuerdo con Siqueiros-Beltrones (2002), las abundancias relativas (N = 500) de las especies identificadas se estimaron por muestra y se utilizaron para calcular los parámetros de las asociaciones con los siguientes índices: diversidad de especies (H' de Shannon y $1-\lambda$ de Simpson), equidad (J' de Pielou) y dominancia (λ de Simpson) (Magurran, 1988). La similitud entre las muestras de todos los sitios se midió mediante el índice de Bray-Curtis, utilizando tanto presencia/ausencia, como abundancias relativas de los taxa.

Medición de EPT en sedimentos

De la muestra total recolectada en una caja Petri, se utilizó la mitad de la muestra de sedimento para su pulverización, y luego se sometieron a digestión ácida con HF, HClO₄, HNO₃ y HCl. Las concentraciones de metales se midieron con un espectrómetro de masas acoplado inductivamente (ICP-MS), utilizando estándares de referencia certificados para sedimentos marinos (PACS-2 y MESS-3) para validación de la técnica. Los metales analizados fueron: Al (%), Fe (%), Mg (%), Hg (mg kg⁻¹), y mg kg⁻¹ (Ag, As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, In, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, U, V, Zn). Para calcular el factor de enriquecimiento normalizado (FEN) los valores de concentración fueron normalizados con Al usando la fórmula: $FEN_M = (M_{muestra} / Al_{muestra}) / (M_{CTS} / Al_{CTS})$, donde M es el metal y CTS corresponde al valor de la corteza terrestre superior (Wedepohl 1995). Las concentraciones estimadas de metales se compararon con los valores de toxicidad propuestos por Long *et al.* (1995), que definen efecto de rango bajo (ERB), es decir, afecta al 10% de la biota, y efecto de rango medio (ERM) que indica cuando el 50% de la biota puede verse afectado. Los valores FEN permitieron estimar la calidad del sedimento o el grado de contaminación según una escala para sitios mineros: 1-3 = contaminación baja, 3-10 = moderada, 10-25 = severa, 25-50 = muy severa y > 50 = extremadamente severa (Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2011).

RESULTADOS

Asociaciones de diatomeas bentónicas

La riqueza total de especies (S) en rocas y sedimentos redujo 156 taxa (Tabla 1). Sin embargo, la S se distribuyó de manera discontinua; el sustrato rocoso del sitio cuatro presentó 8 taxones y el sedimento del sitio cinco sólo 6 taxones. Los géneros mejor representados fueron *Nitzschia* Hassall con 23 especies, *Amphora* Ehrenberg ex Kützing (22), *Cocconeis* Ehrenberg (11) y *Navicula* Bory (11). Se contaron un total de 4183 valvas de diatomeas; las especies más abundantes fueron *Stauraphora salina* (Smith) Mereschkowsky (483), *Amphora ocellata* Donkin (333), *Navicula subinflatoidea* Hustedt (320), *Psammodyction constrictum* (Gregory) Grunow (270) y *Achnanthes javanica* Grunow (197). Por sustrato, en roca las diatomeas más abundantes fueron *Achnanthes javanica* (171), *A. longipes* Agardh (117) y *A. parvula* Kützing (150), mientras que en sedimento las más abundantes fueron *Stauraphora salina* (483), *Amphora ocellata* (333), *Navicula subinflatoidea* (320) y *Psammodyction constrictum* (269) (Fig. 2).

La diversidad de especies también varió notablemente, desde los valores más bajos en el sitio cinco ($H' = 1.1$ y 1.9 bit/taxón) hasta va-

Tabla 1. Diatomeas epilíticas y episámicas de las muestras de sedimento contaminado del Puerto de Santa Rosalía, Baja California Sur, México. *Diatomeas que presentaron deformación.

<i>Achnanthes brevipes</i> C. Agardh var. <i>brevipes</i>
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i> (Kützing) Cleve
<i>Achnanthes brockmanii</i> Simonsen
<i>Achnanthes hauckiana</i> Grunow
<i>Achnanthes javanica</i> Grunow *
<i>Achnanthes longipes</i> C. Agardh *
<i>Achnanthes parvula</i> Kützing *
<i>Achnanthes</i> sp. *
<i>Achnanthes yaquinensis</i> McIntire & Reimer *
<i>Actinopterychus adriaticus</i> Grunow
<i>Actinopterychus hexagonus</i> Grunow
<i>Actinopterychus minutus</i> Greville
<i>Actinopterychus senarius</i> (Ehrenberg) Ehrenberg
<i>Actinopterychus undulatus</i> (Kützing) Ralfs
<i>Amphicoconeis disculoides</i> (Hustedt) Stefano & Marino
<i>Amphora amoena</i> Hustedt
<i>Amphora bigibba</i> Grunow
<i>Amphora borealis</i> Kützing
<i>Amphora caroliniana</i> Giffen
<i>Amphora cingulata</i> Cleve
<i>Amphora</i> cf. <i>coffeiformis</i> (C. Agardh) Kützing
<i>Amphora costata</i> Smith
<i>Amphora crassa</i> Gregory
<i>Amphora kolbei</i> Aleem
<i>Amphora laevis</i> Gregory
<i>Amphora laevisima</i> Gregory
<i>Amphora ocellata</i> Donkin
<i>Amphora ostrearia</i> Brébisson ex Kützing var. <i>vitrea</i> Cleve
<i>Amphora proteus</i> Gregory
<i>Amphora rhombica</i> Kitton
<i>Amphora salina</i> Smith
<i>Amphora</i> sp.
<i>Amphora subangularis</i> (Hustedt) Levkov
<i>Amphora terroris</i> Ehrenberg
<i>Amphora ventricosa</i> Gregory
<i>Amphora wisei</i> (Salah) Simonsen
<i>Asteromphalus flabellatus</i> (Brébisson) Greville
<i>Auricula intermedia</i> (Lewis) Cleve
<i>Bacillaria socialis</i> (Gregory) Ralfs
<i>Caloneis liber</i> (Smith) Cleve
<i>Caloneis liber</i> var. <i>bicuneata</i> (Grunow) Cleve
<i>Caloneis linearis</i> (Grunow) Boyer
<i>Campylodiscus angularis</i> Gregory
<i>Campylodiscus crebrecoastatus</i> Greville var. <i>speciosa</i> Eulenstein
<i>Campylodiscus simulans</i> Gregory
<i>Climacosphenia moniliger</i> Ehrenberg
<i>Cocconeis convexa</i> Giffen
<i>Cocconeis diminuta</i> Pantocsek
<i>Cocconeis dirupta</i> Gregory var. <i>dirupta</i> Grunow

- Cocconeis dirupta* var. *flexella* (Janish & Rabenhorst) Grunow
Cocconeis disculooides (Hustedt) Stefano & Marino
Cocconeis molesta Kützing
Cocconeis placentula Ehrenberg var. *lineata* (Ehrenberg) Cleve
Cocconeis sp. *
Cocconeis speciosa Gregory
Cocconeis sublitoralis Hendey
Coscinodiscus apiculatus Ehrenberg
Coscinodiscus gigas Ehrenberg
Coscinodiscus radiatus Ehrenberg cf. var. *radiatus* Ehrenberg
Cyclotella atomus Hustedt
Cyclotella striata (Kützing) Grunow
Denticula elegans Kützing
Dickieia sp.
Diploneis crabro Ehrenberg
Diploneis decipiens Cleve-Euler
Diploneis didyma Ehrenberg
Diploneis incurvata (Gregory) Cleve
Diploneis litoralis (Donkin) Cleve *
Diploneis notabilis (Greville) Cleve
Diploneis obliqua (Brun) Hustedt
Diploneis papula (Schmidt) Cleve
Diploneis smithii (Brébisson) Cleve
Ehrenbergia granulosa (Grunow) Witkowski
Entomoneis alata (Ehrenberg) Ehrenberg
Entomoneis pulchra (Bailey) Reimer var. *pulchella* (H. Peragallo & M. Peragallo) Siqueiros-Beltrones & Y. J. Martínez
Fallacia litoricola (Hustedt) Mann
Fallacia forcipata (Greville) Stickle & Mann
Grammatophora marina (Lyngbye) Kützing
Grammatophora hamulifera Kützing
Gyrosigma naja (Meister) Sterrenburg
Gyrosigma balticum (Ehrenberg) Rabenh
Halamphora coffeiformis (C. Agardh) Levkov
Halamphora wisei (Salah) Álvarez-Blanco & Blanco
Hantzschia cf. *amphioxys* (Ehrenberg) Grunow
Hemidiscus cuneiformis Wallich var. *cuneiformis*
Licmophora flabellata (Greville) C. Agardh
Licmophora sp.
Licmophora communis (Heiberg) Grunow
Lioloma pacificum (Cupp) Hasle
Lyrella irrorata (Greville) Mann
Melosira moniliformis (Müller) C. Agardh
Navicula agnita Hustedt
Navicula cf. *radiosa* Kützing
Navicula directa (Smith) Ralfs
Navicula diversistriata Hustedt
Navicula longa Gregory
Navicula longa var. *irregularis* Hustedt
Navicula margalithi Lange-Bertalot
Navicula pennata Schmidt
Navicula sp.
Navicula subinflatooides Hustedt -*
Navicula zostereti Grunow
Nitzschia arcuata Gregory ex Greville
Nitzschia bicapitata Cleve
Nitzschia cf. *angularis* Smith
Nitzschia cf. *filiformis* (Smith) Van Heurck
Nitzschia dissipata (Kützing) Grunow
Nitzschia distans Gregory
Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow var. *frustulum*
Nitzschia frustulum var. *perminuta* Grunow
Nitzschia granulata Grunow
Nitzschia laevis Frenguelli
Nitzschia lanceolata W. Smith
Nitzschia longissima (Brébisson) Ralfs var. *longissima*
Nitzschia longissima var. *costata* Hustedt
Nitzschia lorenziana Grunow
Nitzschia lorenziana var. *subtilis* Grunow
Nitzschia obtusa Smith var. *obtusa*
Nitzschia obtusa var. *scalpelliformis* (Grunow) Grunow
Nitzschia pellucida Grunow
Nitzschia scalpelliformis Grunow
Nitzschia sigma (Kützing) Smith var. *sigma*
Nitzschia sigma var. *rigida* Grunow
Nitzschia sp.
Nitzschia spathulata Brébisson ex Smith
Odontella sp.
Opephora schwartzii (Grunow) Petit
Paralia sulcata (Ehrenberg) Cleve
Petrodictyon gemma (Ehrenberg) D. G. Mann
Plagiotropis pusilla (Gregory) Kuntze
Planothidium delicatulum (Kützing) Round & Bukhtiyarova
Pleurosigma formosum Smith
Psammodictyon puncta Mann var. *coarctata* Mann
Psammodictyon constrictum (Gregory) Grunow
Psammodictyon panduriforme (Gregory) Mann
Psammodiscus nitidus (Gregory) Round & Mann
Rhizosolenia imbricata Brightwell
Rhopalodia musculus (Kützing) Otto Müller
Roperia tessellata (Roper) Grunow ex Pelletan
Shionodiscus oestrupii (Ostenfeld) Alverson, Kang *
Stauropora salina (Smith) * Mereschkowsky
Surirella fastuosa (Ehrenberg) Kützing
Synedra affinis Kützing
Tabularia fasciculata (C. Agardh) Williams & Round
Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve *
Thalassiosira sp.
Trachyneis aspera (Ehrenberg) Cleve var. *aspera*
Trachyneis aspera var. *elliptica* Hendey
Trachyneis velata Schmidt
Tryblionella acuminata Smith
Tryblionella littoralis (Grunow) Mann

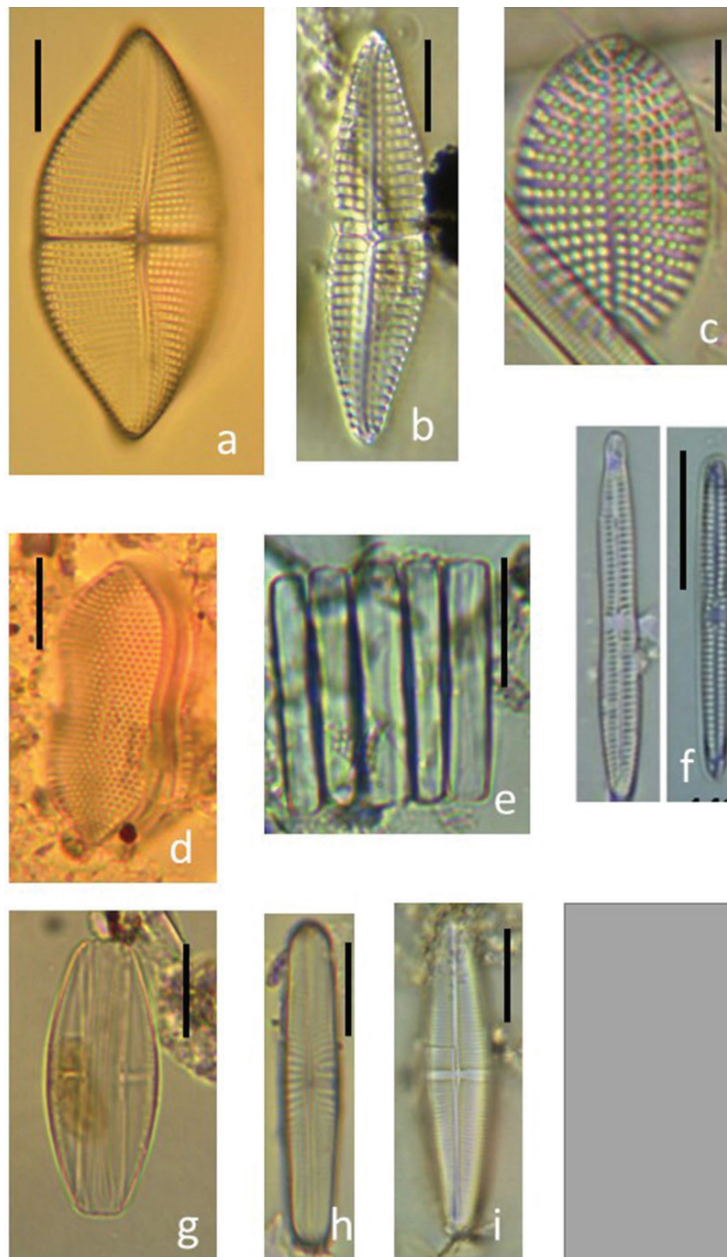


Figura 2. Diatomeas más abundantes en sedimento y roca del puerto de Santa Rosalía, BCS. a) *Achnanthes javanica*, b) *Achnanthes cf. longipes*, c) *Cocconeis scutellum*, d) *Psammodyction constrictum*, e) *Gomphoseptatum aestuarii*, f) *Catenula adherens*, g) *Amphora ocellata*, h) *Navicula subinflatooides*, i) *Staurophora salina*. Escala=10 μm

lores medios y altos, típicos de H' que oscilan entre 2.4 y 4.3, y dominancias (λ) bajas (Tabla 2). Las mediciones de similitud entre muestras basadas en la presencia/ausencia de especies en rocas y sedimentos arrojaron valores por debajo del 60%, lo que indica una composición de especies distinta en el área del puerto (Fig. 3). No obstante, la similitud estimada utilizando la abundancia relativa fue inferior al 50%, aunque las muestras se agruparon por sustrato.

Geoquímica de metales en sedimentos

La mayoría de los valores de concentración de EPT analizados superaron los valores de referencia del límite superior de la corteza terrestre. En particular, las concentraciones de Cu, Pb, Ni y Zn superaron tanto el límite de ERB como de ERM (Tabla 3). En el sitio uno, el Ni alcanzó 401 mg kg^{-1} , mucho más alto que el de ERM (51.6 mg kg^{-1}); los otros sitios mostraron valores $<0.5 \text{ mg kg}^{-1}$. El zinc, por otro lado, registró concentraciones $> 700 \text{ mg kg}^{-1}$ y hasta 4030 mg kg^{-1} , superando con creces el límite de concentración ERM (410 mg kg^{-1}). Asimismo, las concentraciones de Cu alcanzaron de 1223 a 7980 mg kg^{-1} , en contraste con el valor superior de la corteza terrestre de 14.3 mg kg^{-1} y el límite de

ERM de 270 mg kg⁻¹. El factor de enriquecimiento normalizado (FEN) muestra que Cd, Co, Cu, In, Mn, U y Zn, superaron en el mismo orden los valores de nivel moderado (Fig. 4), ya que valores de FEN > 10 indican un alto grado de contaminación.

Valvas de diatomeas deformadas

En las muestras del puerto de Santa Rosalía se observaron con frecuencia valvas de diatomeas que mostraban deformaciones en los márgenes o en sus extremos (Fig. 5). Las especies “afectadas” pertenecían a diversos géneros: *Achnanthes* Bory, *Cocconeis* Ehrenberg, *Diploneis* Ehrenberg ex Cleve, *Navicula* Bory, *Staurophora* Mereschkowsky y *Thalassiosira* Cleve. En general, *Achnanthes* había presentado las mayores frecuencia y abundancia relativa (N = 500) en 1 a 7.6% de las valvas observadas; en particular, *A. longipes* individualmente presentó 19.65% de valvas deformadas en roca del sitio cinco. Por otro lado, en el sedimento del sitio dos, el 14.28% de los individuos del género *Achnanthes* mostraban deformidades en las valvas (Tabla 4).

DISCUSIÓN

El área alrededor de Santa Rosalía ha sido influenciada por la actividad minera de explotación de cobre desde que fue descubierta en 1868, cerrando su producción en 1938 (Wilson & Rocha, 1955). Durante este tiempo los desechos fueron vertidos al mar, llevados por escorrentía en temporada de lluvia, o por vía eólica, contaminando las playas y el puerto, siendo reabierta en 2014. Desde entonces, se han realizado estudios geoquímicos para el área, que incluyen los resultados en esta investigación, encontrándose enriquecimiento de metales, particularmente Cu > Zn > Co > In > Cd > Mn > U, siendo designada como un área altamente contaminada.

El elemento mayormente enriquecido en Santa Rosalía, de acuerdo al presente estudio, fue el Cu, el cual rebasa un FEN de 50, con concentraciones elevadas en sitios de esta zona de estudio reportadas previamente por otros autores (Shumilin *et al.*, 2000, 2005, 2011, 2012, 2013; Rodríguez-Figueroa 2009; Jonathan *et al.* 2016). No obstante, pocos estudios sobre diatomeas bentónicas marinas en ambientes

Tabla 2. Valores de los índices que describen la estructura de las asociaciones de diatomeas de Santa Rosalía, BCS en mayo 2015 y enero 2016. Riqueza de especies (S), Tamaño de la muestra (N), Equitatividad (J'), Diversidad (H'), Dominancia (λ), Diversidad de Simpson (1- λ), R= roca, Se= sedimento.

Muestra	S	N	J'	H'	λ	1- λ
Mayo R4	8	14	0.89	2.6	0.13	0.86
Mayo R5	25	500	0.51	2.4	0.26	0.73
Mayo Se3	30	169	0.75	3.6	0.14	0.85
Mayo Se4	34	500	0.80	4.1	0.08	0.91
Mayo Se5	13	500	0.53	1.9	0.32	0.67
Enero Se1	47	500	0.77	4.3	0.07	0.92
Enero Se2	32	500	0.79	3.9	0.08	0.91
Enero Se3	41	500	0.79	4.2	0.08	0.91
Enero Se4	45	500	0.69	3.8	0.15	0.84
Enero Se5	6	500	0.45	1.1	0.52	0.47

contaminados han registrado concentraciones de metales por arriba de los valores de referencia de la corteza superior terrestre, como cobre, plomo, zinc, y cadmio, los cuales rebasan los límites ERB (Dickman, 1998; Petrov *et al.* 2010; Belando *et al.* 2017), los cuales, según Long *et al.* (1995), indicarían afectación sobre la biota local.

Respecto a las frústulas con deformaciones por exposición a EPT, las valvas deformadas de especies de *Achnanthes* se encontraron en todos los sitios de muestreo, aunque no en cantidades elevadas en relación con el conteo total. Sin embargo, la cuantificación particular de *Achnanthes longipes* redujo 19.6 % y 14.28 % de valvas deformes, lo que sugiere que hubo una respuesta a la exposición a metales contaminantes. Aunque un estudio similar llevado a cabo en ambiente marino (Siqueiros-Beltrones *et al.*, 2014) no registró una relación de este tipo, Dickman (1998), en contraste, registró valvas deformes de *Planothidium hauckianum* (Grunow) Bukhtiyarova, *Diatoma vulgare*

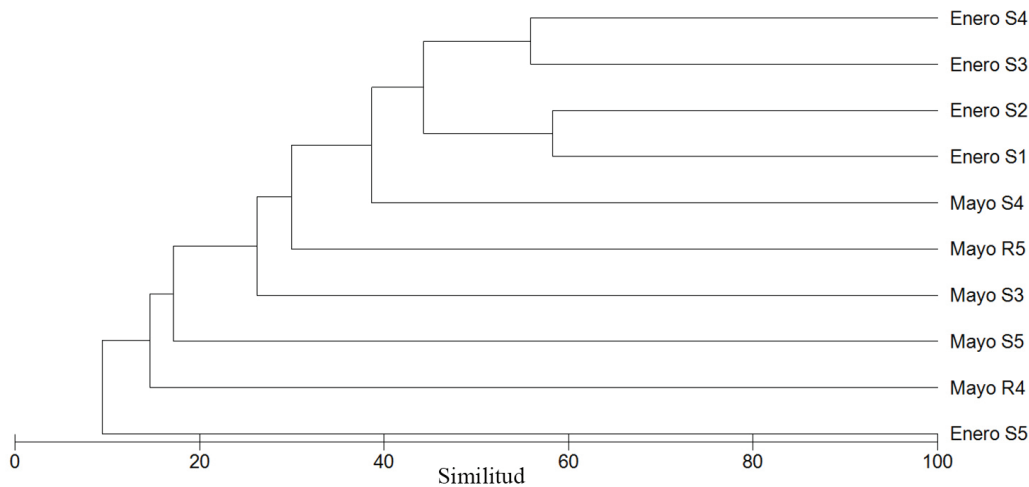


Figura 3. Bray-Curtis medidas basadas en presencia/ausencia de los taxa de diatomeas en roca y sedimento. R=roca, S=sedimento.

Bory, *Fragilaria capucina* Desmazières, y *Navicula rhyncocephala* Kützing en sedimento, donde las concentraciones de Cu (400 mg kg^{-1}), Pb (130 mg kg^{-1}) y Zn (450 mg kg^{-1}) fueron elevadas. No obstante, aunque este último trabajo resulta valioso, debe ser cuestionado respecto al origen de los taxones registrados, toda vez que la afinidad con aguas continentales es evidente.

Bajo condiciones de laboratorio las diatomeas bentónicas son afectadas por concentraciones por debajo del límite propuesto por Long *et al.* (1995) disminuyendo sus tasas de crecimiento, incluso a 26 mg kg^{-1} Cu, 79 mg kg^{-1} Cd y 29 mg kg^{-1} Pb. Al comparar las concentraciones en laboratorio con las concentraciones elevadas detectadas en Santa Rosalía, obliga a considerar que el número de valvas deformes registradas en este estudio son una respuesta al ambiente contaminado por metales. Se requiere de una comparación con un sitio control adecuado (Martínez *et al.* 2021), así como otros estudios que incluyan gradientes que permitan establecer límites para la frecuencia de valvas deformes que pudieran relacionarse de manera confiable con impacto de EPT, y determinar así niveles de afectación en diatomeas (Lavoie *et al.* 2017) en ambientes marinos. Aunado a esto y debido a que las muestras de diatomeas de Santa Rosalía mostraron la estructura típica de ADB de hábitats no perturbados (Siqueiros Beltrones 2005), la hipótesis de trabajo propuesta es respaldada solo parcialmente.

De acuerdo con las observaciones en este estudio y de la literatura consultada, las diatomeas comúnmente encontradas en ambientes contaminados son especies de los géneros *Achnanthes*, *Amphora*, *Cocconeis*, *Navicula*, y *Nitzschia* (Dickman 1998, Cunningham *et al.* 2003, 2005; Petrov *et al.* 2010; Rubino *et al.* 2015; Potapova *et al.* 2016; Pandey *et al.* 2018; Martínez *et al.* 2021). Asimismo, a nivel de especie se puede observar que cada estudio registra especies diferentes, por ejemplo: Cunningham *et al.* (2003, 2005) mencionaron *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunow) D. M. Williams & Round, *Achnanthes brevipes* Agardh y *Navicula cancellata* Donkin como las más abundantes en un área contaminada, mientras que Dickman (1998) registró *Fragilaria ca-*

puccina, *A. hauckiana*, *Diatoma vulgaris*, *Navicula rhyncocephala* como diatomeas con valvas deformes en respuesta a un ambiente contaminado, siendo formas de agua dulce. Potapova *et al.* (2016), registraron *Navicula gregaria* Donkin, *Cyclotella atomus* Hustedt, *C. marina* (Tanimura Nagumo & Kato) Aké-Castillo, Okolodkov & Ector y *Nitzschia* sp. como las más abundantes en zonas con altas concentraciones de metales en una laguna costera, mientras que en el presente estudio se registraron *Staurophora salina*, *A. ocellata*, *Navicula subinflatoides*, *Psammodyction constrictum*, *A. javanica*.

Una dificultad para la compaginación de estas observaciones es que en cada estudio la resolución taxonómica es distinta; la relevancia de contar con una determinación al mínimo taxón posible permitirá hacer comparaciones más objetivas entre diferentes zonas de estudio con diferentes grados de contaminación. Mientras tanto, resalta el hecho de que la mayoría de los taxones de la composición florística encontrada en este estudio son comunes en las costas de la región noroeste de México; solo tres taxones fueron nuevos registros para el Golfo de California: *Caloneis liber* var. *bicuneata* (Grunow) Cleve, *Entomoneis pulchra* var. *pulchella* (Peragallo) Siqueiros-Beltrones et Martínez and *Gyrosigma naja* (Meister) Sterrenburg (Martínez & Siqueiros-Beltrones 2018). En contraste, la riqueza de especies de las ADB en el área contaminada de Santa Rosalía es baja con respecto a estudios en la región NW de México (López-Fuerte *et al.* 2016; López-Fuerte *et al.* 2020).

Por otra parte, de acuerdo con el análisis de la estructura, las ADB de Santa Rosalía presentan pocas especies abundantes y comunes, y muchas especies raras y poco comunes, lo cual es típico de ADB en sedimentos y rocas de ambientes no perturbados (Siqueiros-Beltrones 2005). Bajo esta tesitura, se remarca que el número de taxones a nivel de especie o variedad por muestra en cualquiera de estos sustratos varía entre 20 y 45 (Siqueiros-Beltrones 2005), intervalo dentro del cual caen las S en muestras de este estudio. Las excepciones para sedimento del sitio 5 (S=6 taxa) y roca del sitio 4 (S = 8 taxa), podrían representar variaciones debidas a condiciones extremas características de ambientes hipersalinos (Siqueiros-Beltrones 1988), como desecación y no solo exposición a EPT.

La mayoría de los valores calculados de diversidad (H') fueron moderadamente altos (2.4 – 4.3) y caen dentro del intervalo teórico propuesto para ADB típicas de ambientes marinos estables ($2 < H' < 5$). Exceptuando el sitio 5 ($H' = 1.1$ y 1.9), cuyos valores son bajos (Siqueiros-Beltrones 2002). En contraste con estos datos están los generados para sedimentos marinos de un área protegida del NW mexicano, donde los valores de H' se registran como los más elevados hasta ahora, y rebasan los estimados en estudios previos, con una H' promedio de 4.96 y un intervalo de 3.7-5.9 que bien podrían estar reflejando las condiciones de un ambiente libre de contaminación (Siqueiros Beltrones *et al.* 2017).

Finalmente, un estudio reciente en un área contaminada (Mar Piccolo de Taranto) en donde se muestra que, aunque algunos valores de diversidad estimados caen dentro del intervalo normal otros son más bajos (1.2-1.9), ahí también las especies de *Navicula*, *Amphora* y *Cocconeis* fueron los más abundantes y mostraron respuesta tanto estacional como a contaminación del área (Rubino *et al.* 2015). No obstante, nuevamente resalta la falta de precisión taxonómica a nivel especie, imposibilitando la detección de especies indicadoras. Dentro de nuestros registros *Navicula subinflatoides* y *Amphora ocellata* fueron abundantes sobre roca del sitio 4, pero quizá sea indicativo de meca-

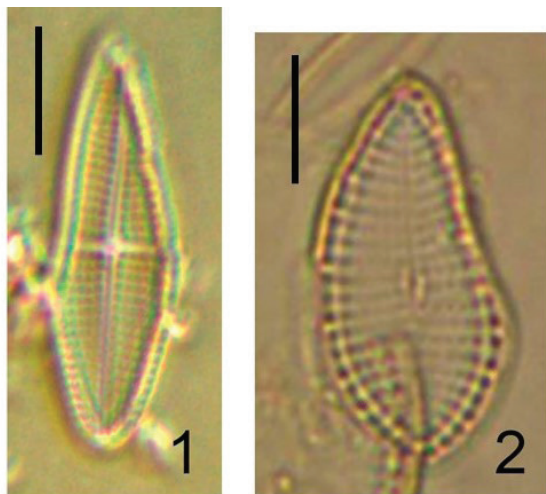


Figura 5. Dos especímenes de diatomeas mostrando valvas deformes 1) *Achnanthes* sp., 2) *Cocconeis* sp. Escala=10 μm

nismos de tolerancia, derivados del pH del agua de mar y la salinidad, a la desecación en estos taxones.

Este trabajo exploratorio fue realizado con la finalidad de estudiar un sitio sin antecedentes florísticos de diatomeas bentónicas y contaminado por desechos de elementos potencialmente tóxicos. De acuerdo a las observaciones realizadas en este estudio, la estructura comunitaria no es diferente a la teoría ecológica general sobre la estructura de ADB. Pero las observaciones sobre la frecuencia y abundancia de diatomeas con deformaciones en la frústula pueden mostrar a aquellas especies sensibles y su respuesta al ambiente contaminado. Como es de esperarse en un estudio de índole exploratoria, no se contaba con antecedentes florísticos de diatomeas bentónicas en el área. No obstante, con base en la teoría ecológica general sobre estructura de ADB, i.e., riqueza y diversidad de especies, dominancia y equidad, y sus implicaciones ecológicas, se contrastó la hipótesis de trabajo de que los valores calculados de diversidad en las ADB en el área de Santa Rosalía contaminada por EPT derivados de los residuos mineros caerían fuera del intervalo típico ($2 < H' < 5$) propuesto (Siqueiros-Beltrones, 2005). Asimismo, la frecuencia de frústulas deformes sería mayor que en áreas no contaminadas. Los resultados mostraron una tendencia en los cambios que podrían ser ocasionados por EPT sobre las ADB;

en contraste, altas abundancias de ciertos taxones sugieren su capacidad de resistir o tolerar los efectos de EPT, a la vez que aquellos que se presentan con deformaciones de frústula podrían ser considerados taxones sensibles. Los estudios exploratorios en investigación científica resultan imprescindibles, cuando no se cuenta con bases teóricas y/o empíricas que permitan la construcción de hipótesis formales. Ello resulta aún más obligado, cuando se abordan tópicos delicados como los que tratan de contaminación e impacto ambiental, como el caso del uso de ADB como referentes o indicadoras de algún tipo de perturbación en donde estas exhibirían alteraciones en respuesta a algún forzamiento natural o antrópico. Así, tanto los estudios exploratorios como aquellos que se sustenten en estos, habrán de generar modelos objetivos sobre la relación entre ADB y potenciales contaminantes, permitiendo tomar decisiones objetivas para el manejo adecuado del ambiente. Aunque para los ambientes continentales existen índices disponibles para evaluar calidad de agua o impacto por contaminantes, los resultados del presente estudio aunados a los de la literatura consultada muestran ser insuficientes para concluir acerca de la respuesta ecológica de las ADB al supuesto impacto por exposición a EPT en ambientes marinos. Esto debido, primeramente, a que el uso de parámetros de ADB es aún incierto y que no se han establecido aún referentes.

Tabla 3. Valores de concentración de metales en mg kg^{-1} y $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Hg) en sedimento (Santa Rosalía, BCS). S=sitio de muestreo, UCC= valor superior de la corteza terrestre (Wedepohl 1995), ERB= Efecto de rango bajo, ERM=efecto de rango medio (Long et al. 1995).

	S1	S2	S3	S4	S5	UCC	LRE	MRE
Sn	4	15	6	5	8	2.5	-	-
Cd	1.8	3.2	2.2	1.8	1.7	0.1	1.2	9.6
Al	3.3	5.4	6.6	7.4	7.9	7.74	-	-
V	107	162	194	106.5	94.5	53	-	-
Cr	45	59.6	98.4	65	52.4	35	81	370
Mn	>10000	>10000	>10000	7720	5245	527	-	-
Fe (%)	4.6	6.3	9.2	5.7	4.6	3.08	-	-
Ni	401	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	18.6	20.9	51.6
Hg	60	60	50	105	70	56	150	710
Ag	0.5	0.9	0.6	0.5	0.4	0.1	1	3.7
Co	301	>500	>500	231	103	11.6	-	-
Zn	1990	3320	4030	1430	703	52	150	410
Li	58	87.8	140.5	44.9	24.2	22	-	-
Mo	12.1	21.5	47.2	7.8	8.9	1.4	-	-
Ba	2290	660	4725	1915	1168	668	-	-
Cu	3130	7980	4250	2220	1223	14.3	34	270
Sr	1490	1820	2555	1259	984	316	-	-
Pb	135	383	234	219	111	17	46.7	218
U	27.3	56.7	63.6	16.8	8	2	-	-

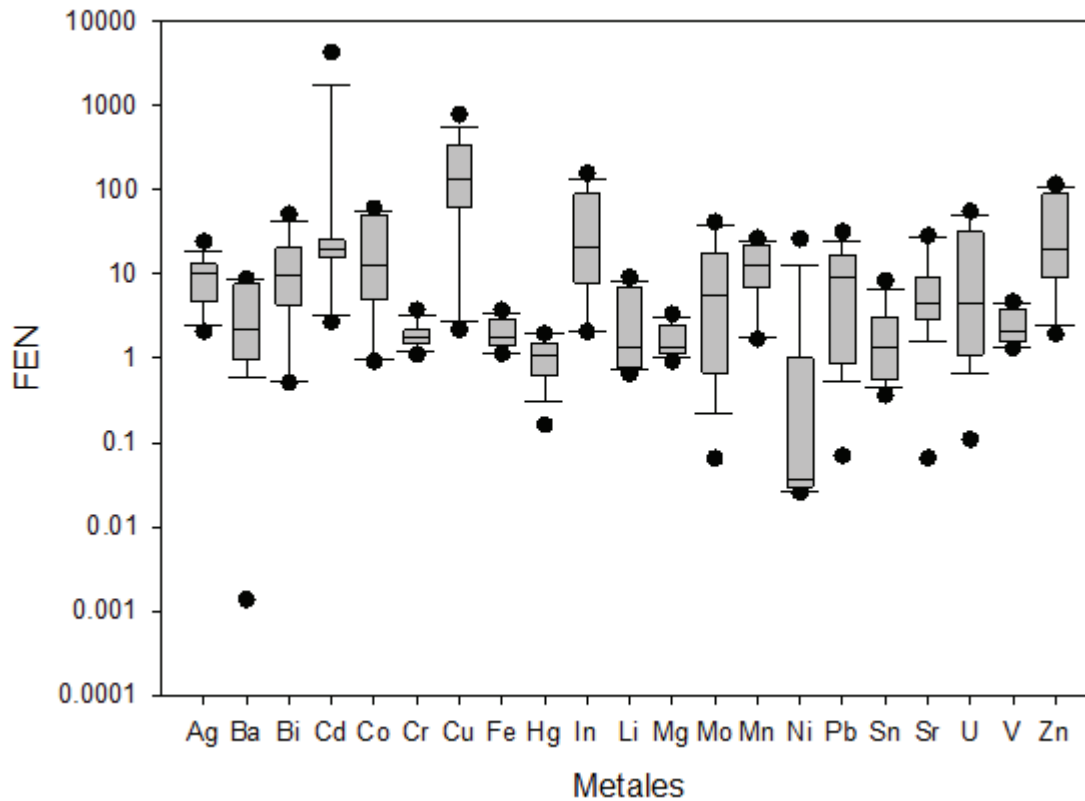


Figura 4. Factor de enriquecimiento normalizado (FEN) para los sedimentos de Santa Rosalía, BCS, México. Cu, Zn, Co, In, Cd, Mn, y U, sobrepasando los valores moderados. Valores de FEN >10 indican un alto grado de contaminación y afectación al 50% de la biota.

Tabla 4. Porcentaje de valvas de diatomeas deformes presente en los sitios de muestreo del Puerto de Santa Rosalía, BCS. M= mayo, E=enero, Se=Sedimento, R=roca, #=sitio de muestreo

	MSe3	MSe4	MSe5	MR4	MR5	ESe1	ESe2	ESe3	ESe4	ESe5
Valvas deformes	2	16	6	0	38	4	8	5	6	1
Abundancia relativa	169	500	500	14	500	500	500	500	500	500
Porcentaje	1.1%	3.2%	1.2%	0%	7.6%	0.8%	1.6%	1%	1.2%	0.2%

REFERENCES

- ÁCS, É., N. M. RESKÓNE, K. SZABÓ, G. TABA & K. T. KISS. 2005. Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of Lake Velence - recommendations and assignments. *Acta Botanica Hungarica* 47 (3-4): 211-223. DOI:10.1556/ABot.47.2005.3-4.1
- BELANDO, M. D., A. MARÍN, M. ABOAL, A. J. GARCÍA-FERNÁNDEZ & L. MARÍN-GUIRAO. 2017. Combined in situ effects of metals and nutrients on marine biofilms: Shifts in the diatom assemblage structure and biological traits. *Science of the Total Environment* 574 (39): 81-9. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.08.197
- CATTANEO, A., Y. COUILLARD, S. WUNSAM & M. COURCELLES. 2004. Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology* 32 (2):163-175. DOI:10.1023/B:JOPL.0000029430.78278.a5
- CUNNINGHAM, L., J. S. STARK, I. SNAPE, A. McMINN & M. J. RIDDLE. 2003. Effects of metal and petroleum hydrocarbon contamination on benthic diatom communities near Casey station, Antarctica: an experimental approach. *Journal of Phycology* 39 (3): 490-503. DOI: 10.1046/j.1529-8817.2003.01251.x
- CUNNINGHAM, L., B. RAYMOND, I. SNAPE & M. J. RIDDLE. 2005. Benthic diatom communities as indicators of anthropogenic metal contamination

- at Casey Station, Antarctica. *Journal of Paleolimnology* 33 (4): 499-513. DOI: 10.1007/s10933-005-0814-0
- DESROSNIERS, C., J. LEFLAIVE, A. EULIN & L. TEN-HAGE. 2013. Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. *Ecological Indicators* 32: 25-34. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.02.021
- DICKMAN, M. 1998. Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong. *Environment International* 24 (7): 749-59. DOI: 10.1016/S0160-4120(98)00060-9
- DOUGLAS, R., O. GONZALEZ-YAJIMOVICH, J. LEDESMA-VÁZQUEZ & F. STAINES-URIAS. 2007. Climate forcing, primary production and the distribution of Holocene biogenic sediments in the Gulf of California. *Quaternary Science Reviews*, 26: 15-129. DOI: 10.1016/j.quascirev.2006.05.003
- FALASCO, E., F. BONA, G. BADINO, L. HOFFMANN & L. ECTOR. 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia* 623 (1): 1-35. DOI: 10.1007/s10750-008-9687-3
- GAUTAM, S., L.K. PANDEY, V. VINAYAK & A. ARYA. 2017. Morphological and physiological alterations in the diatom *Gomphonema pseudoaugur* due to heavy metal stress. *Ecology Indicator* 72: 67-76. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.08.002
- GÓMEZ, N. & M. LICURSI. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35 (2): 173-81. DOI: 10.1023/A:1011415209445
- HUSTEDT, F. 1991. Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz: unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. 1. Reprint der Ausg. von 1930. Campaign, III: Koeltz [u.a.], 920 p. (Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz / von Friedrich Hustedt).
- IVORRA, J., N. HETTELAAAR, G.M.J. TUBBING, M.H.S. KRAAK, S. SABATER & W. ADMIRAAL. 1999. Translocation of microbenthic algal assemblages used for in situ analysis of metal pollution in rivers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37 (1):19-28. DOI: 10.1007/s002449900485
- JONATHAN, M.P., E. SHUMILIN, G.M. RODRÍGUEZ-FIGUEROA, P.F. RODRÍGUEZ-ESPINOSA & S.B. SUJITHA. 2016. Potential toxicity of chemical elements in beach sediments near Santa Rosalía copper mine, Baja California Peninsula, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 180: 91-6. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.06.015
- LAVOIE, I., P.B. HAMILTON, S. MORIN, S.K. TIAM & M. KAHLERT. 2017. Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? *Ecological indicators* 82: 539-550. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.06.048
- LÓPEZ-FUERTE, F.O., D.A. SIQUEIROS-BELTRONES & J.N. NAVARRO. 2010. *Benthic diatoms associated with mangrove environments in the northwest region of Mexico*. Conabio- UABCS-IPN, La Paz, 206 p.
- LÓPEZ-FUERTE, F.O. & D.A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2016. A checklist of marine benthic diatoms (Bacillariophyta) from Mexico. *Phytotaxa* 283 (3): 201-258. DOI: 10.11646/phytotaxa.283.3.1
- LÓPEZ-FUERTE, F.O., D.A. SIQUEIROS-BELTRONES & M.C. ALTAMIRANO-CERECEDO. 2020. Species Composition and New Records of Diatom Taxa on *Phylodictyon pulcherrimum* (Chlorophyceae) from the Gulf of California. *Diversity* 12 (9): 339. DOI: 10.3390/d12090339
- LONG, E.R., D.D. MACDONALD, S.L. SMITH & F.D. CALDER. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environment Management* 19: 81-97. DOI: 10.1007/BF02472006
- MARMOLEJO-RODRÍGUEZ, A.J., M.A. SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, J.A. ROMERO-GUADARRAMA, A. SÁNCHEZ-GONZÁLEZ & V.R. MAGALLANES-ORDÓÑEZ. 2011. Migration of As, Hg, Pb, and Zn in arroyo sediments from a semiarid coastal system influenced by the abandoned gold mining district at El Triunfo, Baja California Sur, Mexico. *J. Environmental Monitoring and Assessment* 13 (8): 21-82. DOI: 10.1039/c1em10058k
- MARTÍNEZ, Y.J. & D.A. SIQUEIROS-BELTRONES. 2018. New floristic records of benthic diatoms (Bacillariophyceae) from the Gulf of California. *Hidrobiológica* 28 (1): 141-145. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro/2018v28n1/Siqueiros
- MARTÍNEZ, Y.J., D.A. SIQUEIROS BELTRONES & A.J. MARMOLEJO RODRÍGUEZ. 2021. Response of Benthic Diatom Assemblages to Contamination by Metals in a Marine Environment. *Journal of Marine Science and Engineering* 9: 443. DOI: 10.3390/jmse9040443
- MEDLEY, C.N. & W.H. CLEMENTS 1998. Responses of diatom communities to heavy metals in streams: the influence of longitudinal variation. *Ecological Applications* 8 (3), 631-44. DOI: 10.1890/10510761(1998)008[0631:RODCTH]2.0.CO;2
- MORIN, S., A. CORDONIER, I. LAVOIE, A. ARINI, S. BLANCO & T.T.DUONG. 2012. Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. In: Guasch H., A. Ginebreda & A. Geiszinger (Eds.). *Emerging and Priority Pollutants in Rivers* [Internet]. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. 117-46. DOI: 10.1007/978-3-642-25722-3_5
- PANDEY, L.K., C.S. YOGESH, P. JIHAEE, C. SOYEON, L. HOJUN, L. JIE & H. TAEJUN. 2018. Evaluating features of periphytic diatom communities as biomonitoring tools in fresh, brackish and marine waters. *Aquatic Toxicology* 19 (4): 67-77. DOI: 10.1016/j.aquatox.2017.11.003
- PANTOJA, D.A., S.G. MARINONE, A. PARÉS-SIERRA & F. GÓMEZ-VALDIVIA. 2012. Numerical modeling of seasonal and mesoscale hydrography and circulation in the Mexican Central Pacific. *Ciencias Marinas* 38: 363-379. DOI: 10.7773/cm.v38i2.2007
- PENALTA-RODRÍGUEZ, M.E. & M.C. LÓPEZ-RODRÍGUEZ. 2007. Diatomeas y calidad el agua de los ríos del Macizo Central Gallego (Ourense, N.O. España) mediante la aplicación de índices diatomológicos. *Limnetica* 26: 351-358. ISSN: 0213-8409
- PETROV, A., E. NEVROVA, A. TERLETSKAYA, M. MILYUKIN & V. DEMCHENKO. 2010. Structure and taxonomic diversity of benthic diatom assemblage in a polluted marine environment (Balaklava Bay, Black Sea). *Polish Botanical Journal* 55 (1): 183-197. ISSN 2084-4352.
- POTAPOVA, M., N. DESIANTI & M. ENACHE. 2016. Potential effects of sediment contaminants on diatom assemblages in coastal lagoons of New Jersey and New York States. *Marine Pollution Bulletin* 107 (2), 453-8. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.028
- RODRÍGUEZ-FIGUEROA, G.M., E. SHUMILIN & I. SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ. 2009. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed *Padina durvillaei* in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja

