

HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN 35

Número 3, 2025



UNAM
Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
Unidad Iztapalapa

Septiembre-Diciembre de 2025

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 35

Número 3

2025

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

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

PERIÓDICA. Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias.

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

SciELO - Scientific Electronic Library Online.

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA).

ISI-Thomson: Biological Abstracts y Biosis Previews.

E&M Biology (Elsevier)

Journal Citation Reports - Thomson Reuters (JCR)

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

HIDROBIOLÓGICA. Vol. 35 Año 2025, Número 3, septiembre-diciembre de 2025, es una publicación cuatrimestral editada por la Universidad Autónoma Metropolitana, a través de la Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Hidrobiología. Prolongación Canal de Miramontes 3855, Colonia Ex Hacienda San Juan de Dios, Alcaldía Tlalpan, C.P. 14387, México, Ciudad de México y Avenida Ferrocarril San Rafael Atlixco, número 186, Colonia Leyes de Reforma 1A Sección, Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09310, 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 2025. Tamaño de archivo: 2.4 MB.

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

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

COMITÉ EDITORIAL

Responsable de la edición del número

Editor en Jefe: Dra. María del Rocío Torres Alvarado

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología.

División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

EDITORES ASOCIADOS

ÁREA SISTEMÁTICA, FILOGENIA Y MORFOLOGÍA

Dr. Sergio Díaz Martínez

Laboratorio de Ficología, Herbario FEZA

Universidad Autónoma de México

CDMX, México

Dr. J. Rolando Bastida Zavala

Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Marinos (LABSIM)

Universidad del Mar, Campus Puerto Angel

Oaxaca, México

Dra. María A. Mendoza Becerril

Depto. de Sistemática y Ecología Acuática (Meduzoa)

El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal

Quintana Roo, México

Dr. Francisco F. Pedroche

Área de Ciencias Ambientales

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAML)

Estado de México, México

Dra. María Luisa Núñez Reséndiz

Área de Ficología

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE MANEJO DE RECURSOS ACUÁTICOS

Dr. Manuel Mendoza Carranza

Depto. de Ciencias de la Sustentabilidad,

El Colegio Frontera Sur, Unidad Villahermosa

Tabasco, México

Dr. Pedro Cervantes Hernández

Área de Evaluación Pesquera

Universidad el Mar, Puerto Ángel

Oaxaca, México

Dra. Eloísa Pacheco Almanzar

Área de Producción Acuática

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Ana Laura Ibañez Aguirre

Área de Producción Acuática.

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA AMBIENTAL

Dra. Laura Georgina Calva Benítez

Área de Ecosistemas Costeros.

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Flor de María Cuervo López

Área de Microbiología.

Depto. de Biotecnología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Alma Socorro Sobrino Figueroa

Área de Producción Acuática.

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE ECOLOGÍA

M. en B. E. Sergio Humberto Álvarez Hernández

Área de Producción Acuática.

Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dr. Jose Alejandro Zavala Hurtado

Área de Ecología

Depto. de Biología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

EDITORES EXTERNOS

Dr. Yuri B. Okolodkov

Laboratorio de Botánica Marina y Planctología,
Universidad Veracruzana

Yuriko Jocselin Martínez Hernández

Universidad Autónoma de Baja California Sur

Dra. Angelica rodriguez dorantes

Escuela Nacional de Ciencias Biológicas
Laboratorio de Fisiología Vegetal, Instituto Politécnico Nacional

Manuel Hernández Quiróz

Unidad de Análisis Ambiental de Biología
Fac. de Ciencias, UNAM

Gerardo Leyte Morales

Universidad del Mar

Miguel Ángel Ruiz-Zarate

El Colegio de la Frontera Sur - ECOSUR

Horacio Pérez-España

Universidad Veracruzana

Ramón Morejón Arrojo

Facultad de Biología
Universidad de La Habana

María del Carmen Esqueda González

Universidad de Guadalajara

Alexander Czaja

University of Georgia

Tadeo de Jesús Esquivel Blanco

Instituto de Biología, UNAM

María Martha Reguero Meza

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

María del Socorro García Madrigal

Universidad del Mar

Francisco Benítez Villalobos

Universidad del Mar

Jose Salgado Barragan

Lab. De Invertebrados Bentónicos, ICMYL, UNAMPO

Christopher Cruz-Gómez

El Colegio de la Frontera Sur – ECOSUR

Dr. Demián Hinojosa Garro

Universidad Autónoma de Campeche

Jimmy Argüelles Jiménez

Universidad Veracruzana

Angel de León González

Universidad de Nuevo León

Dr. Juan Jacobo Schmitter Soto

El Colegio de la Frontera Sur - ECOSUR

Manuel Mendoza Carranza

El Colegio de la Frontera Sur – ECOSUR

Verónica Carolina Rosas Espinoza

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias,
Universidad de Guadalajara

CONSEJO EDITORIAL

Dr. Raymundo Reyes-Gutiérrez

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

Dra. Hisol Sarai López-Arellanes

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

Dr. Horacio Lozano-Cobo

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

Dr. Manuel Castillo-Rivera

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

Dra. Miriam Azucena Hernández-Zamora

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

Dr. Roberto Rico-Martínez

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

Dr. César Meiners-Mandujano

Área de Análisis de Pesquerías y Variables Ambientales
Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (UV)
Universidad Veracruzana
Veracruz, México

Dr. Luis Amado Ayala-Pérez

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

Dr. Jose Ivan Velázquez-Abunader

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

Dra. Nataly Quiroz-González

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

Dra. Gloria Garduño-Solorzano

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

Dr. José Alberto Ocaña-Luna

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

Dra. Rosa maría García-Martínez

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

Dr. Héctor Omar Mejía-Guerrero

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

HIDROBIOLÓGICA

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

ÍNDICE AL VOLUMEN 35, NÚMERO 3 • 2025

F. Pedroche, F. y L. Aguilar-Rosas

Macroalgas marinas bentónicas no nativas de México: una actualización (2024) para el Pacífico mexicano183-195

Hernández-Fernández, L., J. Carlos Lorenzo Feijoo, Yanier Acosta, R. González de Zayas, Ariel E. Turcios, S. Naidoo, J. Papenbrock y A. García-Moya