- California Peninsula, Mexico. *Journal of Applied Phycology* 21 (1): 19-26. DOI: 10.1007/s10811-008-9346-0
- RUBINO, F., T. CIBIC, M. BELMONTE & M. ROGELJA. 2015. Microbenthic community structure and trophic status of sediments in the Mar Piccolo of Taranto (Mediterranean, Ionian Sea). *Environmental Science and Pollution Research* 23 (13): 12624-44. DOI: 10.1007/s11356-015-5526-z
- SALOMONI, S.E., O. ROCHA, V.L. CALLEGARO & E.A. LOBO. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 559 (1): 233-46. DOI: 10.1007/s10750-005-9012-3
- SCHMIDT, A., M. SCHMIDT, F. FRICKE, H. HEIDEN, O. MÜLLER & F. HUSTEDT. 1874-1959. *Atlas der diatomaceenkunde*. Heft 1- 120. Reisland, Leipzig., 208 p.
- SHUMILIN, E.N., G. RODRÍGUEZ-FIGUEROA, O.M. BERMEA, E.L. BATURINA, E. HERNÁNDEZ & G.D.R. MEZA. 2000. Anomalous trace element composition of coastal sediments near the copper mining district of Santa Rosalía, peninsula of Baja California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 65 (2): 261-8. DOI: 10.1007/s0012800123
- SHUMILIN, E, G. RODRÍGUEZ-FIGUEROA & D. SAPOZHNIKOV. 2005. Lanthanide contamination and strong cerium positive anomaly in the surface sediments of the Santa Rosalía copper Mining Region, Baja California peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 75: 308-315. DOI: 10.1007/s00128-005-0754-4
- SHUMILIN, E., V. GORDEEV, G. R. FIGUEROA, L. DEMINA & K. CHOUMLINE. 2011. Assessment of geochemical mobility of metals in surface sediments of the Santa Rosalía mining region, western Gulf of California. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 60 (1): 8-25. DOI: 10.1007/s00244-010-9532-3
- SHUMILIN, E., G. RODRÍGUEZ-FIGUEROA, D. SAPOZHNIKOV, Y. SAPOZHNIKOV & K. CHOUMLINE. 2012. Anthropogenic and authigenic uranium in marine sediments of the central Gulf of California adjacent to the Santa Rosalía mining region. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63 (3): 309-22. DOI: 10.1007/s00244-012-9776-1
- SHUMILIN, E., Á. R. JIMÉNEZ-ILLESAS & S. LÓPEZ-LÓPEZ. 2013. Anthropogenic contamination of metals in sediments of the Santa Rosalía harbor, Baja California Peninsula. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 90 (3): 333-7. DOI: 10.1007/s00128-012-0923-1
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A. 1988. Diatomeas bentónicas de la Laguna Figueroa, Baja California. *Ciencias Marinas* 14 (2): 85-112. DOI: 10.7773/cm.v14i2.586
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A. 1990. Association structure of benthic diatoms in a hypersaline environment. *Ciencias Marinas* 16 (1): 101-127. DOI: 10.7773/cm.v16i1.678
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A. 1998. Statistical treatment of Shannon-Wiener's diversity index; tests of normality for sample values of diatom assemblages. *Oceanides*, 13 (1): 1-11.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A. 2002. *Diatomeas bentónicas de la Península de Baja California, diversidad y potencial ecológico*. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional / Universidad Autónoma de Baja California Sur, México., 102 p. ISBN 970-18-7595-8
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A. 2005. Una paradoja sobre uniformidad vs. orden y estabilidad en la medida de la diversidad de especies según la teoría de la información. *Ludus Vitalis* 13 (24): 1-10. ISSN 1113-5165
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A, U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ, J. M. MURILLO-JIMÉNEZ & A.J. MARMOLEJO-RODRÍGUEZ. 2014. Diversidad de diatomeas bentónicas marinas en un ambiente ligeramente enriquecido con elementos potencialmente tóxicos. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85 (4): 1065-85. DOI: 10.7550/rmb.43748
- SIQUEIROS-BELTRONES, D. A., U. ARGUMEDO HERNÁNDEZ & O. U. HERNÁNDEZ ALMEIDA. 2017. High species diversity (H') of benthic diatoms in a coastal lagoon located within a natural protected area. *Hidrobiológica*, 27(3): 293-300. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro/2017v27n3/Siqueiros
- VOLKE-SEPÚLVEDA, T., G. SOLÓRZANO-OCHOA, A. ROSAS-DOMÍNGUEZ, C. IZUMIKAWA & J.A. VELASCO-TREJO. 2003. *Remediación de sitios contaminados por metales provenientes de Jales mineros en los Distritos de El triunfo- San Antonio y Santa Rosalía, Baja California Sur*. Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental. Informe Final. 1-36.
- WEDEPOHL, H. K. 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59 (7): 1217-32. DOI: 10.1016/0016-7037(95)00038-2
- WILSON, I.F. & V. S. ROCHA. 1955. Geology and mineral deposits of the Boleo copper district, Baja California, Mexico. *Geological Survey professional*. 273.
- WITKOWSKI, A., H. LANGE-BERTALOT & D. METZELTIN. 2000. *Diatom flora of marine coasts*. Ruggell: Königstein, Germany: Gantner, Distributed by Koeltz Scientific Books, 925 p. (Iconographia diatomologica: annotated diatom micrographs).

Colonización de diatomeas epizóicas sobre larvas de *Aliger gigas* (Mollusca: Gastropoda)

Colonization of epizoic diatoms on larvae of *Aliger gigas* (Mollusca: Gastropoda)

Rocío Elizabeth Muciño-Márquez^{1*}, Dalila Aldana-Aranda², José Francisco Chavez-Villegas³, María Guadalupe Figueroa-Torres⁴, Luis Amado Ayala-Pérez⁵, Yuri B. Okolodkov⁶ y Rolando Gelabert-Fernández⁷

Recibido: 21 de junio de 2022.

Aceptado: 17 de septiembre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. En México son escasos los estudios sobre epibiosis en organismos marinos. Las diatomeas epizóicas son utilizadas como indicadores biológicos del ecosistema por su aparente especificidad epibionte con los organismos. De este aspecto poco se conoce de esa especificidad en las fases larvares planctónicas. **No existen estudios enfocados al estudio de las diatomeas epizóicas en larvas de *Aliger gigas*. Objetivos.** El objetivo de este trabajo fue determinar la composición de diatomeas epizóicas en larvas de *A. gigas* en la caleta Xel-Há del Caribe mexicano. **Métodos.** Se recolectaron una masa de huevos del molusco de su medio natural; las larvas fueron cultivadas en un ambiente controlado con agua de mar filtrada a través de una malla de 5 µm, alimentadas con eustigmatofíceas *Nannochloropsis oculata* (1000 céls/ml). Se analizó la superficie de conchas del molusco de 60 larvas de edades entre 2 y 42 días. El material encontrado se revisó y se identificó empleando técnicas de microscopía electrónica de barrido. **Resultados.** Para la cuantificación de las diatomeas se utilizó el índice de abundancia relativa. El 83% de las larvas presentaron diatomeas epizóicas. La taxocenosis de diatomeas estuvo constituida por 24 especies: el 68% fueron móviles, 24% especies sésiles erectas y el 8% fueron formas adnadas. **Conclusiones.** La mayor riqueza y abundancia de especies de diatomeas epizóicas en larvas de *A. gigas* se presentó en las conchas más grandes debido a una mayor área de colonización disponible y estabilidad del sustrato.

Palabras clave: diatomeas epizóicas, larvas de gasterópodos, *Aliger gigas*, microfítobentos, Caribe mexicano.

ABSTRACT

Background. In Mexico, few studies have been carried out on epibiosis. Epizoic diatoms are used as biological indicators of ecosystems due to their apparent epibiont specificity with host animals. Little is known about this specificity in the planktonic larval phases. There have been no studies focused on epizoic diatoms on the marine gastropod *Aliger gigas* larval shells. **Goals.** The objective of this work was to determine the species composition of epizoic diatoms in the larvae of *A. gigas* in the Xel-Há cove, the Mexican Caribbean. **Methods.** Mollusk egg masses were collected from their natural environment, and the larvae were cultured in seawater filtered through a 5 µm mesh under controlled conditions and fed with the eustigmatophycean alga *Nannochloropsis oculata* (1000 cells/ml). Shell surface of 60 larvae aged between 2 and 42 days was analyzed using scanning electronic microscopy. A relative abundance index was calculated to quantify diatoms. **Results.** In total, 83% of the examined larvae carried diatoms. Twenty-four diatom species were found: 68% were mobile, 24% were erect sessile and 8% were adnate species. **Conclusions.** The highest richness and abundance of epizoic diatoms in the *A. gigas* larvae were observed on bigger shells due to a larger available colonization area and a more stable substrate.

Keywords: epizoic diatoms, gastropod larvae, *Aliger gigas*, microphytobenthos, Mexican Caribbean.

¹ Programa de Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calz. del Hueso 1100, Coapa, Villa Quietud, Coyoacán, Ciudad de México, 04960, México

² Departamento de Recursos Marinos. CINVESTAV-Mérida. Instituto Politécnico Nacional, México. Carr. Mérida - Progreso, Loma Bonita, Mérida, Yucatán, 97205, México

³ Docente en el Instituto de Ciencias y Estudios Superiores de Tamaulipas, A.C., y Colaborador en la asociación Restauración de Ecosistemas, A.C. Calle Gral. Prim 67, Juárez, Cuauhtémoc, Ciudad de México, 06600, México

⁴ Laboratorio de Ficología. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calz. del Hueso 1100, Coapa, Villa Quietud, Coyoacán, Ciudad de México, 04960, México

⁵ Laboratorio de Ecología Aplicada. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calz. del Hueso 1100, Coapa, Villa Quietud, Coyoacán, Ciudad de México, 04960, México

⁶ Laboratorio de Botánica Marina y Planctología, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Boca del Río, Veracruz. Calle Mar Mediterráneo 314, Río Jamapa, Boca del Río, Veracruz, 94294, México

⁷ Centro de Investigación de Ciencias Ambientales. Facultad De Ciencias Naturales. Universidad Autónoma del Carmen. Campus III, Avenida Central s/n, entre Mundo Maya, Ciudad del Carmen, Campeche, 24153, México

***Corresponding author:**

Rocío Elizabeth Muciño-Márquez e-mail: mucinoelizabeth@gmail.com

To quote as:

Muciño-Márquez, R. E., D. Aldana-Aranda, J. F. Chavez-Villegas, M. G. Figueroa-Torres, L. A. Ayala-Pérez, Y. B. Okolodkov & R. Gelabert-Fernández. 2022. Colonización de diatomeas epizóicas sobre larvas de *Aliger gigas* (Mollusca: Gastropoda). *Hidrobiológica* 32 (3): 331-340.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, se han realizado diversos estudios sobre diatomeas epizóicas adheridas en diferentes tipos de animales acuáticos como copépodos (Fee & Drum, 1965; Hiromi *et al.*, 1985; Winemiller & Winsborough, 1990; Gárate-Lizárraga & Muñetón-Gómez, 2009), cladóceros (Gaiser & Bachmann, 1993), hidrozooos (Round *et al.*, 1990; Romagnoli *et al.*, 2007), krill (McClatchie *et al.*, 1990), mamíferos marinos (Hart, 1935; Holmes, 1985; Frankovich *et al.*, 2015, 2018; Violante-Huerta *et al.*, 2018), aves buceadoras (Croll & Holmes, 1982; Holmes & Croll, 1984), cocodrilos (Cupul-Magaña & Cortés-Lara, 2005), entre otros. En México son pocos los estudios que se han realizado sobre epibiosis, como la presencia de la diatomea *Pseudohimantidium pacificum* Hustedt & Krasske sobre copépodos (Gárate-Lizárraga & Muñetón-Gómez, 2009; Gárate-Lizárraga & Esqueda-Escárcega, 2018), así como una proliferación de dos diatomeas epizóicas: *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann & J. Lewin en el copépodo *Paracalanus* sp. y *Falcula hyalina* Takano adherida al copépodo *Acartia tonsa* Dana (Gárate-Lizárraga & Esqueda-Escárcega, 2016). Asimismo, López-Fuerte *et al.* (2015) reportan 27 especies de diatomeas epizóicas adheridas a gasterópodos *Megastrea undosa* Wood en el norte de México. Sin embargo, son pocos los estudios enfocados en las diatomeas epizóicas en larvas de gasterópodos, como en el caso de *Aliger gigas* (Linnaeus, 1758) (= *Strombus gigas* Linnaeus, 1758; Mollusca: Gastropoda: Strombidae). El objetivo de este trabajo fue determinar la composición de diatomeas epizóicas sobre larvas de esta especie en el Caribe mexicano.

MATERIAL Y MÉTODOS

En la caleta Xel-há se localiza en la costa este de la península de Yucatán en el Caribe mexicano, 15 km al norte del poblado de Tulum y 48.3 km al sur de Playa del Carmen, en el Estado de Quintana Roo, México (20°18'51"N-20°19'00"N y 87°21'20"W-87°21'25"O). Se recolectó una masa de huevos de *A. gigas* se obtuvo al momento de la ovoposición en el medio natural, ya que los huevos son fecundados al momento de atravesar el conducto ovífero. De esta manera se aseguró la fecha de realización de los huevos se conoce la fecha de su eclosión, y se asegura que correspondan a la especie de molusco, sujeto de la presente investigación.

Las larvas recién eclosionadas se cultivaron en contenedores, compuestos de una estructura triangular fabricada a base de fibra de vidrio, que dispone de 3 cilindros de 1 m de largo y 50 cm de diámetro. Cada cilindro tiene tres ventanas de malla a los costados, de 55 cm de largo por 25 cm de ancho con una abertura de malla de 50 µm que permite el paso de fitoplancton como alimento natural. Con flujo constante de agua marina proveniente directamente del ecosistema natural, sin aireación, ni filtración o esterilización alguna, con una temperatura ambiente de verano de trópico (29-30°C), utilizando un termohalino-conductivímetro YSI 85 (Yellow Springs, Ohio, U.S.A.) durante 42 días. Las larvas fueron alimentadas con la eustigmatoficea *Nannochloropsis oculata* (Droop) Hibberd a una concentración de 1000 células por mililitro.

Se procesaron 60 larvas planctónicas de edades entre 2 y 42 días. Primero, se realizó el proceso de relajación y fijación rápida, se agregaron 3 gotas al 2% de glutaraldehído durante 1 min. y posteriormente se eliminó este fijador. Después se realizó el proceso de fijación. Para ello, se colocaron las larvas con glutaraldehído (2.5%) y cacodilato (0.1 M:

1,100 mOsM; pH 7.2) durante 2 h a 4°C. Transcurrido este tiempo, se realizaron 3 lavados en una solución de cacodilato (0.1 M), cada uno en un intervalo de 30 min., después se eliminó el cacodilato. Por último, se realizó el proceso de deshidratación: se lavaron a las larvas a 30, 50, 70 y 100% de acetona. Cada lavado duró 10 min., y después del último lavado las muestras se conservaron a 4°C.

Para la identificación y cuantificación de diatomeas epizóicas sobre las conchas de las larvas se observaron bajo magnificación hasta 3040× en un microscopio electrónico de barrido de emisión de campo JEOL JSM-7600F (voltaje 30.0 kV y distancia de trabajo de 13.5 a 18.0 mm) del Laboratorio Nacional de Nano y Biomateriales del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV), Unidad Mérida, del Instituto Politécnico Nacional (IPN). Previamente, la superficie de conchas fue cubierta con Au/Pd utilizando el equipo Polaron SC7640 (Quorum Technologies, Newhaven, East Sussex, U.K.). Se midió la longitud sifonal (µm) de las larvas.

Para la identificación de las diatomeas epizóicas se consultaron las obras de Cox (1999), Siqueiros-Beltrones & Argumedo-Hernández (2005) y Ashworth *et al.* (2012). Se consultó el sitio web AlgaeBase para verificar los nombres taxonómicos aceptados (Guiry & Guiry, 2022). Para la cuantificación de las diatomeas epizóicas se expresó la proporción del número de organismos de cada especie con relación a la abundancia total de las células contadas en cada larva de diferentes edades (Sullivan, 1982).

Las diatomeas se clasificaron en tres tipos de acuerdo con su forma de crecimiento diferenciado para colonizar un sustrato: sésiles adnadas o erectas y móviles (Round *et al.*, 1990; D'Alelio *et al.*, 2011; Tiffany, 2011).

Para analizar la relación entre las edades de las larvas y el número de especies de diatomeas epizóicas se realizaron modelos de regresión lineal y polinomial buscando el mejor ajuste con ayuda del programa R. Las regresiones polinomiales permiten ofrecer un modelo de regresión con mejor ajuste, asociado al comportamiento de las variaciones individuales de las variables involucradas (Kerns, 2010).

RESULTADOS

Característica de las larvas de *Aliger gigas*

La edad de la larva se estableció a partir del momento de su eclosión. Las larvas de 2 a 5 días de edad poseen una concha formada por dos vueltas en la espira, presentando pequeños gránulos en su ápice, con un velum que se caracteriza por tener dos lóbulos y el desarrollo de un tentáculo derecho (Figs. 1A, B y F). Tienen una longitud entre 290 y 400 µm.

En las larvas veliger jóvenes de 8 días de edad la concha se caracteriza por tener tres espiras, presentando líneas de ornamentación bien definidas. El velum presenta cuatro lóbulos, se observa el tentáculo derecho y la formación del tentáculo izquierdo (Fig. 1C). Tienen una longitud promedio de 450 µm.

Las larvas de 15 a 18 días de edad tienen una concha con tres y media vueltas en la espira, el cuerpo presenta cuatro líneas paralelas concluyendo al final en un canal sifonal. El velum tiene seis lóbulos, además de tentáculos y probóscide. Muestran un intervalo de longitud de 600 a 689 µm.

En las larvas de 20 a 28 días de desarrollo, la concha tiene 3.5 vueltas, con una banda uniforme de estrías. Se forma la rádula y comienza el proceso de reabsorción del velum, por lo que la larva empieza a tener una conducta más asociada al fondo marino (Figs. 1D y F). La longitud varía de 705 a 997 μm .

En las larvas de 30 a 42 días de edad, la concha se caracteriza por presentar cuatro vueltas, con una banda de estrías; la probóscide y rádula están presentes y activas y el velum ha sido reabsorbido, con un opérculo (Fig. 1E). La longitud va de 1 a 1.3 mm.

Estructura de la taxocenosis de diatomeas epizóicas

Se encontraron diatomeas epizóicas en el 83% de las larvas de *A. gigas* analizadas, se presentaron 24 taxa a nivel especie o taxa infraespecífico (Tabla 1).

Características morfológicas de diatomeas epizóicas y su hábitat

De las especies registradas, el 68% fueron móviles, seguido de especies con formas erectas con 24%, y el 8% restante fueron especies formas adnadas (Tabla 1, Fig. 2).

Diatomeas adnadas. Solo se encontraron dos especies de diatomeas con formas de crecimiento adnata, *Cocconeis lineata* y *C. scutellum* (Tabla 1, Figs. 2A y B). Estas especies presentan valvas elípticas ligeramente convexas. La valva superior de ambas posee estrías dispuestas en filas y costillas gruesas radiales hacia el margen, con un rafe lineal en la hipovalva y un pseudorafe en la epivalva. A través del rafe y de los nódulos polares y centrales secretan mucílago con el que se adhiere firmemente al sustrato.

Diatomeas erectas. De diatomeas erectas se encontraron seis especies arráfidas, birráfidas, o monorráfidas. Estas algas se adhieren

a diferentes sustratos por medio de almohadillas de mucílago o por pedicelos. Algunas especies pueden desarrollar pedicelos después de una fase móvil (Figs. 2C, H y 3), dentro de este grupo se encuentra *Cyclophora* sp. que tiene frústulas tabuladas-rectangulares. Las células se unen en los vértices por medio de almohadillas de mucílago, formando cadenas en zigzag (Figs. 3B-D). Las células tienen un tamaño de 26–98 μm de largo y 2.5–3.5 μm de ancho, con presencia de pseudosepto. Las valvas son más o menos lineales, ligeramente constreñidas debajo del ápice. El campo del poro apical posee numerosas hendiduras peralvas, en donde se secretan las almohadillas de mucílago (Figs. 3D y E). Individuos de *Psammodictyon panduriforme* var. *minor* estaban encima de las colonias de *Cyclophora* sp. (Fig. 3B). Se observaron células de *Cyclophora* sp. adheridas al velum de las larvas (Fig. 3C) junto con *P. panduriforme* var. *minor*. También se encontraron frústulas de *Halamphora* sp. (Fig. 2C), caracterizada por poseer células semi-lanceoladas con las terminaciones truncadas, con un margen dorsal arqueado y un margen ventral cóncavo. Los extremos de las valvas son poco prolongados, con valvas de 9.5–11 μm de largo y 2.0–2.5 μm de ancho. Tiene numerosas costillas dorsales y estrías transapicales gruesas y radiales. Las células se unen de dos en dos, extendiéndose a lo largo de las conchas de las larvas para formar las colonias (Fig. 2D). Además, se encontraron *Halamphora* sp. adheridas a cianobacterias *Haloleptolyngbya* sp. por medio de pedicelos, siendo ésta otra estrategia observada para colonizar al sustrato (Fig. 2C).

Junto con las especies anteriores, se observaron unas células solitarias de *Stephanodiscus minutulus* (Fig. 2H) de forma discoide, con estrías radiales y espinas en el borde de las valvas. Las valvas planas con el centro convexo o cóncavo, de 3.5 a 12 μm de diámetro.

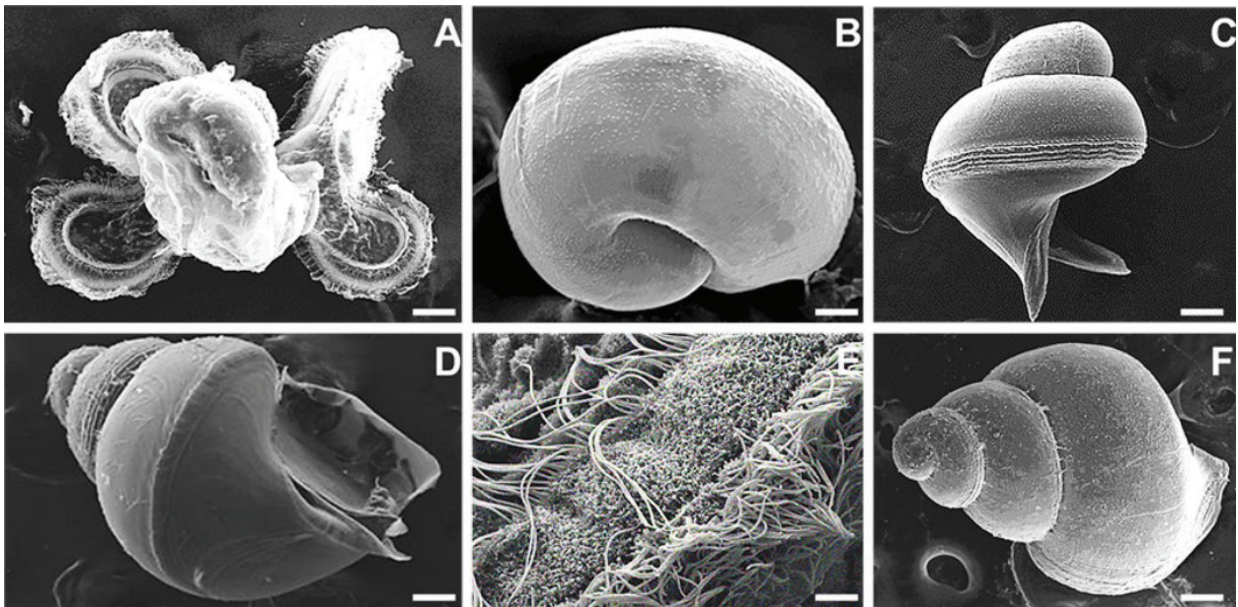


Figura 1. Larvas del gasterópodo *Aliger gigas* de diferentes edades: A y B) larva de 4 días, C) de 8 días, D) de 28 días, E) detalle de la corona del velum de una larva de 28 días, F) concha de una larva de 42 días. Escala: 100 μm .

Diatomeas móviles. Entre las formas móviles de diatomeas, se encontraron 17 taxa (Tabla 1, Figs. 2I-O y 4), algunas birráfidas y otras monorráfidas, dominadas por *Hippodonta* cf. *pseudacceptata*, de valvas pequeñas con forma rómbica a rómbica-lanceolada y con el ápice redondeado. Las estrías se arreglan de manera suavemente radial en la mitad de la valva, volviéndose paralelas, convergentes cerca de los vértices. El área axial es estrecha, y el rafe es filiforme (Fig. 4D). El tamaño de las células fue de 11.0-14.5 μm de largo y 3.0-3.8 μm de ancho. Estas células se extendieron sobre las conchas del gasterópodo hasta colonizar todo el sustrato (Fig. 4A), y algunas células se observaron en el velum de las larvas (Fig. 4B).

Psammodictyon panduriforme var. *minor* muestra valvas en forma de pandora, longitudinalmente onduladas, con una ligera constricción media y ápices ampliamente redondeados, con estrías transapicales compuestas por areolas hexagonales, con una estructura de poros en la superficie de la valva y en la banda lateral; la matriz de poros es habitual en la valva. El borde de la banda está lleno de estructuras de mesoporos; las células con una longitud de 96-135 μm y 33-36 μm de ancho (Fig. 2I). Las frústulas se encontraron adheridas sobre *Haloleptolyngbya* sp. y sobre la concha del gasterópodo por medio de la valva del rafe (Figs. 2I-J).

Otra especie abundante fue la diatomea plancto-bentónica *Cylindrotheca closterium*. Sus células son puntiagudas sin torsión, forman agregados de mucilago, las valvas están débilmente silicificadas de 30 hasta 400 μm de largo y 2.5-8.0 μm de ancho y el rafe posee series de orificios transversales. Las células se encuentran adheridas tanto en la superficie de la concha (Fig. 2H), como en el velum de las larvas (Fig. 2I).

También, se encontró *Entomoneis* cf. *paludosa* de 85 a 101 μm largo, con frústulas comprimidas, con la superficie valvar estriada, radial y un cingulo compuesto de varias bandas estrechas y estriadas (Fig. 2M).

Colonización de diatomeas epizóicas en las conchas de las larvas de *Aliger gigas*

Se observa que la colonización por diatomeas inició en larvas de 8 días con una longitud de 450 μm , con tres especies de diatomeas (Tabla 1). Luego se incrementa la riqueza de especies sobre las conchas de las larvas. En larvas de 28 días, cuando tienen una longitud de 997 μm , se presentan 12 especies de diatomeas. Sin embargo, se observó menor cantidad de taxa, de 5 a 7 especies sobre larvas de 30 a 36 días con una longitud de 1 mm. En larvas de 42 días con una longitud de 1.3 mm, se notó mayor riqueza de especies de diatomeas.

Tabla 1. Taxa de diatomeas epizóicas encontradas sobre las conchas de larvas del molusco gasterópodo *Aliger gigas*. FdeC: Formas de crecimiento: A adnadas, E erectas, M móviles.

Edad (días) de larvas	8	15	16	18	20	26	28	30	36	42	FdeC
Número de larvas examinadas	4	3	7	4	3	3	7	3	5	5	
Bacillariophyta											
<i>Amphora</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	E
<i>Cocconeis lineata</i> Ehrenberg	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	A
<i>C. scutellum</i> Ehrenberg	-	-	-	-	X	X	X	-	-	-	A
<i>Craspedostauros</i> sp.	-	X	-	-	-	-	X	-	X	-	M
<i>Cyclophora</i> sp.	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	E
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin	X	X	X	X	X	X	X	-	-	-	M
<i>Entomoneis</i> cf. <i>paludosa</i> (W.Smith) Reimer	-	-	X	X	X	X	X	X	X	X	M
<i>Halamphora coffeaeformis</i> (C. Agardh) Mereschkowsky	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	E
<i>Halamphora</i> sp.	-	X	X	X	X	X	X	-	-	-	E
<i>Hippodonta</i> cf. <i>pseudacceptata</i>	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	M
<i>Hyalosynedra</i> sp.	-	-	-	-	-	X	X	-	-	X	E
<i>Licmophora</i> sp.	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	E
<i>Navicula tsukamotoi</i> (Sterrenburg & Hinz) Yuhang Li & Kuidong Xi	-	-	-	-	-	X	X	X	-	X	M
<i>Navicula</i> sp.	-	-	-	X	-	X	X	X	-	-	M
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-	M
<i>N. inconspicua</i> Grunow	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	M
<i>N. linearis</i> W.Smith	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	M
<i>N. microcephala</i> Grunow	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	M
<i>Nitzschia</i> sp.	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-	M
<i>Pleurosigma</i> sp.	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	M
<i>Psammodictyon panduriforme</i> (W.Gregory) D.G.Mann var. <i>panduriforme</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	M
<i>P. panduriforme</i> var. <i>minor</i> (Grunow) E.Y.Haworth & M.G.Kelly	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	M
<i>Pseudachnanthidium</i> sp.	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	M
<i>Scalariella</i> sp.	-	-	X	-	-	-	-	-	X	X	M
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	E

Relación entre edad larval y riqueza de especies epizóicas

El modelo lineal muestra una correlación positiva moderada ($r^2 = 0.5$). Los datos ajustados a un modelo polinomial de cuarto grado presentaron un mejor ajuste entre la riqueza de especies de diatomeas epizóicas y la edad de las larvas, presentando una correlación positiva alta ($r^2 = 0.9$) (Fig. 6).

DISCUSIÓN

En este estudio se observó que las conchas examinadas de larvas de *A. gigas* provenientes de cultivos en condiciones de laboratorio proporcionan un sustrato adecuado para el asentamiento y colonización de diatomeas epizóicas. En este sentido, Wahl *et al.* (2012) mencionan que la primera fase de la colonización de un sustrato se da principalmente por bacterias en conjunto con diatomeas, hongos y protozoarios, las cuales generan una película delgada sobre la superficie del basibionte.

Los resultados evidencian que las primeras especies que colonizaron las conchas de las larvas fueron las especies de diatomeas móviles. Con el paso de los días se detectan especies erectas y solo dos especies adnadas. Los taxa más frecuentes que pertenecen a las formas

móviles estuvieron representadas por *Hippodonta cf. pseudacceptata*, *P. panduriforme* var. *minor* y *Cylindrotheca closterium*, y las erectas por *Cyclophora* sp. y *Halamphora* sp. *P. panduriforme* var. *minor* se observó en larvas de 8 días de edad. *Halamphora* sp. estuvo presente en larvas de 16 días. *Hippodonta cf. pseudacceptata* en larvas de 20 días y *Cyclophora* sp. en larvas de 36 y 42 días.

Una de las posibles causas de porque las diatomeas epizóicas no permanecieron en las larvas en las diferentes edades, se debe a sus estrategias para colonizar el sustrato. Las diatomeas de formas móviles están parcialmente adheridas, se extienden sobre el sustrato, pero son menos estables, por lo que pueden desprenderse con los movimientos del agua. Las diatomeas de formas erectas al adherirse por una superficie pequeña son menos estables; en cambio, las diatomeas de formas adnadas se adhieren fuertemente al sustrato y son más estables (Round *et al.*, 1990; D'Alelio *et al.*, 2011). De éstas últimas, solo se encontraron dos especies del género *Cocconeis* Ehrenberg, las cuales han sido reportadas como especies abundantes como epifitas sobre macroalgas bentónicas, pastos marinos, manglar, formando biofilm y adheridos en placas de fibra de vidrio (Siqueiros-Beltrones, 2002; López-Fuerte *et al.*, 2015; Martínez *et al.*, 2019) y en este trabajo como epizóicas en larvas de *Aliger gigas*.

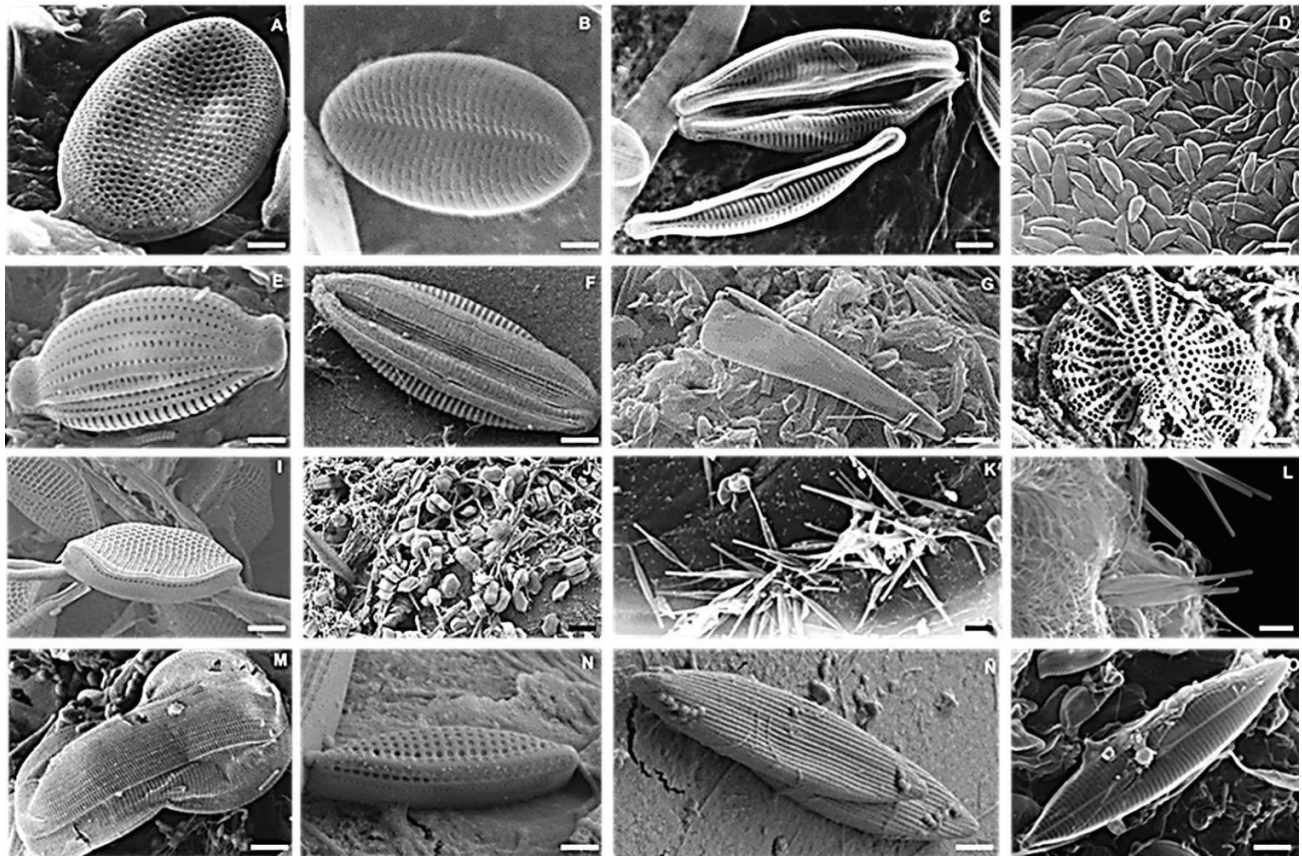


Figura 2. Tipos de diatomeas de acuerdo con su forma de crecimiento diferenciado para colonizar un sustrato. Adnadas: A) *Cocconeis scutellum*, B) *Cocconeis lineata*. Erectas: C) *Halamphora* sp. adherida a *Haloleptolyngbya* sp., D) colonia de *Halamphora* sp., E) *Amphora* sp., F) *Halamphora coffeaeformis*, G) *Licmophora* sp., H) *Stephanodiscus minutulus*. Móviles: I) *Psammodictyon panduriforme* var. *minor* adheridos a *Haloleptolyngbya* sp., J) células de *Psammodictyon panduriforme* var. *minor*, K) células de *Cylindrotheca closterium*, L) células de *Cylindrotheca closterium* adheridas en el velum, M) *Entomoneis cf. paludosa*, N) *Nitzschia inconspicua*, Ñ) *Haslea tsukamotoi*, O) *Navicula* sp. Escala: 5 μ m.

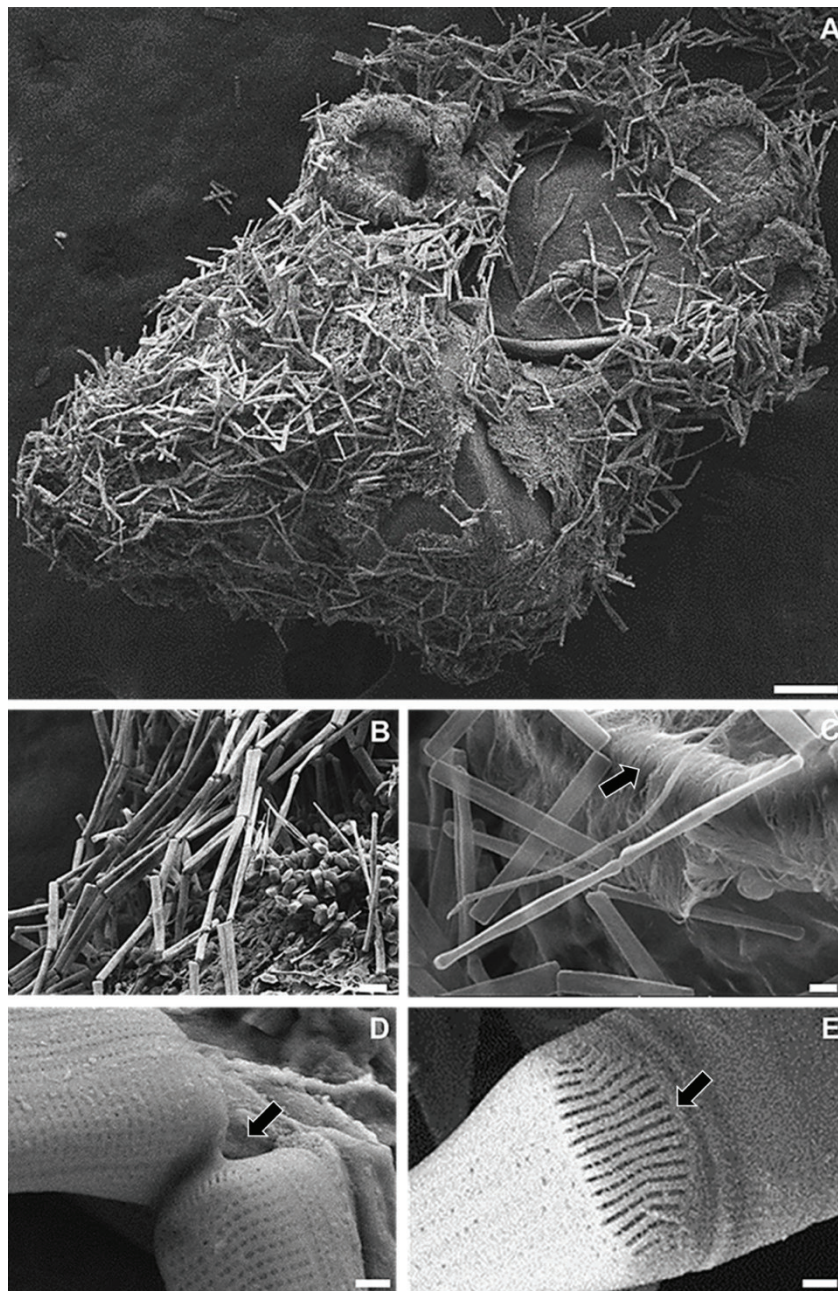


Figura 3. Diatomeas epizóicas sobre las conchas de larvas de *Aliger gigas*. A) *Cyclophora* sp. cubriendo una larva de 42 días; B) cadenas en zigzag arriba de *Psammodictyon panduriforme* var. *minor*; C) células adheridas en el velum; D) formación de almohadillas de mucílago; E) hendiduras peralvares. Escala: A) 100 µm, B-D) 5 µm.

En un estudio realizado por D'Alelio *et al.* (2011), quienes trabajaron con siete especies de gasterópodos adultos (*Alvania lineata* Risso, *Bittium reticulatum* (da Costa), *Clanculus cruciatus* (Linnaeus), *Columbella rustica* (Linnaeus), *Gibbula adansonii* (Payraudeau), *Nassarius incrassatus* (Strøm) y *Jujubinus striatus* (Linnaeus)), reportan taxocenosis de diatomeas epizóicas bien estructuradas con dominio de las formas adnadas, seguido de las erectas y con menor abundancia de las formas

móviles en las conchas de *C. cruciatus*, *G. adansonii* y *J. striatus*. D'Alelio *et al.* (2011) mencionan que el tamaño de las conchas de los gasterópodos bentónicos no influye en la colonización de las microalgas epizóicas, observando que las conchas más grandes (*B. reticulatum*, *G. adansonii*, *C. rustica* y *C. cruciatus*) presentaban una mayor abundancia y las conchas más pequeñas (*A. lineata*, *N. incrassatus* y *J. striatus*) una mayor riqueza de especies.

Durante los 42 días de este estudio se observó que la edad de las larvas podría influir en la colonización de las diatomeas epizóicas. El tamaño y la estructura (sobre todo, el relieve de la superficie) de la concha de las larvas de *Aliger gigas* en los diferentes días de desarrollo va cambiando. Las larvas de dos a cinco días no presentaron microalgas epizóicas, ya que la concha tiene una longitud de 290 a 400 μm , es delgada, lisa y se va formando a través de un carbonato de calcio amorfo transitorio que actúa como un precursor en la secuencia de la cristalización de aragonita (Brito-Manzano *et al.*, 2006; Chávez-Villegas *et al.*, 2017).

En larvas de 26, 28 y 42 días se observó un número mayor de especies de diatomeas, lo que puede deberse a que la concha de los 26 a 28 días presentaban una longitud de 705 a 997 μm y las de 42 días un tamaño aproximado de 1.3 mm y con mayor ornamentación, sobre todo, en las larvas de 42 días, en donde se presenta un periostraco, capa más externa de la concha compuesta de una matriz orgánica (Enriquez-Diaz *et al.*, 2015; Chávez-Villegas *et al.*, 2017). Esta característica puede constituir un mejor sustrato para el crecimiento de las microalgas epizóicas.

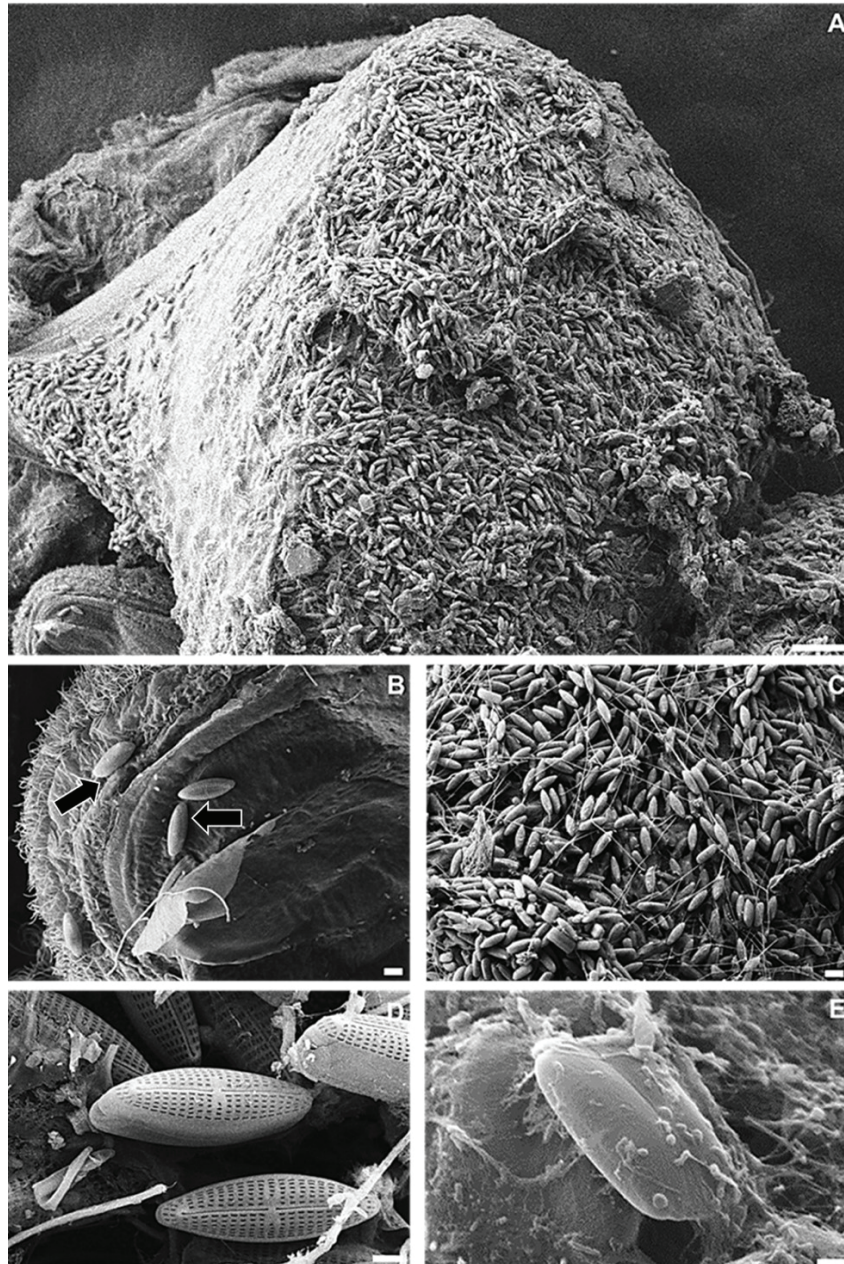


Figura 4. *Hippodonta cf. pseudacceptata* cubriendo extensas áreas de la concha en fase larval de *A. gigas* de 20 días. A) células sobre la concha; B) las flechas muestran las células adheridas en el velum; C) un conjunto de células; D) células mostrando las estructuras de la frústula; E) células cubiertas de mucílago. Escala: A) 100 μm , B-E) 5 μm .

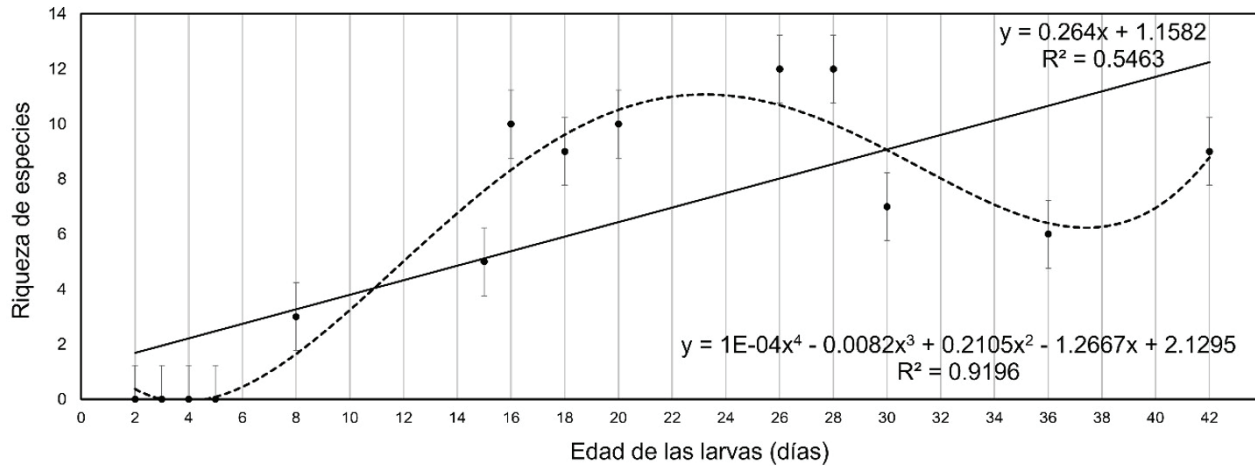


Figura 5. Regresión lineal y polinomial de cuarto grado de la riqueza de especies de diatomeas epizóicas en larvas de *Aliger gigas*.

En las larvas de 30 a 36 días con una longitud de 1 mm, se observó una disminución en la presencia de diatomeas, lo que se asocia al predominio de *Cyclophora* sp. Esta diatomea forma colonias en zigzag, ocupando todo el caparazón de la larva, impidiendo que se adhieran otras microalgas, lo cual ocasiona una disminución en la riqueza de especies. También es conocido que algunas especies de diatomeas colonizan un sustrato al producir sustancias alelopáticas que inhiben el crecimiento de otras microalgas (Tanaka & Asakawa, 1988).

Cylindrotheca closterium es una especie oportunista que forma florecimientos algales; se le considera una especie planctónica, bentónica o epizóica (Gárate-Lizárraga & Esqueda-Escárcega, 2016; Merino-Virgilio *et al.*, 2019; Poot-Delgado & Okolodkov, 2020). En la bahía de La Paz se reportó a *C. closterium*, formando por primera vez una proliferación sobre un basibionte, como fue el caso del copépodo *Paracalanus* sp., aparentemente, sin causarle daño alguno (Gárate-Lizárraga & Esqueda-Escárcega, 2016). En el presente estudio *C. closterium* fue una especie abundante. No se registraron otras diatomeas adheridas o a su alrededor. Tampoco se observó ningún daño en las larvas debido a su presencia.

Siqueiros-Beltrones (2002) menciona que las diatomeas son especies oportunistas y aparecen desde temprano en los sustratos naturales o artificiales. Martínez-Hernández (2014) y Martínez-Hernández *et al.* (2019) realizaron un estudio sobre la colonización de diatomeas bentónicas sobre placas de fibra de vidrio a una profundidad de 10 m en un periodo de 16 semanas en Telchac, Yucatán. En las primeras semanas observaron que los primeros géneros presentes en las placas fueron *Amphora* Ehrenberg ex Kützing, *Biddulphia* S.F.Gray, *Cocconeis*, *Cyclotella* (Kützing) Brébisson, *Fragilaria* Lyngbye, *Grammatophora* Ehrenberg, *Gyrosigma* Hassall, *Mastogloia* Thwaites ex W.Smith, *Petro-neis* A.J.Stickle & D.G.Mann, *Plagiotropis* Pfitzer, *Pleurosigma* W.Smith, *Rhabdonema* Kützing, *Shionodiscus* A.J.Alverson, S.H.Kang & E.C.The-riot, *Trachyneis* P.T.Cleve y *Triceratium* Ehrenberg. En la octava semana las abundancias comenzaron a bajar debido a la colonización de moluscos, poliquetos tubícolas y macroalgas. La última semana registraron

la llegada de otras especies de los géneros *Achnanthes* Bory, *Auliscus* Ehrenberg, *Campylodiscus* Ehrenberg ex Kützing, *Diploneis* Ehrenberg ex Cleve, *Ehrenbergia* A.Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin, *Lyrella* Karayeva, *Navicula* Bory, *Nitzschia* Hassall, *Podosira* Ehrenberg, *Surirella* Turpin y *Terpsinoë* Ehrenberg.

En este estudio, *P. panduriforme* var. *minor* y *Cyclophora* sp. estuvieron presentes desde el inicio hasta el final de la colonización. Así mismo, *Stephanodiscus minutulus*, *Pleurosigma* sp., *Nitzschia* sp. y *Licmophora* sp. se observaron en los primeros días de la colonización y no volvieron aparecer. *Amphora* sp. y *Halamphora coffeaeformis* estuvieron presentes solo en los últimos días de la colonización.

Se observó una mayor riqueza y abundancia de especies en las conchas de mayor tamaño debido a que forman sustratos más amplios y estables para las microalgas. Comparando nuestros resultados obtenidos con lo reportado por Martínez-Hernández (2014) y Martínez-Hernández *et al.* (2019) sobre placas de fibra de vidrio que son más grandes (10x5x0.4 cm), donde se encontraron de 66 a 75 especies, el área superficial del sustrato parece ser uno de los factores que influye en la colonización de diatomeas epizóicas.

Otro factor importante es la estrategia para colonizar el sustrato donde habitan las diatomeas epizóicas. Las especies de diatomeas que estuvieron presentes en las larvas de 8 a 42 días de edad presentaron diferentes estrategias para colonizar el sustrato. Unas especies formaron colonias en forma de zigzag verticales, otras células se adherían horizontalmente al sustrato o formaban almohadillas de mucilago para adherirse al sustrato. Asimismo, también se observaron especies que se adherieron a otras microalgas. Esta diferencia en las estrategias de colonización permite explicar por qué algunas larvas presentaban menos microalgas epizóicas que otras.

Teniendo en consideración las condiciones y los métodos empleados para evaluar la colonización de diatomeas epizóicas en larvas de *A. gigas*, se puede arribar a la siguiente conclusión: la mayor riqueza y abundancia de especies de diatomeas epizóicas en larvas de *A. gigas*

se presentó en las conchas más grandes, lo cual se asocia a una mayor área de colonización disponible y constituye un sustrato más estable. En el proceso intervienen otros factores como la competencia por el espacio y sucesión en la colonización, posiblemente relacionadas con la producción de sustancias alelopáticas por parte de algunas especies y la respuesta a estas por parte de otras (Band-Schmidt *et al.*, 2011).

Dada la poca información científica sobre la colonización de diatomeas epizóicas en fase larval planctónica de moluscos marinos, es recomendable profundizar en el estudio de microalgas epizóicas, así como en sus interacciones ecológicas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Dora A. Huerta-Quintanilla y Ana Ruth Cristóbal-Ramos por su ayuda técnica con el microscopio electrónico de barrido, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) de México por la beca otorgada a R.E. Muciño-Márquez (N° 269167), al proyecto CONACYT “El caracol rosado como indicador del cambio climático en el Caribe: Calentamiento y acidificación de los océanos” (CB-2011-01/181329). El estudio fue apoyado con los proyectos FOMIX-Yucatán N° 108160 y CONACYT LAB-2009-01 N° 123913 dirigidos por Patricia Quintana-Owen del CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida. Al parque Xel-Há por la facilidades y apoyo en el trabajo de muestreo. Los dos revisores anónimos mejoraron la calidad del manuscrito con sus comentarios críticos y correcciones.

REFERENCIAS

- ASHWORTH, M.P., E.C. RUCK, C.S. LOBBAN, D.K. ROMANOVICZ & E.C. THERIOT. 2012. A revision of the genus *Cyclophora* and description of *As-trosyne* gen. nov. (Bacillariophyta), two genera with the pyrenoids contained within pseudosepta. *Phycologia* 51(6): 684-699. DOI: 10.2216/12-004.1
- BAND-SCHMIDT, C.J., J.J. BUSTILLOS-GUZMÁN, D.J. LÓPEZ-CORTÉS, E. NÚÑEZ-VÁZ-QUEZ & F.E. HERNÁNDEZ-SANDOVAL. 2011. El estado actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiológica* 21(3): 381-413.
- BRITO-MANZANO, N., D. ALDANA-ARANDA, E. DE LA CRUZ-LÁZARO & M.A. ESTRADA-BOTELLO. 2006. Organogénesis larvaria de *Strombus gigas* (Mesogastropoda: Strombidae) en el arrecife Alacranes durante el periodo máximo de su época reproductiva. *Universidad y Ciencia* 22(1): 75-82.
- CHÁVEZ-VILLEGAS, J.F., M. ENRÍQUEZ-DÍAZ & D. ALDANA-ARANDA. 2017. Efecto de la temperatura y la acidificación en larvas de *Strombus gigas* (Mesogastropoda: Strombidae). *Revista de Biología Tropical* 65(2): 505-515. DOI: 10.15517/RBT.V65I2.25504
- COX, E. 1999. Variation in patterns of valve morphogenesis between representatives of six biraphid diatom genera. *Journal of Phycology* 35: 1297-1312. DOI:10.1046/j.1529-8817.1999.3561297.x
- CROLL, D.A. & R.W. HOLMES. 1982. A note on the occurrence of diatoms on the feathers of diving seabirds. *Auk* 99: 765-766.
- CUPUL-MAGAÑA, F.G. & M.C. CORTÉS-LARA. 2005. Primer registro de epibiontes en ejemplares juveniles de *Crocodylus acutus* en el medio silvestre. *Caldasia* 27(1): 147-149.
- D'ALELIO, D., M.T. CANTE, G.F. RUSSO, C. TOTTI & M. DE STEFANO. 2011. Epizoic diatoms on gastropod shells. When substrate complexity selects for microcommunity complexity. All flesh is grass, cellular origin. *Life in Extreme Habitats and Astrobiology* 16: 345-364. DOI:10.1007/978-90-481-9316-5_16
- ENRÍQUEZ-DÍAZ, M.R., J.M. VOLLAND, J.F. CHAVEZ-VILLEGAS, D. ALDANA-ARANDA & O. GROS. 2015. Development of the planktotrophic veligers and plantigrades of *Strombus pugilis* (Gastropoda). *Journal of Molluscan Studies* 81(3): 1-10. DOI:10.1093/mollus/eyv011
- FEE, E.J. & R.W. DRUM. 1965. Diatoms epizoic on copepods parasitizing fishes in the Des Moines River, Iowa. *The American Midland Naturalist* 74: 318-324.
- FRANKOVICH, T., M.J. SULLIVAN & N. STACY. 2015. Three new species of *Tursiocola* (Bacillariophyta) from the skin of the West Indian manatee (*Trichechus manatus*). *Phytotaxa* 204(1): 033-048. DOI:10.11646/phytotaxa.204.1.3
- FRANKOVICH, T.A., M.P. ASHWORTH, M.J. SULLIVAN, E.C. THERIOT & N.I. STACY. 2018. Epizoic and apochlorotic *Tursiocola* species (Bacillariophyta) from the kin of Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). *Protist* 169(4): 539-568. DOI:10.1016/j.protis.2018.04.002
- GAISER, E.E. & R.W. BACHMANN. 1993. The ecology and taxonomy of epizoic diatoms on Cladocera. *Limnology and Oceanography* 38: 628-637. DOI: 10.4319/lo.1993.38.3.0628
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. & G. M. ESQUEDA-ESCÁRCEGA. 2018. *Ditichocorycaeus anglicus* (Copepoda; Poecilostomatoida), new basibiont of *Pseudohimantidium pacificum* (Bacillariophyceae) in Bahía de La Paz, Gulf of California. *CICIMAR Oceanides*, 33(1):63-67.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. & G.M. ESQUEDA-ESCÁRCEGA. 2016. Proliferación de *Falcula hyalina* y *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae) sobre copépodos en Bahía de La Paz, Golfo de California, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 51(1): 197-201.
- GÁRATE-LIZÁRRAGA, I. & M.S. MUÑETÓN-GÓMEZ. 2009. Primer registro de la diatomea epibionte *Pseudohimantidium pacificum* y de otras asociaciones simbióticas en el Golfo de California. *Acta Botánica Mexicana* 88: 33-47.
- GUIRY, M.D. & G.M. GUIRY. 2022. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponible en línea en: <http://www.algaebase.org> (consultado el 30 abril 2022).
- HART, T.J. 1935. On the diatoms of the skin film of whales and their possible bearing on the problems of whale movements. *Discovery Reports* 10: 247-282.
- HIROMI, J., S. KADOTA & H. TAKANO. 1985. Diatom infestation of marine copepods (Review). *Bulletin Tokai Regional Fisheries Research Laboratory* 117: 37-45.
- HOLMES, R.W. 1985. The morphology of diatoms epizoic on cetaceans and their transfer from *Cocconeis* to two new genera, *Bennettella* and *Epipellis*. *British Phycological Journal* 20: 43-57. DOI: 10.1080/00071618500650061
- HOLMES, R.W. & D.A. CROLL. 1984. Initial observations on the composition of dense diatom growths on the body feathers of three species of

- diving seabirds. In: D.G. Mann (eds.). *Proceedings of the 7th International Diatom Symposium*. Koenigstein, pp. 265–277.
- KERNS, G.J. 2010. *Introduction to probability and statistics using R*. Copyright. 386 p.
- LÓPEZ-FUERTE, F.O., D.A. SIQUEIROS-BELTRONES & R. YABUR. 2015. First record of benthic diatoms (Bacillariophyceae and Fragilariophyceae) from Isla Guadalupe, Baja California, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86(2): 281-292.
- MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, Y.J. 2014. Colonización de diatomeas bentónicas sobre un sustrato alternativo (fibra de vidrio) en el ambiente sublitoral somero de la localidad de Telchac, Yucatán. Tesis de Maestría, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida, Mérida, Yucatán, México. 98 p.
- MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, Y.J., D.A. SIQUEIROS-BELTRONES & P.L. ARDISSON. 2019. Colonization of fiber-glass plates by benthic diatoms from subtidal sediment off the coast of Yucatan, Mexico. *CICIMAR Océánides* 34(1): 29-40.
- MCCLATCHIE, S., R. KAWACHI & D.E. DALLEY. 1990. Epizoic diatoms on the euphausiid *Nyctiphanes australis*: consequences for gut-pigment analyses of whale krill. *Marine Biology* 104: 227–232. DOI: 10.1007/BF01313262
- MERINO-VIRGILIO, F. DEL C., Y.B. OKOLODKOV, A.C. AGUILAR-TRUJILLO, I. OSORIO-MORENO, L. ECTOR & J.A. HERRERA-SILVEIRA. 2019. Blooms caused by the diatom *Cylindrotheca closterium* along the northern coast of Yucatan, southeastern Gulf of Mexico (2001-2014). In: Kovács A., Nagy P. (eds.). *Advances in Marine Biology*. Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY, USA, pp. 57-72.
- ORTEGA, M.M. 1984. *Catálogo de algas continentales recientes de México*. Coordinación de Investigación Científica. Instituto de Biología. UNAM, México, D.F., México. 566 p.
- PATRICK, R. & C.W. REIMER. 1975. *The diatoms of the United States*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, vol. 2, part 1. 213 p.
- POOT-DELGADO, C.A. & Y.B. OKOLODKOV. 2020. Bloom of *Cylindrotheca closterium* originating from shrimp farming discharges in the SE Gulf of Mexico. *Harmful Algae News, The Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO* 66: 10.
- ROMAGNOLI, T., G. BAVESTRELLO, E.M. CUCCHIARI, M. DE STEFANO, C.G. DI CAMILLO, C. PENNESI, S. PUCE & C. TOTTI. 2007. Microalgal communities epibiotic on the marine hydroid *Eudendrium racemosum* in the Ligurian Sea during an annual cycle. *Marine Biology* 151: 537-552. DOI: 10.1007/s00227-006-0487-x
- ROUND, F.E., R.M. CRAWFORD & D.G. MANN. 1990. *The diatoms. Biology, morphology of the genera*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 747 p.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A. 2002. *Diatomeas bentónicas de la península de Baja California; diversidad y potencial ecológico*. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional / Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México. 102 p.
- SIQUEIROS-BELTRONES, D.A. & U. ARGUMEDO-HERNÁNDEZ. 2005. Florística de diatomeas epifitas en laminales apicales de *Macrocystis pyrifera* (L.) C. Agardh. *Océánides* 20(1-2): 37-63.
- SULLIVAN, M.J. 1982. Distribution of edaphic diatoms in a Mississippi salt marsh: a canonical correlation analysis. *Journal of Phycology* 18: 130-133.
- TANAKA, N. & A. ASAKAWA. 1988. Allelopathic effect of mucilage released from a brown alga *Sargassum horneri* on marine diatoms. *Nippon Suisan Gakkaishi* 54: 1711–1714.
- TIFFANY, M.A. 2011. Epizoic and epiphytic diatoms. In: Seckbach, J. & J.P. Kociolek, (eds.). *The diatom world (cellular origin, life in extreme habitats and astrobiology book 19)*. Springer, Dordrecht, Germany, pp. 195-209.
- VIOLANTE-HUERTA, M., U. ORDÓÑEZ-LÓPEZ & R. DIAZ-GAMBOA. 2018. The epizoic diatom *Campylodiscus* cf. *clypeus* (Bacillariophyta: Surirellaceae), a new symbiont of the Caribbean manatee in Mexico. *Caldasia* 40(1): 195-198. DOI:10.15446/caldasia.v40n1.65956
- WAHL, M., F. GOECKE, A. LABES, S. DOBRETSOV & F. WEINBERGER. 2012. The second skin: ecological role of epibiotic biofilms on marine organisms. *Frontiers in Microbiology* 292: 1-21. DOI: 10.3389/fmicb.2012.00292
- WINEMILLER, K. & B.M. WINSBOROUGH. 1990. Occurrence of epizoic communities on the parasitic copepod *Lernaea carassii* (Lernaeidae). *The Southwestern Naturalist* 35: 206-210. DOI:10.2307/3671543

Uso de las macroalgas marinas como promotores en el crecimiento de una leguminosa (*Trifolium repens*) y un cereal (*Triticum aestivum*)

Use of the macroalgae as a bio-stimulant for the growth of a legume (*Trifolium repens*) and a cereal (*Triticum aestivum*)

Ignacio Jaimes-Duarte^{1*}, Sergio Álvarez-Hernández¹, Ana Teresa Jaramillo-Pérez², María del Rocío Zárate-Hernández³

Recibido: 03 de marzo de 2022.

Aceptado: 10 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

RESUMEN

Antecedentes: La agricultura orgánica está basada en la utilización óptima de los recursos naturales, lo cual ayuda a incrementar la actividad biológica del suelo de forma natural sin utilizar compuestos químicos que pueden alterar el suelo, los cultivos y a los mantos acuíferos. Algunas macroalgas tienen el potencial para ser utilizadas como bio-estimulantes o acondicionadores de suelos. **Objetivo:** evaluar el potencial de las macroalgas como bio-estimulantes o acondicionadores de suelos, a través de la evaluación del crecimiento de 2 especies de importancia como forrajes o de alimentación y el análisis de la composición del suelo. En este estudio se probaron ocho macroalgas de las costas de Veracruz, México. **Método:** Se añadieron al suelo en forma de fragmentos y de extracto en líquido alrededor de las plantas de *Trifolium repens* (trébol blanco) y *Triticum aestivum* (trigo). Se siguió un diseño aleatorio con cuatro réplicas. Se utilizaron dos tratamientos con estimulantes a base de algas, un fertilizante químico y un concentrado de hormonas de crecimiento y un control de agua destilada. El crecimiento se registró cada tercer día. **Resultados:** mostraron que tres de ocho algas promovieron el crecimiento ($p < 0.05$). Para trigo fueron *Acantophora spicifera* (tratamiento extracto y tratamiento de fragmentos), *Ulva lactuca* (= *Ulva fasciata* Delile) y *Palisada perforata* (tratamiento de fragmentos); para trébol blanco fueron *Acantophora spicifera* (tratamiento extracto) y *Palisada perforata* (tratamiento de fragmentos), en comparación con el fertilizante químico (Bayfolan forte) y el control de hormonas vegetal (Agromil V) y agua. **Conclusión:** Dado que las plantas de los tratamientos estimulantes crecieron menos o igual que con los tratamientos algales, existe potencial en las algas estudiadas para su uso como promotores de crecimiento de plantas de cultivos de interés comercial, mejorando la calidad del suelo.

Palabras clave: Agricultura orgánica, Algas, Promotor de crecimiento, Cultivo, Suelo

ABSTRACT

Background: Organic agriculture is based on the optimal use of natural resources, which helps to increase the biological activity of the soil naturally without using chemical compounds that can alter the soil, crops and aquifers. Some macroalgae have the potential to be used as bio-stimulants or soil conditioners. **Goals:** evaluate the potential of macroalgae as bio-stimulants or soil conditioners, through the evaluation of the growth of two species of importance as fodder or feed and the analysis of soil composition. In this study, eight macroalgae from the coasts of Veracruz, Mexico were tested. **Method:** They were added to the soil in the form of fragments and liquid extract around *Trifolium repens* (white clover) and *Triticum aestivum* (wheat) plants. A randomized design with four replicates was followed. Two treatments with algae-based stimulants, a chemical fertilizer and a growth hormone concentrate, and a distilled water control were used. Growth was recorded every other day. **Results:** showed that three of eight algae promoted growth ($p < 0.05$). For wheat they were *Acantophora spicifera* (extract treatment and fragment treatment) and *Ulva lactuca* (= *Ulva fasciata* Delile) and *Palisada perforata* (fragment treatment); for white clover they were *Acantophora spicifera* (extract treatment) and *Palisada perforata* (fragment treatment), compared to chemical fertilizer (Bayfolan forte) and plant hormone control (Agromil V) and water. **Conclusions:** since the plants of the stimulant treatments grew less or the same as with the algae treatments, it is concluded that there is potential in the algae studied for using them as promoters for plant growth of crops with commercial interest, improving soil quality.

Key words: Organic agriculture, Bio-stimulant, Algae, Soil, Crop.

*Corresponding author:

Ignacio Jaimes-Duarte: e-mail: ignacio.jaimes.duarte@gmail.com

To quote as:

Jaimes-Duarte, I., S. Álvarez-Hernández, A. T. Jaramillo-Pérez & M. del R. Zárate-Hernández. 2022. Uso de las macroalgas marinas como promotores en el crecimiento de una leguminosa (*Trifolium repens*) y un cereal (*Triticum aestivum*). *Hidrobiológica* 32 (3): 341-352.

INTRODUCCIÓN

La agricultura es uno de los pilares principales en la economía rural del mundo, la cual garantiza alimento, empleo, sustento, ingresos por exportación y desarrollo económico, también es una de las actividades en la que se usan grandes cantidades de agroquímicos, especialmente los fertilizantes químicos nitrogenados, los cuales son la principal causa de que las aguas superficiales y subterráneas acumulen nitratos en altas concentraciones, los que pueden llegar a ser tóxicos a concentraciones mayores de 50 mg/L (Eugercios *et al.*, 2017; Tirado, 2015; Hallberg, 1989; Domínguez & Domínguez, 1994). La aplicación de fertilizantes químicos es un método económico, rápido y efectivo para suministrar lo necesario a los cultivos (Blanco-Canqui & Schlegel, 2013). Sin embargo, los fertilizantes pueden dejar de estar disponibles para los cultivos por las escorrentías del suelo, transformación química, física o biológica (Blanco-Canqui & Schlegel, 2013; Daverede *et al.*, 2004; Sánchez *et al.*, 2001; Schachtman *et al.*, 1998; Moe *et al.*, 1967).

Los agroquímicos han sido utilizados para aumentar la producción de los cultivos, estas sustancias son esencialmente, fertilizantes de tipo químico, los cuales ayudan mejorando el crecimiento y desarrollo de las plantas. Durante los últimos años, las fuentes fundamentales de fertilizantes han sido el carbono, fósforo y nitrógeno los cuales se degradan por la actividad microbiana (OMS FAO, 2015). El uso de los agroquímicos tiene varios fines como: proporcionar nutrientes a los suelos (fertilizante), eliminar plantas, hongos y algunas algas (herbicida, fungicida y alguicida), expeler insectos y gusanos del suelo (insecticida y nematocida), controlar roedores (rodenticida) o acelerar el crecimiento y floración (García & Lazowski, 2011; Restrepo, 1992). El uso excesivo de los fertilizantes tiene como consecuencia que la productividad de los suelos disminuya, aumentando la erosión de estos y la contaminación de cuerpos de agua (Hernández, 2011).

Para disminuir el uso de los fertilizantes químicos se ha usado algo llamado agricultura orgánica y se refiere al uso de recursos naturales, minimizando la alteración de los suelos, los cultivos y los mantos acuíferos (Ruiz *et al.*, 2016; Pérez & Refugio, 2015; Ruiz, 2001). Los ejemplos más importantes los podemos encontrar en: las compostas, lombricompostas, estiércol, bio-estimulantes (base de algas), entre otros. Actualmente es una de las mejores alternativas, ya que tiene como objetivo tener cultivos con una mejor calidad, obteniéndolos mediante un proceso sostenible y sin usar sustancias químicas que dañan al medio ambiente, aprovechando al máximo las tierras sin dañarlas, ni tampoco a los cultivos o la salud del ser humano (Gao *et al.*, 2020; Lok & Suárez, 2014; Grageda-Cabrera *et al.*, 2012; Hernández, 2011; Altieri, 1992).

El uso de las algas marinas como acondicionador de suelo comienza en el siglo XIX a. c., cuando las personas agregaban a las zonas agrícolas, algas marinas, por ser fuente valiosa de nutrientes para diversos tipos de suelo y para diferentes cultivos (Lembi & Waaland, 1988). Tiempo después, en la segunda mitad del primer siglo, se hace referencia a la utilización de las algas como composta, cuando los británicos prerromanos añadieron algas al suelo como fertilizante orgánico (Milton, 1964). Los primeros fertilizantes utilizados con base en algas marinas fueron en Europa particularmente en España e Irlanda, entre otros, durante el siglo IV d.c., por su alto contenido de nutrientes (Cabioc, 1976).

El extracto de algas mejora la nutrición de las plantas al afectar los procesos del suelo y directamente en la fisiología de la planta, en

la germinación de las semillas, el vigor de las plántulas, el crecimiento y morfología de las raíces, el florecimiento temprano, el retardo de la senescencia, la maduración de los frutos, el rendimiento de los cultivos y la calidad nutricional del producto comestible (Khan *et al.*, 2009; Craigie, 2011; Sharma *et al.*, 2014; Nabti *et al.*, 2017).

Se han estudiado procesos para crear diferentes tipos de bioestimulantes (formas líquidas para raíces o foliar y en polvo) a partir de un tipo de algas marinas como: *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis, *Fucus* spp., *Laminaria* spp., *Sargassum* spp., *Ecklonia maxima* (Osbeck) Papenfuss y *Durvillaea* spp. La mayoría se ha utilizado en la agricultura europea y su aplicación ha mostrado resultados positivos al promover el crecimiento de las plantas tratadas (Hernández-Herrera *et al.*, 2014; Hong *et al.*, 2007). Una de las grandes diferencias entre las harinas y los extractos es el tiempo de respuesta. La harina puede tardar varios meses en ser 100% efectiva ya que tiene que ser descompuesta por bacterias del suelo para ser utilizados por la planta. En los extractos líquidos, los componentes celulósicos de las algas marinas, ya sea que se descompongan o eliminen, se vuelven rápidamente disponibles para que sean absorbidos por las raíces de una planta (Battacharyya *et al.*, 2015; Stephenson, 1974).

Dentro de las propiedades del suelo, el pH y los macronutrientes han sido muy estudiados y se les atribuye el estimular el crecimiento de plantas en cultivo. El pH es una de las propiedades más importantes del suelo que afectan la disponibilidad de los nutrientes, controla muchas de las actividades químicas y biológicas que ocurren en el suelo y tiene una influencia indirecta en el desarrollo de las plantas (Ramya *et al.*, 2011). Por su parte, dentro de los macronutrientes, nitrógeno, fósforo y potasio se ha observado que se requieren en grandes cantidades para mejorar la condición del suelo. En cuanto al nitrógeno se sabe que las plantas lo obtienen principalmente del suelo, donde se encuentra bajo la forma orgánica, la que no es disponible inmediatamente para la planta, sino después de un proceso de mineralización catalizada por los microorganismos del suelo. En caso del fósforo se considera que es un elemento esencial para plantas y animales. El fósforo inorgánico se encuentra bajo varias formas y su disponibilidad depende del pH del suelo. El potasio es uno de los elementos esenciales en la nutrición de la planta cuya movilidad es limitada y es otro elemento que se encuentra en pequeñas cantidades en los suelos (Hernández-Herrera *et al.*, 2014; Rengel *et al.*, 2011).

La agricultura es uno de los sectores más importantes a nivel mundial, tanto para consumo humano como para forraje y uno de los principales cultivos son los cereales y especialmente el trigo (*Triticum aestivum* L.) es el cultivo más antiguo sembrado por el hombre en inmensas extensiones y en grandes cantidades y uno de los más consumidos (Moreno *et al.*, 1997) y el trébol blanco (*Trifolium repens* L.), es una leguminosa de interés forrajero de suma importancia en los sistemas de producción animal bajo condiciones de pastoreo y su manejo requiere conocer su distribución estacional a lo largo del año (Gutiérrez-Arenas *et al.*, 2018).

MATERIALES Y MÉTODOS

Recolecta de material algal

Las macroalgas marinas fueron recolectadas en las siguientes tres localidades del estado de Veracruz: Costa de Oro (19°8'40"N, 96°6'27"O), Playa Muñecos (19°44'38"N, 96°24'27"O) y Playa Parái-

so (19°35'14"N, 96°23'05"O) (Fig. 1). Las localidades de estudio son costas mixtas y la zona costera a la que pertenecen posee un clima cálido-subhúmedo (Aw_2) con régimen de lluvias de verano (Contreras-Espinosa, 1993; Geissert y Dubroeuq, 1995). Su estacionalidad se define por tres épocas que se conocen como lluvias (junio-octubre), secas (febrero-mayo) y nortes (noviembre-enero) (Contreras-Espinosa, 1993; García, 2004).

Se recolectaron siete especies de macroalgas diferentes. En la División Chlorophyta, *Ulva lactuca* L. fue encontrada e identificada bajo su sinónimo *U. fasciata* Deile en la localidad de playa muñecos en la época de lluvias (Septiembre 2019) y como *Ulva lactuca* en Costa de Oro en época de secas (Marzo del 2019); cuatro de la División Rhodophyta (*Palisada perforata* (Bory) K. W. Nam, *Hypnea musciformis* (Wulfen) J. V. Lamouroux, *Acanthophora spicifera* (M. Vahl) Børgesen y *Digenea simplex* (Wulfen) C. Agardh) y dos de la División Ochrophyta, clase Phaeophyceae; *Sargassum cymosum* C. Agardh y *Padina gymnospora* (Kützinger) Sonder. Estas macroalgas se eligieron debido a que casi siempre están presentes en las localidades de recolecta y además proveen suficiente biomasa para este estudio.

Se recolectaron manualmente 3 Kg de alga y se registraron parámetros: salinidad, temperatura y pH del agua de mar en cada localidad de recolecta, las algas se lavaron *in situ* con agua de mar para eliminar desechos y arena, se guardaron en bolsas de plástico de cierre hermético previamente etiquetadas. Se transportaron congeladas al laboratorio usando CO₂ sólido para evitar descomposición y metabolismo enzimático.

En el laboratorio se lavaron con agua destilada para limpiarlas de epífitos, arena y sales, una vez limpias se guardaron en el congelador a -20°C hasta su uso.

Preparación de los tratamientos algales

Se realizaron dos tratamientos, el primero consistió en obtener un extracto algal (Tratamiento Extracto) y el otro solo se fraccionó la biomasa algal (Tratamiento Particulado) considerando estos tratamientos como un promotor del crecimiento y un acondicionador de suelo, respectivamente.

Tratamiento Extracto

Las algas se descongelaron a temperatura ambiente, se maceraron 2 Kg en un mixer (Waring®) con 4 litros de agua destilada (P:V) a una proporción de 1:5, el cual equivale a una concentración de extracto del 20%. El homogenado se filtró a través de filtro Whatman No. 42 para eliminar partículas de material algal, éste se fraccionó y se guardó congelado a -20°C hasta su uso.

Tratamiento Particulado

Se fraccionó un kg de cada especie algal, usando tijeras hasta obtener partículas de 4 mm de diámetro aproximadamente. Las algas así procesadas se guardaron a -20°C para su uso en las pruebas del experimento.

Diseño experimental

El experimento se realizó considerando un diseño de lotes al azar. Se hicieron 2 tratamientos, extracto y particulado, cada uno de estos tratamientos se aplicó a las plantas. En total se probaron siete especies algales diferentes y la originalmente considerada *U. fasciata* (= *U. lactuca*), usando factor de replicación de $n=4$ para el trigo y el trébol blanco. Se realizaron dos tratamientos estimulantes, un fertilizante químico y un concentrado de hormonas de crecimiento, también se probó un control de agua destilada, éstos últimos también con 4 repeticiones por cada uno.



Figura 1. Localidades de recolecta en la costa del estado de Veracruz, México (Playa Muñecos (PM) (19°44'38"N, 96°24'27"O); Playa Paraíso (PP) (19°35'14"N, 96°23'05"O) y Costa de Oro (19°8'40"N - 96°6'27"O).

En total se realizaron: 2 tratamientos (extracto y particulado) X 8 algas X 2 plantas de experimentación X 4 réplicas = 128 plantas; 2 tratamientos estimulantes (fertilizante químico y un concentrado de hormonas) X 2 plantas de experimentación X 4 réplicas = 16 plantas; 1 control (agua destilada) X 2 plantas de experimentación X 4 réplicas = 8 plantas. Esto hizo un total de 152 plantas tratadas, 76 por cada especie de angiosperma (plantas de experimentación).

Germinación de *Trifolium repens* y *Triticum aestivum*

Se germinaron semillas de *Trifolium repens* y *Triticum aestivum* compradas en Casa Cobo (<https://www.semillascasacobo.mx/>), las cuales son de calidad (genuidad, limpieza, pureza, sanidad y viabilidad). Para mejorar la germinación se usó Peat Moos el cual es un sustrato que prácticamente no altera la germinación de las semillas. Se germinaron en germinadores comerciales, lo cual se realizó en condiciones ambientales a cielo abierto, garantizando así que todas las plántulas tuvieran entre 1 a 2 cm en promedio de longitud inicial, lo que aproximadamente se llevó 7 días.

El trigo se sembró a una profundidad de 3 a 6 cm, mientras que el trébol blanco a una profundidad de 0.2 a 0.5 cm, ambos se sembraron en bolsas de vivero, el suelo para la siembra fue una mezcla de tierra negra con tierra de hoja a una proporción de 50/50. El experimento se efectuó en condiciones ambientales (temperatura promedio 24° a 26°C, humedad promedio del 30%, dos días de lluvia, insolación directa controlada con malla sombra del 75%), el experimento se llevó a cabo por dos meses.

Composición del suelo: pH y macronutrientes (N, P y K)

Se realizaron análisis del suelo [pH y macronutrientes (N, K, P)] al inicio y al final del experimento (para cada tratamiento, especie de alga usada, agua destilada, control de hormonas y el fertilizante químico) que se usaron para evaluar el posible cambio en la composición del suelo debido a la adición de los tratamientos, esto se realizó con un equipo de prueba de suelo de Environmental Concepts®. Se prepararon las muestras de suelo, las cuales se tomaron de cerca de 2 a 3 cm debajo de la superficie, que se analizaron al principio y al final del experimento dejando secar la muestra de suelo aproximadamente 2 a 3 días en el sol siguiendo las indicaciones del equipo de prueba de suelo de Environmental Concepts.

Fase experimental

Durante el experimento se midió el largo total de las plantas, en los días de riego, iniciando con 1 a 2 cm en promedio aproximadamente, hasta culminar el experimento (2 meses después).

Tratamiento Extracto

Las plantas se regaron directamente en el suelo con 100 ml de extracto cada tercer día.

Tratamiento Particulado

Se mezclaron manualmente 100 g del particulado algal con la tierra, un día antes del trasplante de los brotes para garantizar uniformidad, en el lugar donde se sembró cada planta y fueron regadas con 100 ml de agua destilada cada tercer día.

Tratamientos estimulantes

Se usaron: un agroquímico y hormonas de crecimiento que se aplicaron siguiendo las recomendaciones del fabricante: Bayfolan Forte: Se diluyeron 80 $\mu\text{l} / \text{cm}^2 = 0.08 \text{ ml} / \text{cm}^2$ en 10 ml de agua tanto para trigo

como para trébol blanco y se agregó en el suelo a una distancia aproximada de 0.5 mm del tallo, esto cada 20 días. Agromil V: Se diluyeron 20 $\mu\text{l} / \text{cm}^2 = 0.02 \text{ ml} / \text{cm}^2$ en 10 ml de agua tanto para trigo como para trébol blanco y se agregó en el suelo a una distancia aproximada de 0.5 mm del tallo, esto cada 20 días. Para los tratamientos estimulantes y el control solo se añadieron 100 ml de agua destilada cada tercer día y algunos domingos se llegó a agregar 50 ml a las plantas.

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de las mediciones del largo total de las plantas, se utilizó un ANOVA modificado, seguido de las pruebas de clasificación de medias de Bonferroni con nivel de significancia de 0.05, esto debido a que los datos pertenecen al tipo de medidas repetidas y sin justificación del principio de circularidad de Mauchly. Para estas pruebas se usó el software estadístico SPSS 15.0 (SPSS, 2006). En el caso de la composición del suelo, se realizó una prueba No Paramétrica U de Mann-Whitney para dos poblaciones independientes, con el propósito de observar diferencias en la composición del suelo al inicio y al final del experimento, utilizando también el software estadístico SPSS 15.0 (SPSS, 2006).

RESULTADOS

Se presentan en la Tabla 1 los valores de la longitud total de crecimiento de las plantas de *Triticum aestivum* durante el experimento. Para el tratamiento extracto, el valor más alto que se registró fue con el extracto de *Acantophora spicifera*, 30.25 cm y el valor mínimo fue obtenido con alga *Hypnea musciformis*, 22 cm, para el tratamiento particulado el valor más alto que se registró fue con *Palisada perforata*, 27.62 cm y el valor mínimo fue obtenido con *Hypnea musciformis*, 21.4 cm. Los tratamientos estimulantes registraron 22.15 cm para Bayfolan forte, 20.65 cm para Agromil V y 18.22 cm para el agua.