Concentración de elementos químicos en masa seca de *Pontederia crassipes* Mart. para uso como abono orgánico en cultivos de pequeñas extensiones197-203

Martínez-Muñoz, A. L., B. K. González-Pérez, A. Valdez-Calderón y M. A. Gayosso-Morales

Perspectivas científicas y tecnológicas del lirio acuático (*Pontederia crassipes*): Aplicaciones innovadoras de su biomasa205-212

Galván-Villa, C. M. María, A. Tovar-Hernández, F. A. Rodríguez-Zaragoza, A. Olivos-Ortiz, A. Leví Cupul-Magaña, J. Sánchez-Rodríguez y E. Ríos-Jara

Dinámica de crecimiento del octocoral *Carijoa riisei* sobre un sustrato artificial en Manzanillo, Colima.....213-224

Esquivel Blanco, T., R. Rangel Velasco, D. Ortigosa y E. Naranjo-García

Moluscos dulceacuícolas no nativos de México: estado actual y nuevos registros225-230

Barba-Macías, E., J. Juárez-Flores, J. Tiemann y C. Trinidad-Ocaña

Diferenciación morfométrica del Género *Corbicula* (Megerle von Mühlfeld, 1811) en las cuencas Grijalva, Usumacinta y Papaloapan.....231-242

Aguirre-Téllez, J. A., I. A. Guzmán-Méndez, A. E. Briceño-Vera, Á. Rodríguez-Muñoz, O. U. Hernández-Almeida, K. M. Estrada-Gutiérrez, P. J. Escobar-Turriza y E. Ávila

¿Los balanos invasores están desplazando a las especies nativas? Patrones de asentamiento y coexistencia en el suroeste del golfo de México243-251

Goldberg, J., J. Topalian, A. Tello, G. Pettinari, M. E. Canio, T. Maggioni, M. Ruiz, A. Taverna, R. José Sahade y Marcos Tatián

Desarrollo embrionario e implicaciones para la colonización de tres especies de ascidias con diferente estatus biogeográfico en la Patagonia, Argentina.....253-264

Juárez-Flores, J., E. Barba-Macías y C. Trinidad-Ocaña

Distribución y abundancia de especies invasoras acuáticas en tres cuencas del sureste mexicano (macroinvertebrados y peces)265-275

Iturburu, M., H. Coitiño, E. Brugnoli y J. Guerrero

Indicadores para la gestión multiescalar de invasiones biológicas aplicados a *Aquarana catesbeiana* en Uruguay.....277-288

ARTICULO DE REVISIÓN

Bastida-Zavala, J. R. y M. del S. García-Madrigal

Invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos del Pacífico sur de México: Una revisión preliminar289-303

NOTAS CIENTÍFICAS

Quevedo-Chaparro, E. y V. M. Tellez-Soria

Presencia de la medusa *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 (Cnidaria: Scyphozoa: Rhizostomeae) en el Sistema Arrecifal Veracruzano.305-309

Wakida-Kusunoki, A. T., L. F. Del Moral-Flores y V. Anislado-Tolentino

Expansión de Pez gato Rafael moteado *Agamyxis pectinifrons* (Cope 1870) (Siluriformes: Doradidae) en el sureste de México.311-314

Índice de volumen 35315-316

Índice de autores317-318

HIDROBIOLÓGICA

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

VOLUME INDEX 35, NUMBER 3 • 2025

F. Pedroche, F. and L. Aguilar-Rosas

Benthic marine macroalgae non-native to Mexico: An update (2024) for the Mexican Pacific.....183-195

Hernández-Fernández, L., J. Carlos Lorenzo Feijoo, Yanier Acosta, R. González de Zayas, Ariel E. Turcios, S. Naidoo, J. Papenbrock and A. García-Moya

Concentration of chemical elements in dry mass of *Pontederia crassipes* Mart. for use as organic fertilizer in small-scale crops197-203

Martínez-Muñoz, A. L., B. K. González-Pérez, A. Valdez-Calderón and M. A. Gayosso-Morales

Scientific and technological perspectives of the water lily (*Pontederia crassipes*): Innovative applications of its biomass205-212

Galván-Villa, C. M. María, A. Tovar-Hernández, F. A. Rodríguez-Zaragoza, A. Olivos-Ortiz, A. Leví Cupul-Magaña, J. Sánchez-Rodríguez and E. Ríos-Jara

Growth dynamics of the octocoral *Carijoa riisei* on an artificial substrate in Manzanillo, Colima.....213-224

Esquivel Blanco, T., R. Rangel Velasco, D. Ortigosa y E. Naranjo-García

Non-native freshwater mollusks in Mexico: current status and new records.....225-230

Barba-Macías, E., J. Juárez-Flores, J. Tiemann y C. Trinidad-Ocaña

Morphometric differentiation of the genus *Corbicula* (Megerle von Mühlfeld, 1811) in the Grijalva, Usumacinta and Papaloapan basins231-242

Aguirre-Téllez, J. A., I. A. Guzmán-Méndez, A. E. Briceño-Vera, Á. Rodríguez-Muñoz, O. U. Hernández-Almeida, K. M. Estrada-Gutiérrez, P. J. Escobar-Turriza and E. Ávila

Are invasive barnacles displacing native species? Patterns of settlement and co-occurrence in the southwestern Gulf of Mexico.....243-251

Goldberg, J., J. Topalian, A. Tello, G. Pettinari, M. E. Canio, T. Maggioni, M. Ruiz, A. Taverna, R. José Sahade and Marcos Tatián

Embryonic development and implication for colonization of three ascidian species with different biogeographic status in Patagonia, Argentina.....253-264

Juárez-Flores, J., E. Barba-Macías y C. Trinidad-Ocaña

Distribution and abundance of aquatic invasive species in three basins of southeastern Mexico (macroinvertebrates and fish)265-275

Iturburu, M., H. Coitiño, E. Brugnoli y J. Guerrero

Indicators for the multiscale management of biological invasions applied to *Aquarana catesbeiana* in Uruguay.....277-288

REVIEW ARTICLE

Bastida-Zavala, J. R. y M. del S. García-Madrigal

Non-native, invasive and cryptogenic marine invertebrates from the southern Pacific of Mexico: A preliminary review289-303