Para el caso *Trifolium repens* en la Tabla 2 se muestran los valores de la longitud durante el experimento. Para el tratamiento extracto el valor más alto que se registró con *Acantophora spicifera*, 9.95 cm y el valor mínimo fue obtenido con *Digenea simplex*, 3.2 cm, para el tratamiento particulado el valor más alto que se registró fue con *Palisada perforata*, 4.65 cm y el valor mínimo fue obtenido con *Hypnea musciformis*, 2.37 cm. Los tratamientos estimulantes registraron una longitud de 3.37 cm para Bayfolan forte, 2.7 cm para Agromil V y 2.32 cm para el agua.

Los datos se sometieron al cumplimiento de la prueba de esfericidad de Mauchly, los resultados mostraron que el nivel crítico asociado al estadístico W para todos los tratamientos fue menor que 0.05, por lo tanto, se violó el principio de esfericidad: *Triticum aestivum* en extracto (Sig.= 0.000), *Triticum aestivum* en particulado (Sig.= 0.000), *Trifolium repens* en extracto (Sig.= 0.000) y *Trifolium repens* en particulado (Sig.= 0.000). Como no se cumplió el principio de esfericidad se utilizó el ANOVA modificado para medidas repetidas (Intra-sujeto).

Los resultados del ANOVA Intra-sujeto, mostraron que el valor de significancia para los cuatro casos fue menor que 0.05, por lo cual se rechazó la hipótesis nula y se concluyó que al menos un par de medias fueron diferentes. En los cuatro casos, la eficiencia del crecimiento total de la planta usando los tratamientos algales en (*Triticum aestivum* y *Trifolium repens*) fueron significativos.

Tabla 1. Valores promedio (\pm DE) de longitud de la planta de *Triticum aestivum* para extracto y particulado

Especies	Long. promedio al final (cm) \pm SD Extracto	Long. promedio al final (cm) \pm SD Particulado
<i>Ulva lactuca</i> (= <i>Ulva fasciata</i>)	27.62 \pm 0.20	27.2 \pm 0.48
<i>Ulva lactuca</i>	26.67 \pm 0.20	25.77 \pm 0.26
<i>Palisada perforata</i>	27.12 \pm 0.17	27.62 \pm 0.18
<i>Hypnea musciformis</i>	22 \pm 0.14	21.4 \pm 0.14
<i>Digenia simplex</i>	22.52 \pm 0.15	25.97 \pm 0.20
<i>Acantophora spicifera</i>	30.25 \pm 0.20	24.87 \pm 0.23
<i>Sargassum cymosum</i>	26.85 \pm 0.12	21.72 \pm 0.15
<i>Padina gymnospora</i>	26.97 \pm 0.09	21.9 \pm 0.08
Bayfolan Forte	22.15 \pm 0.26	
Agromil V	20.65 \pm 0.19	
Agua	18.22 \pm 0.25	

Se realizó la prueba *a posteriori* de clasificación de medias de Bonferroni, para observar los grupos formados de medias diferenciales del crecimiento de las plantas.

Para el caso del extracto (Fig. 2a) en *Triticum aestivum* se observó que la media de *Acantophora spicifera* formó un grupo solitario produciendo el mayor crecimiento. Por otro lado, el menor crecimiento se obtuvo con el testigo de agua y el tratamiento estimulante Bayfolan forte que formaron un grupo. De igual manera Agromil V produjo un crecimiento menor de las plántulas. Para el caso del particulado (Fig. 2b) las especies: *Acantophora spicifera*, *Ulva lactuca* (= *Ulva fasciata*) y *Palisada perforata* formaron un grupo mostrando el mayor crecimiento. Por otro lado el menor crecimiento se obtuvo con el testigo de agua que formó un grupo con los tratamientos estimulantes. De igual manera con Bayfolan forte, *Sargassum cymosum* e *Hypnea musciformis* produjeron un crecimiento menor de las plantas.

Para el caso del extracto (Fig. 3a) en *Trifolium repens* se observó que la media de *Acantophora spicifera* formó un grupo solitario produciendo el mayor crecimiento. Por otra parte, el control de agua mostró el menor crecimiento significativo de todos los promedios. De igual manera con Agromil V, *Digenia simplex* e *Hypnea musciformis* produjeron un

crecimiento menor de las plantas. Bayfolan forte mostró un crecimiento superior, ya que estuvo por arriba de varias especies de algas. Para el caso del particulado (Fig. 3b) la especie *Palisada perforata* mostró el mayor crecimiento significativo de todos los promedios. El menor crecimiento se obtuvo con el tratamiento de agua e *Hypnea musciformis* que formaron un grupo. Bayfolan forte estimuló el crecimiento y se unió al grupo de los mayores promedios, por encima del crecimiento producido por varias especies de algas, excepto *Palisada perforata*.

Las diferencias en el crecimiento promedio registrado para el tratamiento extracto y el tratamiento particulado se presentan en las figuras 4 y 5 para *Triticum aestivum* y figuras 6 y 7 para *Trifolium repens* respectivamente.

Se observaron diferencias significativas al 95 % de confiabilidad, en la concentración de Nitrógeno, Fosforo y Potasio al inicio del experimento en comparación con el final, tanto en el tratamiento extracto y particulado (Tabla 3), $p \leq 0.05$, por lo tanto se pudo concluir que el contenido de nutrientes en el suelo al inicio fue significativamente menor que al final después del uso las algas marinas, como particulado y aplicadas en forma de extracto.

Tabla 2. Valores promedio (\pm DE) de longitud de la planta de *Trifolium repens* para extracto y particulado

Especies	Long promedio al final (cm) \pm SD	Long promedio al final (cm) \pm SD
	Extracto	Particulado
<i>Ulva lactuca</i> (= <i>Ulva fasciata</i>)	4 \pm 0.14	4.47 \pm 0.30
<i>Ulva lactuca</i>	3.97 \pm 0.09	3.87 \pm 0.12
<i>Palisada perforata</i>	3.97 \pm 0.15	4.65 \pm 0.17
<i>Hypnea musciformis</i>	3.22 \pm 0.09	2.37 \pm 0.09
<i>Digenia simplex</i>	3.2 \pm 0.08	2.9 \pm 0.18
<i>Acantophora spicifera</i>	9.95 \pm 0.12	3.7 \pm 0.16
<i>Sargassum cymosum</i>	3.9 \pm 0.14	3.12 \pm 0.17
<i>Padina gymnospora</i>	4 \pm 0.14	3.3 \pm 0.21
Bayfolan Forte	3.37 \pm 0.09	
Agromil V	2.7 \pm 0.08	
Agua	2.32 \pm 0.12	

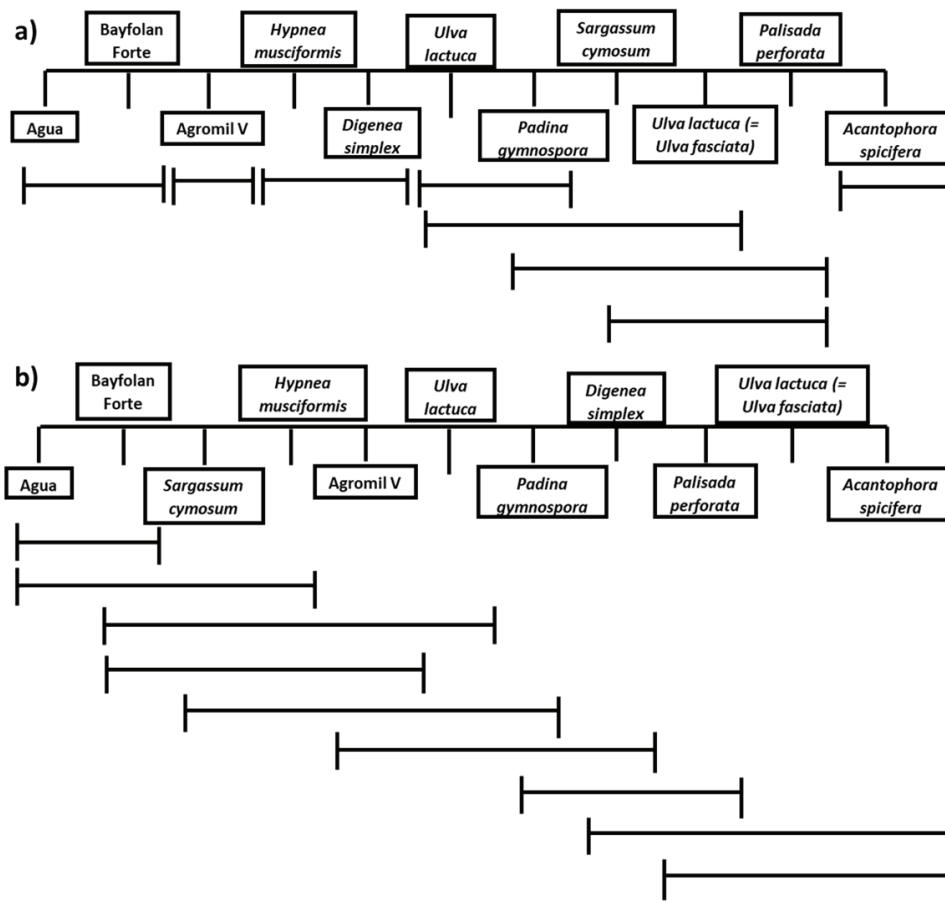


Figura 2. *Triticum aestivum*. a) Grupos formados después de la prueba de Bonferroni con los promedios del tratamiento (Extracto). b) Grupos formados después de la prueba de Bonferroni con los promedios del tratamiento (Particulado).

Se observó que al inicio del experimento el suelo tenía un pH de 6.5 y al final del experimento después de la adición de los extractos y de los particulados se pudo observar que el pH bajó a 6 que es óptimo para las plantas de cultivo utilizadas.

DISCUSIÓN

Los resultados sugieren que la liberación de los nutrientes presentes en las algas, al descomponerse o administrarse como extractos, los hacen disponibles para ser usados por las plantas y así estimular su crecimiento, Vinogradov en 1953, sugirió que el efecto que tienen las algas marinas en la agricultura es debido a la composición de micro

y macroelementos, el autor menciona que los macroelementos identificados fueron: C, H, O, K, N, S, P, Ca y Mg, encontrando que están disponibles para la planta en concentraciones altas. Se ha registrado que el aplicar las algas marinas al suelo, su descomposición induce una mayor absorción de nutrientes, las hojas crecen más, resultando en un mayor rendimiento y calidad de las cosechas (Spinelli *et al.*, 2009 [en manzano]; Thirumaran *et al.*, 2009 [en goma guar]; Sunarpi *et al.*, 2010 [en arroz]; Bai *et al.*, 2011 [en frijol mungo]; Kumari *et al.*, 2011 [en jitomate silvestre]; Ramya *et al.*, 2011 [en goma guar]; Hernández-Herrera *et al.*, 2014 [en jitomate]). Los resultados obtenidos en este experimento coinciden con los publicados por los autores antes mencionados, que adjudican el efecto positivo del crecimiento de las plantas a la presencia de macronutrientes. Tanto el tratamiento extracto como el particulado estimularon diferencialmente el crecimiento del trigo y del trébol blanco en comparación con los tratamientos estimulantes (Bayfolan forte “uno de los fertilizantes más usados en la agricultura mexicana” y Agromil V) y el control (agua). En la mayoría de los casos, las algas promovieron un crecimiento significativamente mayor en comparación con el fertilizante químico y el concentrado de hormonas.

La composición del suelo, particularmente el incremento de Nitrógeno, fue mayor para el tratamiento de extracto de *Ulva lactuca* (= *Ulva*

Tabla 3. Resultados del análisis No paramétrico para dos poblaciones.

	Probabilidad (Extracto)	Probabilidad (Particulado)
N	0.00034	0.00032
K	0.0032	0.0066
P	0.00047	0.0035

fasciata), *Acantophora spicifera*, *Palisada perforata* y *Padina gymnospora*. En los tratamientos particulados las algas que incrementaron la concentración de nitrógeno en la tierra, al final de experimento fueron *Ulva lactuca* (= *Ulva fasciata*), *Ulva lactuca*, *Palisada perforata* y *Digenea simplex*. Para el macronutriente fósforo, su concentración en la tierra fue mayor al final del experimento en los extractos de *Acantophora spicifera* y *Palisada perforata* y en el tratamiento particulado, solo en *Palisada perforata* se incrementó la concentración de este ion. Con respecto al potasio, la concentración de éste fue mayor en el tratamiento de extracto de *Ulva lactuca* (= *Ulva fasciata*) y *Acantophora spicifera* y en el particulado de *Ulva lactuca* y *Palisada perforata*. Las algas marinas mejoran la condición del suelo, además incrementan el nivel de nutrientes del suelo como N, P, K y vigorizan las plantas incrementando los rendimientos y la calidad de las cosechas (Surey-Gent y Morris, 1987).

El pH es una de las variables más importantes en los suelos agrícolas, pues afecta directamente a la absorción de los nutrientes del suelo por las plantas, así como a la resolución de muchos procesos químicos que en él se producen. En general, el pH óptimo de los suelos agrícolas debe variar entre 6.5 y 7.0 para obtener los mejores rendimientos y la mayor productividad (Prasad y Power, 1997), ya que se trata del intervalo donde los nutrientes son más fácilmente asimilables, y por tanto, donde mejor se aportarán a la mayoría de los cultivos. La disminución de 0.5 en el pH que se dio al agregar tanto el extracto de algas y el particulado pudo beneficiar a los cultivos ya que el trigo crece bien a un pH entre 5 y 7 y el trébol blanco su pH ideal para crecer va de 5.5 a 7.5.

Trabajos realizados por Sridhar y Rengasamy, (2010) en maní (*Arachis hypogaea* L.); Kavipriya *et al.*, (2011) en soja verde (*Vigna radiata*

(L.) R. Wilczek); Hernández-Herrera, *et al.* (2014) en jitomate (*Solanum lycopersicum* L.); Ruiz *et al.*, (2016) en albahaca (*Ocimum basilicum* L.); Castellanos-Barriga *et al.*, (2017) también en soja verde y Duarte *et al.*, (2018) en chícharo (*Pisum sativum* L.), utilizaron *Ulva lactuca* como bio-estimulante de crecimiento y obtuvieron resultados positivos al estimular el crecimiento de las plantas. *Padina gymnospora* ha sido usada como estimulante del crecimiento por Hernández-Herrera *et al.*, (2014) en jitomate, sus resultados sugirieron que se obtiene un mayor índice de germinación y un mayor crecimiento de las plantas experimentales. Lo anterior coincidió con los resultados obtenidos, en *Padina gymnospora* y *Ulva lactuca* de este estudio, las cuales estimularon el crecimiento de trébol blanco y trigo.

Trabajos de Duarte *et al.* (2018) en chícharo con *Ulva lactuca* (= *Ulva fasciata*) y *Ulva lactuca*, de Sunarpi *et al.* (2010) en arroz con *Ulva reticulata* Forsskål; Anisimov y Chaikina, (2014) en soja con *Ulva fenestrata* Postels & Ruprecht; y Akila *et al.*, (2019) en soja verde con *Ulva* sp. son un ejemplo de trabajos realizados con especies del género *Ulva*, de la División Chlorophyta. En este trabajo, con *Ulva lactuca* (= *Ulva fasciata*) con la cual se obtuvieron resultados con un crecimiento significativamente mayor cuando se aplicaron al trigo en forma de extracto y particulado, y para trébol blanco en forma de particulado esto puede ser debido a la temporalidad y a la localidad de recolecta; lo anterior concuerda con lo mencionado por Duarte *et al.* (2018), quienes utilizaron esta especie de alga, en forma de ensilado y particulado con resultados significativos en el crecimiento de *Pisum sativum* L., en comparación del tratamiento con Agromil V (hormonas vegetales). Este estimulante hormonal también se utilizó en el presente experimento, donde estimuló un mayor crecimiento que en los controles.

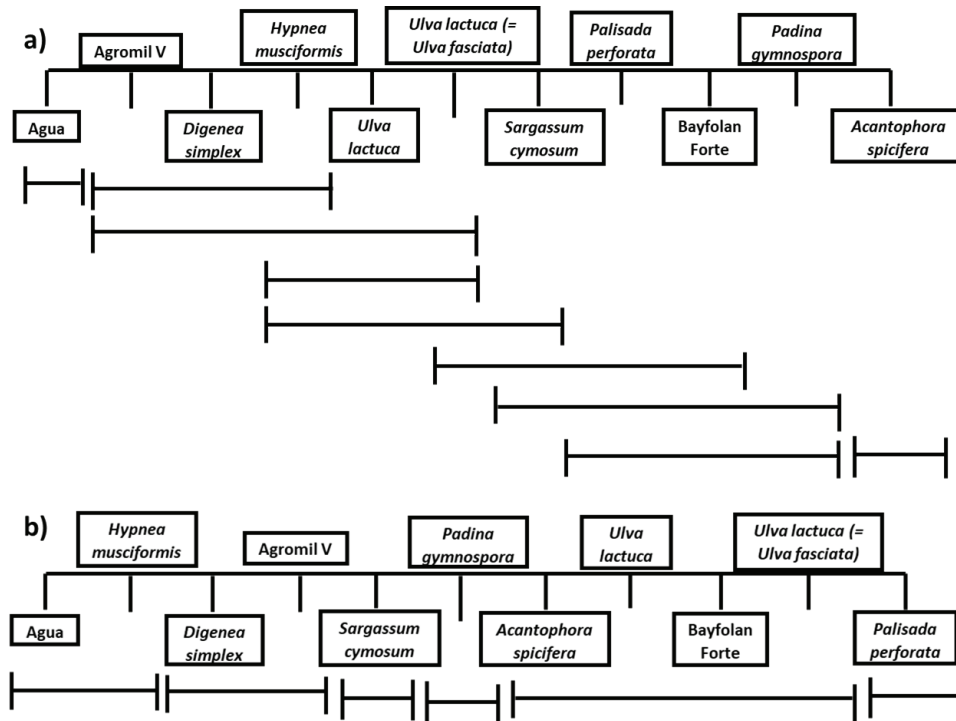


Figura 3. *Trifolium repens*. a) Grupos formados después de la prueba de Bonferroni con los promedios del tratamiento (Extracto). Grupos formados después de la prueba de Bonferroni con los promedios del tratamiento (Particulado).

En el caso de las especies de la División Rhodophyta, las cuales fueron de las más estudiadas en este experimento, mostraron efecto estimulante del crecimiento en el trigo cuando se adicionaron como extracto y particulado en comparación con el fertilizante químico (Bayfolan forte) y las hormonas vegetales (Agromil V). En el caso del trébol blanco, el extracto de *Acantophora spicifera* fue el que estimuló mayor crecimiento y para particulado fue *Palisada perforata*, comparado con-

tra los tratamientos estimulantes, lo anterior concuerda con lo registrado de Duarte et al., (2018) que al utilizar *Palisada perforata* (como *Chondrophyucus papillosus* (C. Agardh) D. J. Garbary & J. T. Harper) como particulado obtuvieron una estimulación en el crecimiento de *Pisum sativum* L. En el presente experimento, el alga roja que mostró un efecto de mayor crecimiento tanto para trigo como para trébol blanco fue *Acantophora spicifera* en extracto.

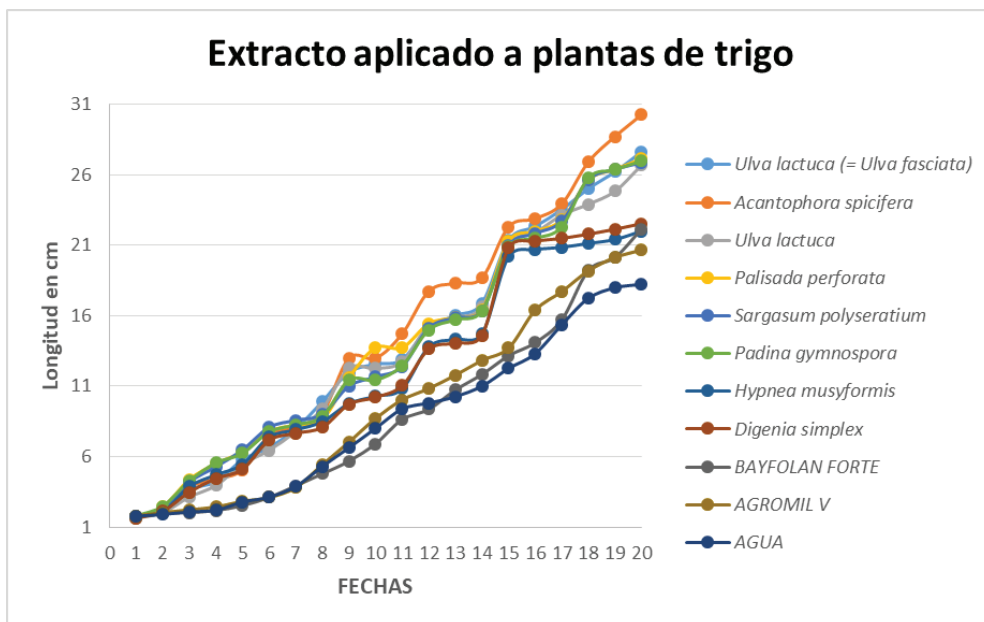


Figura 4. Gráfica del crecimiento de *Triticum aestivum* con el tratamiento Extracto.

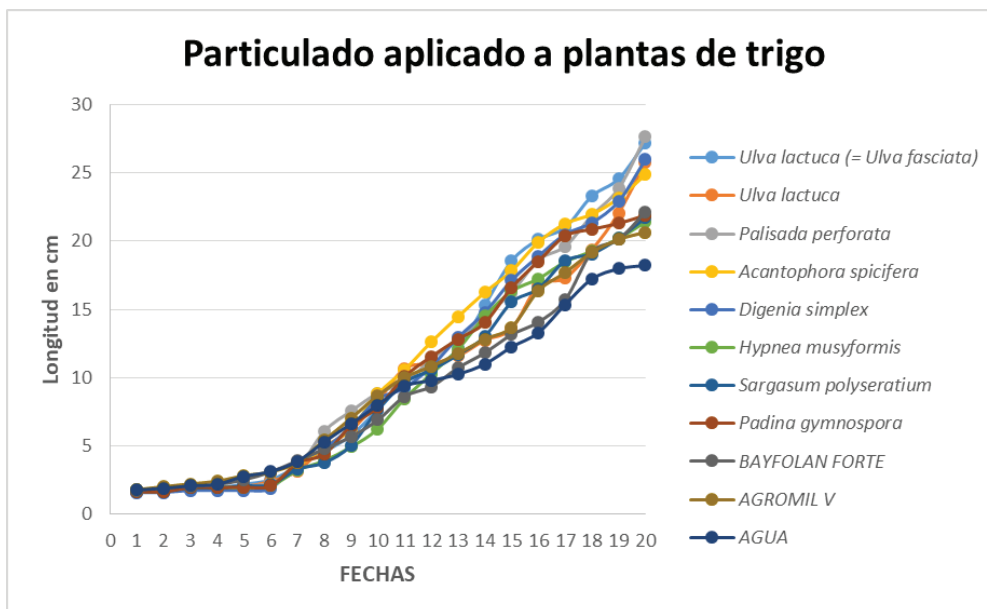


Figura 5. Gráfica del crecimiento de *Triticum aestivum* con el tratamiento Particulado.

Para las especies de la División Ochrophyta, *Padina gymnospora* y *Sargassum cymosum*, en los dos tratamientos, se obtuvieron resultados significativamente mayores para estimular el crecimiento de las plantas experimentales. El tratamiento particulado de *Sargassum cymosum* aplicado al trigo, estimuló en menor grado, quedando por debajo del producido por Agromil V; en el tratamiento particulado y tratamiento extracto, aplicado al trébol blanco, el crecimiento producido

fue menor que el obtenido por el fertilizante químico Bayfolan forte. Lo anterior coincide en parte con los resultados publicados por Duarte *et al.*, (2018) usando el chicharo, que al aplicarle extracto de *Sargassum polyseratium* Montagne, otra especie del mismo género, obtuvieron un crecimiento por debajo del tratamiento estimulante de hormonas vegetal (Agromil V). En contraste, el tratamiento particulado aplicado por Duarte *et al.*, 2018 sí estimuló más el crecimiento, que el tratamiento con estimulante hormonal.

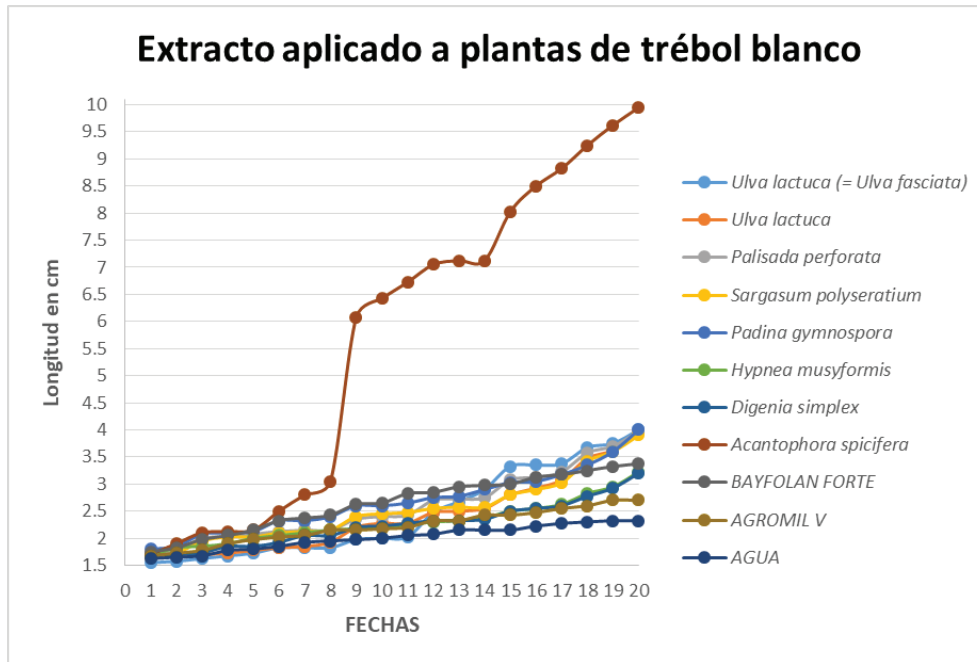


Figura 6. Gráfica del crecimiento de *Trifolium repens* con el tratamiento Extracto.

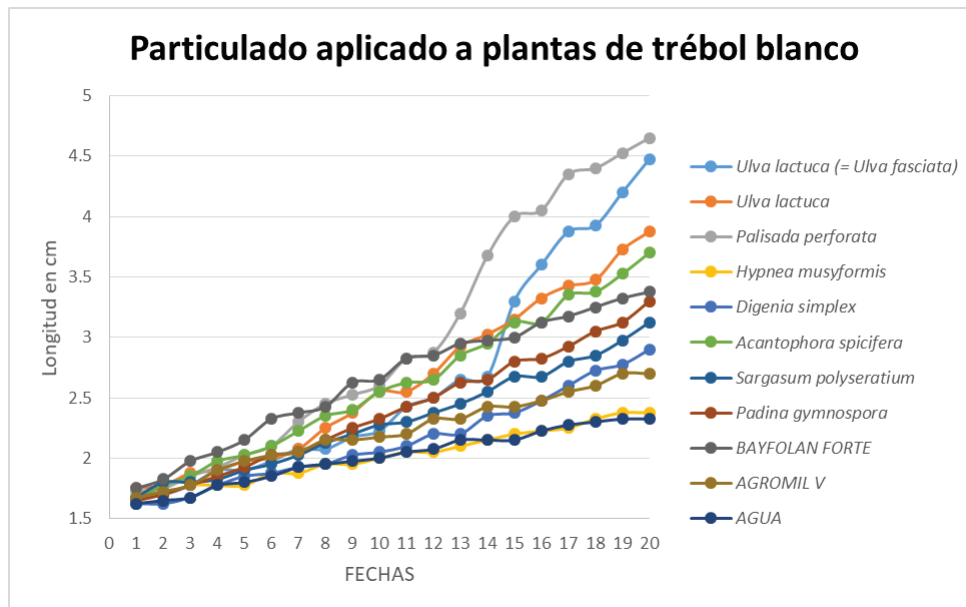


Figura 7. Gráfica del crecimiento de *Trifolium repens* con el tratamiento Particulado.

La actividad bioestimulante del crecimiento que poseen las algas marinas puede estar regulada por varios factores: como el método de extracción, las concentraciones aplicadas, las condiciones ecológicas y geográficas o bien relacionada con la época de recolecta del material algal (estacionalidad). Lo anterior se ha podido observar en varios experimentos de Sridhar y Rengasamy, (2010) y Kavipriya *et al.*, (2011); en ambos trabajos, se utilizó la especie *Ulva lactuca* la cual fue recolectada en la misma localidad pero en fechas distintas, mostrando una actividad bioestimulante diferencial entre ellas. En el presente trabajo y en Duarte *et al.*, (2018) se experimentó con *Palisada perforata* y *Ulva lactuca* recolectadas en la misma localidad, pero en fechas distintas y los resultados mostraron actividad bioestimulante diferente. Para el caso de *Ulva lactuca*, Duarte *et al.* (2018) las recolectaron en época de secas en el mes de marzo en Punta Delgada en el Estado de Veracruz, mientras que en este trabajo se recolectaron en época de lluvias en el mes de septiembre dentro de la misma localidad con resultados diferentes como se puede apreciar en las tablas 1 y 2. El tratamiento con extracto mostró una estimulación significativamente menor en comparación con los resultados de estos autores; caso contrario para el tratamiento particulado. Para apoyar la hipótesis de que la localidad o condiciones ambientales influyen en la presencia, ausencia o potencia de las propiedades bioestimulantes, dos trabajos son importantes: Duarte *et al.*, (2018) quienes demostraron que *Palisada perforata*, recolectada en época de secas en Playa Paraíso, estimuló el crecimiento de *Pisum sativum*, mientras que esta misma especie, pero recolectada 3 años después en Playa Muñecos (localidad alejada a 250 km de Playa Paraíso) estimuló en menor medida el crecimiento de las plantas. Por otra parte, Ganapathy y Sivakumar, (2014) utilizaron individuos de *Hypnea musciformis*, al igual que el presente estudio, recolectados en localidades distintas y en fechas distintas, observándose actividad bioestimulante diferencial. Estos resultados, aunados a lo presentado aquí, ayudan a comprobar que las zonas y condiciones de los sitios de recolecta modifican la síntesis de compuestos que pueden estimular el crecimiento, o bien cambian la potencia o concentración de estos. En conclusión, se comprobó que existe potencial en las algas estudiadas de la costa de Veracruz para su uso como promotores de crecimiento en plantas de cultivos de interés comercial, mejorando la calidad del suelo con el aporte de nutrientes esenciales para los cultivos. El agregar las algas en forma de extracto o particulado ayudó a mejorar la composición del suelo en Nitrógeno, Fósforo y Potasio, nutrientes esenciales para las plantas; que aumentan la productividad y son indicadores de la calidad del suelo.

REFERENCIAS

- AKILA, V., D. S. SUKEETHA, A. MANIKANDAN, P. M. AYYASAMY & S. RAJAKUMAR. 2019. A foliar spray application of seaweed liquid fertilizer (SLF) on the growth and biochemical constituents of *Vigna radiata* (L.) from marine macroalgae *Ulva* sp. *International Journal of Scientific Research and Review* 8(2): 345-353.
- ALTIERI, M. A. 1992. Agroecological foundations of alternative agriculture in California. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 39: 23-53.
- ANISIMOV, M. M. & E. L. CHAIKINA. 2014. Effect of seaweed extracts on the growth of seedling roots of Soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) seasonal changes in the activity. *International Journal of Current Research and Academic Review* 2(3): 19-23.
- BAI, N. R., R. M. CHRISTI & T. C. KALA. 2011. Seaweed liquid fertilizer as an alternate source of chemical fertilizer in improving the yield of *Vigna radiata* L. *Plant Archives* 11(2): 895-898.
- BATTACHARYYA, D., M. Z. BABGOHARI, P. RATHOR & B. PRITHIVIRAJ. 2015. Seaweed extracts as biostimulants in horticulture. *Scientia Horticulturae* 30(196): 39-48.
- BLANCO-CANQUI, H. & A. J. SCHLEGEL. 2013. Implications of inorganic fertilization of irrigated corn on soil properties: Lessons learned after 50 years. *Journal of Environmental Quality* 42: 861-871.
- CABIOCH, J. 1976. Utilization des Algues. *Skol-Vreiz*, 45: 20-24.
- CASTELLANOS-BARRIGA, L. G., F. SANTACRUZ-RUVALCABA, G. HERNÁNDEZ-CARMONA, E. RAMÍREZ-BRIONES & R. M. HERNÁNDEZ-HERRERA. 2017. Effect of seaweed liquid extracts from *Ulva lactuca* on seedling growth of mung bean (*Vigna radiata*). *Journal of Applied Phycology* 29: 2479-2488.
- CRAIGIE, J. S. 2011. Seaweed extract stimuli in plant science and agriculture. *Journal of Applied Phycology* 23(3): 371-393.
- CONTRERAS-ESPINOSA, F. 1993. *Ecosistemas costeros mexicanos*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F., México. 415 p.
- DAVEREDE, I. C., A. N. KRAVCHENKO, R. G. HOEFT, E. D. NAFZIGER, D. G. BULLOCK, J. J. WARREN & L. C. GONZINI. 2004. Phosphorus runoff from incorporated and surface-applied liquid swine manure and phosphorus fertilizer. *Journal of Environmental Quality* 33: 1535-1544.
- DOMÍNGUEZ, P. & A. DOMÍNGUEZ. 1994. Nitratos en hortalizas españolas. *Agrícola Vergel* 12(147): 18-20.
- DUARTE, I., H. S. H. ÁLVAREZ, A. L. IBAÑEZ & C. A. RODRÍGUEZ. 2018. Macroalgae as soil conditioners or growth promoters of *Pisum sativum* (L.). *Annual Research & Review in Biology* 27: 1-8.
- EUGERCIOS, S. A. R., C. M. ÁLVAREZ & G. E. MONTERO. 2017. Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Ecosistemas* 26(1): 37-44.
- GANAPATHY, S. G. & K. SIVAKUMAR. 2014. Influence of seaweed extract as an organic fertilizer on the growth and yield of *Arachis hypogea* L. and their elemental composition using SEM-Energy Dispersive Spectroscopic analysis. *Asian Pacific Journal of Reproduction* 3(1): 18-22.
- GAO, C., A. M. EL-SAWAH, D. F. ISMAIL-ALI, H. Y. ALHAJ, H. SHAGHALEH & M. S. SHETEIMY. 2020. The integration of bio and organic fertilizers improve plant growth, grain yield, quality and metabolism of hybrid maize (*Zea mays* L.). *Agronomy* 10: 2-25.
- GARCÍA, E. 2004. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen* (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana (5ª ed.). México: Instituto de Geografía, UNAM, México. 90 p.
- GARCÍA, S. I. & J. LAZOVSKI. 2011. *Guía de uso responsable de agroquímicos*. 1ra edición. Ministerio de Salud de la Nación. Programa Nacional de Prevención y Control de las Intoxicaciones. Buenos Aires. 34 p.

- GEISSERT, D. & D. DUBROEUQ. 1995. Influencia de la geomorfología en la evolución de suelos de dunas costeras en Veracruz, México. *Investigaciones Geográficas* 3: 37- 52.
- GRAGEDA-CABRERA, O. A., A. DÍAZ-FRANCO, J. J. PEÑA-CABRALES & J. A. VERA-NUÑEZ. 2012. Impacto de los biofertilizantes en la agricultura. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 3: 1261-1274.
- GUTIÉRREZ-ARENAS, A. F., A. HERNÁNDEZ-GARAY, H. VAQUERA-HUERTA, J. ZARAGOZA, M. J. LUNA-GUERRERO & D. ARENAS. 2018. Análisis de crecimiento estacional de trébol blanco (*Trifolium repens* L.). *Agroproductividad* 11(5): 62-68.
- HALLBERG, G. R. 1989. Nitrate in groundwater in the United States. In: R. F. Follet (Ed). *Nitrogen management and groundwater protection*. Amsterdam: Elsevier. pp. 69-73.
- HERNÁNDEZ, A. 2011. Uso de pesticidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Revista internacional de contaminación ambiental* 27(2): 115-127.
- HERNÁNDEZ-HERRERA, R. M., F. SANTACRUZ-RUVALCABA, M. A. RUIZ-LÓPEZ, J. NORRIE & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2014. Effect of liquid seaweed extracts on growth of tomato seedlings (*Solanum lycopersicum* L.). *Journal of Applied Phycology* 26(1): 619-628.
- HONG, D., H. HIEN & P. SON. 2007. Seaweeds from Vietnam used for functional food, medicine and biofertilizer. *Journal of Applied Phycology* 19: 817-826.
- KAVIPRIYA, R., P. K. DHANALAKSHMI, S. JAYASHREE & N. THANGARAJU. 2011. Seaweed extract as a biostimulant for legume crop, green gram. *Journal of Ecobiotechnology* 3(8): 16-19.
- KHAN, W., U. P. RAYIRATH, S. SUBRAMANIAN, M. JITHESH, P. RAYORATH, M. HODGES, A. CRITCHLEY, J. CRAIGIE, J. NORRIE & B. PRITHIVIRAJ. 2009. Seaweed extracts as biostimulants of plant growth and development (review). *Journal of Plant Growth Regulation* 28(4): 386-399.
- KUMARI, R., I. KAUR & A. BHATNAGAR. 2011. Effect of aqueous extract of *Sargassum johnstonii* Setchell & Gardner on growth, yield and quality of *Lycopersicon esculentum* P. Mill. *Journal of Applied Phycology* 23: 623-633.
- LEMBI, C. A & J. R. WAALAND. 1988. *Algae and Human Affairs*. Cambridge University Press. Cambridge. 375-70 p.
- LOK, S. & Y. SUÁREZ. 2014. Efecto de la aplicación de fertilizantes en la producción de biomasa de *Moringa oleifera* y en algunos indicadores del suelo durante el establecimiento. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 48: 399-403.
- MILTON, R. 1964. Liquid seaweed as a fertilizer. *Proceedings of International Seaweed. Symposium* 4: 428-431.
- MOE, P. G., J. V. MANNERING & C. B. JOHNSON. 1967. Loss of fertilizer nitrogen in surface runoff water. *Soil Science* 104: 389-394.
- MORENO, I., R. PLANA, A. RAMÍREZ & L. IGLESIAS. 1997. Comportamientos fenológico y agrícola de 10 variedades de trigo para el occidente de Cuba. *Cultivos Tropicales* 18(2): 16-18.
- NABTI, E., B. JHA & A. HARTMANN. 2017. Impact of seaweeds on agricultural crop production as biofertilizer. *International Journal of Environmental Science and Technology* 14(5): 1119-1134.
- OMS FAO. 2015. *Código internacional de conducta para la gestión de plaguicidas*. Roma, 41 p.
- PÉREZ, S. & J. REFUGIO. 2015. Agricultura ecológica y mercado alternativo en el estado de Tlaxcala, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 1: 365-371.
- PRASAD, R. & J. F. POWER. 1997. *Soil fertility management for sustainable agriculture*. Lewis Publishers. Boca Raton, New York. 356 p.
- RAMYA, S. S., S. NAGARAJ & N. VIJAYANAND. 2011. Influencia de los extractos líquidos de algas en el crecimiento, características bioquímicas y de rendimiento de *Cyamopsis tetragonoloba* (L.) Taub. *The Journal of Phytology* 3: 37-41.
- RENGEL, M., F. GIL & J. MONTAÑO. 2011. Crecimiento y dinámica de acumulación de nutrientes en caña de azúcar. I. Macronutrientes. *Bioagro* 23(1): 43-50.
- RESTREPO, I. 1992. *Los plaguicidas en México*. Comisión Nacional de Derechos Humanos. México. 2a. ed., México, 296 p.
- RUIZ, E. F. 2001. Agrohomeopatía: una opción ecológica para el campo mexicano. *La Homeopatía de México* 70(613): 110-116.
- RUIZ, E. F. H., E. R. HERNÁNDEZ, M. F. A. BELTRÁN, S. S. ZAMORA, R. J. G. LOYA & O. J. G. LUNA. 2016. Macroalgas como componente en el sustrato para producción de plántula de albahaca. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 17: 3543-3555.
- Sanchez, L., J. A. Diez, A. Vallejo & M. C. Cartagena. 2001. Denitrification losses from irrigated crops in central Spain. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1201-1209.
- SCHACHTMAN, D. P., R. J. REID & S. M. AYLING. 1998. Phosphorus uptake by plants: from soil to cell. *Plant Physiology* 116: 447-453.
- SHARMA, H. S., C. FLEMING, C. SELBY, J. R. RAO & T. MARTIN. 2014. Plant biostimulants: a review on the processing of macroalgae and use of extracts for crop management to reduce abiotic and biotic stresses. *Journal of Applied Phycology* 26(1): 465-490.
- SPINELLI, F., G. FIORI, M. NOFERINI, M. SPROCATI & G. COSTA. 2009. Perspectives on the use of a seaweed extract to moderate the negative effects of alternate bearing in apple trees. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology* 84: 131-137.
- SPSS Inc. Publicado en 2006. SPSS para Windows, versión 15.0. Chicago, SPS Inc.
- SRIDHAR, S. & R. RENGASAMY. 2010. Significance of seaweed liquid fertilizers for minimizing chemical fertilizers and improving yield of *Arachis hypogaea* under field trial. *Recent Research in Science and Technology* 2(5): 73-80.
- STEPHENSON, W. A. 1974. *Seaweed in agriculture and horticulture*. Bargyla and Gylver Rateaver, 3rd edition, California, 241 p.

- SUNARPI, J. A., R. KURNIANINGSIH, N. I. JULISANIAH & A. NIKMATULLAH. 2010. Effect of seaweed extracts on growth and yield of rice plants. *Nusantara Bioscience* 2(2): 73-77.
- SUREY-GENT, S. & G. MORRIS. 1987. *Seaweed: A user's guide*. Whitter Books Ltd. London, UK. 160 p.
- THIRUMARAN, G., M. ARUMUGAM, R. ARUMUGAM & P. ANANTHARAMAN. 2009. Effect of seaweed liquid fertilizer on growth and pigment concentration of *Cyamopsis tetragonoloba* (L) Taub. *American-Eurasian Journal of Agronomy* 2(2): 50-56.
- TIRADO, R. 2015. *Agricultura Ecológica: los siete principios de un sistema alimentario que se preocupa por la gente*. Greenpeace Internacional. Ámsterdam Países Bajos. 66 p.
- VINOGRADOV, A. P. 1953. The elementary chemical composition of marine organisms. *Trau Lab Biogeochem. Unión de escritores de la URSS* 4: 5-9.

Effect of fucoidan and alginate on germination and growth of mung bean seedling

Efecto de fucoidan y alginato en la germinación y el crecimiento de plántulas de frijol mungo

Dania Andrea Di Filippo-Herrera¹, Dora Luz Arvizu-Higuera¹, Yoloxochitl Elizabeth Rodríguez-Montesinos¹,
Mauricio Muñoz-Ochoa¹, Rosalba Mireya Hernández-Herrera², Gustavo Hernández-Carmona^{1*}

Recibido: 07 de julio de 2022.

Aceptado: 20 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

ABSTRACT

Background. The interest in studying seaweed polysaccharides as plant growth biostimulants is recent and has generally focused on seaweed liquid extracts for compounds content that have positive effect on plant development. Within these compounds are the carbohydrates such as alginate and fucoidan, among others. **Goals.** To evaluate the effect of crude fucoidan and alginate on seed germination and their growth-stimulating activity on seedling of mung bean (*Vigna radiata*). **Methods.** Fucoidan and alginate from *Eisenia arborea* and *Sargassum horridum* at six different doses (0.6, 1.2, 2.5, 5, 10, and 20 mg mL⁻¹) were evaluated on seed germination and seedling growth of mung bean. **Results.** Alginate from both algae species in this study did not show a significant effect on mung bean growth. Fucoidan from *S. horridum* produced the significant effect on mung bean growth by increasing root length (16.2%) and seedling total length (11.9%) at a concentration of 0.6 mg mL⁻¹ and an increase in the dry weight of the seedling (31%) at a concentration of 20 mg mL⁻¹.

While fucoidan from *E. arborea* had the higher effect on shoot growth (10.5%) and total length (10.7%), compared to the control when applied at a concentration of 10 mg mL⁻¹. **Conclusions.** Overall, this study showed that fucoidan from both *S. horridum* and *E. arborea* can stimulate seedling growth and increase the germination percentage of mung bean seeds compared to the control.

Keywords: *Eisenia arborea*, polysaccharides, root length, *Sargassum horridum*, shoot length.

¹ Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n. Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. México

² Laboratorio de Biotecnología, Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Calle Ramón Padilla Sánchez 2100, Col. Nextipac, Zapopan, Jalisco, 45110. México

*Corresponding author:

Gustavo Hernández-Carmona: e-mail: gcarmona@ipn.mx

To quote as:

Di Filippo-Herrera, D. A., D. L. Arvizu-Higuera, Y. E. Rodríguez-Montesinos, M. Muñoz-Ochoa, R. M. Hernández-Herrera & G. Hernández-Carmona. 2022. Effect of fucoidan and alginate on germination and growth of mung bean seedling. *Hidrobiológica* 32 (3): 353-363.

RESUMEN

Antecedentes. El interés por estudiar los polisacáridos de algas marinas como bioestimulantes del crecimiento de las plantas es reciente, y generalmente se ha centrado en los extractos líquidos de algas marinas por su contenido de compuestos que tienen un efecto positivo en el desarrollo de plantas. Dentro de estos compuestos se encuentran carbohidratos como el alginato y el fucoidan, entre otros. **Objetivos.** Evaluar el efecto de fucoidan crudo y alginato en la germinación de semillas y su actividad estimulante del crecimiento en plántulas de frijol mungo (*Vigna radiata*). **Métodos.** Fucoidan y alginato de *Eisenia arborea* y *Sargassum horridum* fueron probadas a seis concentraciones diferentes (0.6, 1.2, 2.5, 5, 10 y 20 mg mL⁻¹) sobre la germinación de semillas y el crecimiento de plántulas de frijol mungo. **Resultados.** El alginato de ambas especies de algas de este estudio no mostró un efecto significativo sobre el crecimiento de frijol mungo. El fucoidan de *S. horridum* produjo el mayor efecto en el crecimiento del frijol mungo, incrementando la longitud de la raíz (16.2%) y la longitud total de la plántula (11.9%) a una concentración de 0.6 mg mL⁻¹ y un incremento en el peso seco de la plántula (31%) a una concentración de 20 mg mL⁻¹. Mientras que el fucoidan de *E. arborea* tuvo el mayor efecto en el crecimiento de brotes (10.5%) y la longitud total (10.7%) en comparación con el control, cuando se aplica a una concentración de 10 mg mL⁻¹. **Conclusiones.** En general, este estudio mostró que el fucoidan tanto de *S. horridum* como el de *E. arborea* puede estimular el crecimiento de plántulas y aumentar el porcentaje de germinación de semillas de frijol mungo en comparación con el control.

Palabras clave: *Eisenia arborea*, longitud de plántula, longitud de raíz, polisacáridos, *Sargassum horridum*.

INTRODUCTION

Seaweed liquid extracts have been used in agriculture for centuries as a fertilizer. Currently, studies on seaweed liquid extracts have reported that they have plant growth-promoting activity, therefore, their use in agriculture and horticulture has increased as foliar sprays for various crops such as grasses, cereals, flower species and vegetables; as well as organic manures and fertilizers (Zamani *et al.*, 2013; Battacharyya *et al.*, 2015; Ertani *et al.*, 2018). These extracts contain essential minerals, proteins, polysaccharides, phytohormones, and low molecular weight compounds that stimulate the plant growth and development (Van Oosten *et al.*, 2017; Ali *et al.*, 2019; Mukherjee & Patel, 2020). The set of these compounds can work synergistically, hence understanding their mechanism of action is highly intricate, due the multiple interaction between the substantial numbers of bioactive compound within the same extract (Zamani *et al.*, 2013; EL Boukhari, 2020).

Particularly, the polysaccharides and their oligosaccharides present in seaweed cell walls may directly affect different physiological processes in plants that are related to growth and development (Salachna *et al.*, 2018; Iwasaki & Matsubara, 2000; Mukherjee & Patel, 2020). These oligosaccharides can induce defence responses against potential pests, pathogens (Klarzynski *et al.*, 2003; Falcón & Cabrera, 2007; Mzibra *et al.*, 2018), and abiotic stress (Salachna *et al.*, 2018). In addition, they have been found that they modulate gene expression and multiple hormones signalling pathways (Rolland *et al.*, 2002; Battacharyya *et al.*, 2015; Ertani *et al.*, 2018).

Seaweed liquid extracts involves the three main groups of macroalgae that are red, brown, and green, however, brown seaweeds are the most used commercially to produce liquid or powder extracts, due to their abundance, large distribution and effectiveness. Among the brown seaweeds, the most used are *Ascophyllum nodosum* (Linnaeus) Le Jolis, *Ecklonia maxima* (Osbeck) Papenfuss, *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh, *Durvillaea potatorum* (Labillardière) Areschoug (Khan *et al.*, 2009), *Fucus* spp, *Laminaria* spp., and *Turbinaria* spp. (Hong *et al.*, 2007; Sharma *et al.*, 2012), however, other seaweeds as *Padina gymnospora* (Kützting) Sonder, *Sargassum liebmannii* J. Agardh, and *Sargassum johnstonii* Setchell & N. L. Gardner are also used (Drobek *et al.*, 2019).

Compounds such as alginate, fucoidan, laminaran and their oligosaccharides present in brown algae, have been shown to have growth-promoting activity (González *et al.*, 2013; Rengasamy *et al.*, 2015). Some studies have shown that alginate oligosaccharides improve the growth of rice and peanut plants in hydroponic cultures (Hien *et al.*, 2000), stimulate the growth of lettuce (*Lactuca sativa* Linnaeus) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Linnaeus) roots (Iwasaki & Matsubara, 2000; Yabur *et al.*, 2007), increase the biomass in tobacco plants (Laporte *et al.*, 2007); increase shoot and root length of fennel plants (Sarfaraz *et al.*, 2011).

Studies about fucoidan with application in plants showed that enhance protection against pathogens in tobacco plants (Klarzynski *et al.*, 2003; Lapshina *et al.*, 2006). On the other hand, Bouissil *et al.* (2020) found that fucoidan from *Bifurcaria bifurcata* R. Ross and *Fucus spiralis* Linnaeus stimulate the natural defences of the date palm.

For this study, the brown algae *Eisenia arborea* Areschoug and *Sargassum horridum* Setchell & N. L. Gardner were selected considering the large abundance in the Baja California Peninsula. The extraction of

alginate and fucoidan from these algae was carried out, with the aim of evaluating their effect on seed germination and their growth-stimulating activity on seedling of mung bean (*Vigna radiata* (L.) Wilczek).

MATERIALS AND METHODS

Sampling. Seaweeds were harvested ($n > 30$) from wild populations along the coast of the Baja California Peninsula from March to July 2015. Seaweed collection was conducted by divers at low tide. *Eisenia arborea* was collected from Bahía Magdalena (24° 35' 00" N–112° 00' 00" W) and *Sargassum horridum* from Bahía de La Paz (24° 08' 32" N–110° 18' 39" W). The fresh seaweeds were washed with tap water to remove epiphytic organisms and sand. They were sun-dried to 10% moisture content and milled to 40-mesh size (0.38 mm²).

Fucoidan extraction. Twenty-five grams of algae (triplicate) were extracted twice with 350 ml of distilled water at 55 °C and continuous agitation for 2 h. Afterwards, the liquid was recovered by decanting and clarified by centrifugation (1500 × *g* for 15 min; Beckman TJ-6, Palo Alto, CA, USA). Then, 20 mL of 10% CaCl₂ was added to precipitate any residual soluble alginate, which was separated by centrifugation. The clarified solution was precipitated with three volumes of ethanol, and crude fucoidan was recovered by centrifugation, dried at 50 °C for 20 h, and stored at –20 °C until analysis. The crude fucoidan content was determined as a percentage of the initial algal dry weight (Muñoz-Ochoa *et al.*, 2009).

Alginate extraction. The residual algal tissue obtained from the fucoidan extraction was used for the alginate extraction. The dried algal tissue was hydrated overnight with 180 mL of 0.1% formaldehyde solution. The algae were treated with 300 mL of HCl at pH 4 and subjected to constant stirring for 15 min. After filtration, the algae were treated with 300 ml of Na₂CO₃ solution, and the pH was adjusted to 10. After which, the algae were heated to 80 °C in a water bath (Precision Scientific, Chicago, IL, USA) with constant stirring for 2 h. The obtained paste was diluted and filtered under vacuum. The alginate was precipitated with ethanol, and the alginate fibres dried at 50 °C for 12 h. Alginate yield was computed as the percentage of the algal dry weight. Viscosity was measured in 1% alginate solution at 22 °C with a viscometer (Brookfield LVT, Middleboro, MA, USA) at 60 rpm using the appropriate spindle. A second measure of viscosity was carried out after adding sodium hexametaphosphate to sequester the residual calcium (Rodríguez-Montesinos *et al.*, 2008). The alginate gel strength was measured by preparing calcium alginate gels using 1% alginate solution and filling a dialysis membrane (9 cm length × 2.9 cm diameter, which was then immersed overnight in a 10% calcium chloride solution. The gels were cut into cylinders (2.9 cm diameter × 3 cm length), and the gel strength measured with a TA.XT Plus texturometer (Stable Micro Systems, Godalming, Surrey, UK) programmed to perform a 2-cm penetration over a 5-s period to measure the gel breaking point (Camacho & Hernández-Carmona, 2012).

Spectroscopic characterization of polysaccharides by Fourier-transform infrared spectroscopy (FT-IR). The Fourier-transform infrared spectroscopy (FT-IR) spectra of the polysaccharides were recorded with a spectrophotometer (Perkin Elmer, TWO, Waltham, MA, USA) equipped with an attenuator of total reflectance (ATR). Each spectrum was obtained from the sum of 14 scans in the spectral range of 4000–500 cm⁻¹. The sulphate–total sugars (SO₄/CHOH) ratio was deter-

mined from the intensity of the transmittance bands at 1040 and 1256 cm^{-1} (Lijour *et al.*, 1994).

Bioassays of germination and growth under *in vitro* conditions.

Certified mung bean (*Vigna radiata*) seeds (High Mowing Organic Seeds, Wolcott, VT, USA) with 95% germination, uniform size, colour, and weight were surface-sterilized using a soap solution for 5 min, followed by immersion in a 4% sodium hypochlorite (NaClO) solution for 10 min. They were then each triple-rinsed in sterilized distilled water for 1 min under aseptic conditions. Mung bean germination was carried out as described by Castellanos-Barriga *et al.* (2017). First, seven groups of 30 mung bean seeds were tested for germination in each of the experimental treatments (fucoidan EA and SH) or (Alginate EA and SH) at different doses of 0.6, 1.2, 2.5, 5, 10 and 20 mg mL^{-1} and control without fucoidan, only distilled water that was used to produce the extracts (fucoidans). The seeds were primed for 15 min in 20 mL in each dose of seaweed polysaccharides (alginate or fucoidans) then they were removed from the polysaccharide doses, wrapped in wet filter paper, and incubated at 25 °C in a 16:8 h light: dark cycle. All experiments were conducted in triplicate. Germination was observed daily over an 8-day period, according to the methods detailed by the Association of Official Seed Analysts (AOSA, 2005). The germination percentage (GP) was determined as the number of germinated seeds/total number of seeds \times 100. Seeds were considered germinated when the radicle protruded more than 2 mm.

The effects of the fucoidan and alginate from *E. arborea* and *S. horridum* on the shoot length (from the basal node to the shoot apex), root length (from the basal node to the root tip), and total seedling length (from the root tip to the shoot apex) on 15 days old mung bean seedlings were measured using a Vernier calliper. In addition, mean dry weights were obtained with an electronic balance after oven-drying the seedlings to a constant weight at 50 °C.

Statistical analyses. The data were analysed by a one-way ANOVA and post hoc a least significant differences (LSD) tests after both normality and homogeneity of variance were tested with Shapiro–Wilk and Bartlett tests, respectively. Fucoidan and alginate obtained from brown seaweeds were analysed for their effect on mung bean growth by a one-way ANOVA with the type of algal species and the extract concentration as factors. Statgraphics Centurion XV (The Plains, VA, USA) for Windows (Microsoft Corp., Redmond, WA, USA) was used for all analyses.

RESULTS

The fucoidan yield for *E. arborea* and *S. horridum* was $10.8 \pm 0.3\%$ and $11.1 \pm 0.2\%$ (w/w), respectively, whereas the alginate yield was 14.9 ± 0.3 and $17.3 \pm 0.5\%$ (w/w), respectively.

Spectroscopic characterization of polysaccharides by FT-IR. The FT-IR spectra showed typical absorption bands for fucoidans and alginates. The absorption bands around 3200–3400 and 2937–2945 cm^{-1} are typical of the O—H stretch vibration and C—H stretch vibration of algal polysaccharides, respectively. Absorption bands between 1603–1616 and 1406–1418 cm^{-1} were observed for C=O asymmetric and symmetric carboxyl group oscillations, and the bands around 1125–1130 cm^{-1} were typical of pyranose ring and glycosidic bond C—O stretching vibrations (uronic acids; Table 1).

The fucoidans from *E. arborea* and *S. horridum* showed some differences in their chemical structure. The *E. arborea* fucoidan showed absorption bands of 840–850 cm^{-1} for C—O—S, and a secondary axial sulphate at C—4 of the fucopyranosyl residue (Fig. 1A) and the *S. horridum* fucoidan did not show. On the contrary, the *S. horridum* fucoidan showed absorption bands at 1725 cm^{-1} for the C—O stretching vibration of O-acetyl groups (Fig. 1A, B) and the *E. arborea* fucoidan did not have. The sulphate—total sugars (SO_4/CHOH) ratio was 0.27 and 0.26 for the fucoidans from *E. arborea* and *S. horridum*, respectively.

Table 1. The infrared spectroscopy (IR) spectrum data of crude fucoidan and alginate from *Eisenia arborea* (EA) and *Sargassum horridum* (SH).

Fucoidan		Alginate		Characteristic Peaks
EA	SH	EA	SH	
Wavenumber (cm^{-1})				
3200–3400	3200–3400	3200–3400	3200–3400	O—H stretch vibration
2945	2941	2937	2937	C—H stretch vibration
N/D	1725	N/D	N/D	C—O stretching vibration of O-acetyl groups
1616	1610	1603	1606	C=O asymmetric and symmetric oscillation of carboxyl group
1418	1414	1404	1412	
1250	1248	*	*	S—O stretching vibration of sulfate
1130	1128	1128	1125	The pyranose ring and glycosidic bond C—O stretching vibrations (uronic acids)
ND	ND	ND	947	C—O stretching of uronic acid residues
850–840	ND	ND	ND	C—O—S secondary axial sulfate at C-4 of the fucopyranosyl residue
ND	ND	813–870	811–880	C1—H deformation vibration of β -mannuronic acid residues
830–20	830	ND	ND	C—O—S secondary equatorial sulfate at C-2 and C-3 position
ND = Not detected, * = Not assigned				

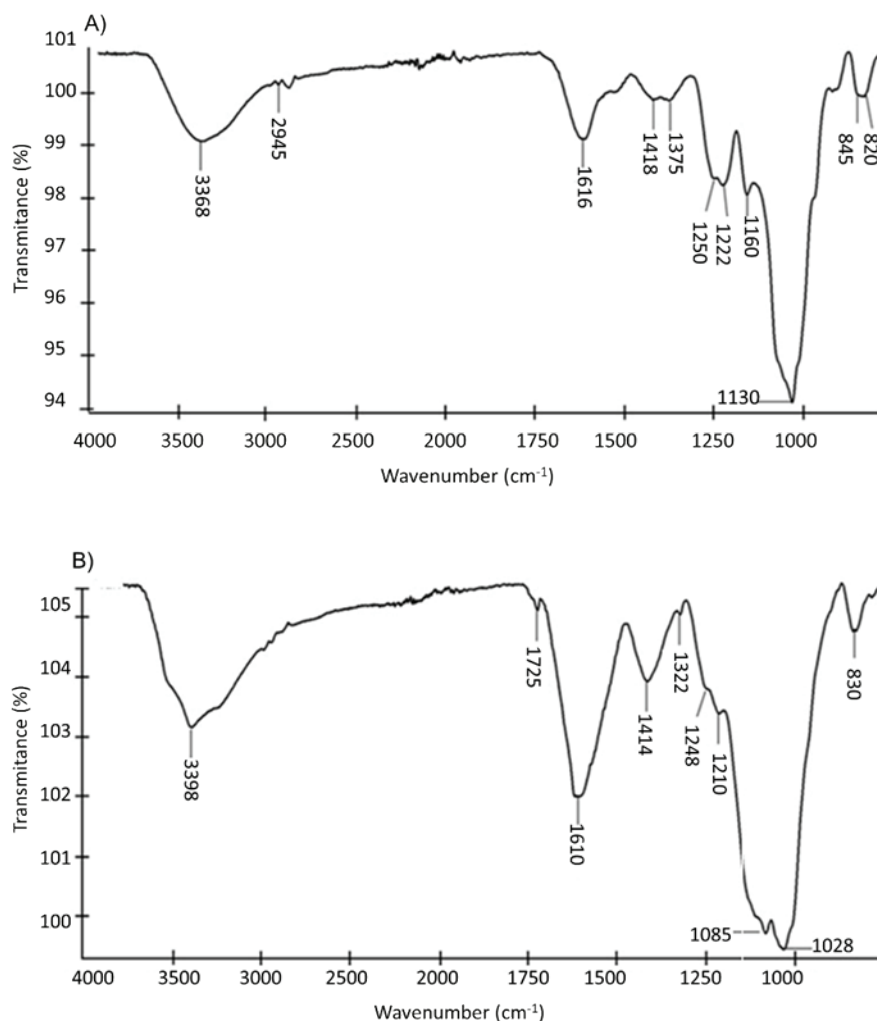


Figure 1. Infrared spectrum (FT-IR ATR) of crude fucoidan from (A) *Eisenia arborea* and (B) *Sargassum horridum*.

The alginate infrared spectrum from *E. arborea* and *S. horridum* showed the typical absorption bands at 811 and 880 cm^{-1} (C1—H deformation vibration of β -mannuronic acid residues) (Fig. 2A, B). However, the *S. horridum* alginate showed C—O stretching of uronic acid residues evidenced by the absorption band at 947 cm^{-1} (Fig. 2B) that the *E. arborea* alginate did not have.

Germination of mung bean seeds under *in vitro* conditions. The fucoidan and alginate from *E. arborea* and *S. horridum* promoted the germination of mung bean seeds at all doses up to 96 to 100% (Figure 3A, B). The seeds treated with fucoidan, and alginate germinated at 24 h, whereas the control seeds germinated 48 h later.

Effect of crude fucoidan and alginate on the growth of mung bean seedlings. A significant difference ($p \leq 0.05$) was observed in the growth of mung bean plants treated with crude fucoidans compared to the growth of control plants. *E. arborea* (EA) fucoidan resulted in an increase in shoot length and total length of 10.5 cm and 20.2 cm respectively, and the greater increase in dry weight of seedling (281.3 mg)

with the concentration of 2.5 mg mL^{-1} (Figure 4A, C and Table 2). Greater increases in shoot length (10.6 cm) and dry weight (313.7 mg) were found in plants treated with the *S. horridum* (SH) fucoidan at 20 mg mL^{-1} (Figure 4A, D). In addition, the SH-fucoidan at 0.6 mg mL^{-1} showed a significantly higher effect ($p \leq 0.05$) on mung bean root length and total length with an increase of 10.4 cm and 20.6 cm, respectively in comparison to control (9.0 cm and 18.4 cm) (Figure 4B, C and Table 2).

The majority of the doses of alginate did not show beneficial effect in growth compared to those of the control plants. EA-alginate at 1.2 mg mL^{-1} showed significant effect ($p \leq 0.05$) on root length and total length (10.1 cm and 20.6 cm, respectively) respect to control plants (9.2 cm and 18.9 cm, respectively) of mung bean (Figure 5B and C). SH-alginate did not show differences significant in the shoot, root, and total length with respect to control plants (Figure 5A-C and Table 3).

The use of alginates had a negative effect on the dry weights of the mung bean plants (Figure 5D and Table 3).

DISCUSSION

The use of seed priming as a plant growth bio-stimulant method has been shown to be suitable for plant development. Various compounds, such as phytohormones, sugars, and micronutrients, have been used as priming substances for seeds (Hasanuzzaman & Fotopoulos, 2019). However, there are no records of the use of algal polysaccharides as

seed priming. This study is the first to report the use of fucoidans and alginates as priming compounds for seeds.

This study showed that the crude fucoidans obtained from *S. horridum* and *E. arborea* act as bio-stimulants for seed germination and seedling growth.

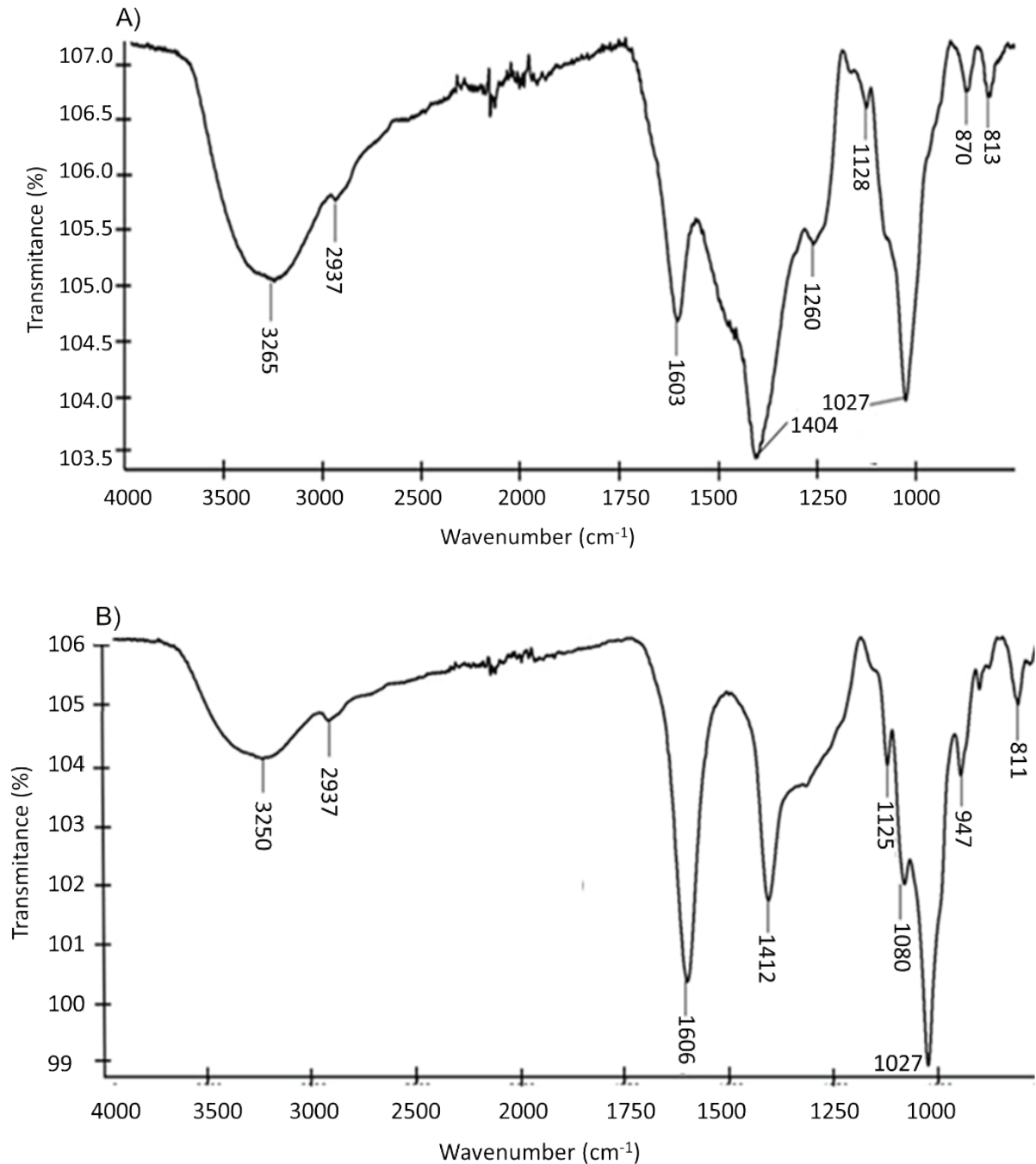


Figure 2. Infrared spectrum (FT-IR ATR) of alginate from (A) *Eisenia arborea* and (B) *Sargassum horridum*.

Table 2. Mung bean growth using different doses of crude fucoidan from *Eisenia arborea* (EA) and *Sargassum horridum* (SH).

Doses (mg mL ⁻¹)	Shoot length (cm)	Root length (cm)	Total length (cm)	Dry weight (mg)
Control	9.4 ± 1.4a	9.0 ± 2.2a	18.4 ± 2.9a	239.4 ± 32.5c
EA 0.6	10.3 ± 1.7a	9.5 ± 2.1a	19.8 ± 2.9a	237.4 ± 17.6c
EA 1.2	10.1 ± 1.8a	8.9 ± 2.5a	19.0 ± 3.5a	235.9 ± 9.2b
EA 2.5	10.5 ± 1.5b	9.8 ± 3.2a	20.2 ± 3.8b	281.3 ± 25.9e
EA 5.0	9.1 ± 1.6a	8.6 ± 2.1a	17.7 ± 2.9a	224.8 ± 27.0a
EA 10	10.4 ± 2.2b	10.0 ± 2.5a	20.4 ± 3.7b	241.8 ± 16.1c
EA 20	10.2 ± 1.9a	10.1 ± 2.9a	20.2 ± 3.3b	266.6 ± 32.7d
Control	9.4 ± 1.4a	9.0 ± 2.2a	18.4 ± 2.9a	239.4 ± 32.5c
SH 0.6	10.2 ± 1.7a	10.4 ± 2.8b	20.6 ± 3.8b	232.5 ± 12.3b
SH 1.2	9.9 ± 1.5a	8.9 ± 3.6a	19.8 ± 4.4a	257.8 ± 43.9d
SH 2.5	10.1 ± 1.3a	10.0 ± 2.9a	20.0 ± 3.6a	295.3 ± 8.6e
SH 5.0	9.5 ± 1.7a	9.2 ± 2.3a	18.7 ± 3.2a	230.0 ± 5.9b
SH 10	9.6 ± 1.6a	10.2 ± 2.3a	19.8 ± 3.1a	219.9 ± 15.7a
SH 20	10.6 ± 1.8b	9.0 ± 2.0a	19.6 ± 3.0a	313.7 ± 25.1f

Different letters (a–f) indicate significant differences between the concentrations from each treatment of crude fucoidan EA or SH according to the Least Significant Difference (LSD) mean comparison test ($p \leq 0.05$). Values represent the mean of $n = 30$ plants; \pm standard errors.

It is widely approved that the use of polysaccharide-enriched extracts (PPEs) showed contradictory effects on seed germination mainly with a dose dependent response (Hernández-Herrera *et al.* 2016; Castellanos-Barriga *et al.* 2017). In the present study, the presence of bioactive compounds in PEEs that can stimulate or inhibit seed germination may explain this finding.

In another study, seed treated with alginate and ulvan-derived oligosaccharides resulted from *Ulva lactuca* Linnaeus and *Padina gymnospora* PEE-treatments was proposed as a potential mechanism of increased germination percentage under *in vitro* conditions (Hernández-Herrera *et al.* 2016). Such oligosaccharide can increase activities of several germination enzymes and accelerate seed metabolic activity (Hu *et al.* 2004). Water uptake by seeds treated with PEEs was more efficient and can also explain the increased germination percentage over the untreated seeds mainly in the first 3 days.

The use of *S. horridum* fucoidan resulted in greater benefits for root and overall growth at a concentration of 0.6 mg mL⁻¹, while higher dry weight was obtained with a concentration of 20 mg mL⁻¹. This result suggests that the use of crude fucoidan as a biostimulant is a viable option to improve plant growth. However, the alginates in this study did not show bio-stimulant activity on mung bean growth.

The variation in bio-stimulant activity reflected in growth depended on the polysaccharide concentration. These effects have also been demonstrated in tomato plants with the use of polysaccharide-enriched extracts (PPEs) from *Ulva lactuca* and *Padina gymnospora* in neutral and alkaline conditions (Hernández-Herrera *et al.*, 2016).

Table 3. Mung bean growth using different doses of alginate from *Eisenia arborea* (EA) and *Sargassum horridum* (SH).

Doses (mg mL ⁻¹)	Shoot length (cm)	Root length (cm)	Total length (cm)	Dry weight (mg)
Control	9.7 ± 1.9a	9.2 ± 2.3a	18.9 ± 3.0a	256.4 ± 29.2e
EA 0.6	10.0 ± 1.7a	9.7 ± 2.0a	19.5 ± 3.0b	209.1 ± 15.0a
EA 1.2	10.5 ± 1.6a	10.1 ± 2.1b	20.6 ± 2.5b	218.7 ± 13.9b
EA 2.5	10.3 ± 1.6a	9.8 ± 2.2a	20.1 ± 3.2b	234.5 ± 9.20c
EA 5.0	9.9 ± 1.7a	9.3 ± 2.1a	19.2 ± 2.7a	250.4 ± 21.6d
EA 10	9.5 ± 1.3a	9.0 ± 1.6a	18.5 ± 2.5a	216.6 ± 26.6b
EA 20	9.6 ± 1.1a	9.6 ± 1.1a	19.1 ± 2.4a	242.6 ± 36.5c
Control	9.7 ± 1.9a	9.2 ± 2.3a	18.9 ± 3.0a	256.4 ± 29.2d
SH 0.6	10.2 ± 1.3a	9.2 ± 2.2a	19.4 ± 2.7a	226.2 ± 17.6b
SH 1.2	9.7 ± 1.5a	9.3 ± 2.4a	19.0 ± 3.1a	220.5 ± 9.20a
SH 2.5	9.5 ± 1.8a	9.1 ± 2.8a	18.6 ± 3.9a	229.0 ± 25.9b
SH 5.0	9.2 ± 2.1a	9.3 ± 2.9a	18.6 ± 4.1a	225.0 ± 27.0b
SH 10	9.9 ± 1.5a	9.3 ± 2.5a	19.2 ± 3.1a	225.8 ± 16.1b
SH 20	9.7 ± 1.5a	9.3 ± 2.7a	19.0 ± 3.3a	237.4 ± 32.7c

Different letters (a–d) indicate significant differences between the concentrations from each treatment of alginate EA or SH according to the Least Significant Difference (LSD) mean comparison test ($p \leq 0.05$). Values represent the mean of $n = 30$ plants; \pm standard errors.

Recently Zou *et al.* (2021) reported the use of fucoidans from the brown alga *Macrocystis pyrifera* as growth promoter for wheat plants. Therefore, this is the first study that has explored the use of crude fucoidans with this purpose from *Eisenia arborea* and *Sargassum horridum*. The results of this work have shown that fucoidans have the potential growth stimulation activity.

The mung bean seeds treated with polysaccharides were able to maintain their humidity for a longer period compared to control plants. In addition, when the mung bean root emerges, it maintains the growth and development availability, because of the polysaccharide effect. In the case of the mung bean plants treated with SH-fucoidan, shoot length showed the greatest growth with the maximum fucoidan concentration (20 mg mL⁻¹). However, mung bean root length and total plant length showed maximum values with the lower fucoidan concentration of 0.6 mg mL⁻¹. Whereas the greatest growth stimulation activity of EA-fucoidan was observed in both shoot length and total plant length, at the concentration of 2.5 and 10 mg mL⁻¹, respectively. However, these values were lower compared to those of *S. horridum*. Although both extracts belong to the same family of fucoidans, variations in chemical structure or molecular weight can result in different activities (Lim *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2018;; Fitton *et al.*, 2019; Koh *et al.*, 2019).

The plant growth stimulation activity observed with fucoidans in this study may be because fucoidans are sulphated polysaccharides and alginates are not. The ability of fucoidans to act as plant growth promoters can be explained because the sulphate groups (Rachidi *et al.*, 2020). The sulphate groups present in PPEs have shown positive correlations with shoot and root length, dry weight, and chlorophyll content in tomato plants (Mzibra *et al.*, 2018).

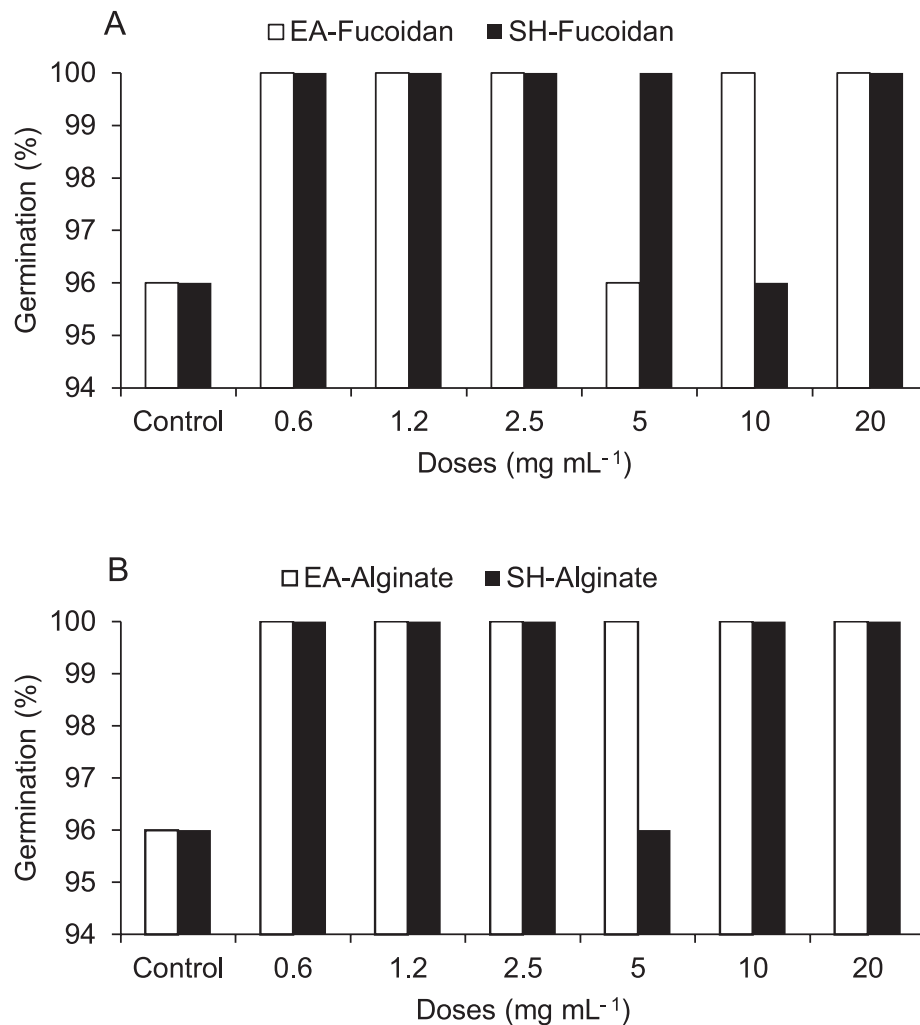


Figure 3. Effect of (A) crude fucoidan and (B) alginates from *Eisenia arborea* (EA) and *Sargassum horridum* (SH) at different doses on the germination percentage.

The low growth stimulation activity of alginates may be the result of their chemical structure or that activity occurs only when their oligosaccharides are available. It has been shown that hydrolysed alginate (mono and oligosaccharides) increases bio-stimulant activity, which is reflected in plant growth (Iwasaki & Matsubara, 2000; Idrees *et al.*, 2011; González *et al.*, 2013). The sodium alginate oligosaccharides from *Lessonia trabeculata* Villouta & Santelices and *L. vadosa* Searles (= *L. flavicans* Bory), have been found to result in length and weight increases in tobacco plants (Laporte *et al.*, 2007), and the same has been found with alginates from *L. vadosa* (= *L. flavicans*), in wheat plants (Chandía *et al.*, 2004).

In a previous study, it was observed that the application of *S. horridum* liquid extract on mung bean seeds had a negative effect (Di Filippo-Herrera *et al.*, 2019). However, in this study it was found that applying only fucoidan has a positive effect on the growth of both seeds and seedlings. Moreover, both the liquid extract from *E. arborea* (Di

Filippo-Herrera *et al.*, 2019) and the fucoidan obtained in this study showed higher activities at a higher concentration, especially regarding promoting root length (21 and 10.1%) and total length (27 and 20.2%), respectively.

The best result of the polysaccharide pre-treatment on mung bean seeds was observed in dry weight. Similar effects have been previously reported with the lengths of tomato plants treated with PPEs from the brown seaweed *Padina gymnospora* (Hernández-Herrera *et al.*, 2016) and with sodium alginate-treated lettuce (*Lactuca sativa*) (Iwasaki and Matsubara, 2000). Mzibra *et al.* (2018) showed that the PPEs from the brown seaweeds *Fucus spiralis* and *Bifurcaria bifurcata* resulted in significant differences in tomato plant length (growth of 338 and 337 mm, respectively) compared to the growth of control plants. Similar results were obtained regarding dry root weight with the PPE from *F. spiralis* (0.26 g) and in dry shoot weight with the PPE from *B. bifurcata* (0.81 g), both of which were significantly different from those of the control.

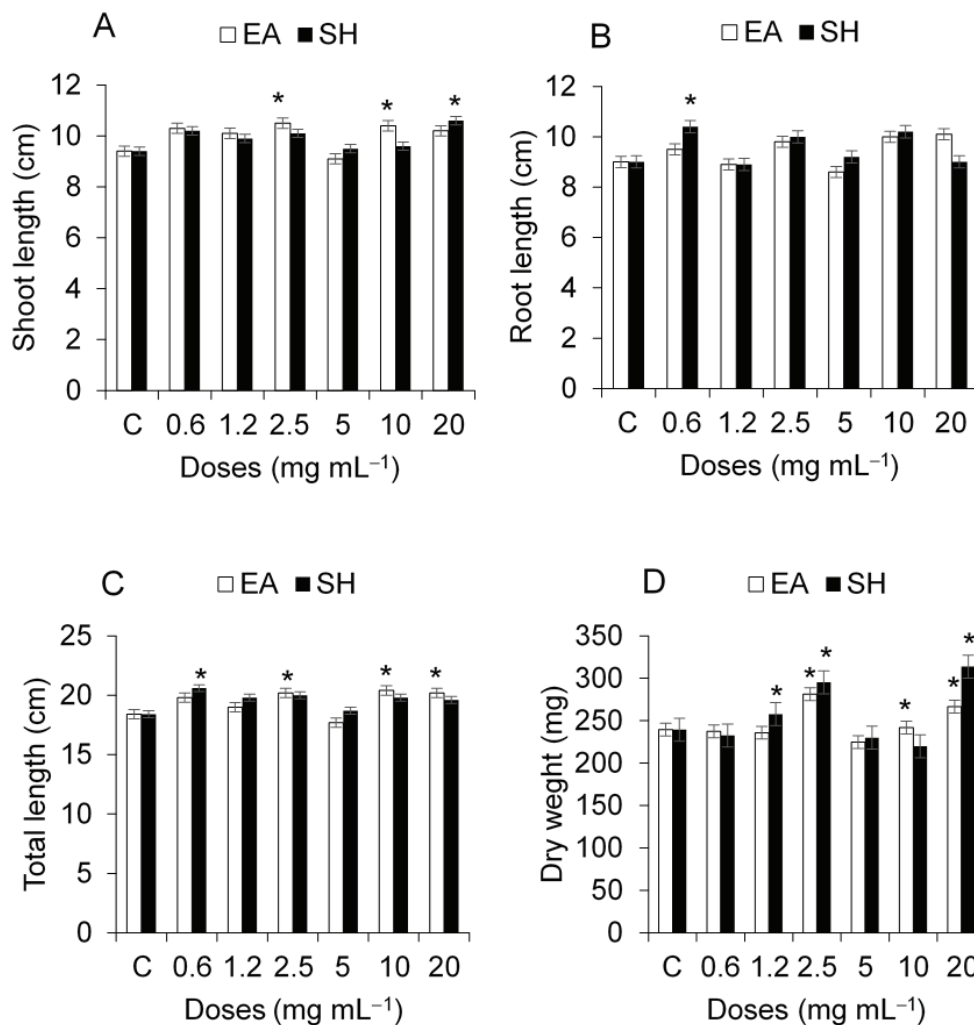


Figure 4. Effect of crude fucoidan from *Eisenia arborea* (EA) and *Sargassum horridum* (SH) at different doses on (A) shoot, (B) root, (C) total length and (D) Dry weight of mung bean. Columns denoted by asterisk are significantly different to control. Values represent the mean of $n = 30$ plants; bars represent standard errors.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge for the logistical and financial support of the Instituto Politécnico Nacional (IPN), to the project SIP20170029, and Postdoctoral fellowship (SEP 2020). They also acknowledge to Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas del IPN (CO-FAA), Programa de Estímulos al Desempeño de los Investigadores (EDI), Universidad de Guadalajara, and Programa para el Desarrollo Profesional Docente (PRODEP).