SCIENTIFIC NOTES

Quevedo-Chaparro, E. and V. M. Tellez-Soria

Presence of the jellyfish *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 (Cnidaria: Scyphozoa: Rhizostomeae) in the Sistema Arrecifal Veracruzano305-309

Wakida-Kusunoki, A. T., L. F. Del Moral-Flores and V. Anislado-Tolentino

Expansion of the spotted Raphael catfish, *Agamyxis pectinifrons* (Cope 1870) (Siluriformes: Doradidae) in Southeastern Mexico311-314

Volume index 34315-316

Author index317-318

PRÓLOGO

Contribuciones del Primer Congreso Panamericano de Especies Acuáticas Invasoras y No-Nativas

Con gran entusiasmo presentamos este número especial de *Hidrobiológica*, dedicado a uno de los temas más urgentes y complejos en la conservación y manejo de los ecosistemas acuáticos: las especies acuáticas no nativas e invasoras. Este volumen representa más que una compilación de artículos científicos, es el resultado final del **Primer Congreso Panamericano de Especies Acuáticas Invasoras y No-Nativas**, un evento sin precedentes en Latinoamérica, concebido como un espacio de encuentro, inclusión, reflexión y colaboración entre científicos, académicos, estudiantes, tomadores de decisiones y actores clave de todo el continente.

Este número especial marca el **punto de partida para la conclusión formal del congreso**, funcionando como plataforma de difusión del conocimiento generado y compartido en ese foro. Los artículos aquí reunidos reflejan la diversidad temática, geográfica y disciplinaria que caracterizó al congreso, y son testimonio del compromiso colectivo por avanzar en la comprensión, prevención, control y mitigación de los impactos de estas especies en ecosistemas epicontinentales y marinos.

La publicación de este volumen ha sido posible gracias al esfuerzo coordinado de investigadoras e investigadores de diferentes instituciones de todo México, así como al decidido respaldo de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), como patrocinador de la publicación de este número especial en la revista. Así como al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología estación El Carmen, de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), como anfitrión y coordinador del congreso, cuyo apoyo fue clave para convertir una idea nacida del entusiasmo de un grupo de colegas, en una realidad de alcance continental.

Queremos reconocer también la labor incansable de los investigadores que formaron parte de los comités organizador y científico, así como la participación generosa de las y los asistentes que, dentro y fuera de los reflectores, contribuyeron con su tiempo, conocimientos y pasión a la consolidación de este esfuerzo común.

Este número especial, integrado por 12 artículos que fueron rigurosamente arbitrados, no solo ofrece evidencia científica relevante, sino que reafirma la importancia del trabajo colaborativo, interdisciplinario e internacional para enfrentar un problema que no reconoce fronteras. Confiamos en que los contenidos aquí presentados servirán como punto de referencia para futuras investigaciones, acciones de gestión y políticas públicas, y que consolidarán redes de cooperación duraderas.

A todas y todos los que hicieron posible esta publicación, les extendemos nuestro más sincero agradecimiento. Que este número sea, además de una celebración del conocimiento compartido, **el primer peldaño de muchos más hacia una colaboración científica sólida y sostenida en beneficio de nuestros ecosistemas acuáticos y de las comunidades que dependen de ellos.**

Atte. Comité Editorial

Irán Andira Guzmán Méndez, Tecnológico Nacional de México, I.T. Mérida.

José Rolando Bastida-Zavala, UMAR, Puerto Ángel

Cristian Moisés Galván Villa, UdeG-CUCBA, Zapopan

Francisco F. Pedroche, UAM, Lerma

Benthic marine macroalgae non-native to Mexico: An update (2024) for the Mexican Pacific

Macroalgas marinas bentónicas no nativas de México: una actualización (2024) para el Pacífico mexicano

Francisco F. Pedroche¹ and Luis Aguilar-Rosas²

Recibido: 01 de febrero de 2025.

Aceptado: 19 de marzo de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

ABSTRACT

Background. There is concern about marine algae introduced in geographical areas other than their known distribution. These species are known as non-native. **Goals.** A discussion and an update of those species considered alien to the Mexican Pacific flora. **Methods.** The information published until 2024 was analyzed, gathering data on morphology, reproduction, molecular information, years of registration, and distribution of each species. The criterion for determining if it belonged to the non-native category was based on the availability of molecular information. To determine their current status, reproduction data, permanence time span, and distribution limits were considered. **Results.** There are 49 names of species considered non-native; 25 of them have been published in the compiled literature and 24 are new additions, which refer to recent records in the flora of the Mexican Pacific. Ten belong to Chlorophyta, 17 to Phaeophyceae, and 22 to Rhodophyta. Seventeen are restricted to the western coast of Baja California and 5 to the Gulf of California. Eight are distributed throughout the Mexican Pacific. Twenty-nine are recognized as populations of non-native species; 14 are cryptogenic. As for their current status, 9 are occasional and 20 are naturalized; none were considered invasive. **Conclusions.** The study of colonization in the Mexican Pacific faces several challenges, among them, the reliability of previously published data and their taxonomic and nomenclatural component, the consensus of the concepts used to characterize non-native species, the challenge of their detection, the stage of the populations and the effect of this colonization on the environment. Several of these challenges cannot be faced if we do not have a frequently updated and reliable census of the diversity of marine macroalgae in the Mexican Pacific.

Keywords: challenges, cryptogenic, invasive, naturalized, populations.

RESUMEN

Antecedentes. Actualmente, existe preocupación sobre las poblaciones de algas marinas introducidas en áreas geográficas diferentes a su distribución conocida. A estas especies se les conoce como no nativas. **Objetivos.** Presentar una discusión y una actualización de aquellas especies consideradas como ajenas a la flora del Pacífico mexicano. **Métodos.** Se analizó la información publicada hasta 2024, reuniendo datos sobre morfología, reproducción, información molecular, años de registro y distribución de cada especie. El criterio para determinar su pertenencia a la categoría de no nativas fue la existencia de información molecular. Para determinar su estatus actual se consideraron los datos de reproducción, el lapso de permanencia y los límites de distribución. **Resultados.** Hay 49 nombres de especies consideradas no nativas; 25 de ellos han sido publicados en la literatura compilada y 24 son nuevas adiciones, que se refieren a registros recientes en la flora del Pacífico mexicano. Diez son Chlorophyta, 17 Phaeophyceae y 22 Rhodophyta. 17 se restringen a la costa occidental de Baja California y 5 al Golfo de California. Ocho se distribuyen a lo largo del Pacífico mexicano. Se reconocen 29 poblaciones de especies no nativas, 14 como criptogénicas. En cuanto a su estatus actual, 9 son ocasionales y 20 naturalizadas, ninguna fue considerada invasora. **Conclusiones.** El estudio de esta colonización enfrenta varios retos, entre ellos, la confiabilidad en los datos publicados y su componente taxonómico y nomenclatural, el consenso de los conceptos para caracterizar a las especies no nativas, el reto de su detección y en que estadio se encuentran y, finalmente, cuál es su efecto en el entorno ambiental. Estos retos no pueden ser enfrentados sin un censo actualizado frecuentemente y confiable de la diversidad de algas marinas en México.

Palabras clave: desafíos, criptogénicas, invasoras, naturalizadas, poblaciones.

¹ Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma Metropolitana-Lerma, México & University Herbaria, University of California, Berkeley, USA

² Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México

*Corresponding author:

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

To quote as:

F. Pedroche, F. & L. Aguilar-Rosas. 2025. Benthic marine macroalgae non-native to Mexico: An update (2024) for the Mexican Pacific. *Hidrobiológica* 35 (3): 183-195.

INTRODUCTION

Pacific Mexico has 1183 infrageneric taxa of seaweeds (Pedroche & Senties, 2020). Of these, 60% have type localities outside the region without any explanation to date; however, from the 1990s, in those areas with continuous observation of the flora were detected taxa not seen before. These were labeled as alien species to the floristic cast, in other words, nonindigenous species. This may be due to the new global perception of species introduced by man's hand and known as non-native.

The first comments about the possibility that certain species were introduced into Mexico as a result of the transfer by ships came from Dawson (1941) who mentioned *Ishige foliacea* Okamura as an Asian component in the Gulf of California, which was described in 1936 (Okamura, 1936); however, earlier, Setchell and Gardner (1924) had recognized *Polyopes sinicola* Setchell & N. L. Gardner as a component of the Gulf phycoflora. Chihara (1969) showed that they were conspecific by retaining as a basionym the taxon of Setchell and Gardner, by priority, but assigning them to the genus *Ishige* Yendo (an alga considered as rhodophyte, but which belongs to the class Phaeophyceae) and proposing the combination *Ishige sinicola* (Setchell & N. L. Gardner) Chihara. The first big unknown is if this taxon became a Mexican species introduced to Japan and not *vice versa*, as previously thought. Another taxon mentioned by Dawson was *Zanardinia prototypus* Zanardini nom. illeg. (= *Zanardinia typus* (Nardo) P. C. Silva), a Mediterranean species that made an impression on him because of its distribution; however, later he described it as a new species from Mexico, *Cutleria hancockii* E. Y. Dawson (Dawson, 1944), relegating *Z. prototypus* as a misapplied name for this species. Leaving this historical anecdote behind, the first record published for a non-native species corresponds to *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, which supposedly arrived in Mexico around the 1970s (Nienhuis, 1982), but there is no precise locality nor a detailed record of this assertion. Records of this species began in 1978 (Devinny, 1978) and continued during 1982 (Aguilar-Rosas et al., 1982; Pacheco-Ruiz, 1982), without mention of its alien condition until 1985 (Aguilar-Rosas & Aguilar-Rosas, 1985), when *S. muticum* was recognized as a non-native species.

The first integration of information and records on macroalgae introduced to Mexico was published in Okolodkov et al. (2007) with a list containing six taxa: *Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh, *Codium fragile* subsp. *tomentosoides* (Van Goor) P. C. Silva (= *Codium fragile* (Suringar) Hariot), *Ulva fasciata* Delile (= *Ulva lactuca* Linnaeus), *Cutleria cylindrica* Okamura (= *Mutimo cylindricus* (Okamura) H. Kawai & T. Kitayama), *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, and *Porphyra suborbiculata* Kjellman (= *Pyropia suborbiculata* (Kjellman) J. E. Sutherland & al.). Others joined this initiative to keep the records updated and detect new introductions (Miller et al., 2011; Riosmena-Rodríguez et al., 2012; Aguilar-Rosas et al., 2013; Pérez-Estrada et al., 2013; Aguilar-Rosas et al., 2014a, 2014b; Chávez-Sánchez et al., 2019; CONABIO, 2024). According to them, the Mexican Pacific has 25 species that are considered non-native.

In this study, we present an updated overview of species considered non-native to the Mexican Pacific, their status as of 2024, and a brief analysis of the challenges that, from our point of view, are faced by the study of these organisms.

METHODS

A synthesis of all the species published as non-native for the Pacific of Mexico was made, as well as the new records that have occurred since 2020 in the phycoflora of this region. This is thanks to the continuous monitoring to update the catalog of benthic marine algae in the Mexican Pacific (Pedroche et al., 2005, 2008, 2025). The nomenclature of the taxa was reviewed to cite only currently accepted (correct) names because some reports use synonyms. Special attention was paid to publications that mention the presence of reproductive structures or molecular studies that support the origin and affinity of populations that do not belong to the Mexican Pacific. The last two criteria have the purpose, on the one hand, to confirm the non-native nature of the taxa, either in other parts of the world with Pacific affinities or in the Pacific of Mexico itself, and second, to speculate as to the stage in which the introduced populations are currently found, according to table 1. The dates of the records, from their first observations to the date, were also considered to give an idea of the continuity of their presence on the coast mentioned above. Species identifications, considered in the literature as non-native but supported only by morphological observations, were considered cryptogenic in the sense of Carlton (1996). As there is no certainty about the routes of introduction or the vehicles of their dispersion, as well as about the possible effects they could have on the environment of the ecosystems, brief comments have been included.