REFERENCES

- ALI, O., A. RAMSUBHAG & J. JAYARAMAN. 2019. Biostimulatory activities of *Ascophyllum nodosum* extract in tomato and sweet pepper crops in a tropical environmental. *PLoS ONE* 14(5): e0216710. DOI: 10.1371/journal.pone.0216710
- AOSA (ASSOCIATION OF OFFICIAL SEED ANALYSTS). 2005. *In: A. Capashew (ed.). Rules for testing seeds.* 4-10, 4-11. Las Cruces, NM. (Seventh Edition 2008).
- BATTACHARYYA, D., M. Z. BABGOHARI, P. RATHOR & B. PRITHIVIRAJ. 2015. Seaweed extracts as biostimulants in horticulture. *Scientia Horticulturae* 196: 39-48. DOI: 10.1016/j.scienta.2015.09.012
- BOUISSIL, S., Z. E. ALAOUI-TALIBI, G. PIERRE, H. RCHID, P. MICHAUD, C. DELATTRE & C. EL MODAFAR. 2020. Fucoidans of Moroccan brown seaweed as elicitors of natural defenses in date palm roots. *Marine Drugs* 18(12): 596. DOI: 10.3390/md18120596
- CAMACHO, O. & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2012. Phenology and alginates of two *Sargassum* species from the Caribbean coast of Colombia. *Ciencias Marinas* 38(2): 381-393. DOI: 10.7773/cm.v38i2.1963
- CASTELLANOS-BARRIGA, L. G., F. SANTACRUZ-RUVALCABA, G. HERNÁNDEZ-CARMONA, E. RAMÍREZ-BRIONES & R. M. HERNÁNDEZ-HERRERA. 2017. Effect of seaweed

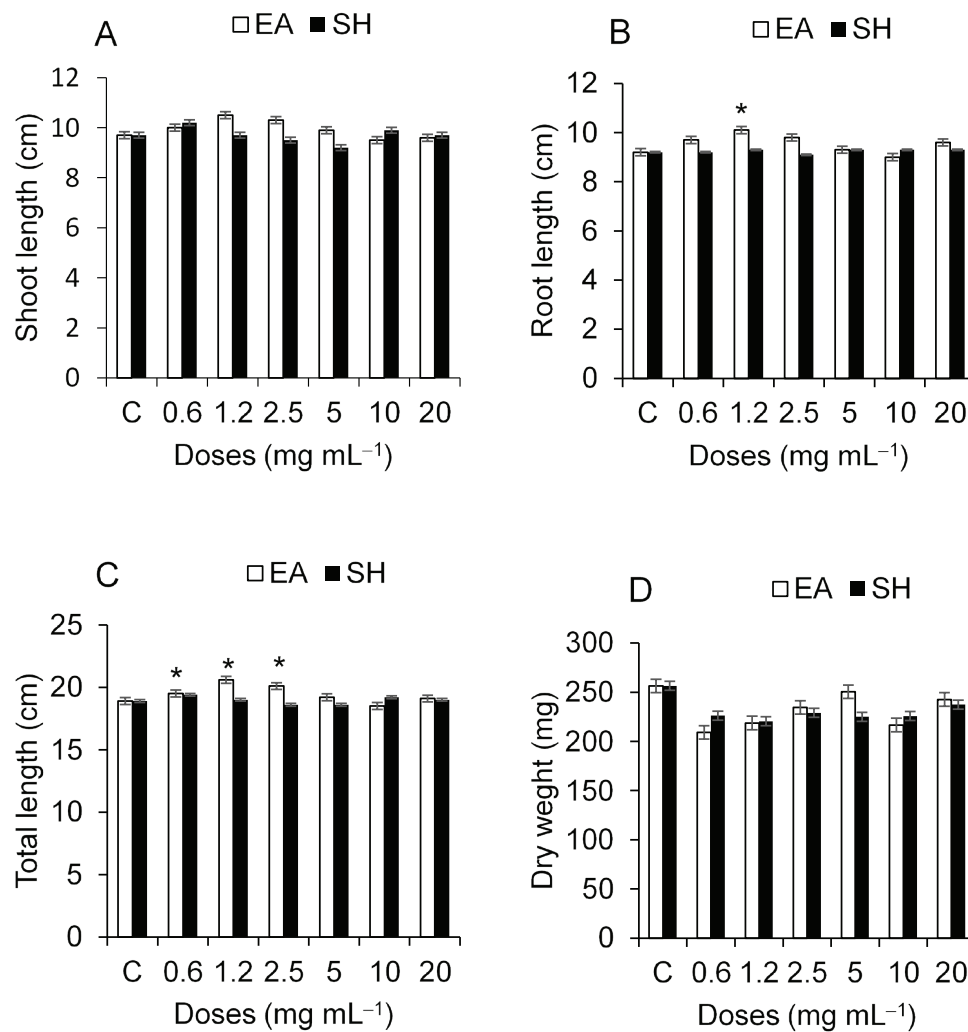


Figure 5. Effect of alginate from *Eisenia arborea* (EA) and *Sargassum horridum* (SH) at different doses on (A) shoot, (B) root, (C) total length and (D) Dry weight of mung bean. Columns denoted by asterisk are significantly different to control. Values represent the mean of $n = 30$ plants; bars represent standard errors.

extracts from *Ulva lactuca* on seedling growth of mung bean (*Vigna radiata*). *Journal of Applied Phycology* 29: 2479-2488. DOI: 10.1007/s10811-017-1082-x

Chandía, N. P., B. Matsuhira, E. Mejías & A. Moenne. 2004. Alginic acids in *Lessonia vadosa*: Partial hydrolysis and elicitor properties of the polymannuronic acid fraction. *Journal of Applied Phycology* 16(2): 127-133. DOI: 10.1023/B:JAPH.0000044778.44193.a8

Di Filippo-Herrera, D., M. Muñoz-Ochoa, R. M. Hernández-Herrera & G. Hernández-Carmona. 2019. Biostimulant activity of individual and blended seaweed extracts on the germination and growth of the mung bean. *Journal of Applied Phycology* 31(3): 2025-2037. DOI: 10.1007/s10811-018-1680-2

DROBEK, M., M. FRAÇ & J. CYBULSKA. 2019. Plant biostimulants: Importance of the quality and yield of horticultural crops and the improvement

of plant tolerance to abiotic stress—A review. *Agronomy* 9(6): 335. DOI: 10.3390/agronomy9060335

EL BOUKHARI, M. E. M., M. BARAKATE, Y. BOUHIA & K. LYAMLOULI. 2020. Trends in seaweed extract based biostimulants: manufacturing process and beneficial effect on soil-plant systems. *Plants* 9(3): 359. DOI: 10.3390/plants9030359

ERTANI, A., O. FRANCIOSO, A. TINTI, M. SHIAVON, D. PIZZEGHELLO & S. NARDI. 2018. Evaluation of seaweed extracts from *Laminaria* and *Ascophyllum nodosum* spp. as biostimulants in *Zea mays* L. using a combination of chemical, biochemical and morphological approaches. *Frontiers in Plant Science* 9: 428. DOI: 10.3389/fpls.2018.00428

FALCÓN, A. B. & J. C. CABRERA. 2007. Actividad enraizadora de una mezcla de oligogacturónidos en pecíolos de violeta africana (*Saintpaulia ionantha*). *Cultivos Tropicales* 28(2): 87-90.

- FITTON, H. J., D. S. STRINGER, A. Y. PARK & S. N. KARPINIEC. 2019. Review. Therapies from fucoidan: new developments. *Marine Drugs* 17(10): 571. DOI: 10.3390/md17100571
- GONZÁLEZ, A., J. CASTRO, J. VERA & A. MOENNE. 2013. Seaweed oligosaccharides stimulate plant growth by enhancing carbon and nitrogen assimilation, basal metabolism, and cell division. *Journal of Plant Growth Regulation* 32: 443-448. DOI: 10.1007/s00344-012-9309-1
- HASANUZZAMAN, M. & V. FOTOPOULOS. 2019. *Priming and pretreatment of seeds and seedlings: Implication in plant stress tolerance and enhancing productivity in crop plants*. Springer, Singapore. 604 p.
- HERNÁNDEZ-HERRERA, R. M., F. SANTACRUZ-RUVALCABA, J. ZAÑUDO-HERNÁNDEZ & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2016. Activity of seaweed extracts and polysaccharide-enriched extracts from *Ulva lactuca* and *Padina gymnospora* as growth promoters of tomato and mung bean plants. *Journal of Applied Phycology* 28(4): 2549-2560. DOI: 10.1007/s10811-015-0781-4
- HIEN, N. Q., N. NAGASAWA, L. X. THAM, F. YOSHII, V. H. DANG, H. MITOMO, K. MAKUUCHI & T. KUME. 2000. Growth promotion of plants with depolymerized alginates by irradiation. *Radiation Physics and Chemistry* 59(1): 97-101. DOI: 10.1016/S0969-806X(99)00522-8
- HONG, D. D., H. M. HIEN & P. N. SON. 2007. Seaweeds from Vietnam used for functional food, medicine and biofertilizer. *Journal of Applied Phycology* 19(6): 817-826. DOI: 10.1007/s10811-007-9213-4
- HU, X., X. JIANG, H. HWANG, S. LIU & H. GUAN. 2004. Promotive effect of alginate-derived oligosaccharides on maize. Promoting effects of alginate-derived oligosaccharides on maize seeds germination. *Journal of Applied Phycology* 16:73-76.
- IDREES, M., M. NAEEM, M. ALAM, T. AFTAB, N. HASHMI, M. M. A. KHAN, MOINUDDIN & L. VARSHNEY. 2011. Utilizing the γ -irradiated sodium alginate as a plant growth promoter for enhancing the growth, physiological activities, and alkaloids production in *Catharanthus roseus* L. *Agricultural Sciences in China* 10(8): 1213-1221. DOI: 10.1016/S1671-2927(11)60112-0
- IWASAKI, K. & Y. MATSUBARA. 2000. Purification of alginate oligosaccharides with root growth-promoting activity toward lettuce. 2000. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry* 64(5): 1067-1070. DOI: 10.1271/bbb.64.1067
- KHAN, W., U. P. RAYIRATH, S. SUBRAMANIAN, M. N. JITHESH, P. RAYORATH, D. M. HODGES, A. T. CRITCHLEY, J. S. CRAIGIE, J. NORRIE & B. PRITHIVIRAJ. 2009. Seaweed extracts as biostimulants of plant growth and development. *Journal of Plant Growth Regulation* 28(4): 386-399. DOI: 10.1007/s00344-009-9103-x
- KLARZYNSKI, O., V. DESCAMPS, B. PLESSE, J. C. YVIN, M. KOPP, B. KLOAREG & B. FRITIG. 2003. Sulfated fucan oligosaccharides elicit defense responses in tobacco and local and systemic resistance against tobacco mosaic virus. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 16(2): 115-122. DOI: 10.1094/MPMI.2003.16.2.115
- KOH, H. S. A., J. LU & W. ZHOU. 2019. Structure characterization and antioxidant activity of fucoidan isolated from *Undaria pinnatifida* grown in New Zealand. *Carbohydrate Polymers* 212: 178-185. DOI: 10.1016/j.carbpol.2019.02.040
- LAPORTE, D., J. VERA, N. P. CHANDÍA, E. A. ZÚNIGA, B. MATSUHIRO & A. MOENNE. 2007. Structurally unrelated algal oligosaccharides differentially stimulate growth and defense against tobacco mosaic virus in tobacco plants. *Journal of Applied Phycology* 19(1): 79-88. DOI: 10.1007/s10811-006-9114-y
- LAPSHINA, L. A., A. V. REUNOV, V. P. NAGORSKAYA, T. N. ZVYAGINTSEVA & N. M. SHEVCHENKO. 2006. Inhibitory effect of fucoidan from brown alga *Fucus evanescens* on the spread of infection induced by tobacco mosaic virus in tobacco leaves of two cultivars. *Russian Journal of Plant Physiology* 53(2): 246-251. DOI: 10.1134/S1021443706020154
- LIM, S. J., W. M. W. AIDA, M. Y. MASKAT, S. MAMOT, J. ROPIEN & D. M. MOHD. 2014. Isolation and antioxidant capacity of fucoidan from selected Malaysian seaweeds. *Food Hydrocolloids* 42(Part 2): 280-288. DOI: 10.1016/j.foodhyd.2014.03.007
- LIJOUR, Y., E. GENTRIC, E. DESLANDES & J. GUEZENNEC. 1994. Estimation of the sulfate content of hydrothermal vent bacterial polysaccharides by Fourier transform infrared spectroscopy. *Analytical Biochemistry* 220(2): 244-248. DOI: 10.1006/abio.1994.1334
- MUKHERJEE, A. & J. S. PATEL. 2020. Seaweed extract: biostimulator of plant defense and plant productivity. *International Journal of Environmental Science and Technology* 17(1): 553-558. DOI: 10.1007/s13762-019-02442-z
- MUÑOZ-OCHOA, M., J. I. MURILLO-ÁLVAREZ, Y. E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS, G. HERNÁNDEZ-CARMONA, D. L. ARVIZU-HIGUERA, J. PERALTA-CRUZ & J. LIZARDI-MENDOZA. 2009. Anticoagulant screening of marine algae from México, and partial characterization of the active sulphated polysaccharide from *Eisenia arborea*. *CICIMAR Oceanides* 24(1): 41-51. DOI: 10.37543/oceanides.v24i1.52
- MZIBRA, A., A. AASFAR, H. EL ARROUSSI, M. KHOULOUD, D. DHIBA, I. MEFTAH KADMIRI & A. BAMOUH. 2018. Polysaccharides extracted from Moroccan seaweed: a promising source of tomato plant growth promoters. *Journal of Applied Phycology* 30(5): 2953-2962. DOI: 10.1007/s10811-018-1421-6
- RACHIDI, F., R. BENHIMA, L. SBABOU & H. EL ARROUSSI. 2020. Microalgae polysaccharides bio-stimulating effect on tomato plants: Growth and metabolic distribution. *Biotechnology Reports* 25: e00426. DOI: 10.1016/j.btre.2020.e00426
- RENGASAMY, K. R. R., M. G. KULKARNI, W.A. STIRK & J. VAN STADEN. 2015. Ecol - a new plant growth stimulant from the brown seaweed *Eklonia maxima*. *Journal of Applied Phycology* 27(1): 581-587. DOI: 10.1007/s10811-014-0337-z
- RODRÍGUEZ-MONTESINOS, Y. E., D. L. ARVIZU-HIGUERA & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2008. Seasonal variation on size and chemical constituents of *Sargassum sinicola* Setchell et Gardner from Bahía de La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Phycological Research* 56(1): 33-38. DOI: 10.1111/j.1440-1835.2008.00482.x
- ROLLAND, F., B. MOORE & J. SHEEN. 2002. Sugar sensing and signalling in plants. *Plant Cell* 14(Supp. 1): 185-205. DOI: 10.1105/tpc.010455
- SALACHNA, P., M. GRZESZCZUK, E. MELLER & M. SOBÓL. 2018. Oligo-alginate with low molecular mass improves growth and physiological activity of *Eucomis autumnalis* under salinity stress. *Molecules* 23(4): 812. DOI: 10.3390/molecules23040812

- SARFARAZ, A., M. NAEEM, S. NASIR, M. IDREES, T. AFTAB, N. HASHMI, M. M. A. KHAN, MOINUDDIN & L. VARSHNEY. 2011. An evaluation of the effects of irradiated sodium alginate on the growth, physiological activities and essential oil production of fennel (*Foeniculum vulgare* Mill.). *Journal of Medicinal Plants Research* 5(1): 15-21. DOI: 10.5897/JMPR.9000071
- SHARMA, S. H. S, G. LYONS, C. McROBERTS, D. McCALL, E. CARMICHAEL, F. ANDREWS, R. SWAN, R. McCORMACK & R. MELLON. 2012. Bio-stimulant activity of brown seaweeds species from Strangford Lough: compositional analyses of polysaccharides and bioassay of extracts using mung bean (*Vigna mungo* L.) and pak choi (*Brassica rapa chinensis* L.). *Journal of Applied Phycology* 24(5): 1081-1091. DOI: 10.1007/s10811-011-9737-5
- VAN OOSTEN, M. J., O. PEPE, S. DE PASCALE, S. SILLETTI & A. MAGGIO. 2017. The role of biostimulants and bioeffector as alleviators of abiotic stress in crop plants. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture* 4:5. DOI: 10.1186/s40538-017-0089-5
- YABUR, R., Y. BASHAN & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2007. Alginate from the macroalgae *Sargassum sinicola* as a novel source for microbial immobilization material in wastewater treatment and plant growth promotion. *Journal of Applied Phycology* 19(1): 43-53. DOI: 10.1007/s10811-006-9109-8
- ZAMANI, S., S. KHORASANINEJAD & B. KASHEFI. 2013. The importance role of seaweeds of some characters of plant. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences* 5(16): 1789-1793.
- ZHAO, Y., Y. ZHENG, J. WANG, S. MA, Y. YU, W. L. WHITE, S. YANG, F. YANG & J. LU. 2018. Fucoidan extracted from *Undaria pinnatifida*: Source for nutraceuticals/functional foods. *Marine Drugs* 16(9): 321. DOI: 10.3390/md16090321
- ZOU, P., X. YANG, Y. YUAN, C. JING, J. CAO, Y. WANG, Y. L. ZHANG, C. ZHANG & Y. LI. 2021. Purification and characterization of a fucoidan from the brown algae *Macrocystis pyrifera* and the activity of enhancing salt-stress tolerance of wheat seedlings. *International Journal of Biological Macromolecules* 180: 547-558. DOI: 10.1016/j.ijbiomac.2021.03.039

Partial characterization and biological activity of *Sargassum lapazeanum* (Fucales, Phaeophyceae)

Caracterización parcial y actividad biológica de *Sargassum lapazeanum* (Fucales, Phaeophyceae)

Valeria Alexandra Villegas-Silva, Mauricio Muñoz-Ochoa[✉], Yoloxochitl Elizabeth Rodríguez-Montesinos^{*✉}, Dora Luz Arvizu-Higuera[✉]

Recibido: 15 de mayo de 2022.

Aceptado: 21 de septiembre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

ABSTRACT

Background. The Baja California peninsula contains a wide variety of habitats and climatic conditions and is thus home to an enormous wealth of marine algae. Algae belonging to the *Sargassum* genus are often dominant in communities of the Gulf of California due to their high biomass. **Goals.** This study aimed to evaluate the potential of *Sargassum lapazeanum* as a source of compounds with antioxidant, antibacterial, or anticoagulant activity in addition to its proximal composition and alginate content. **Methods.** An ethanolic extract (EE) was obtained from dried algae to evaluate antibacterial activity by means of the disc agar diffusion method and antioxidant activity by the stable free radical method (DPPH). The crude fucoidan (CF) obtained was fractionated by different chromatographic techniques, and its anticoagulant activity was evaluated by prothrombin time (PT) and activated partial thromboplastin time (APTT) assays. A structural characterization was also conducted. In addition, the proximal composition and alginate content and quality were determined. **Results.** The EE and its different fractions showed selective activity against bacteria of the *Vibrio* genus, such as *V. harveyi* and *V. parahaemolyticus*, in addition to free radical scavenging activity. The lowest half maximal effective concentration ($EC_{50} = 39.96 \mu\text{g mL}^{-1}$) was obtained from fraction F6. Crude fucoidan and its fractions showed anticoagulant activity, with values comparable to those observed for heparin at concentrations of $10 \mu\text{g mL}^{-1}$. The sodium alginate yield was 22.8%, with low viscosity and high gel strength. **Conclusions.** *Sargassum lapazeanum* has high potential to be a source of compounds with antioxidant, antibacterial, and anticoagulant activity.

Keywords: biological activity, brown seaweed, phytochemistry, polysaccharides, Gulf of California.

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n. Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. México

***Corresponding author:**

Yoloxochitl Elizabeth Rodríguez-Montesinos:
e-mail: yrodriguez@ipn.mx

To quote as:

Villegas-Silva, V. A., M. Muñoz-Ochoa, Y. E. Rodríguez-Montesinos & D. L. Arvizu-Higuera. 2022. Partial characterization and biological activity of *Sargassum lapazeanum* (Fucales, Phaeophyceae). *Hidrobiológica* 32 (3): 365-372.

RESUMEN

Antecedentes. La península de Baja California cuenta con una gran variedad de hábitats y condiciones climáticas, por lo que alberga una enorme riqueza de algas marinas destacando la presencia de las algas pertenecientes al género *Sargassum* por su alta dominancia en biomasa. **Objetivos.** Evaluar el potencial de *Sargassum lapazeanum* como fuente de compuestos con actividad antioxidante, antibacteriana y anticoagulante, su composición proximal y contenido de alginato. **Métodos.** Se obtuvo un extracto etanólico a partir del alga seca para evaluar su actividad antibacteriana por medio del método de difusión en agar con discos y la actividad antioxidante por el método de radical libre estable (DPPH). El fucoidano crudo obtenido se fraccionó por medio de distintas técnicas cromatográficas, se evaluó la actividad anticoagulante por medio de las pruebas de tiempo de protrombina (TP) y tiempo de tromboplastina parcial activada (TTPA) y se llevó a cabo su caracterización estructural. Además, se determinó la composición proximal del alga, el contenido y calidad del alginato. **Resultados.** El extracto etanólico, así como sus diferentes fracciones presentaron una actividad selectiva contra bacterias del género *Vibrio* como *V. harveyi* y *V. parahaemolyticus*, además presentó actividad secuestrante de radicales libres, obteniendo la menor EC_{50} ($39.96 \mu\text{g mL}^{-1}$) con la fracción F6. El fucoidano crudo y sus fracciones mostraron actividad anticoagulante con valores comparables a los observados por la heparina a concentraciones de $10 \mu\text{g mL}^{-1}$. El rendimiento del alginato de sodio obtenido fue de 22.8%, con una baja viscosidad y alta fuerza de gel. **Conclusiones.** Los ensayos mostraron que *S. lapazeanum* es un alga con un alto potencial como fuente de compuestos con actividad antioxidante, antibacteriana y anticoagulante.

Palabras clave: actividad biológica, algas pardas, fitoquímico, polisacáridos, Golfo de California.

INTRODUCTION

Sargassum C. Agardh is a brown seaweed (Phaeophyceae) genus harboring at least 615 taxonomically accepted species, making it the most abundant genus within the Fucales order (Guiry & Guiry, 2022). *Sargassum* species are distributed throughout the tropical and subtropical zones of both hemispheres and often form dense underwater forests. These forests constitute key habitats that supply shelter to many species, such as fishes, invertebrates, and other algae. In the Gulf of California, *Sargassum* species are often dominant within communities due to their biomass (Suárez-Castillo *et al.*, 2013). *Sargassum* species are of interest to study due to their capacity to synthesize secondary metabolites, including terpenoids, florotannins, polyphenols, volatile hydrocarbons, sulfated polysaccharides, and products of mixed biogenetic origin. As such, *Sargassum* species have unique chemical compositions, making them important sources of phycocolloids and compounds that may be used in fertilizers, fodder, food supplements, and compounds of pharmaceutical interest (Mascheck & Baker, 2008; Echavarría *et al.*, 2009).

There are five *Sargassum* species that form underwater forests in the Gulf of California: *S. johnstonii* Setchell & N. L. Gardner; *S. herporhizum*, Setchell & N. L. Gardner; *S. sinicola* Setchell & N. L. Gardner; *S. horridum* Setchell & N. L. Gardner; and *S. lapazeanum* Setchell & N. L. Gardner (Suárez-Castillo *et al.*, 2013).

A few studies have been conducted with *S. lapazeanum* that have spanned a variety of topics including biogeography (Phillips, 1995), population dynamics (Rivera & Scrosati, 2006), taxonomy (Andrade-Sorcia *et al.*, 2008; Norris, 2010), and biotechnology (Patrón-Prado *et al.*, 2011). However, despite technological advances, no information is yet available for the biological activity of *S. lapazeanum*. Therefore, the aim of this study was to evaluate the potential of *S. lapazeanum* as a source of biologically active compounds, such as those with antimicrobial, antioxidant, and anticoagulant activity. In addition, this study aimed to conduct a partial characterization of fucoidan active fractions and their structural nature.

MATERIALS AND METHODS

Sampling. *Sargassum lapazeanum* was collected by hand in the intertidal zone of the Tarabillas site (24°27'55.1" N, 110°41'20.1" W), which is located in La Paz, Baja California Sur, Mexico. Seaweed samples were collected at 1 m depth and transported to the laboratory in buckets at room temperature. In the laboratory, the seaweeds were thoroughly washed with tap water to remove epiphytes and sand and then sun-dried. After which, the seaweed samples were ground into particles (1 mm) and stored in plastic bags at room temperature until analysis.

Proximal analysis. A proximal analysis of the algal tissue was conducted at Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) in La Paz, Mexico, following the methods of the Association of Official Analytical Chemists (AOAC 2005). All analyses were conducted in triplicate. Moisture content was determined as the difference in sample weights before and after treatment at 110 °C for 4 h (AOAC 930.15). Ash content was determined as the difference in dry weight before and after calcination at 600 °C for 2 h (AOAC 942.05). Crude protein content was determined using a FP-528 Nitrogen/Protein Determinator (LECO, Saint Joseph, MI, USA) after determining the total nitrogen content and multiplying by a factor of 6.25 (AOAC 990.03). Crude lipid content was

determined by direct extraction with diethyl ether using a Foss Tecator Soxtec Avanti 2050 Extraction System (FOSS Analytical, Höganäs, Sweden; AOAC 920.39). Crude fiber content was determined by the successive hydrolysis method (AOAC 978.10).

Ethanolic extract (EE). Three hundred grams of algae were extracted with ethanol (96%) at room temperature (25 °C) for one week, changing the solvent every other day. All obtained filtrates were combined into a final solution, which was concentrated to dryness with a RE500 rotary evaporator (Yamato, Orangeburg, NY, USA) at 40 °C. The obtained ethanolic extract (EE) was stored at -18 °C.

Ethanolic extract (EE) fractionation. Fifteen grams of EE was fractionated in a normal phase silica gel chromatography column using a mixture of the following solvents: CH₂Cl₂ 100, CH₂Cl₂:EtOH 90:10, CH₂Cl₂:EtOH 25:75, CH₂Cl₂:EtOH 50:50, EtOH 100, EtOH:H₂O 50:50 y H₂O 100%. Seven fractions (F1–F7) were obtained. Subsequently, fraction F2 was selected for a second fractionation because it showed the highest antibacterial activity. This fraction was separated using the same chromatographic system with a mixture of the following solvents: CH₂Cl₂ 100, CH₂Cl₂:MeOH 95:5, CH₂Cl₂:MeOH 90:10, CH₂Cl₂:MeOH 80:20, CH₂Cl₂:EtOH 70:30, CH₂Cl₂:MeOH 50:50, EtOH 100, and H₂O 100%. Fourteen subfractions (FF1–FF14) were obtained as a result.

Crude fucoidan content and purification. Crude fucoidan (CF) was obtained following the method of Muñoz-Ochoa *et al.* (2009) with modifications. One hundred grams of algae were soaked in 600 mL of distilled water. The mixture was then placed in a water bath (Precision Scientific, Chicago, IL, USA) at 55 °C with continuous stirring for 2 h. The mixture was filtered, and the extract liquor was centrifuged at 3000 rpm for 30 min (Beckman centrifuge TJ-6, Palo Alto, CA, USA). The clarified solution was decanted and precipitated with 40 mL of 10% calcium chloride to remove any soluble residual alginate, which was separated by centrifugation a 3000 rpm for 30 min. The clarified solution was precipitated with three volumes of ethanol. Then, the precipitate was separated by centrifugation for 15 min at 3000 rpm and dried at 50 °C.

The CF was dissolved in 150 mL of distilled water and partially purified by fractional precipitation with three volumes of ethanol, and the precipitate was recovered after each volume was added. The three precipitates (CFF1, CFF2, and CFF3) were obtained and dried at 55 °C for 24 h and stored at -18°C until analysis.

Antibacterial activity. This was evaluated in duplicate by the disc agar diffusion method of Kirby-Bauer (Bauer *et al.*, 1966). For this study, *Staphylococcus aureus* Rosenbach 1884 (BAA-42); *Escherichia coli* Escherich1885 (BAA-196); *Bacillus subtilis* (Ehrenberg 1835) Cohn 1872; *Vibrio harveyi* Filippo Pacini 1854 (14126), and *Vibrio parahaemolyticus* Filippo Pacini 1854, were obtained from the American Type Culture Collection (ATCC) and maintained in Mueller-Hinton media for marine bacteria (Mueller-Hinton 2.5% NaCl). Paper discs (6.5 mm diameter) impregnated with 2 mg of each sample (EE, F1–F7) were placed on plates of Mueller-Hinton agar that had been previously inoculated with a suspension of each test microorganism containing 1×10⁸ cells mL⁻¹. Inhibition zones were measured after 24 h of incubation at 37 °C. Ampicillin and erythromycin were used as positive controls, and solvents were used as negative controls.

Antioxidant activity. Free radical scavenging activity was evaluated using the bioautographic and colorimetric methods. For the former, the antioxidant constituents were analyzed using thin layer chromatogra-

phy (TLC) following the methodology of Wang *et al.* (2012). Each sample (1 mg mL⁻¹) was dissolved in the appropriate solvent, and 10 µL of each solution was loaded onto TLC plates. The plates were developed in a CH₂Cl₂:MeOH (9:1) system, sprayed with 0.2% DPPH solution in methanol, and left in the dark for 30 min at room temperature. After this time, antioxidant activity was detected by a change in color from purple to yellow, reflecting discoloration.

The colorimetric assay was conducted in duplicate following the method of Molyneux (2004). A stock solution of each sample [40 mg in 5 ml of EtOH:H₂O (9:1)] was tested at different concentrations (400, 200, 100, 50, and 25 µg mL⁻¹), and dose-effect curves were prepared. Each concentration (1 mL) was mixed with 4 mL of 0.02% DPPH solution in methanol and placed in the dark for 30 min at room temperature. The absorbance at 517 nm was measured in a spectrophotometer (Milton Roy, Spectronic 20D, Rochester, NY, USA). A blank was also prepared to obtain the color correction factor.

Free radical scavenging activity (SA) was calculated as the percentage of DPPH reduction using the formula:

$$SA (\%) = \frac{A_0 - A_s}{A_0} \times 100 \quad (\text{Eq. 1}),$$

where A₀ is the blank absorbance and A_s is the sample absorbance. With the data, a dose-effect curve was constructed by graphing the reduction percentage of DPPH regarding the concentration of the extract used. Further, the half effective concentration (EC₅₀) values were calculated with a linear regression of the dose-effect curve. Ascorbic acid was used as a positive control.

Fucoidan anticoagulant activity. This was evaluated in duplicate according to instructions of the manufacturer (SIEMENS®), by the increase in prothrombin time (PT) and activated partial thromboplastin time (APTT). The PT and APTT were measured using human plasma treated with sodium citrate and a stock solution of 10 mg mL⁻¹ of CF. The PT assay was carried out by mixing 90 µL of human plasma with 10 µL of stock solution followed by incubation at 37 °C for 1 min. After incubation, 200 µL of PT reagent (preincubated at the same temperature for 10 min) were added to the mixture. The APTT assay was carried out by mixing 90 µL of human plasma with 10 µL of stock solution and 100 µL of APTT reagent followed by incubation at 37 °C for 3 min. After incubation, 100 µL of 0.025 M CaCl₂ (preincubated at the same temperature) were added to the mixture. The time for clot formation for PT and APTT was determined by visual inspection and recorded in seconds. Distilled water was used as a negative control while sodium heparin was used as a positive control in both assays.

Fucoidan Fourier-transform infrared (FTIR) analysis. The CF as well as its fractions (CFF1, CFF2, and CFF3) were structurally characterized

with an IR spectrophotometer (Perkin Elmer, TWO, Waltham, MA, USA) equipped with an attenuator of total reflectance (ATR). Each spectrum was obtained by the addition of 14 scans (resolution of 4 cm⁻¹) in the spectral range of 500–4000 cm⁻¹. In addition, the sulfate content was calculated by the baseline method based on the sulphate/total sugars (SO₄/CHOH) ratio determined from the area under the curve of the bands at 1250 and 1040 cm⁻¹ (Lijour *et al.*, 1994).

Alginate extraction. Sodium alginate was obtained in triplicate following the method of Rodríguez-Montesinos *et al.* (2008). Twenty grams of the algal residual obtained in the fucoidan process were hydrated overnight in 180 mL of 0.1% formaldehyde solution. The solution was drained, and the algal tissue was placed in 400 mL of distilled water. The pH was adjusted to 4 with 1N HCl and constant stirring for 15 min. The solution was drained, and the algal tissue was placed in 400 mL of distilled water. The pH was adjusted to 10 with 10% Na₂CO₃ in a water bath (80 °C) with constant stirring for 2 h. The resulting mixture was vacuum filtered using diatomaceous earth as a filter aid. The obtained solution was precipitated with one volume of ethanol (96%). The precipitate was then filtered, dried for 24 h at 55 °C, and stored at 4 °C. The alginate yield was computed as the percentage of algal dry weight.

Chemical properties of alginate. The viscosity of sodium alginate was measured in a 1% (w/v) alginate solution at 22 °C with a digital viscometer (Brookfield, DV-I, Middleboro, MA, USA) using the appropriate spindle. Alginate gel strength was measured using the 1% alginate solution. A dialysis membrane (2.9 cm diameter) was filled with the alginate solution and immersed overnight in 10% CaCl₂. The gels were cut into three cylinders (2.9 cm diameter × 3 cm length), and gel strength was measured with a texture analyzer (Stable Micro Systems, TA.XT Plus, Godalming, Surrey, UK) (Borras-Chavez *et al.*, 2016).

RESULTS

Proximal analysis. *Sargassum lapazeanum* is mainly composed of a high content of inorganic material and carbohydrates, corresponding to high values of nitrogen-free extract (NFE) and ash (Table 1). The lowest value recorded was that of the ether extract content.

Antimicrobial activity. The agar disc diffusion method was used to screen for antimicrobial activity. The EE and F1–F7 fractions were assayed against *S. aureus*, *B. subtilis*, *E. coli*, *V. parahaemolyticus*, and *V. harveyi*. None were active against *S. aureus*, *B. subtilis*, or *E. coli*, and only EE and F2 inhibited *V. parahaemolyticus* and *V. harveyi* (Table 2). The F2 fraction was fractionated again, and 14 fractions were obtained. Due to the small quantities obtained for some fractions, only some of these could be tested against *V. parahaemolyticus* and *V. harveyi*. The results indicate that the F2F6, F2F8, F2F9, and F2F10 fractions were active for both bacteria, while the F2F12 fraction was only active against *V. harveyi* (Table 3).

Table 1. Composition of *Sargassum lapazeanum* from Tarabillas, Baja California Sur, Mexico. Mean ± SD (n = 3).

Moisture (%)	Protein (%)	Ether extract (%)	Crude fiber (%)	Ash (%)	NFE (%)	Gross energy (kJ g ⁻¹)
8.51 ± 0.03	8.54 ± 0.07	0.28 ± 0.03	6.06 ± 0.15	30.52 ± 0.1	85.12	10.55 ± 0.02

NFE = nitrogen-free extract

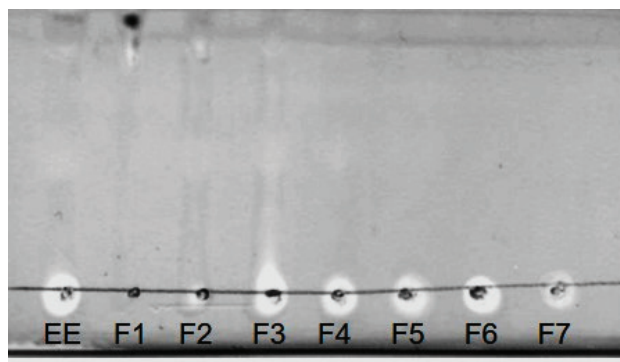


Figure 1. Antioxidant activity of the fractions obtained from the ethanolic extract (EE) of *Sargassum lapazeanum* using the bioautographic method and revealed with a 0.4% DPPH solution. Discolored areas mean free radical scavenging activity.

Antioxidant activity. A TLC bioautography was performed to screen for the antioxidant activity of the EE and its fractions. All samples showing discolored bands were considered antioxidants (Fig. 1). For this reason, all samples were analyzed by the colorimetric method to determine the EC_{50} . The results indicate that F6 presented the lowest EC_{50} of 39.96 $\mu\text{g mL}^{-1}$, while the highest EC_{50} corresponded to fraction F1 (394.21 $\mu\text{g mL}^{-1}$) (Fig. 2). On the other hand, ascorbic acid presented an EC_{50} of 1.5 $\mu\text{g mL}^{-1}$, which was 26-fold higher than that of F6.

Anticoagulant activity. The CF yield was 3% based on the dry weight of the seaweed. The anticoagulant activity of CF and the CFF1, CFF2, and CFF3 fractions was evaluated, and the results were compared with those of heparin (control) (Table 4). For the APTT assay, all fractions analyzed had clotting times greater than 300 s that were longer than the control (31s). For the TP assay, the CFF2 fraction showed the greatest activity with a coagulation time of 41.9 s; however, all analyzed samples had higher PT values than the control (14 s). Based on the above, the dose-effect curves of the extracts (CF, CFF1, CFF2, and CFF3) were constructed (Fig. 3), and it was observed that most extracts showed coagulation times that were double that of the control (32.8 s) even at minimum concentrations.

Fucoidan FTIR. FTIR-ATR spectroscopy was performed to identify the major characteristic peaks (Fig. 4). The CF, CFF1, CFF2, and CFF3 spectra showed different absorption bands that were characteristic of heterofucan. The bands around 1375 and 960–970 cm^{-1} corresponded to the methyl group of fucose, whereas bands between 1417 and 1616 cm^{-1} corresponded to an amide bond and uronic acid residues, respectively. An absorption band around 1210–1250 cm^{-1} corresponding to S-O stretching, a band at 830 cm^{-1} corresponding to C-O-S stretching, and an additional band at 570 cm^{-1} confirm a notable number of sulfate groups. Furthermore, the sulfate content in CF, CFF1, CFF2, and CFF3 was 27.85%, 8.10%, 47.48%, and 12.98%, respectively.

Alginate. The sodium alginate yield obtained from the residual algal used for the fucoidan extraction was 22.88% (SD \pm 0.91). The viscosity of the alginate obtained was 50.83 mPa·s (SD \pm 1.04), and its gel strength was 1807.42 g cm^{-2} (SD \pm 10.60).

DISCUSSION

The main constituents of *S. lapazeanum* were NFE (85.1%) and ash (30.5%). Usually, NFE is mainly composed of soluble carbohydrates, such as starches and sugars, although it also includes considerable amounts of alginic acid and sulfated polysaccharides (Carrillo-Domínguez *et al.*, 2002). The ash percentage in this study is comparable to those of other studies on seaweeds, which have indicated that the high organic matter content detected is due to these organisms being able to store mineral elements that are abundant in the marine environment (Carrillo-Domínguez *et al.*, 2002; Casas-Valdez *et al.*, 2006).

The protein content reported in the literature for brown macroalgae varies from 3–15% (dry weight) and depends on multiple factors, including the species and season (Burtin, 2003). Studies with *Sargassum* species have shown that the quality of these proteins is adequate, as essential amino acids are present and digestibility is higher than 70% (Casas-Valdez *et al.*, 2006).

The amount of crude fiber (6.06%) found in this study was low, although comparable to those of some foods intended for human consumption, such as oats (7%) and legumes like beans and chickpeas (5%) (Carrillo-Domínguez *et al.*, 2002). In addition, the amount of gross energy (10.55 kJ g^{-1}) was similar to that found by Di Filippo-Herrera *et al.* (2018) in *S. horridum* (10.26–11.55 kJ g^{-1}).

Table 2. Antimicrobial activity (zone of inhibition in mm) of the ethanolic extract (EE) and fractions (2 mg/disc) of *S. lapazeanum*. Mean \pm SD (n = 2).

Extract	Microorganism				
	<i>Staphylococcus aureus</i>	<i>Bacillus subtilis</i>	<i>Escherichia coli</i>	<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	<i>Vibrio harveyi</i>
EE	--	--	--	8.5 \pm 0.70	10.0 \pm 0
EEF1	--	--	--	--	--
EEF2	--	--	--	8.0 \pm 0	8.5 \pm 0.70
EEF3	--	--	--	--	--
EEF4	--	--	--	--	--
EEF5	--	--	--	--	--
EEF6	--	--	--	--	8.75 \pm 0.35
EEF7	--	--	--	--	9.0 \pm 0
Eritromicina	25	13	R	13	13
Ampicilina	10	R	R	7	7

-- Without activity

R = Resistant

Table 3. Antimicrobial activity (zone of inhibition in mm) of the EEF2 fractions (2 mg/disc). Mean \pm SD (n = 2).

Fraction	<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	<i>Vibrio harveyi</i>
F2F5	--	--
F2F6	7.75 \pm 0.35	10.75 \pm 1.06
F2F8	8.5 \pm 0.71	11.75 \pm 1.06
F2F9	8.0 \pm 0.71	11.75 \pm 0.35
F2F10	7.75 \pm 0.35	11.50 \pm 0.71
F2F11	--	--
F2F12	--	10.0 \pm 0
-- Without activity		

Most studies conducted with crude marine algae extracts mention high activity against gram-positive bacteria, with *S. aureus* being considered one of the species most susceptible to algal extracts (Rios *et al.*, 2009). However, the ethanolic extract and fractions obtained by solid-liquid fractionation were not active against the gram-positive bacteria used in the assay. Species of the *Sargassum* genus, such as *S. oligocystum* Montagne (Baleta *et al.*, 2011) and *S. latifolium* (Turner) C. Agardh (Dashtiannasab *et al.*, 2012), have shown high potential against bacteria of the *Vibrio* genus. However, these differences in activity can be explained by several factors, such as the species studied, seasonal variation, geographic variation, reproductive state of the algae (De Lara-Issasi & Álvarez-Hernández, 1999), and the type of solvent used for the extraction (Tüney *et al.*, 2006). In addition, some studies have shown that *V. harveyi* is usually sensitive to antibacterial activity tests, presenting more defined inhibition halos than those observed for *V. parahaemolyticus* (Baleta *et al.*, 2011; Dashtiannasab *et al.*, 2012).

Antibacterial activity of *S. lapazeanum* was present in both polar and non-polar fractions. However, the F2 (non-polar) fraction was selected for fractionation, as it showed the highest activity against *V. parahaemolyticus* and *V. harveyi*. After fractionation, the antibacterial activity in some subfractions increased, reflected in more defined inhibition halos. Fractions F2F8 and F2F9 were the most active against *V. harveyi* (11.75 mm), while fraction F2F8 was most active against *V. parahaemolyticus* (8.5 mm). This shows that the fractionation process was effective in such a way that activity increased. The selective activity against bacteria of the *Vibrio* genus observed in this study suggests that *S. lapazeanum* may be considered as an alternative species to obtain natural antibacterial compounds with applications in the treatment of vibriosis in aquaculture settings (Rubio-Limonta & Silveira-Coffigny, 2012). In a qualitative comparison, it was observed that the fractions of the extracts presented a higher antimicrobial activity than the ampicillin control and lower than the erythromycin control.

The results of the free radical scavenging activity assays showed that *S. lapazeanum* is a potential source of compounds with antioxidant activity, although the activity of the fraction (CFF2) with the highest activity ($EC_{50} = 39.96 \mu\text{g mL}^{-1}$) was 6-fold lower than that found by Zubia *et al.* (2007) who obtained EC_{50} values of 6.64 and 7.14 $\mu\text{g mL}^{-1}$ for *S. ramifolium* Kützinger and *S. pteropleuron* Grunow, respectively.

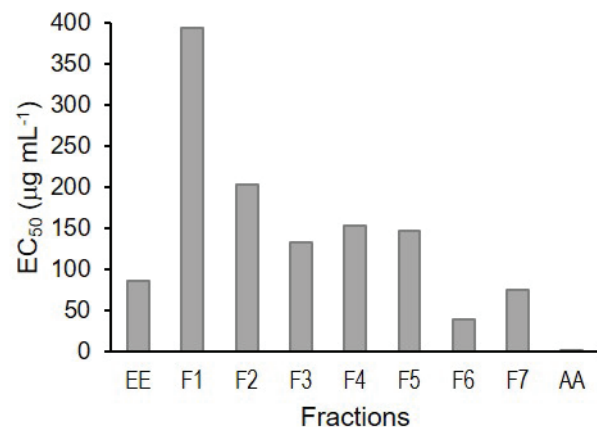


Figure 2. Values obtained for the half maximal effective concentration (EC_{50}) of the fractions of *Sargassum lapazeanum* obtained by polarity gradient. EE = Ethanolic Extract. AA = Ascorbic acid.

Generally, photoautotrophic organisms are exposed to high oxygen and radical stresses and have adapted to these conditions by developing various yet efficient protective systems against reactive oxygen species and free radicals. Some of these systems consist of the production of powerful antioxidants, such as polyphenols, carbohydrates, nitrogenous compounds, phytosterols, carotenoids, chlorophyll derivatives, and other photoprotective pigments (Zubia *et al.*, 2007).