RESULTS

To date, there are 49 names of species considered non-native (table 1): 25 of them have been published in the compiled literature, and 24 are new additions that concern recent records in the flora of the Mexican Pacific. Ten are Chlorophyta, 17 are Phaeophyceae, and 22 belong to Rhodophyta. In table 1, the names of 14 species that have changed their names are given in parentheses, one of them being a misapplied name *Cladostephus spongiosus* auct. non (Hudson) C. Agardh 1817, p. xxvi. Of these 49 species, one considered as cryptogenic in 2011 (Miller et al., 2011), is a new addition (table 1). Most identifications have only morphological support. In some of these (11), their non-native character has been evidenced by molecular studies in non-Mexican regions that confirm their origin outside of the Mexican Pacific, and 17 were studied based on the material from the Mexican Pacific, which supports their non-native character (table 2). Fourteen species, as molecular data do not support them, are considered cryptogenic in the sense of Carlton (1996) (table 3). As for their distribution, some of them (17) are restricted to the western coast of Baja California or the Gulf of California (5). Throughout the Mexican Pacific, there are 8, and the rest share two regions (table 2). Tables 4 and 5 show only the species with molecular support, their period of presence on the Mexican Pacific coasts, and their local or regional distribution interval from north to south. The oldest non-native macroalgal species date back to the 1920s (2) (table 5); three species were first recorded in the 1940s, and the largest number is recorded from 1980 onwards. The oldest ones generally have more extensive distributions (table 4).

Table 1. Species considered non-native from the Mexican Pacific.

Species name	Higher taxonomy	A	B	C	D	E	F	G	H	I
<i>Acanthophora spicifera</i> (M. Vahl) Børgesen	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	X	--	--
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan	Rhodophyta	--	--	XX	--	--	--	--	--	X
<i>Caulacanthus okamurae</i> Yamada	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>C. ustulatus</i> (Mertens ex Turner) Kützing	Rhodophyta	X	--	X	--	--	--	X, X	--	--
<i>Caulerpa verticillata</i> J. Agardh	Chlorophyta	X	--	--	--	--	X	--	--	--
<i>Chondracanthus squarulosus</i> (Setchell & N. L. Gardner) Hughey & al.	Rhodophyta	X	--	--	--	--	--	X, X	--	--
<i>Cladostephus hirsutus</i> (Linnaeus) Boudouresque & M. Perret-Boudouresque (as <i>Cladostephus spongiosus</i>)	Phaeophyceae	X	--	X	--	--	--	X, X	--	--
<i>Codium fragile</i> (Suringar) Hariot (= <i>Codium fragile tomentosoides</i> (Goor) P. C. Silva)	Chlorophyta	X	X	--	--	--	--	--	--	--
<i>Colpomenia peregrina</i> Sauvageau	Phaeophyceae	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Dactylosiphon durvillei</i> (Bory de Saint-Vincent) Santiañez & al. (= <i>Colpomenia phaeodactyla</i> M. J. Wynne & J. N. Norris)	Phaeophyceae	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Dasya pedicellata</i> (C. Agardh) C. Agardh (= <i>Dasya baillouviana</i> (S. Gmelin) Montagne)	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Dichotomaria marginata</i> (J. Ellis & Solander) Lamarck	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Dictyopteris prolifera</i> (Okamura) Okamura	Phaeophyceae	X	--	--	--	--	--	X, X	--	--
<i>D. undulata</i> Holmes	Phaeophyceae	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Dictyota coriacea</i> (Holmes) I. K. Wang & al.	Phaeophyceae	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Gelidium robustum</i> (N. L. Gardner) Hollenberg & I. A. Abbott	Rhodophyta	X	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Gracilaria parvispora</i> I. A. Abbott	Rhodophyta	X	--	--	--	X	--	--	--	--
<i>G. textorii</i> (Suringar) Detoni	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>G. vermiculophylla</i> (Ohmi) Papenfuss	Rhodophyta	X	--	X	--	--	--	X, X	--	--
<i>Gracilariopsis longissima</i> (S. G. Gmelin) M. Steentoft & al.	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Grateloupia turuturu</i> Yamada	Rhodophyta	X	--	X	X	--	--	X, X	--	--
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) Lamouroux	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Macrocystis pyrifera</i> (Linnaeus) C. Agardh	Phaeophyceae	X	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Melanothamnus harveyi</i> (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Mutimo cylindricus</i> (Okamura) H. Kawai & T. Kitayama (= <i>Cutleria cylindrica</i> Okamura)	Phaeophyceae	X	X	X	--	--	--	X, X	--	--
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (Okamura) Y. Yamada ex S. Kawabata (= <i>Grateloupia lanceolata</i> (Okamura) S. Kawaguchi)	Rhodophyta	X	--	--	X	--	--	--	--	--
<i>Padina arborescens</i> Holmes	Phaeophyceae	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>P. crassa</i> Yamada	Phaeophyceae	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Pikea yoshizakii</i> C. A. Maggs & B. A. Ward	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Planosiphon gracilis</i> (Kogame) McDevit & G. W. Saunders (= <i>Scytosiphon gracilis</i> Kogame)	Phaeophyceae	--	--	X	--	--	--	X, X	--	--
<i>Predaea japonica</i> Yoshida	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Pyropia suborbiculata</i> (Kjellman) J. E. Sutherland & al. (= <i>Porphyra suborbiculata</i> Kjellman)	Rhodophyta	X	X	X	--	--	--	X, X	--	--
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (E. Y. Dawson) I. K. Hwang & al.	Phaeophyceae	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Sargassum horneri</i> (Turner) C. Agardh (= <i>S. filicinum</i> Harvey)	Phaeophyceae	X	--	X	X	--	--	X, X	--	--
<i>S. muticum</i> (Yendo) Fensholt	Phaeophyceae	X	X	X	X	--	--	X, X	--	--
<i>Scinaia interrupta</i> (A. P. de Candolle) M. J. Wynne	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngbye) Link	Phaeophyceae	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Sporochnus pedunculatus</i> (Hudson) C. Agardh	Phaeophyceae	--	--	XX	--	--	--	--	--	--
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey	Rhodophyta	--	--	--	--	--	--	--	--	X
<i>Ulva australis</i> Areschoug (= <i>U. pertusa</i> Kjellman)	Chlorophyta	X	--	XX	--	--	--	X, X	--	X