The IR spectra of the fucoidan fractions presented similar absorption patterns, suggesting that all fractions contain the same functional groups; however, differences in composition were present, as evidence by the differences among the intensities of the absorption peaks. The band at 830 cm^{-1} was assigned to the vibration of the C–O–S group,

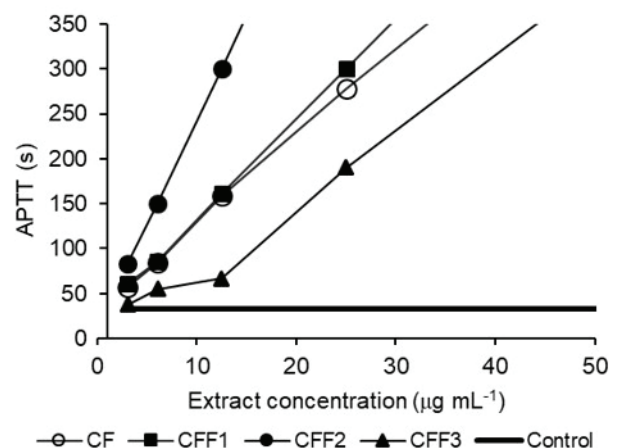


Figure 3. Dose-response curves of anticoagulant activity from the APTT assay employing different fucoidan concentrations from *Sargassum lapazeanum* and fractions obtained by precipitation.

indicating the presence of a sulfate group in the axial position of C4 with minor substitutions in carbons C2 and C3 of fucose given the less intense absorption peak at 805 cm^{-1} (Li *et al.*, 2008). Furthermore, the absorption band at 570 cm^{-1} confirmed the presence of a notable number of sulfate groups (Synytsya *et al.*, 2010). As such, the fucoidan obtained from *S. lapazeanum* is described as a heterofucan due to the presence of uronic acids ($1600\text{--}1650\text{ cm}^{-1}$) and neutral sugars ($1180\text{--}1000\text{ cm}^{-1}$) in the IR bands.

The results obtained from the PT and APTT assays demonstrated the high anticoagulant potential of *S. lapazeanum*, as all of the extracts prolonged the clot formation time, extending it to double that of the control, even at minimum concentrations. The fucoidan fractions obtained in the present study showed activities similar to that of heparin, according to the study by Ronghua *et al.* (2003) who reported a coagulation time for heparin of 125 s at concentrations of $10\text{ }\mu\text{g mL}^{-1}$. Based on this,

Table 4. Fucoidan anticoagulant activity obtained by fractional precipitation. Mean \pm SD (n = 3).

Sample	PT (s)	APTT (s)
CF	30.25 ± 0.79	> 300
CFF1	24.50 ± 1.30	> 300
CFF2	41.93 ± 2.49	> 300
CFF3	23.08 ± 1.90	> 300
Control	14.00	33.54

PT = pro-thrombin time
APTT = activated partial thromboplastin time

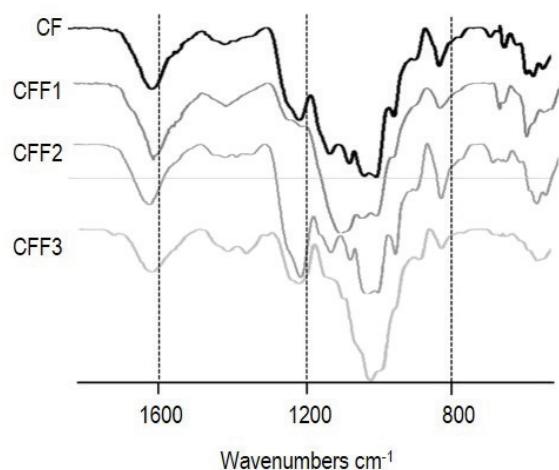


Figure 4. FTIR-ATR spectra of fucoidan fractions from *Sargassum lapazeanum* at $500\text{--}4000\text{ cm}^{-1}$.

it can be said that CFF2 was the most active fraction with the greatest potential, as it doubled this time at the same concentration. This agrees with the potential observed in *S. vulgare* C. Agardh, which was reported to be 10-fold more active than heparin (Guerra-Dore *et al.*, 2013). Heparin is a biomolecule that contains highly sulfated glycosaminoglycan and is the most widely used anticoagulant on the market for the prevention and treatment of cardiovascular diseases. However, the prolonged use of heparin compounds can have adverse effects, such as thrombocytopenia, osteoporosis, and bleeding (Gómez-Ordóñez, 2012).

Regarding the degree of sulfation, the sulfate content in CFF2 (47.48%) was higher compared to those of the other fractions in this study and also presented the most activity. This agrees with the results of previous studies that have indicated that an increase in sulfate content is one of the most important factors that determines anticoagulant activity, which increases according to the degree of fucan sulfation (Muñoz-Ochoa *et al.*, 2009). However, further studies are needed to determine its potential application in humans.

Lastly, the alginate yield (22.8%) obtained from *S. lapazeanum* is high when compared with that reported for *S. cymosum* C. Agardh (15.9%), *S. sinicola* (13-15%), and *S. vulgare* (16.9%; Camacho & Hernández-Carmona, 2012; Torres *et al.*, 2007; Yabur *et al.*, 2007). Due to their thickening, gelling, stabilizing, and film-forming properties, alginates are widely used in food, textile, and pharmaceutical industries (Hernández-Carmona *et al.*, 2012). The results of the present study showed that *Sargassum lapazeanum* is an alga with a high potential as a source of compounds with antioxidant, antibacterial, and anticoagulant activity.

REFERENCES

- ANDRADE-SORCIA, G., R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ & L. PAÚL-CHÁVEZ. 2008. Variabilidad morfológica y morfométrica de *Sargassum lapazeanum* (Sargassaceae: Phaeophyta) en el Suroeste del Golfo de California. *INSULA Revista de Botánica* 37: 67-80.
- AOAC (ASSOCIATION OF OFFICIAL AGRICULTURAL CHEMISTS). 2005. *Official methods of analysis*. Association of Official Agricultural Chemists, Washington, DC.
- BALETA, F. N., L. V. LAURETA, M. J. S. APINES-AMAR, P. I. P. PADILLA & G. F. QUINITO. 2011. Biological activity of extracts of *Sargassum oligocystum* (Magnaye) against aquaculture pathogenic bacteria. *The Israeli Journal of Aquaculture* 63: 667-671.
- BAUER, A. W., M. H. KIRBY, J. C. SHERRIS & M. TURCK. 1966. Antibiotic susceptibility testing by a standardized single disk method. *American Journal of Chemical Pathology* 5: 493-496.
- BORRAS-CHAVEZ, R., M. S. EDWARDS, D. L. ARVIZU-HIGUERA, Y. E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS, G. HERNÁNDEZ-CARMONA & D. BRICEÑO-DOMÍNGUEZ. 2016. Repetitive harvesting of *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyceae) and its effects on chemical constituents of economic value. *Botanica Marina* 59(1): 63-71. DOI 10.1515/bot-2015-0028
- BURTIN, P. 2003. Nutritional value of seaweeds. *Electronic journal of environmental, agricultural and food chemistry* 2(4): 498-503.
- CAMACHO, O. & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2012. Phenology and alginates of two *Sargassum* species from the Caribbean coast of Colombia. *Ciencias Marinas* 38: 381-393. DOI: 10.7773/cm.v38i2.1963

- CARRILLO-DOMÍNGUEZ, S., M. CASAS-VALDEZ, F. RAMOS-RAMOS, F. PÉREZ-GIL & I. SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ. 2002. Algas marinas de Baja California Sur, México: Valor nutrimental. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición* 52(4): 400-405.
- CASAS-VALDEZ, M., G. PORTILLO-CLARK, N. AGUILA-RAMÍREZ, S. RODRÍGUEZ-ASTUDILLO, I. SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ & S. CARRILLO-DOMÍNGUEZ. 2006. Efecto del alga marina *Sargassum* spp. sobre las variables productivas y la concentración de colesterol en el camarón café, *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41(1): 97-105.
- DASHTIANNASAB, A., S. KAKOOLAKI, M. SHARIF-ROHANI & V. YEGANEH. 2012. *In vitro* effects of *Sargassum latifolium* (Agardeh, 1948) against selected bacterial pathogens of shrimp. *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 11(4): 765-775.
- DE LARA-ISASSI, G. & S. ÁLVAREZ-HERNÁNDEZ. 1999. Evaluación de la actividad anticoagulante de algas marinas presentes en las costas del Golfo de México y Caribe Mexicano. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 49: 75-82.
- DI FILIPPO-HERRERA, D. A., G. HERNÁNDEZ-CARMONA, M. MUÑOZ-OCHOA, D. L. ARVIZU-HIGUERA, & Y. E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS. 2018. Monthly variation in the chemical composition and biological activity of *Sargassum horridum*. *Botanica Marina* 61(1): 91-102. DOI: 10.1515/bot-2017-0031
- ECHAVARRÍA, Z. B., S. A. FRANCO & M. A. MARTÍNEZ. 2009. Evaluación de la actividad antioxidante y determinación del contenido de compuestos fenólicos en extractos de macroalgas del Caribe Colombiano. *Vitae* 16: 126-131.
- GÓMEZ-ORDÓÑEZ, E. 2012. Evaluación nutricional y propiedades biológicas de algas marinas comestibles. Estudios *in vitro* e *in vivo*. Tesis de Doctorado. Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid CSIC-ICTAN, Madrid, España. 218 p.
- GUERRA-DORE, C. M. P., M. G. DAS C FAUSTINO-ALVES, L. S. E. POFIRIO-WILL, T. G. COSTA, D. A. SABRY, L. A. R. DE SOUZA-RÊGO, C. M. ACCARDO, H. A. O. ROCHA, L. GUIMARÃES-FILGUEIRA & E. LISBOA-LEITE. 2013. A sulfated polysaccharide, fucans, isolated from brown algae *Sargassum vulgare* with anticoagulant, antithrombotic, antioxidant and anti-inflammatory effects. *Carbohydrate Polymers* 91(1): 467-475. DOI: 10.1016/j.carbpol.2012.07.075
- GUIRY, M. D. & G. M. GUIRY. 2022. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Available online at: <https://www.algaebase.org> (downloaded March 22, 2022).
- HERNÁNDEZ-CARMONA, G., Y. E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS, D. L. ARVIZU-HIGUERA, R. REYES-TISNADO, J. I. MURILLO-ÁLVAREZ & M. MUÑOZ-OCHOA. 2012. Avances tecnológicos en la producción de alginatos en México. *Ingeniería, Investigación y Tecnología* 13(2): 155-168. DOI: 10.22201/ifi.25940732e.2012.13n2.015
- LI, B., F. LU, X. WEI & R. ZHAO. 2008. Fucoic acid: Structure and bioactivity. *Molecules* 13(8): 1671-1695. DOI: 10.3390/molecules13081671
- LJOUR, Y., E. GENTRIC, E. DESLANDES & J. GUEZENNEC. 1994. Estimation of the sulfate content of hydrothermal vent bacterial polysaccharides by Fourier transform infrared spectroscopy. *Analytical Biochemistry* 220: 244-248. DOI: 10.1006/abio.1994.1334
- MASCHECK, J. A. & B. J. BAKER. 2008. The chemistry of secondary metabolism. In Amsler, C. D. (ed.). *Algal Chemical Ecology*. Springer-Verlag, pp. 1-24.
- MOLYNEUX, P. 2004. The use of the stable free radical diphenylpicrylhydrazyl (DPPH) for estimating antioxidant activity. *Songklanakarin Journal of Science and Technology* 26(2): 211-219.
- MUÑOZ-OCHOA, M., J. I. MURILLO-ÁLVAREZ, Y. E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS, G. HERNÁNDEZ-CARMONA, D. L. ARVIZU-HIGUERA, J. PERALTA-CRUZ & J. LIZARDI-MENDOZA. 2009. Anticoagulant screening of marine algae from México, and partial characterization of the active sulphated polysaccharide from *Eisenia arborea*. *CICIMAR Océánides* 24: 41-51.
- NORRIS, J. N. 2010. *Marine algae of the Northern Gulf of California: Chlorophyta and Phaeophyceae*. Smithsonian Contributions to Botany 94. Smithsonian Institution Scholarly Press, Washington, D.C. 276 p.
- PATRÓN-PRADO, M., M. CASAS-VALDEZ, E. SERVIERE-ZARAGOZA, T. ZENTENO-SAVÍN, D. B. LLUCH-COTA & L. MÉNDEZ-RODRÍGUEZ. 2011. Biosorption capacity for cadmium of brown seaweed *Sargassum sinicola* and *S. lapazeanum* in the Gulf of California. *Water, Air, & Soil Pollution* 221: 137-144. DOI: 10.1007/s11270-011-0776-y
- PHILLIPS, N. 1995. Biogeography of *Sargassum* (Phaeophyta) in the Pacific basin. In: Abbott, I. A. (ed.). *Taxonomy of Economic Seaweeds. Vol.5*. California Sea Grant College System, pp. 107-145.
- RÍOS, N., G. MEDINA, J. JIMÉNEZ, C. YAÑEZ, M. Y. GARCÍA, M. L. DI BERNARDO & M. GUALTIERI. 2009. Actividad antibacteriana y antifúngica de extractos de algas marinas venezolanas. *Revista Peruana de Biología* 16(1): 97-100. DOI: 10.15381/rpb.v16i1.182
- RIVERA, M. & R. SCROSATI. 2006. Population dynamics of *Sargassum lapazeanum* (Fucales, Phaeophyta) from the Gulf of California, Mexico. *Phycologia* 45: 178-189. DOI: 10.2216/05-47.1
- RODRÍGUEZ-MONTESINOS, Y. E., D. L. ARVIZU-HIGUERA & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2008. Seasonal variation on size and chemical constituents of *Sargassum sinicola* Setchell et Gardner from Bahía de La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Phycological Research* 56: 33-38. DOI: 10.1111/j.1440-1835.2008.00482.x
- RONGHUA, H., D. YUMIN & Y. JIANHONG. 2003. Preparation and *in vitro* anticoagulant activities of alginate sulfate and its quaterized derivatives. *Carbohydrates Polymers* 52(1): 19-24. DOI: 10.1016/S0144-8617(02)00258-8
- RUBIO-LIMONTA, M & R. SILVEIRA-COFFIGNY. 2012. Enfermedades infecciosas en camarones *Penaeus* y langosta *Panulirus*. Situación actual. *RED-VET. Revista Electrónica de Veterinaria* 13(7): 1-17. Available online at: <http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n070712.html>
- SUÁREZ-CASTILLO, A. N., R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, M. ROJO-AMAYA, J. TORRE-COSÍO, R. RIOJA-NIETO, A. HUDSON-WEAVER, T. PFISTER, G. HERNÁNDEZ-CARMONA, G. HINOJOSA-ARANGO, O. ABURTO-OROPEZA & A. L. FIGUEROA-CÁRDENAS. 2013. Bosques de algas pardas en el Golfo de California, México: *Sargassum*, un hábitat esencial. *CONABIO Biodiversitas* 108: 12-16.
- SYNYTSYA, A., W. J. KIM, S. M. KIM, R. POHL, A. SYNYTSYA, F. KVASNIČKA, J. ČOPIKOVÁ & Y. I. PARK. 2010. Structure and antitumour activity of fucoic acid isolated from sporophyll of Korean brown seaweed *Undaria*

- pinnatifida*. *Carbohydrate Polymers* 81: 41-48. DOI: 10.1016/j.carbpol.2010.01.052
- TORRES, M. R., A. P. A. SOUSA, E. A. T. SILVA-FILHO, D. F. MELO, J. P. A. FEITOSA, R. C. M. DE PAULA & M. G. S. LIMA. 2007. Extraction and physicochemical characterization of *Sargassum vulgare* alginate from Brazil. *Carbohydrate Research* 342: 2067-2074. DOI: 10.1016/j.carres.2007.05.022
- TÜNEY, I., B. H. ÇADIRCI, D. ÜNAL & A. SUKATAR. 2006. Antimicrobial activities of the extracts of marine algae from the coast of Urla (Izmir, Turkey). *Turkish Journal of Biology* 30: 171-175.
- WANG, J., Y. D. YUE, F. TANG & J. SUN. 2012. TLC screening for antioxidant activity of extracts from fifteen bamboo species and identification of antioxidant flavone glycosides from leaves of *Bambusa textilis* McClure. *Molecules* 17(10):12297-12311. DOI: 10.3390/molecules171012297
- YABUR, R., Y. BASHAN & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2007. Alginate from the macroalgae *Sargassum sinicola* as a novel source for microbial immobilization material in wastewater treatment and plant growth promotion. *Journal of Applied Phycology* 19: 43-53. DOI: 10.1007/s10811-006-9109-8
- ZUBIA, M., D. ROBLEDO & Y. FREILE-PELEGRÍN. 2007. Antioxidant activities in tropical marine macroalgae from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Applied Phycology* 19(5): 449-458. DOI: 10.1007/s10811-006-9152-5

Evaluation of the acceptability of diets formulated with hydrolyzed algae for juvenile abalone of *Haliotis fulgens*

Evaluación de la aceptabilidad de dietas formuladas con algas hidrolizadas para juveniles de abulón *Haliotis fulgens*

Miguel Ángel Villa-Arce¹; Laura Teresa Guzmán-Villanueva^{2,3}; Nurenskaya Vélez-Arellano⁴; Gustavo Hernández-Carmona¹; Carlos Alonso Godínez-Pérez⁵, Mauricio Contreras-Olguín¹; Mauricio Muñoz-Ochoa¹; Federico Andrés García-Domínguez¹

Recibido: 18 de abril de 2022.

Aceptado: 24 de octubre de 2022.

Publicado: diciembre de 2022.

¹ Instituto Politécnico Nacional - Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n Col. Playa Palo de Sta. Rita, La Paz, Baja California Sur, 23096. México.

² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. Independencia y Paseo Eucalipto s/n, Guerrero Negro, Baja California Sur, 23940. México.

³ Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Av. Insurgentes Sur 1582, Col. Crédito Constructor, Del. Benito Juárez, 03940. México.

⁴ Laboratorio de Ecología de Pesquerías, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. Paseo Claussen s/n. Col. Los Pinos, Mazatlán, Sinaloa, 82000. México.

⁵ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Ciudad Universitaria s/n., Delegación Coyoacán, Ciudad de México, 04510. México.

***Corresponding author:**

Nurenskaya Vélez-Arellano: e-mail: nurens@hotmail.com

To quote as:

Villa-Arce, M. Á., L. T. Guzmán-Villanueva, N. Vélez-Arellano, G. Hernández-Carmona, C. A. Godínez-Pérez, M. Contreras-Olguín, M. Muñoz-Ochoa & F. A. García-Domínguez. 2022. Evaluation of the acceptability of diets formulated with hydrolyzed algae for juvenile abalone of *Haliotis fulgens*. *Hidrobiológica* 32 (3): 373-382.

ABSTRACT

Background. Abalones are aquaculture resources of great importance to the international food market. However, abalone cultivation faces a problem of food availability depending on the season, especially in Mexico. **Goals.** This study aimed to formulate diets for juvenile *Haliotis fulgens* from hydrolyzed algae. **Methods.** We evaluated the physicochemical parameters of the diets and their acceptability to juveniles *H. fulgens*. Three diets were formulated from different algae species: 1) *Macrocystis pyrifera* (MP), 2) *Eisenia arborea* (EA) and 3) mixture of both algae (MPEA). The total amount of hydrolyzed alga in each diet was 26%. Fresh *E. arborea* blades and the ABKELP® commercial diet were used as negative and positive control, respectively. Finally, the toughness, stability and acceptability of each diet were determined at 3, 6, 9, 12 and 24 h. **Results.** The toughness and stability of all hydrolyzed algae diets were significantly different ($p > 0.05$) compared to the those of positive and negative controls. The toughness of the MP, EA and MPEA diets ranged from 600-630 g cm⁻², whereas the ABKELP diet was tougher (700 g cm⁻²) after 24 h. The stability of the formulated diets was > 80%, while the ABKELP control reached 95% at 24 h. Overall ABKELP stability was significantly higher than those of the other diets ($p < 0.01$). The EA, MPEA, and ABKELP diets were more attractive to organisms than fresh *E. arborea*, although no significant differences in food intake were present ($p < 0.05$). **Conclusions.** All formulated diets exhibited physicochemical and acceptability characteristics that are suitable for *H. fulgens*.

Key words: attractability, *Eisenia arborea*, food intake, green abalone, *Macrocystis pyrifera*.

RESUMEN

Antecedentes. Los abulones son un recurso acuícola de gran importancia en el mercado alimentario internacional. Sin embargo, el cultivo de abulón enfrenta un problema de disponibilidad de alimento según la temporada, especialmente en México. **Objetivo.** El presente estudio tuvo como objetivo formular dietas para juveniles de *Haliotis fulgens* a partir de algas hidrolizadas. **Métodos.** Se evaluaron los parámetros fisicoquímicos de las dietas y su aceptabilidad para juveniles de *H. fulgens*. Se formularon tres dietas a partir de diferentes especies de algas: 1) *Macrocystis pyrifera* (MP), 2) *Eisenia arborea* (EA) y 3) mezcla de ambas algas (MPEA). La cantidad total de algas hidrolizadas en cada dieta fue del 26%. Se utilizaron laminas frescas de *E. arborea* y la dieta comercial ABKELP® como control negativo y positivo, respectivamente. Finalmente se determinó la dureza, estabilidad y aceptabilidad de cada dieta a las 3, 6, 9, 12 y 24 h. **Resultados.** La dureza y estabilidad de todas las dietas de algas hidrolizadas fueron significativamente diferentes ($p > 0.05$) en comparación con el control positivo y negativo. La dureza de las dietas MP, EA y MPEA varió de 600 a 630 g cm⁻², mientras que la dieta ABKELP fue más dura (700 g cm⁻²) después de 24 h. La estabilidad de las dietas formuladas fue >80%, mientras que la del control ABKELP alcanzó el 95% a las 24 h. La estabilidad de ABKELP fue significativamente mayor que la de las otras dietas ($p < 0.01$). Las dietas EA, MPEA y AKELP fueron las de mayor atracción para los organismos que *E. arborea* fresca, aunque no hubo diferencias significativas en el consumo de alimentos ($p < 0.05$). **Conclusiones.** Todas las dietas formuladas presentaron características fisicoquímicas y de aceptabilidad adecuadas para *H. fulgens*.

Palabras claves: abulón azul, atractabilidad, consumo, *Eisenia arborea*, *Macrocystis pyrifera*.

INTRODUCTION

Abalones are economically important aquaculture resources in the international market and are highly valued in Asian countries where the demand for these products is increasing (Hartmann *et al.*, 2015). Abalone meat is sold either whole or in pieces and may be canned, fresh, dehydrated or frozen. In addition to the meat, the shell, mantle, viscera and gonad are also commercialized (Cook, 2019).

Since the 1970s, abalone production worldwide has decreased considerably from 20,000 t in 1970 to 6,500 t in 2017 (Vega-García *et al.*, 2015; Cook, 2019). This drop in production has been caused by overfishing, illegal fishing, climatic variations and diseases caused by various pathogens such as *Perkinsus olseni* Lester & Davis, 1981, *Xenohaliotis californiensis* Friedman *et al.* 2000 and *Vibrio* spp. (Guzmán del Proó *et al.*, 2013; Dang & Miller, 2016). As an alternative to fishing, abalone crops have been developed in countries such as China, Korea, Australia and Mexico (Cook, 2019). In addition to focusing on abalone growth and crop sales, these operations have directed their efforts towards applying technological advances to improve production. Examples of these operations include those in China with *Haliotis discus* Reeve, 1846, and *Haliotis diversicolor* Reeve, 1846, *Haliotis laevigata* Donovan, 1808 (Zhang *et al.*, 2004) as well as those in Korea with *H. discus* Ino, 1953 (Park & Kim, 2013), Australia with *H. asinina* Linnaeus, 1758 (Amin *et al.*, 2020), and the Philippines with *H. asinina* (Santizo-Taan, 2020).

The main problem facing abalone cultivation is food availability (e.g., fresh *Eisenia arborea* Areschoug, 1876 and *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh, 1820 along the Baja California peninsula) and a reduction in biomass due to seasonal meteorological phenomena (Edwards & Hernández-Carmona, 2005; SAGARPA, 2017). In recent years, formulated foods have been developed and studied to ensure that the necessary nutrients are provided to farmed abalone to optimize growth (Fitzgerald, 2008; Meng *et al.*, 2019). Of note, hydrolyzed ingredients have been found to promote efficient nutrient (peptides, amino acids, monosaccharides, and oligosaccharides) absorption by the digestive system, which favors faster growth (i.e., weight and size) (Benitez *et al.*, 2008; Meng *et al.*, 2019). In addition, hydrolyzed ingredients favor immunostimulant activity and function as attractants that improve food intake (Hou *et al.*, 2017).

A wide variety of attractants that improve food intake and favor development exist for abalone diets and include amino acids, biogenic amines, nucleotides, algae extracts, and carbohydrates (Britz *et al.*, 1994; Dunstan *et al.*, 2002). Currently, the aim of abalone cultivation is to improve quality by providing foods with novel ingredients that benefit development (Lee *et al.*, 2016; Meng *et al.*, 2019; Tan *et al.*, 2020). Among these food items are brown algae, which contain polysaccharides (e.g., alginate, fucoidan, and laminaran) and amino acids that directly benefit the development of farmed organisms, as has been shown in fish and shrimp species (Peso-Echarri *et al.*, 2012; Ringø *et al.*, 2012). Therefore, it is important to evaluate the effects of algae hydrolysates on the feeding parameters of cultivated abalone.

In Mexico, the green abalone *Haliotis fulgens* Philippi, 1845 is an aquaculture product of great economic importance because a substantial portion of the total production is exported to Asian countries (FEDECOOP, 2022; SAGARPA, 2017). In Baja California Sur, green abalone has been successfully farmed in the Laboratory of Abalone Production

of the fishing cooperative Sociedad Cooperativa Progreso de Producción Pesquera S.C. de R.L., which continues to lead the world in *H. fulgens* commercialization (FEDECOOP, 2022). Despite advances that have improved the formulations of abalone diets and the cultivation of *H. fulgens*, thus far it has not been possible to formulate a diet that optimizes *H. fulgens* development in Mexico, where they are currently fed fresh algae. In addition, no information is available (globally) regarding the manner in which brown algae hydrolysates are incorporated either individually or when combined in the feed of farmed abalone. The present study aimed to formulate diets with hydrolyzed algae as the main ingredient and to evaluate the acceptability (i.e., attractability and food intake) of these diets in juvenile *H. fulgens*. Our results can be used to improve culture conditions to ensure the continuous supply of juvenile green abalone from Mexico.

MATERIALS AND METHODS

Production of hydrolyzed algae paste

Samples of two species of brown macroalgae (*Macrocystis pyrifera* and *Eisenia arborea*) were harvested in May 2021 from La Bocana in Baja California Sur and subsequently dried. The dried samples were ground, sieved (400 µm), and placed in a water bath in a ratio of 1:2 (macroalgae: water). The algae were hydrolyzed in the water bath (90 °C) by means of an alkaline process for 2 h at pH 10, which was adjusted with 10% sodium carbonate (Hernández-Carmona *et al.*, 2012). The resulting hydrolyzed algae paste was refrigerated until use. The proportion of hydrolyzed algae used for formulating the abalone feed was 26% (260 g Kg⁻¹; Table 1).

Diet formulation

Three diets were formulated from two species of brown algae: 1) *M. pyrifera* (MP), 2) *E. arborea* (EA), and 3) *M. pyrifera* and *E. arborea* (MPEA). The diet were formulated as suggested by Viana (2002), Viana *et al.* (2007), and Durazo-Beltrán *et al.* (2014) using NUTRION v. 10.55 (Table 1). The formulation of the MP, EA, and MPEA diets was adjusted to ensure that all had similar nutritional content. During the experiment, the commercial brand ABKELP (Algas Marinas, S.A., Ensenada, Mexico) was used as a positive control, and fresh *E. arborea* (harvested in May 2021 from La Bocana in Baja California Sur) was used as a negative control.

Diet preparation

The resulting hydrolyzed algae were mixed with dry ingredients (spirulina, fish meal, polymethyl carbamide, and dried *M. pyrifera* and *E. arborea*, proportion used Table 1) in an MX1200 stand mixer (BLACK & DECKER, New Britain, USA) until the mixture was homogenized. The food mixture was prepared using a manual pasta extruder (Markwind, Walnut, USA). The resulting paste was formed into 5 g square bars (2.5 x 2.5 x 0.5 cm). The bars were dried in a DX312 convection oven (Yamato, Chuo City, Japan) at 55 °C for 48 h and subsequently placed in a desiccator for 24 h. The control diets were not processed in any way.

Proximal chemical analysis

A proximal chemical analysis was performed in triplicate for the formulated diets (MP, EA, and MPEA), the ABKELP® control, and the negative *E. arborea* control (Table 1) following the guidelines established by the Association of Official Analytical Chemists (AOAC, 2019). The analyses were conducted at the Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA, Mexico).

Table 1. Formulations and proximal chemical compositions of the diets evaluated in this study.

	Dietary treatment				
	MP	EA	MPEA	ABKELP (control)	Fresh <i>E. arborea</i> (negative control)
Ingredients (g Kg ⁻¹)					
<i>M. pyrifera</i> (s) ^a	270.0	---	135	---	---
<i>E. arborea</i> (s) ^a	---	270.0	135	---	---
<i>M. pyrifera</i> (hi) ^b	260.5	---	---	---	---
<i>E. arborea</i> (hi) ^b	---	260.7	---	---	---
Mp-Ea (hi) ^b	---	---	260.7	---	---
Spirulina ^c	100.0	100.0	100.0	---	---
Fish flour ^d	360.4	360.1	360.1	---	---
PMC ^e	9.1	9.1	9.1	---	---
Chemical composition (%)					
Protein	30.0 ± 0.24	30.0 ± 0.13	30.0 ± 0.10	25.0 ± 0.01	11.1 ± 0.12
Ether extract	2.8 ± 0.14	2.7 ± 0.05	2.6 ± 0.18	1.5 ± 0.30	0.2 ± 0.43
Carbohydrates	30.9 ± 0.06	30.1 ± 0.70	30.5 ± 0.45	32.0 ± 0.21	41.4 ± 0.01
Fibre	5.0 ± 0.06	4.1 ± 0.09	4.9 ± 0.32	4.5 ± 0.14	11.9 ± 0.2
Ash	31.3 ± 0.11	33.1 ± 0.71	31.9 ± 0.31	19.2 ± 0.12	22.5 ± 0.67
Moisture	4.99 ± 0.01	5.93 ± 0.01	5.01 ± 0.52	4.89 ± 0.23	4.69 ± 0.38

Abbreviations: Mp (*Macrosystis pyrifera*), Ea (*Eisenia arborea*), hi (hydrolyzed)

--- ingredient not included; ± standard deviation. Seaweeds were dried. ^a*E. arborea* and *M. pyrifera* by Algas Pacific®. ^bHydrolyzed *E. arborea*, *M. Pyrifera*, and mixture prepared in the Laboratorio de Algas Marinas of CICIMAR-IPN. ^cSpirulina produced by Estrella del Sur. ^dFish meal produced by PEGUSA, Mexico. ^ePolymethyl carbamide (PMC) product Acuabond® produced by Grupo Norel, Mexico. Amino acids provided by the algae include tryptophan, valine, alanine, leucine, methionine, cysteine, glycine, and threonine. Composition of ABKELP determined by Algas Marinas, S.A. (Ensenada, Baja California, Mexico) and includes wheat flour, seaweed flour, green algae flour, fish meal, soybeans, cereals and by-products, natural algae compactors (NKB), fish oil, oil vegetable, amino acids, minerals and vitamins from seaweed, vitamin E and C, and yeast and fungal inhibitors.

Toughness and stability

The toughness and stability tests were performed in triplicate using rectangular 10,800 L tanks (6 x 2 x 0.9 m) with aeration and continuous seawater flow (15 water changes per hour). The diet distribution among trials was random.

The toughness (i.e., breaking point) of the food bars (g cm⁻²) was determined using a Nikan-Sui texture analyzer. Three food bars (15 g) of each diet (MP, EA, MPEA, and ABKELP[®]) were placed individually in the center of the plate of the texture analyzer and weight was added until a break was generated in a bar. Measurements were taken every hour over 6 h, and then again at 9, 12 and 24 h.

The stability of the three food bars (three per diet) was individually determined by immersing them in water and subsequently drying them in the DX312 convection oven (Yamato) at 55 °C for 24 h. After which, the bars were weighed. The measurement time was the same as that of the toughness analysis. Stability was determined with the following formula (Pérez-Estrada, 2006):

$$\text{Stability (\%)} = \frac{Fr}{Fp} * 100$$

where, Fr is the food recovered and Fp is the food provided.

The stability of fresh algae was calculated at 24 h to determine food intake.

Acceptability (attractability and food intake)

The acceptability of the diets was evaluated in 900 *H. fulgens* juveniles (32.8 ± 0.3 mm, 4.67 ± 0.8 g) under commercial culture conditions (temperature: 18.4 ± 0.7 °C, pH: 7.8 ± 0.4, dissolved oxygen: 7.5 ± 0.6 mg/mL, photoperiod: 24 h darkness) at the facilities of the Sociedad Cooperativa Progreso de Producción Pesquera S.C. de R.L. which are located in La Bocana, Baja California Sur (26° 46' N. 113° 42' W). Prior to the acceptability tests, the organisms were acclimated for 30 days under commercial culture conditions during which time they were fed a fresh seaweed mix. After which, the organisms were fasted for two days before initiating the acceptability tests.

The acceptability tests were performed in triplicate with a total of 300 organisms per tank (600 L) based on the methodology of Dunstan *et al.* (2002) with some modifications. The three formulated diets plus the positive and negative controls were placed inside each tank in the devices described in Figure 1a. The device consisted of a metal mesh base (10 x 10 cm) and a plastic cover (20 x 20 cm; Fig. 1a). The devices contained 15 g (three bars) of each diet under evaluation and were randomly yet equidistantly distributed in the tanks. The tests were conducted for 24 h in the dark.

The attractability of each diet was determined by visual and photographic observations based on the frequency of approach and the interactions between the organisms and food bars at 1, 3, 6, 9, 12, and 24 h (Fig. 1b). Only the organisms that were found on top the food were

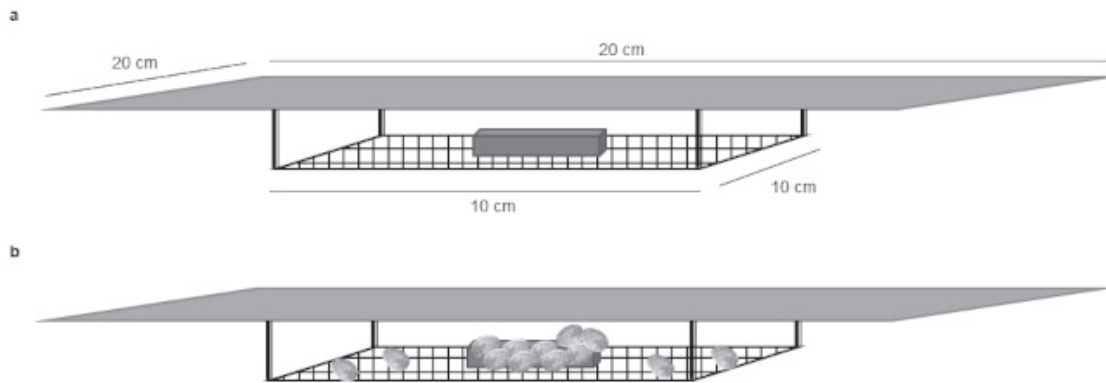


Figure 1. Device used to evaluate diet attractability (a). Device with interaction of abalone juveniles (b).

counted. A device without food was also included in the attractability tests to see if its presence influenced the attraction of the organisms (e.g., the device acting as a refuge).

Food intake was evaluated 24 h after providing the food bars. The excess food was recovered, dried in a convection oven at 55 °C for 48 h, and weighed. Food intake was determined with the following equation (Uki & Watanabe, 1992):

$$\text{Food Intake (g)} = \left(\frac{GS}{100} \right) - R$$

where, G is the weight of the food provided (g), S is stability, and R is the weight (g) of the recovered food.

Statistical analysis

Comparisons were made between treatments in terms of physical parameters (toughness and stability) and acceptability (attractability) in R (R Core Team, 2021).

Shapiro-Wilk tests for normality and Fligner-Killeen tests for homoscedasticity were applied to the data sets (attractability, toughness, and stability) prior to subsequent analyses. Given the nature of the data, a Kruskal Wallis test was used to identify significant differences between diets. Wilcoxon *post-hoc* tests with Bonferroni-Holm adjustments were used to highlight the differences between diet groups. Comparisons of food intake among the formulated diets and controls were conducted with Student t-tests with a significance level of $p < 0.05$.

RESULTS

The ABKELP control diet exhibited the greatest toughness. During the first four hours, ABKELP show a toughness of 2000 g cm⁻², which decreased with immersion time (700 g cm⁻² at 24 h). The *post-hoc* test indicated that there were significant differences in toughness ($p < 0.01$) between the ABKELP® control diet and the formulated diets. At 24 h, the toughness of all formulated diet was similar ($p > 0.01$). The MP, EA, and MPEA diet exhibited toughness values of 615.2 g cm⁻², 620.1 g cm⁻² and 622 g cm⁻², respectively (Fig. 2).

The stability of the formulated diets (MP, EA, and MPEA) showed similar trends with the values ranging from 94–81% (Fig. 3), although ABKELP® exhibited the greatest stability (99–95%; Fig. 3). After 24 h, the stability values of the MP, EA, MPEA, and ABKELP control diets were 81.7 ± 1.3%, 83.2 ± 0.7%, 81.8 ± 0.8%, and 95.9 ± 0.6%, respectively. Furthermore, the stability of the ABKELP control diet was significantly higher (i.e., 13.7% more stable, $p < 0.01$) than those of the formulated diets (Fig. 3).

The attractability of fresh *E. arborea* was significantly lower compared to that of the EA ($p < 0.01$), MPEA ($p < 0.05$), and ABKELP ($p < 0.01$) diets (Fig. 4). With the exception of fresh *E. arborea*, the control treatment (i.e., structure without food) was significantly different from those of the other diet treatments ($p < 0.05$). The attractability of the MP diet was also significantly lower when compared to those of the EA and MPEA diets ($p < 0.05$).

The most consumed diets (> 50%) were the ABKELP and EA diets. The abalone consumed more than 7.5 g of these diets. The control treatment of fresh *E. arborea* showed an intermediate food intake value of 45%, which was equivalent to 6.8 g of food consumed. The lowest intake value was recorded for the MP and MPEA (< 40%) diets, with both diets showing consumption values lower than 6 g (Fig. 5). However, the median difference test indicated that no significant differences were present among treatments ($p < 0.05$).

DISCUSSION

Toughness is critical to elaborating suitable food for abalone. These organisms feed by browsing, and their ability to ingest foods depends on their radula type (i.e., rhipidoglossan in *H. fulgens*) (Fitzgerald, 2008). In their natural environments, abalone feed on algae stipes and thus tend to consume foods that are not overly rigid (Fitzgerald, 2008; Currie *et al.*, 2016). In this study, the ABKELP control diet exhibited the highest toughness (> 700 g cm⁻²) when compared to those of the formulated diets (MP, EA, and MPEA). This toughness value may be considered appropriate for juvenile abalone based on the results reported by McShane *et al.* (1994) with *H. rubra*. Moreover, an appropriate interval of toughness for the juvenile stage of *H. fulgens* has been found to be

between 500–600 g cm⁻² (Rivero & Viana, 1996), which seems to favor attraction and consumption. This could explain why the attractability in this study was highest after 24 h when both the formulated and the control diets were softer in texture.

Stability is a physical property that must be considered when formulating abalone feed. This is because abalones feed slowly, and thus food must remain as stable as possible after being immersed in water to avoid losing its nutritional properties and negatively affecting water quality (Britz *et al.*, 1994; Kinkerdale *et al.*, 2010; Ruff *et al.*, 2014; Ansary *et al.*, 2018). Based on the suggestions by Fitzgerald *et al.* (2008) and Ruff *et al.* (2014), stability results higher than 80% are acceptable. In this study, the stability values of the formulated diets (MP, EA, and MPEA) were above 81%, although lower than that of ABKELP (> 95%). It is important to highlight that the formulated diets (MP, EA, and MPEA) were manually prepared in the laboratory in contrast to the ABKELP® control feed. Additional factors, such as density, binder type, particle size, and the production process, directly influence stability as has been described by Fleming *et al.* (1996), Sales & Jensens (2004), and Ruff *et al.* (2014). In this study, the stability values of the formulated diets were acceptable for *H. fulgens*. If these diets were to be industrially produced, their stability would likely increase (Ruff *et al.*, 2014).

Attractability is the attraction that food generates toward an organism through the release of chemical compounds that are detected by sense organs (Britz *et al.*, 1994). When optimizing abalone cultivation, it is important to develop diets that contain attractive ingredients that stimulate food intake, which improves weight gain, and that favor abalone quality (especially of the foot) (Bansemer *et al.*, 2016; Denti *et al.*, 2016). When compared with the attraction to fresh *E. arborea* (the algae used by cooperatives in northern Baja California Sur), the juvenile *H. fulgens* in this study showed higher attraction at 24 h to the control food ABKELP, followed by their attraction to the EA and MPEA diets. The lower attractability recorded for fresh *E. arborea* may be due to the formulated diets (MP, EA, MPEA, and ABKELP) containing fish and soybean meal and other ingredients (e.g., oils, amino acids, and by-products) that are known to stimulate attraction (O'Mahoney *et al.*, 2014; Bansemer *et al.*, 2016). Our formulated diets contained hydrolyzed algae. Hydrolyzation degrades proteins (amino acids) and carbohydrates (monosaccharides, disaccharides, and oligosaccharides), which makes assimilation more efficient (Cruz-Suárez *et al.*, 2000). The hydrolyzed algae functioned as an attractant and were easily detected by the abalone due to the low molecular weights of the compounds that were released into the water column (Cruz-Suárez *et al.*, 2000; Viana, 2002; Hou *et al.*, 2017).