Species name	Higher taxonomy	A	B	C	D	E	F	G	H	I
<i>U. lactuca</i> Linnaeus (= <i>Ulva fasciata</i> Delile)	Chlorophyta	X	X	X	--	--	--	X, X	--	--
<i>U. lactuca</i> (= <i>Ulva fasciata</i> Delile).	Chlorophyta	X	X	X	--	--	--	X, X	--	--
<i>U. lactuca</i> (= <i>Ulva lobata</i> (Kützinger) Harvey)	Chlorophyta	--	--	--	--	--	--	X, X	--	--
<i>U. lactuca</i> (= <i>Ulva nematoidea</i> Bory)	Chlorophyta	--	--	--	--	--	--	X, X	--	--
<i>U. ohnoi</i> M. Hiraoka & S. Shimada	Chlorophyta	--	--	--	--	--	--	--	X	X
<i>U. tepida</i> Masakiyo & S. Shimada	Chlorophyta	--	--	--	--	--	--	--	X	X
<i>U. torta</i> (Mertens) Trevisan	Chlorophyta	--	--	--	--	--	--	--	X	X
<i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar	Phaeophyceae	X	X	X	--	--	--	X, X	--	--
<i>Yendoa hakodatensis</i> (Yendo) C. C. Santos (= <i>Lomentaria hakodatensis</i> Yendo)	Rhodophyta	X	--	X	--	--	--	X, X	--	--

In parentheses, old names used in the literature indicate = synonyms, as misapplied names. Species XX were considered cryptogenic in 2011; X, X were cited in both papers. A) CONABIO, 2024; B) Okolodkov et al., 2007; C) Miller et al., 2011; D) Aguilar-Rosas et al., 2013; E) García-Rodríguez et al., 2013; F) Pérez-Estrada et al., 2013; G) Aguilar-Rosas et al., 2014a, 2014b; H) Chávez-Sánchez et al., 2019; I) New additions (highlighted in green). Lines highlighted in blue indicate translocated natives, red indicates species confirmed as not present, orange denotes native species, and grey represents the same taxon.

DISCUSSION

Much has been written about introducing species outside their “natural” distribution range. As a starting point, see Carlton (1996), considered by many authors the father of this topic. Concerning algae, the integrative work of Williams and Smith (2007) is a good example. To interpret the results presented above, we have chosen an approximation based on what we consider to be challenges in studying this phenomenon. They are not the only ones and perhaps not the most important, but they allow us to highlight the problems found in this update.

Available information and its update. The first step to recording non-native algae comes from specialized literature. Above, we mentioned the main sources of information which may have some important deviations. The first point to consider is conceptualizing the processes and patterns in non-native algal events. Many sources do not include the concepts used, their origin, or what literature supports them. It is taken for granted that these species, since they were not present before and now appear, are non-native species, or, worse, they are treated as invasive (box 1). Second, there is a lack of a critical view when citing names, not only if they belong to the species mentioned (the taxonomic and nomenclatural challenge), but it is necessary to explain why it is considered a non-native species to support the mention with morphological data that allow the judgment of other authors and its comparison with the known circumscriptions of the taxa to avoid misidentifications (Golo et al., 2023; Pedroche, 2024). Third, databases must be carefully reviewed to verify the information deposited there. In a word, non-native species lists should be considered with reserves (McGeoch et al., 2012). Here are some examples. Two species recorded as non-native in table 1, *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh and *Gelidium robustum* (N. L. Gardner) Hollenberg & I. A. Abbott, were originally described and are considered to be native to the American Pacific (Gardner, 1927; Astorga et al., 2012), *Caulerpa verticillata* J. Agardh has not been recorded as a non-native species anywhere in the world (Smith & Walters, 1999), but its presence in Pacific Mexico could be the announce of it (Mateo-Cid & Mendoza-González, 1991; Pérez-Estrada et al., 2013). Translocation in contiguous areas is not considered an introduction (box 1) and, therefore, is not a non-native organism, such is the case of *Chondracanthus squarulosus* (Setchell & N. L. Gardner) Hughey & al. Endemic to

the Gulf of California and translocated to the Pacific coast of Baja California (Aguilar-Rosas et al., 2014a), it seems to have been eradicated. For several years, *Codium fragile* subsp. *tomentosoides* (Van Goor) P. C. Silva (= *Codium fragile* (Suringar) Hariot) was considered a non-native and invasive species. However, recently, molecular evidence ruled out, for now, its presence in Mexico (Pedroche, 2021), but it is still in the databases (CONABIO, 2024). Tables 1 to 4 synthesize the knowledge from the first records to date, including those records with molecular evidence of their origin or introduction, which ones are considered cryptogenic, our proposal of “true” non-native seaweeds, and the state they could be present right now. There is no solid evidence of how they arrived in the Mexican Pacific, and it is possible that different vectors are involved.

Taxonomic and nomenclatural issues. In this section, the change of position in the classification or the alteration of a scientific name entails consequences in the perception of a species as non-native. Of the 49 names cited in table 1, four of them located in the genus *Ulva*, have been translated, based on molecular studies, as synonyms of the species *U. lactuca* (Hughey et al., 2019; Hughe & Gabrielson, 2022). A species with a worldwide distribution now has diverse populations in Mexico, which are difficult to distinguish and define as non-native. On the other hand, the nomenclatural decision to synonymize *Colpomenia phaeodactyla* M. J. Wynne & J. N. Norris, described from the Gulf of California with *Dactylosiphon durvillei* (Bory de Saint-Vincent) Santiañez & al., a species from the Southern Hemisphere and considered non-native (invasive) in New Zealand, but with doubts about its discontinuous distribution (Lee et al., 2012), is at this moment considered as non-native to Mexico. *Caulacanthus ustulatus* (Mertens ex Turner) Kützinger, which is treated as a possible non-native species (Aguilar Rosas et al., 2014b), could be confused with *Caulacanthus okamurae*, a taxon from Japan, also considered non-native. Zuccarello et al. (2002b) consider that *C. ustulatus* may be cosmopolitan, while studies by Yang and Kim (2023) suggest that this taxon is restricted to the Atlantic. So, could the records of *C. ustulatus* be misapplied names and correspond to the non-native species *C. okamurae*, or are both taxa found in the Mexican Pacific and both non-native? *Predaea japonica* Yoshida, with a distribution restricted to Japan (Guiry & Guiry, 2024), may be a non-native or a species new to science.