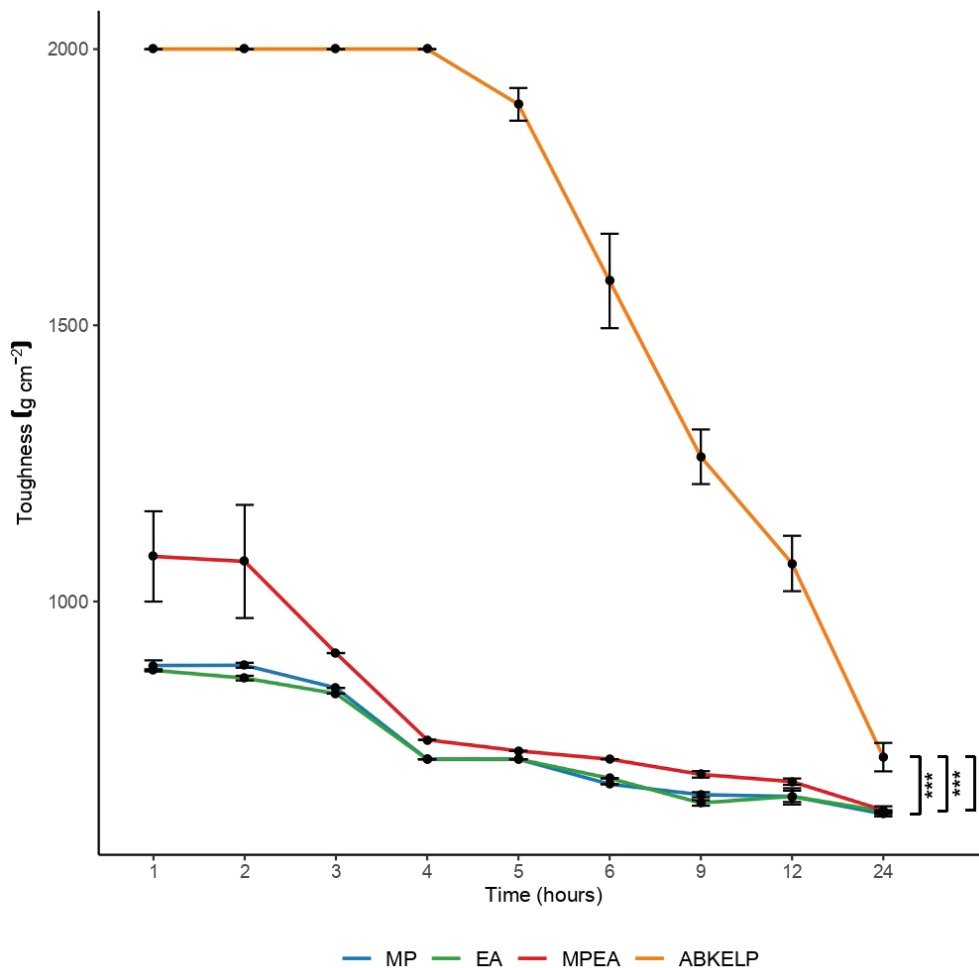


Figure 2. Diet toughness over time. ***Significant at $\alpha = 0.01$

Despite the presence of hydrolysates in the formulated diets, attractability was higher with the ABKELP diet, which may be due to the use of compounds (ingredients not reported by the manufacturer) that favor attraction. Fleming *et al.* (1996) indicated that information related to diet formulations and the ingredients used to favor attraction can be extensive, although it may not be reported in some cases.

It is important to consider the food selectivity of abalone. For example, species, such as *H. discus*, *H. laevigata*, and *H. rufescens*, have shown specific attractions to diets composed of certain groups of macroalgae that depend on their geographical distributions (Conrwall *et al.*, 2009; Sakata, 2013). This affinity can influence the attraction of abalones to formulated diets (Sakata, 2013). This was observed in this study among the formulated diets given that the attractability of *H. fulgens* was higher for diets that contained *E. arborea* (EA and MPEA). On the other hand, Avilés & Sherperd (1996) indicated that *H. fulgens* can feed on *E. arborea* or *M. pyrifera* depending on the season and geographic distribution. However, given that *E. arborea* has a higher tolerance to unfavorable weather conditions than *M. pyrifera*, it is consumed more than *M. pyrifera* in some areas of the Baja California peninsula (Zertu-

che-González *et al.*, 2014). This could explain the low attractability that *H. fulgens* juveniles exhibited towards the diets containing *M. pyrifera* (MP) compared to the diet consisting entirely of *E. arborea* (EA). On the other hand, since the algal composition of ALBKELP is not specified, we are unable to explain why it exhibited higher attractability than our formulated diets.

The food intake values of the formulated diets compared to those of the commercial and negative controls were not significantly different. This may be because the MP, EA, and MPEA diets were composed of the algae that *H. fulgens* usually consumes (*E. arborea* grows in the same area in which the study was conducted). Although it is not usual for abalone to consume *M. pyrifera* in the area of La Bocana, it has been observed that consumption can occur due to massive upwellings from the northern coast of La Bocana (Mazariegos-Villarreal *et al.*, 2012; Vegas-García *et al.*, 2015). A similar situation could explain the food intake of the ABKELP control diet, as it is produced in Baja California where *M. pyrifera* and *E. arborea* are also present, and thus these species are likely important components of this product.

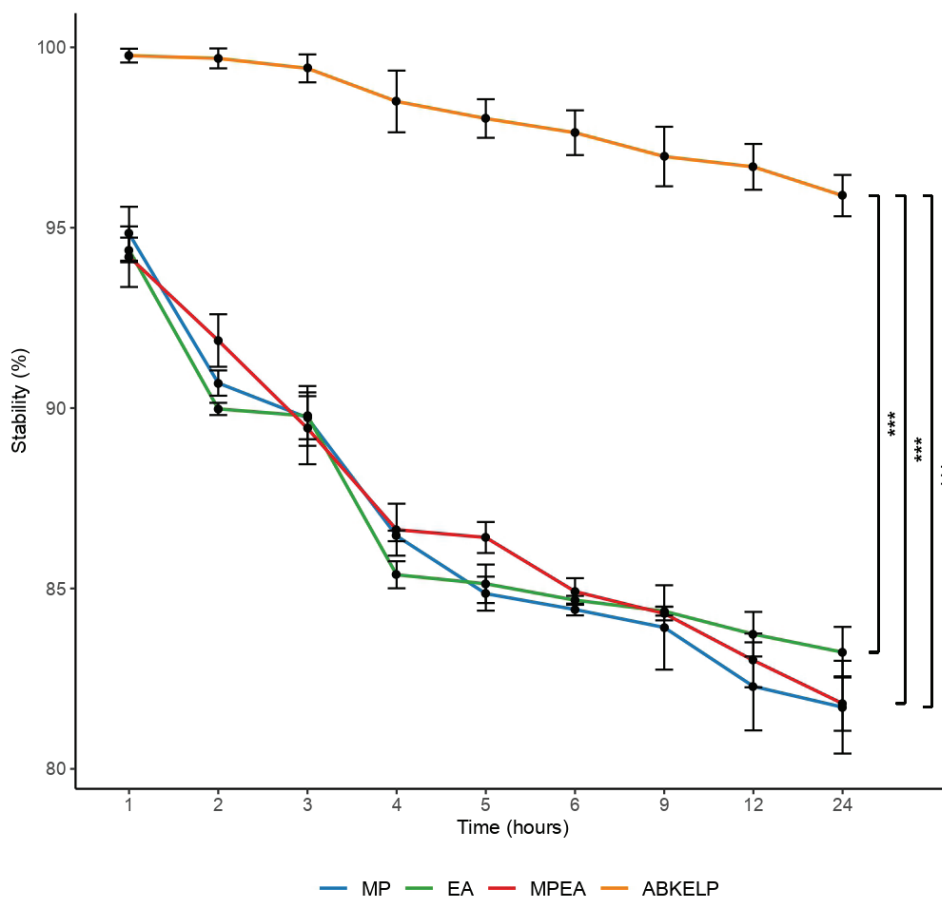


Figure 3. Diet stability over time. ***Significant at $\alpha = 0.01$

The formulated MP, EA, and MPEA diets presented toughness values of 600–630 g cm⁻² and stability values > 80%. These values, coupled with the physicochemical characteristics, render the diets appropriate for abalone culture conditions. The EA, MPEA, and ABKELP control diets were more attractive to the abalone than fresh *E. aborea*. Despite this, the food intake values of the formulated diets and controls were not significantly different.

With the evaluation of the physicochemical and acceptability characteristics (attractability and food intake) of the formulated diets, we can conclude that the use of hydrolyzed algae in diets for *H. fulgens* is acceptable and may constitute a viable alternative for feeding under culture conditions. Even so, it is necessary to evaluate the effects of these compounds on the growth, digestive physiology, immunostimulant activity, nutrition, and overall health status of cultured abalo-

ne. This information will greatly contribute to improving the feeding of cultured abalone.

ACKNOWLEDGMENTS

Thanks to Sociedad Cooperativa Progreso de Producción Pesquera S.C. de R.L. for allowing us to use the facilities of the Laboratorio de Producción de Abulón to evaluate diets. We are especially grateful to Domingo Aguilar. We also thank the Laboratorio de Algas Marinas of CICIMAR-IPN for the use of their facilities and for their assistance with food processing. We thank Andrea Lievana MacTavish and Juan Ángel Payán Alcaico for translating and editing this manuscript. Finally, we thank the Secretaría de Investigación y Posgrado (SIP), Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), and Sistema Nacional de Investigadores (SNI).

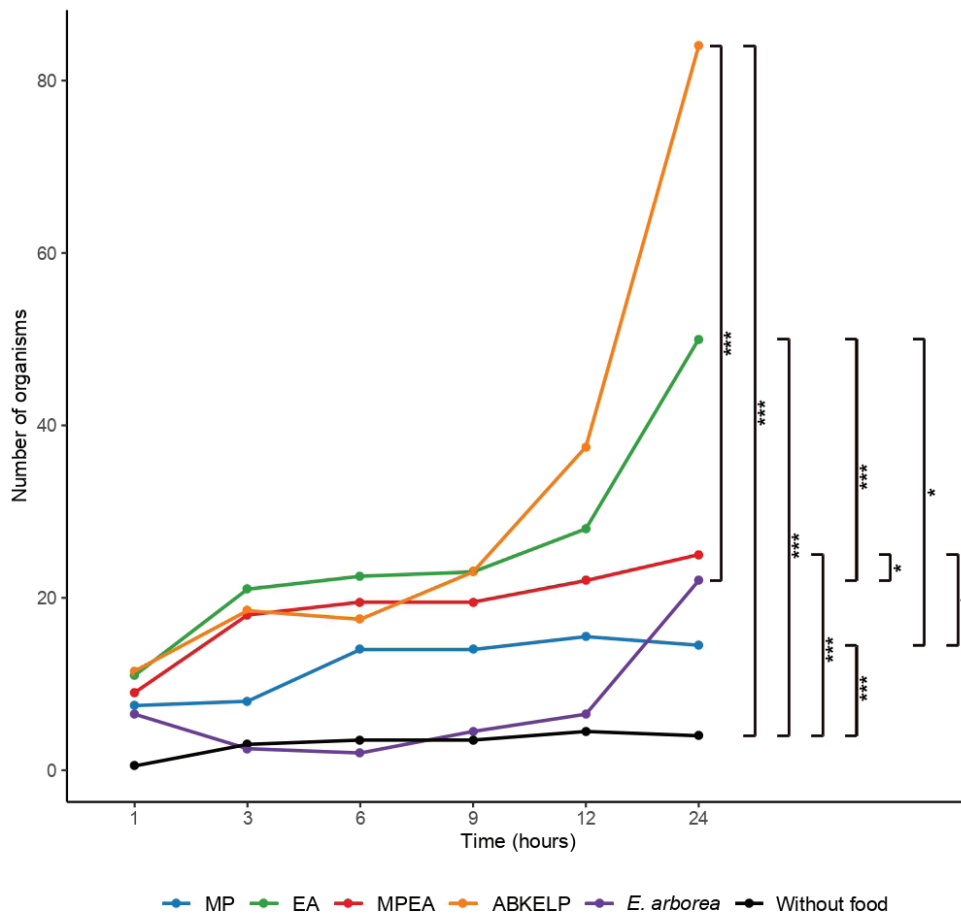


Figure 4. Diet attractability over time. *Significant at $\alpha = 0.05$. ***Significant at $\alpha = 0.01$

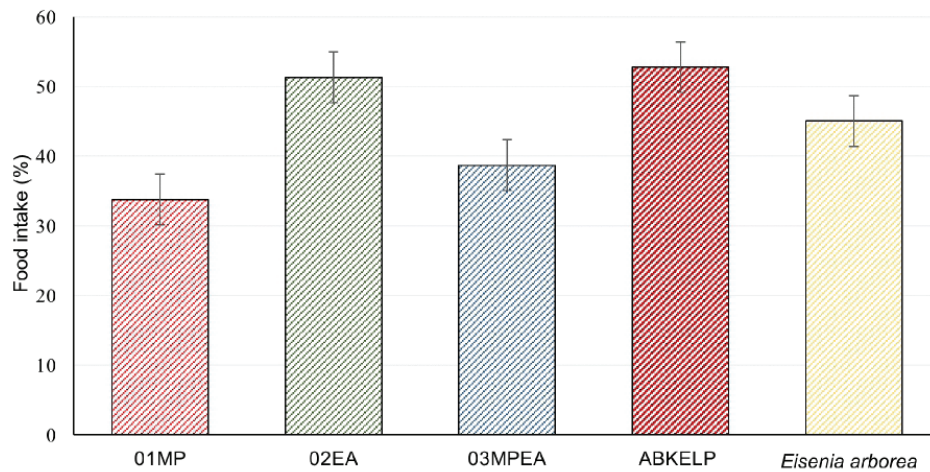


Figure 5. Food intake percentages of the formulated (MP, EA, MPEA) and control (ABKELP® and *Eisenia arborea*) diets. Bars indicate standard error.

REFERENCES

- AMIN, M., C. J. S. BOLCH, M. B. ADAMS & C. M. BURKE. 2020. Growth enhancement of tropical abalone, *Haliotis asinina* L, through probiotic supplementation. *Aquaculture International* 28: 463-475. DOI: 10.1007/s10499-019-00473-4
- ANSARY, M. W. R., H. S. JEONG, K. W. LEE, H. S. KIM, J. KIM, A. YUN, S. H. CHO, P. Y. KIM & T. KIM. 2018. The effect of substituting *Undaria pinnatifida* in formulated feeds with *Sargassum horneri* on growth and body composition of juvenile abalone (*Haliotis discus*, Reeve 1846). *Journal of Applied Phycology* 31: 2125-2132. DOI: 10.1007/s10811-018-1672-2
- AOAC. 2019. *Official methods of analysis of AOAC international*. AOAC international. 500 pp.
- AVILES, J. G. G. & S. A. SHEPHERD. 1996. Growth and survival of the blue abalone *Haliotis fulgens* in barrels at Cedros Island, Baja California, with a review of abalone barrel culture. *Aquaculture* 140: 0-176. DOI: 10.1016/0044-8486(95)01199-4
- BANSEMER, M. S., J. G. QIN, J. O. HARRIS, G. S. HOWART & D. A. J. STONE. 2016. Nutritional requirements and use of macroalgae as ingredients in abalone feed. *Reviews in Aquaculture* 8: 121-135. DOI: 10.1111/raq.12085
- BENÍTEZ, R., A. IBARZ & J. PAGAN. 2008. Hidrolizados de proteína: procesos y aplicaciones. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana* 42 (2): 227-236.
- BRITZ, P. J., T. HECHT, J. KNAUER & M. G. DIXON. 1994. The development of an artificial feed for abalone farming. *South African Journal of Science* 90 (1): 7-8.
- COOK, P. A. 2019. Worldwide abalone production statistics. *Journal of Shellfish Research* 38 (2): 401-404. DOI: 10.2983/035.038.0222
- CORNWALL, C. E., N. E. PHILLIPS & D. C. McNAUGHT. 2009. Feeding preferences of the abalone *Haliotis iris* in relation to macroalgal species, attachment, accessibility and water movement. *Journal of Shellfish Research* 28 (3): 589-597. DOI: 10.2983/035.028.0323
- CRUZ-SUÁREZ, L. E., D. RICQUE-MARIE, M. TAPIA-SALAZAR & C. GUAJARDO-BARBOSA. 2000. Uso de la harina de kelp (*Macrocystis pyrifera*) en alimentos para camarón. In: Cruz-Suárez L. E., D. Ricque-Marie, M. Tapia-Salazar, M. A. Olvera-Novoa & R. Civera-Cerecedo (eds.). *Avance en nutrición acuícola V*. Memorias del V Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. 227-265 p.
- CURRIE, K.-L., H. DAVIDSON, M. S. BANSEMER, J.O. HARRIS & D. A. J. STONE. 2016. Ventral videographic assessment of the feeding behavior of juvenile greenlip [*Haliotis laevis* (Donovan, 1808)] and hybrid (*H. laevis* x *Haliotis rubra*) Abalone in response to dietary and temperature manipulation. *Journal of Shellfish Research* 35(3): 641-651. DOI:10.2983/035.035.0310
- DENTI, G. 2016. Inclusion of seaweed meals in abalone ("*Haliotis tuberculata coccinea*" Reeve) diets: effects on growth performance, body composition and colour. Tesis de Maestría en Cultivos Marinos. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España. 221 p.
- DUNSTAN, G. A., M. R. BROWN, J. K. VOLKMAN & G. B. MAGUIRE. 2002. Formulated feeds for newly settled juvenile abalone based on natural feeds (diatoms and crustose coralline algae). CSIRO, Hobart, Tasmania, Australia. Available online at: <https://www.frdc.com.au/Archived-Reports/FRDC%20Projects/1996-386-DLD.pdf> (downloaded February 16, 2022)
- DURAZO-BELTRÁN, E. 2014. Los lípidos en la nutrición del abulón azul, molusco con potencial de cultivo. *Entreciencias* 2 (4): 125-135.

- EDWARDS, M. S. & G. HERNÁNDEZ-CARMONA. 2005. Delayed recovery of giant kelp near its southern range limit in the North Pacific following El Niño. *Marine Biology* 147 (1):273-279. DOI: 10.1007/s00227-004-1548-7
- FEDECOOP. 2022. Federación regional de sociedades cooperativas de la industria pesquera de Baja California. Available online at: <https://www.fedecoop.com.mx/> (downloaded September 14, 2022).
- FITZGERALD, A. 2008. *Abalone feed requirements*. South West Abalone Growers Association, UK, 35 p.
- FLEMING, A. E., R. J. VAN BARNEVELD & P. W. HONE. 1996. The development of artificial diets for abalone: A review and future directions. *Aquaculture* 140(1-2): 5-53. DOI: 10.1016/0044-8486(95)01184-6
- FRIEDMAN C.S., K.B. ANDREE, K.A. BEAUCHAMP, J.D. MOORE, T.T. ROBBINS, J.D. SHIELDS & R.P. HEDRICK. 2000. "Candidatus *Xenohalictis californiensis*" a newly described pathogen of abalone, *Haliotis* spp., along the west coast of North America. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 50: 847-855.
- GUZMÁN DEL PRÓO, S. A., P. DEL MONTE-LUNA & L. J. CARRILLO-LAGUNA. 2013. Reclutamiento del abulón (*Haliotis fulgens*) en Baja California, México, y su relación con la temperatura del mar. *Interciencia* 38 (8): 609-614.
- HARTMANN, K., E. HOSHIMO, C. GARDNER, S. JENNINGS, S. PATTERSON, L. RIPPIN, J. MORISON & D. WORTHINGTON. 2015. Economic management guidance for Australian abalone fisheries. The Seafood CRC Company Ltd. the Fisheries Research and Development Corporation and University of Tasmania. Available online at: <https://www.frdc.com.au/sites/default/files/products/2009-714.30-DLD.pdf> (downloaded 20 November 2021).
- HERNÁNDEZ-CARMONA, G. Y., E. RODRÍGUEZ-MONTESINOS, D. L. ARVIZU-HIGUERA, R. REYES-TISNADO, J. L. MURILLO-ÁLVAREZ & M. MUÑOZ-OCHOA. 2012. Avances tecnológicos en la producción de alginatos en México. *Ingeniería Investigación y Tecnología* 13 (2): 155-168.
- HOLDT S. L. & S. KRAAN. 2011. Bioactive compound in seaweed: functional food applications and legislation. *Journal of Applied Phycology* 23: 543-597. DOI: 10.1007/s10811-010-9632-5
- HOU, Y., Z. WU, Z. DAI, G. WANG & G. WU. 2017. Protein hydrolysates in animal nutrition: Industrial production, bioactive peptides, and functional significance. *Journal of Animal Science and Biotechnology* 8: 1-13. DOI: 10.1186/s40104-017-0153-9
- KINKERDALE, L., D. V. ROBERTSON-ANDERSSON & P. C. WINBERG. 2010. *Review on the use and production of algae and manufactured diets as feed for sea-based abalone aquaculture in Victoria*. Report by the University of Wollongong, shoalhaven marine and freshwater center, Nowra, for the department of primary industries, fisheries Victoria. Available online at: <https://ro.uow.edu.au/cgi/viewcontent.cgi?referer=&httpsredir=1&article=1006&context=smfc> (Downloaded 30 November 2020)
- LEE, K. W., H. S. KIM, A. YUN, D. G. CHOI, B. I. JANG, H. J. KIM, S. H. CHO, Y. JOO, B. KIM & B. MIN. 2016. Effect of the formulated diets on performance and resistance of juvenile abalone *Haliotis discus* (Reeve, 1846) subjected to various stress conditions. *Journal of Shellfish Research* 35 (2): 481-491. DOI: 10.2983/035.035.0221
- MAZARIEGOS-VILLARREAL, A., M. CASAS-VALDEZ, D. A. SIQUEIROS-BELTRONES, A. PÍNON-GIMATE & E. SERVIERE-ZARAGOZA. 2012. Changes in the natural diet of green abalone *Haliotis fulgens* during the 1997 to 1998 El Niño event in Baja California Sur, Mexico. *Journal of Shellfish Research* 31 (3): 795-800. DOI: 10.2983/035.031.0325
- MC SHANE, P. E., H. K. GORLINE & L. A. KNUCKEY. 1994. Factors influencing food selection in the abalone *Haliotis rubra* (Mollusca: Gastropoda). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 176: 27-37.
- MENG, X., X. YANG, G. LIN, Y. FANG, Z. RUAN, M. LIU & D. YANG. 2019. Mannan oligosaccharide increases the growth performance, immunity and resistance capability against *Vibrio parahaemolyticus* in juvenile abalone *Haliotis discus hannai* Ino. *Fish Shellfish Immunol* 94: 654-660. DOI: 10.1016/j.fsi.2019.09.058
- O'MAHONEY, M., O. RICE, G. MOUZAKITIS & G. BURNELL. 2014. Towards sustainable feed for abalone culture: Evaluating the use of mixed species seaweed meal in formulated feed for the japonese abalone, *Haliotis discus hannai*. *Aquaculture* 430: 9-16. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2014.02.036
- PARK, C. J. & S. Y. KIM. 2013. Abalone aquaculture in Korea. *Journal of Shellfish Research* 32 (1): 17-20. DOI: 10.2983/035.032.0104
- PÉREZ-ESTRADA C. J. 2006. Efecto de diferentes dietas naturales en el crecimiento y composición química de juveniles de abulón azul *Haliotis fulgens* Philippi. Tesis de Maestría en Ciencias en Acuicultura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 84 p.
- PESO-ECHARRI, P., C. FRONTELA-SASETA, C. A. GONZÁLEZ-BERMÚDEZ, G. F. ROS-BARRUEZO & C. MARTÍNEZ-GRACIÁ. 2012. Polisacáridos de algas como ingredientes funcionales en acuicultura marina: alginato, carragenano y ulvanos. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47 (3): 373-381.
- RINGØ, E., R. E. OLSEN, J. L. GONZALEZ, S. WADSWORTH & S. K. SONG. 2012. Use of immunostimulants and nucleotides in aquaculture: a review. *Journal of Marine Science: Research & Development* 2 (1): 1-22. DOI: 10.4172/2155-9910.1000104
- RIVERO, L. E. & M. T. VIANA. 1996. Effect of artificial pH, water stability and toughness of diets on the palatability for juvenile abalone *Haliotis fulgens*. *Aquaculture* 144 (4): 353-362. DOI: 10.1016/0044-8486(96)01309-9
- RUFF, N., M. BRANSDEN, B. WYBOURNE & R. HAULER. 2014. Optimized performance and efficiency in abalone feed. World Aquaculture - Adelaide 2014. Available online at: <https://www.was.org/MeetingAbstracts/Index> (Accessed 07 November 2021).
- SAGARPA. 2017. Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación. México. Available online at: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525712&fecha=11/06/2018 (downloaded 26 November 2021).
- SAKATA, K. 2013. Feeding attractants and stimulants for marine gastropods. In: Scheuer P. J. (ed.). *Bioorganic marine chemistry* 3. Springer, pp 115-127.
- SALES J. & G. P. J. JENSENS. 2004. Use of feed ingredients in artificial diets for abalone: a brief update. *Nutrition Abstracts and Reviews Series* 74: 13-21.

- SANTIZO-TAAN, R., M. BAUTISTA-TERUEL & J. R. H. MAQUIRANG. 2020. Enriched *Ulva pertusa* as partial replacement of the combined fish and soybean meals in juvenile abalone *Haliotis asinina* (Linnaeus) diet. *Journal of Applied Phycology* 32: 741-749. DOI: 10.1007/s10811-019-01977-5
- STONE, D. A. J., M. S. BANSEMER & J. O. HARRIS. 2014. *Development of formulated diets for cultured abalone*. South Australian Research and Development Institute. Available online at: https://www.pir.sa.gov.au/__data/assets/pdf_file/0007/262987/CRC_Cultured_Abalone_Report_-_FINAL.pdf (downloaded February 3, 2022)
- TAN, K., H. ZHANG, L. S. LIM, H. MA, S. LI & H. ZHENG. 2020. Roles of carotenoids in invertebrate immunology. *Frontiers in Immunology* 10: 1-10. DOI: 10.3389/fimmu.2019.03041
- UKI, N. & T. WATANABE. 1992. Review of the nutritional requirements of abalone *Haliotis spp* and development of more efficient diets. In: Sheperd S. A., M. J. Tegner & S. A. Guzmán del Proó (eds.). *Abalone of the World: Biology, Fisheries and Culture*, pp. 504-517.
- VEGA-GARCÍA, P. D. 2016. Cambios históricos en las poblaciones de abulón azul y amarillo en la Península de Baja California. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología). Posgrado en Recursos Naturales, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., México. 57 p.
- VIANA M. T. 2002. Avances en la nutrición, fisiología digestiva y metabolismo del abulón. In: Cruz-Suárez L. E., D. Ricque-Marie, M. Tapia-Salazar, M. Gaxiola-Cortés & N. Simoes (eds.). *Avances en nutrición acuícola VI*. Memorias del VI Simposio Internacional de Nutrición Acuícola, pp. 294-308.
- VIANA, M.T., L. R. D'ABRAMO, M. A. GONZÁLEZ, J. V. GARCÍA-SUÁREZ, A. SHIMADA & C. VÁZQUEZ-PELÁEZ. 2007. Energy and nutrient utilization of juvenile green abalone (*Haliotis fulgens*) during starvation. *Aquaculture* 264: 323-329. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2007.01.004
- ZERTUCHE-GONZÁLEZ, J. A., M. SÁNCHEZ-BARREDO & J. M. GUZMÁN-CALDERÓN. 2014. *Eisenia arborea* J.E. Areschoug as abalone diet on an IMTA farm in Baja California, México. *Journal of Applied Phycology* 26 (2): 957-960. DOI: 10.1007/s10811-013-0138-9
- ZHANG, G., H. QUE, X. LIU & H. XU. 2004. Abalone mariculture in China. *Journal of Shellfish Research* 23 (4): 947-950.

Hidrobiológica

Índice del volumen 32, 2022

Número 1

Tripp-Quezada, A., A. Bosch-Callar, A. Tripp-Valdez, M. A. Tripp-Valdez, M. Villalejo-Fuerte y N. Capetillo-Piñar

Variación espacial de ensamblajes de moluscos bentónicos de fondos blandos del archipiélago Espíritu Santo, golfo de California, México

1-16

Rodríguez-Palacio, M. C., C. Lozano-Ramírez y S. H. Álvarez-Hernández

Uso potencial de algunas especies de microalgas y cianobacterias como aglutinantes de eritrocitos y como bactericidas

17-24

Lugo-De Ossa, C. A., N. A. Gómez-Vanegas y M. Peñuela-Vásquez

Evaluación de la relación Carbono Nitrógeno y Carbono Fósforo para mejorar la producción de biomasa y ácidos grasos en *Chlorella sorokiniana*

25-31

Gudiño-Sosa, L. F., C. Escalera-Gallardo, G. Cruz-Cárdenas, R. Moncayo-Estrada, J. T. Silva-García, R. Flores-Magallón, M. Damián-Arroyo y M. A. Chávez-Tinoco

Evaluación de la calidad del agua en un río subtropical y tributarios utilizando índices fisicoquímicos y macroinvertebrados acuáticos

33-50

Álvarez-Rocha, M. e I. Ortegón-Aznar

¿Puede afectar el arribazón de sargazo en el Caribe Mexicano a la cobertura y morfología de *Syringodium filiforme* (Cymodoceaceae)?

51-58

Banda-Soriano, Y., O. Oltehua-López, T. Anne-Claire y F. de M. Cuervo-López

Biodegradación de antibióticos por desnitrificación y efectos sobre la fisiología, cinética y comunidades microbianas desnitrificantes

59-70

NOTA CIENTÍFICA

Anislado-Tolentino, V., J. I. Rosales-Vásquez, A. Irigoyen-Solis, L. F. Del Moral-Flores and A. T. Wakida-Kusunoki

First record of the spearfish remora *Remora brachyptera* (Carangiformes: Echeneidae) in the Gulf of Tehuantepec, Mexico

71-74

Número 2

Retureta-Delgado, I., A. Serrano, C. NavalÁvila, A. Basáñez-Muñoz, M. Á. Lammoglia-Villagómez y G. Sánchez-Rojas

Estimación de la densidad y abundancia de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens* Olfers, 1818) en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz

75-80

Osorio-Treviño, O. C., M. A. Arzate-Cárdenas and R. Rico-Martínez

Effect of diet and temperature on the culture of *Alona guttata* (Sars, 1862) (Cladocera: Chydoridae) under laboratory conditions

81-91

Mariano-Mendoza, V. G., L. E. Vázquez-Maldonado, J. P. Gallo-Reynoso and A. Delgado-Estrella

Ecological aspects of the Neotropical otter, *Lontra longicaudis annectens* (Major, 1897), in La Lagartera Lagoon, Campeche, Mexico

93-103

Peña-Pelayo, Y., K. Gutiérrez-Almada, R. G. Cervantes-Gámez y R. N. Aguila-Ramírez

Actividad antibacteriana de bacterias aisladas de sistemas hidrotermales de Baja California Sur, México

105-115

Calderon-Aguilera, L. E., P. B. Fenberg, J. A. Godbold, C. T. Hill, M. D. Hudson, C. Hutton, K. S-H. Peh, M. Solan and F. Eigenbrod

Research capability gaps hinder understanding of the impact of climate change on ecosystem services in the Latin American Pacific coast

117-125

Durán-Rodríguez, O. Y., J. A. Valencia-Espinosa, M. J. Torres-Olvera, R. F. Pineda-López, R. W. Jones and J. P. Ramírez-Herrejón

Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in two subtropical river drainages

127-140

Tapia-Salazar, M., O. D. García-Pérez, M. G. Nieto-López, J. C. Cruz-Valdez, M. Maldonado-Muñiz, L. E. Cruz-Suárez and A. G. Marroquín Cardona

Growth parameters and activity of xenobiotic-metabolizing enzymes of juvenile *Litopenaeus vannamei* fed diets containing aflatoxins and an aflatoxin binder

141-148

Torres-Alvarado, M. del R., L. G. Calva-Benítez and N. B. Maldonado-Vela

Diversity of archaea in tropical and subtropical estuarine-lagoon ecosystems. A synthesis

149-162

Instrucciones para autores

163-166

Instructions for authors

167-170

Número 3

Pedroche, F. F.

La obra de J. Agardh: Algae Liebmanniae, revisitada 175 años después 171-182

Okolodkov, Y. B., L. M. Durán-Riveroll, C. J. Band-Schmidt, I. Leyva-Valencia, I. Gárate-Lizárraga and A. Douglas Cembella

A review on marine benthic dinoflagellates in Mexico 183-210

Lira, B., E. Novelo y R. Tavera

Revisión histórica de los cambios nomenclaturales genéricos y específicos de *Durinskia baltica* (Dinophyceae: Peridiniales) 211-221

Figueroa, G., R. E. Muciño Máquez y S. Almanza Encarnación

Estado de conocimiento de los dinoflagelados de agua dulce de México 223-234

Novelo, E. y R. Tavera

Panorama florístico actual de las algas continentales mexicanas 235-243

Siqueiros-Beltrones, D. A. and O. U. Hernández Almeida

Diversity measurement of benthic diatom taxocoenoses based on information theory (H') using genus-to-species ratio 245-249

Gárate-Lizárraga, I. and Y. B. Okolodkov

The family Podolampadaceae (Dinoflagellata) in Mexican waters 251-263

López-Mejía, D., D. A. Siqueiros-Beltrones and F. J. Gutiérrez-Mendieta

Benthic diatom distribution in a tropical coastal lagoon in relation to substrate and its environmental factors 265-274

Piñón-Gimate, A., E. Serviere-Zaragoza, T. Chávez-Sánchez, and M. Casas-Valdez

Macroalgae blooms, composition, abundance, and their relationship with environmental variables at a subtropical bay of the Gulf of California 285-294

López, N., H. León-Tejera, L. González-Reséndiz, C. Candelaria, P. Ramírez-García y D. Rodríguez

Macroalgas arrecifales del Pacífico Centro-Sur de México: Estado del arte 285-293

Arana-Ravell, J- M., S. J. López-Adrián y R. C. Barrientos-Medina

Ficoflorística de cianobacterias en Laguna Chichancanab, Quintana Roo, México 295-308

Ortegón Aznar, I. y H. León Tejera

Diversidad de macroalgas y cianoprocariontes marinos de la costa norte de la Península de Yucatán, México 309-317

Martínez, Y. J., D. A. Siqueiros-Beltrones, A. J. y Marmolejo-Rodríguez

Observaciones exploratorias en taxocenosis de diatomeas bentónicas marinas en un puerto expuesto a residuos mineros 319-330

Muciño-Márquez, R. E., D. Aldana-Aranda, J. F. Chavez-Villegas, M. G. Figueroa-Torres, L. A. Ayala-Pérez, Y. B. Okolodkov y R. Gelabert-Fernández

Colonización de diatomeas epizóicas sobre larvas de *Aliger gigas* (Mollusca: Gastropoda) 331-340

Jaimes-Duarte, I., S. Álvarez-Hernández, A. T. Jaramillo-Pérez y M. del R. Zárate-Hernández

Uso de las macroalgas marinas como promotores en el crecimiento de una leguminosa (*Trifolium repens*) y un cereal (*Triticum aestivum*) 341-352

Di Filippo-Herrera, D. A., D. L. Arvizu-Higuera, Y. E. Rodríguez-Montesinos, M. Muñoz-Ochoa, R. M. Hernández-Herrera and G. Hernández-Carmona

Effect of fucoidan and algininate on germination and growth of mung bean seedling 353-363

Villegas-Silva, V. A., M. Muñoz-Ochoa, Y. E. Rodríguez-Montesinos and D. L. Arvizu-Higuera

Partial characterization and biological activity of *Sargassum lapazeanum* (Fucales, Phaeophyceae) 365-372

Villa-Arce, M. Á., L. T. Guzmán-Villanueva, N. Vélez-Arellano, G. Hernández-Carmona, C. A. Godínez-Pérez, M. Contreras-Olguín, M. Muñoz-Ochoa and F. A. García-Domínguez

Evaluation of the acceptability of diets formulated with hydrolyzed algae for juvenile abalone of *Haliotis fulgens* 373-382

Índice de volumen 32 383-384

Índice de autores 385-386

Hidrobiológica

Índice de autores

Aguila-Ramírez R. N.	105	Cuervo-López F. de M.	59
Aldana-Aranda D.	331	Delgado-Estrella A.	93
Almanza Encarnación S.	223	Damián-Arroyo M.	33
Álvarez-Hernández S.	341	Del Moral-Flores L. F.	71
Alvarez-Hernández S. H.	17	Douglas Cembella A.	183
Álvarez-Rocha M.	51	Durán-Rodríguez O. Y.	127
Anislado-Tolentino V.	71	Durán-Riveroll L. M.	183
Anne-Claire T.	59	Eigenbrod F.	117
Arana-Ravell J. M.	295	Escalera-Gallardo C.	33
Arvizu-Higuera D. L.	365	Espinosa-Pérez H. S.	353
Ayala-Pérez L. A.	331	Fenberg P. B.	117
Arzate-Cárdenas M. A.	81	Figuroa-Torres M. G.	331
Band-Schmidt C. J.	183	Flores-Magallón R.	33
Banda-Soriano Y.	59	Figuroa G.	223
Barrientos-Medina R. C.	295	Gallo-Reynoso J. P.	93
Basáñez-Muñoz A.	75	Gárate-Lizárraga I.	183 y 251
Bosch-Callar A.	1	García-Domínguez F. A.	373
Calderon-Aguilera L. E.	117	García-Pérez O. D.	141
Calva-Benítez L. G.	149	Gelabert-Fernández R.	331
Capetillo-Piñar N.	1	Godbold J. A.	117
Candelaria C.	285	Godínez-Pérez C. A.	373
Casas-Valdez M.	285	Gómez-Vanegas N. A.	25
Cervantes-Gámez R. G.	105	González-Reséndiz L.	285
Chávez-Sánchez T.	285	Gudiño-Sosa L. F.	33
Chávez-Tinoco M. A.	33	Gutiérrez-Almada K.	105
Chavez-Villegas J. F.	331	Gutiérrez-Mendieta F. J.	265
Contreras-Olguín M.	373	Guzmán-Villanueva L. T.	373
Cruz-Cárdenas G.	33	Hernández Almeida O. U.	245
Cruz-Suárez L. E.	141	Hernández-Carmona G.	373
Cruz-Valdez J. C.	141	Hill C. T.	117

Hudson M. D.	117	Peña-Pelayo Y.	105
Hutton C.	117	Peñuela-Vásquez M.	25
Ibáñez A. L.	353	Pineda-López R. F.	127
Irigoyen-Solis A.	71	Piñón-Gimate A.	285
Jaimes-Duarte I.	341	Ramírez-García P.	285
Jaramillo-Pérez A. T.	341	Ramírez-Herrejón J. P.	127
Jones R. W.	127	Retureta-Delgado I.	75
Lammoglia-Villagómez M. Á.	75	Rico-Martínez R.	81
Leyva-Valencia I.	183	Rodríguez D.	285
Lira B.	211	Rodríguez-Montesinos Y. E.	365
López-Adrián S. J.	295	Rodríguez-Palacio M. C.	17
León Tejera H.	309	Rosales-Vásquez J. I.	71
López-Mejía D.	265	Sánchez-Rojas G.	75
López N.	285	Serrano A.	75
López-Valdez M. L.	353	Serviere-Zaragoza E.	285
León-Tejera H.	285	S. H. Peh K.	117
Lozano-Ramírez C.	17	Silva-García J. T.	33
Maldonado-Muñiz M.	141	Siqueiros-Beltrones D. A.	245, 265 y 319
Maldonado-Vela N. B.	149	Solan M.	117
Marmolejo-Rodríguez A. J.	319	Tavera R.	211 y 235
Mariano-Mendoza V. G.	93	Tapia-Salazar M.	141
Marroquín Cardona A. G.	141	Torres-Alvarado M. del R.	149
Martínez Y. J.	319	Torres-Olvera M. J.	127
Moncayo-Estrada R.	33	Tripp-Quezada A.	1
Muciño-Márquez R. E.	223 y 331	Tripp-Valdez A.	1
Muñoz-Ochoa M.	365 y 373	Tripp-Valdez M. A.	1
Naval-Ávila C.	75	Vázquez-Maldonado L. E.	93
Nieto-López M. G.	141	Valencia-Espinosa J. A.	127
Novelo E.	211 y 235	Vélez-Arellano N.	373
Okolodkov Y. B.	183, 251 y 331	Villa-Arce M. Á.	373
Oltehua-López O.	59	Villalejo-Fuerte M.	1
Ortegón-Aznar I.	51 y 309	Villegas-Silva V. A.	365
Osorio-Treviño O. C.	81	Wakida-Kusunoki A. T.	71
Pedroche F. F.	171	Zárate-Hernández M. del R.	341

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 32

Número 3

2022

Pedroche, F. F. La obra de J. Agardh: Algae Liebmanniae, revisitada 175 años después	171-182
Okolodkov, Y. B., L. M. Durán-Riveroll, C. J. Band-Schmidt, I. Leyva-Valencia, I. Gárate-Lizárraga and A. Douglas Cembella A review on marine benthic dinoflagellates in Mexico	183-210
Lira, B., E. Novelo y R. Tavera Revisión histórica de los cambios nomenclaturales genéricos y específicos de <i>Durinskia baltica</i> (Dinophyceae: Peridiniales)	211-221
Figueroa, G., R. E. Muciño Máquez y S. Almanza Encarnación Estado de conocimiento de los dinoflagelados de agua dulce de México	223-234
Novelo, E. y R. Tavera Panorama florístico actual de las algas continentales mexicanas	235-243
Siqueiros-Beltrones, D. A. and O. U. Hernández Almeida Diversity measurement of benthic diatom taxocoenoses based on information theory (H') using genus-to-species ratio	245-249
Gárate-Lizárraga, I. and Y. B. Okolodkov The family Podolampadaceae (Dinoflagellata) in Mexican waters	251-263
López-Mejía, D., D. A. Siqueiros-Beltrones and F. J. Gutiérrez-Mendieta Benthic diatom distribution in a tropical coastal lagoon in relation to substrate and its environmental factors	265-274
Piñón-Gimate, A., E. Serviere-Zaragoza, T. Chávez-Sánchez, and M. Casas-Valdez Macroalgae blooms, composition, abundance, and their relationship with environmental variables at a subtropical bay of the Gulf of California	275-284
López, N., H. León-Tejera, L. González-Reséndiz, C. Candelaria, P. Ramírez-García y D. Rodríguez Macroalgas arrecifales del Pacífico Centro-Sur de México: Estado del arte	285-293
Arana-Ravell, J. M., S. J. López-Adrián y R. C. Barrientos-Medina Ficoflorística de cianobacterias en Laguna Chichancanab, Quintana Roo, México	295-308
Ortegón Aznar, I. y H. León Tejera Diversidad de macroalgas y cianoprocariontes marinos de la costa norte de la Península de Yucatán, México	309-317
Martínez, Y. J., D. A. Siqueiros-Beltrones y A. J. Marmolejo-Rodríguez Observaciones exploratorias en taxocenosis de diatomeas bentónicas marinas en un puerto expuesto a residuos mineros	319-330
Muciño-Márquez, R. E., D. Aldana-Aranda, J. F. Chavez-Villegas, M. G. Figueroa-Torres, L. A. Ayala-Pérez, Y. B. Okolodkov y R. Gelabert-Fernández Colonización de diatomeas epizóicas sobre larvas de <i>Aliger gigas</i> (Mollusca: Gastropoda)	331-340
Jaimes-Duarte, I., S. Álvarez-Hernández, A. T. Jaramillo-Pérez y M. del R. Zárate-Hernández Uso de las macroalgas marinas como promotores en el crecimiento de una leguminosa (<i>Trifolium repens</i>) y un cereal (<i>Triticum aestivum</i>)	341-352
Di Filippo-Herrera, D. A., D. L. Arvizu-Higuera, Y. E. Rodríguez-Montesinos, M. Muñoz-Ochoa, R. M. Hernández-Herrera and G. Hernández-Carmona Effect of fucoidan and alginate on germination and growth of mung bean seedling	353-363
Villegas-Silva, V. A., M. Muñoz-Ochoa, Y. E. Rodríguez-Montesinos and D. L. Arvizu-Higuera Partial characterization and biological activity of <i>Sargassum lapazeanum</i> (Fucales, Phaeophyceae)	365-372
Villa-Arce, M. Á., L. T. Guzmán-Villanueva, N. Vélez-Arellano, G. Hernández-Carmona, C. A. Godínez-Pérez, M. Contreras-Olguín, M. Muñoz-Ochoa and F. A. García-Domínguez Evaluation of the acceptability of diets formulated with hydrolyzed algae for juvenile abalone of <i>Haliotis fulgens</i>	373-382
Índice de volumen 32	383-384
Índice de autores	385-386