BOX 1. Native and non-native species classification	
Native	Non-native*
A population of a known species, originated in the geographic region under study or that was recently or some time ago established, but without direct human action .	A population of a known species introduced into the geographical area of study as a result of direct human action .
NATURAL DISPERSION Colonization Species (populations) that spread naturally without human action to places not previously occupied by them. Recolonization Species (populations) that return to previously colonized places. Generally, this is due to events in their life history. INDUCED DISPERSION Neo-natives Alteration in species distribution due to environmental modification indirectly caused by human activities. Outbreak species Native species that invade and displace other native populations. They have the potential to grow massively. TRANSLOCATION Assisted colonization Intentional alteration, in its native distribution, in contiguous areas.	OCCASIONAL Temporal They establish and even breed casually in an area, but without forming self-replacement populations. They usually rely on repeated introductions. Permanent They establish themselves in the introductory area and form self-standing populations without reproduction. NATURALIZED Limited They reproduce consistently and form populations over several generations after their introduction, but on a limited basis. No limited They reproduce consistently and form populations that expand their distribution unlimitedly after their introduction. INVASIVE** Weeds Non-native populations that grow massive and often have detectable economic or environmental effects. Transformative Non-native populations that change the character, condition, shape, or nature of ecosystems.
Cryptogenic: A species that is not demonstrably native or introduced (Carlton, 1996).	
* Known also as alien, exotic, non-indigenous, or introduced species. ** "Invasive alien species are animals, plants or other organisms that are introduced by humans, either intentionally or accidentally, into places outside of their natural range, negatively impacting native biodiversity, ecosystem services or human economy and well-being" (IUCN, 2023).	

BOX 1. Native and non-native species classification (from Guzmán-Méndez et al., 2025).

The concept problem. Some of the concepts related to this discipline have come from more than a century ago, and therefore, it is expected that they have been applied in different contexts and have been modified and even originated new concepts. There have been efforts to make certain concepts homogeneous, but in animals or vascular plants, not for algae. Many papers include and use patterns, processes, or both for their definitions (Chapman & Carlton, 1991; Carlton, 1996; Richardson et al., 2000; Richardson & Pyšek, 2006; Blackburn et al., 2011; Pereyra, 2016; Essl et al., 2021). Trying to consensual or counsel how we deal with definitions, we used in this paper those recently

published by Guzmán et al. (2025) (box 1). It is important to note that colloquially, we speak of species when, in reality, we should refer to them as populations of a species. Thus, it has been seen in the previous challenges that concepts are essential to understanding the manifestation of this introductory event. Several of the species mentioned in table 1 have been cited as invasive because this word is considered a synonym for alien species or exotic species, and without recognizing that in the process of "invasion" there are stages that consolidate their permanence or allow the degree of "maturity" of non-native populations to be recognized (table 4).

Table 2. Species considered non-native from the Mexican Pacific. Morphology studies, molecular studies, and distribution.

Species name	Morphology	DNA studies with material from the Mexican Pacific	DNA studies with material outside Mexico	Pacific Baja California	Gulf of California	Tropical Mexican Pacific
<i>Acanthophora spicifera</i> (M. Vahl) Børgesen	X	--	18	--	X	--
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan	X	--	19	X	X	X
<i>Caulacanthus okamurae</i> Yamada	X	--	20	--	X	--
<i>Caulacanthus ustulatus</i> (Mertens ex Turner) Kützinger	--	1	--	X	--	--
<i>Caulerpa verticillata</i> J. Agardh	X	--	--	--	X	X
<i>Chondracanthus squarulosus</i> (Setchell & N. L. Gardner) Hughey & al.	X	--	--	X	X	--
<i>Cladostephus hirsutus</i> (Linnaeus) Boudouresque & M. Perret-Boudouresque (as <i>Cladostephus spongiosus</i>)	--	2	--	X	--	--
<i>Codium fragile</i> (Suringar) Hariot (= <i>Codium fragile tomentosoides</i> (Goor) P. C. Silva)	--	3	--	X	--	--
<i>Colpomenia peregrina</i> Sauvageau	--	4	--	X	X	--
<i>Dactylosiphon durvillei</i> (Bory de Saint-Vincent) Santiañez & al. (= <i>Colpomenia phaeodactyla</i> M. J. Wynne & J. N. Norris)	X	--	--	X	X	--
<i>Dasya pedicellata</i> (C. Agardh) C. Agardh (= <i>Dasya baillouviana</i> (S. Gmelin) Montagne)	X	--	21	X	X	--
<i>Dichotomaria marginata</i> (J. Ellis & Solander) Lamarck	X	--	--	--	X	X
<i>Dictyopteris prolifera</i> (Okamura) Okamura	X	--	--	X	--	--
<i>Dictyopteris undulata</i> Holmes	X	--	--	X	X	--
<i>Dictyota coriacea</i> (Holmes) I. K. Wang & al.	X	--	--	X	X	--
<i>Gelidium robustum</i> (N. L. Gardner) Hollenberg & I. A. Abbott	X	--	--	X	--	--
<i>Gracilaria parvispora</i> I. A. Abbott	--	5	--	X	X	X
<i>Gracilaria textorii</i> (Suringar) Detoni	X	--	--	X	X	X
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Ohmi) Papenfuss	--	6	--	X	X	--
<i>Gracilariopsis longissima</i> (S.G.Gmelin) M. Steentoft & al.	--	7	--	--	X	X
<i>Grateloupia turuturu</i> Yamada	--	8	--	X	--	--
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) Lamouroux	X	--	22	--	X	--
<i>Macrocystis pyrifera</i> (Linnaeus) C. Agardh	X	--	23	X	--	--
<i>Melanothamnus harveyi</i> (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs	X	--	24	X	X	--
<i>Mutimo cylindricus</i> (Okamura) H. Kawai & T. Kitayama (= <i>Cutleria cylindrica</i> Okamura)	X	--	25	X	--	--
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (Okamura) Y. Yamada ex S. Kawabata (= <i>Grateloupia lanceolata</i> (K. Okamura) S. Kawaguchi)	--	--	26	X	--	--
<i>Padina arborescens</i> Holmes	--	9	--	X	X	--
<i>Padina crassa</i> Yamada	--	10	--	--	X	X
<i>Pikea yoshizakii</i> C. A. Maggs & B. A. Ward	X	--	27	X	--	--
<i>Planosiphon gracilis</i> (Kogame) McDevit & G. W. Saunders (= <i>Scytosiphon gracilis</i> Kogame)	--	11	--	X	--	--
<i>Predaea japonica</i> Yoshida	X	--	--	--	X	--
<i>Pyropia suborbiculata</i> (Kjellman) J. E. Sutherland & al. (= <i>Porphyra suborbiculata</i> Kjellman)	--	--	28	X	--	--
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (E. Y. Dawson) I. K. Hwang & al.	X	--	29	X	X	--
<i>Sargassum horneri</i> (Turner) C. Agardh (= <i>S. filicinum</i> Harvey)	--	12	--	X	X	--
<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt	--	13	--	X	--	--
<i>Scinaia interrupta</i> (A. P. de Candolle) M. J. Wynne	X	--	--	--	X	--
<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngbye) Link	X	--	30	X	--	--
<i>Sporochnus pedunculatus</i> (Hudson) C. Agardh	X	--	--	X	--	--
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey	--	14	--	X	X	X

Species name	Morphology	DNA studies with material from the Mexican Pacific	DNA studies with material outside Mexico	Pacific Baja California	Gulf of California	Tropical Mexican Pacific
<i>Ulva australis</i> Areschoug (= <i>U. pertusa</i> Kjellman)	X	15	--	X	--	--
<i>Ulva fasciata</i> Delile (= <i>U. lactuca</i>)	X	--	--	X	X	X
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus	X	--	--	X	X	X
<i>Ulva lobata</i> (Kützting) Harvey (= <i>U. lactuca</i>)	X	--	--	X	X	X
<i>Ulva nematoidea</i> Bory (= <i>U. lactuca</i>)	X	--	--	X	X	X
<i>Ulva ohnoi</i> M. Hiraoka & S. Shimada	--	16	--	X	X	--
<i>Ulva tepida</i> Masakiyo & S. Shimada	--	16	--	X	X	--
<i>Ulva torta</i> (Mertens) Trevisan	--	16	--	X	X	--
<i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar	--	17	--	X	--	--
<i>Yendoa hakodatensis</i> (Yendo) C. C. Santos (= <i>Lomentaria hakodatensis</i> Yendo)	X	--	--	X	X	X

1) Zuccarello et al., 2002b; 2) Heesch et al., 2020; 3) Pedroche, 2021; 4) Lee et al., 2014; 5) García-Rodríguez et al., 2013; 6) Bellorin, 2004; 7) Gurgel et al., 2003; 8) Aguilar Rosas et al., 2012; 9) Vieira et al., 2024; 10) Vieira et al., 2021; 11) Aguilar-Rosas et al., 2006; 12) Riosmena et al., 2012; 13) Le Cam et al., 2020; 14) Zuccarello et al., 2002a; 15) Aguilar-Rosas et al., 2008; 16) Chávez-Sánchez et al., 2019; 17) Uwai et al., 2006; 18) O'Doherty & Sherwood, 2007; 19) Andreakis et al., 2016; 20) Petrocelli et al., 2020; 21) Cassidy et al., 2022; 22) Nauer et al., 2019; 23) Astorga et al., 2012; 24) Díaz-Tapia et al., 2017; 25) Kogishi et al., 2010; 26) Miller et al., 2009; 27) Boo et al., 2015; 28) Hughey & Miller, 2018; 29) Terradas-Fernández et al., 2023; 30) Hoshino et al., 2021.

The detection challenge. The easiest way to discover an alga, possibly not native, is to detect its presence in places where it was not before. This criterion can be used if the regions have been sufficiently sampled, and an updated and reliable floristic list is available before the possible introduction. For example, *Melanothamnus simplex* (Hollenberg) Díaz-Tapia & Maggs is a species recorded for the Pacific and considered native; however, *Melanothamnus harveyi* (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs, a taxon from Asia that has been detected in San Diego, California, USA (Díaz-Tapia et al., 2017) could be confused with *M. simplex*, as Mcivor et al. (2001) have shown. It is important to establish the identity of the individuals recorded in the Mexican Pacific to distinguish which could represent an introduction and differentiate them from those representing *M. simplex* (Norris et al., 2017). Recurrent and systematized studies are necessary to ensure an evaluation of the expansion of the non-native algae. Examples of the latter were monitoring the expansion of introduced populations of *Sargassum muticum* (Aguilar-Rosas & Aguilar-Rosas, 1993) and *Sargassum horneri* (Turner) C. Agardh (Riosmena-Rodríguez et al., 2012; Marks et al., 2015) along the western coast of Baja California and those on *Acanthophora spicifera* (M. Vahl) Børgesen (Ávila et al., 2012; Méndez-Trejo et al., 2014; Mendoza Becerril et al., 2023) in Bahía de la Paz, southern Gulf of California. Other criteria may refer to the search for these organisms in environments formed by man and recently constructed (Chapman & Carlton, 1991) as wrecks or other subtidal structures; these studies just began in Mexico (Mendoza-González et al., 2013). These facts show that Mexico does not meet these early detection requirements.

Knowing the status. Another challenge is to evaluate or recognize the non-native condition in a list of algae presumably introduced in a specific area and the moments associated with the population's time since settling in a certain place, developing strategies to survive and expand. Richardson et al. (2000) discussed concepts related to the processes, among them naturalization. This process can be characterized by phases based on barriers (geographical, environmental, reproductive, and dispersal) that must be overcome. However, those who gave us a uni-

fied framework to explain these stages were Blackburn et al. (2011), resulting in the patterns mentioned in box 1. In the present case, the decision about non-native status was based on molecular information, not just morphology. Table 2 shows which taxon has this information. In some cases, information was obtained directly from Mexican material, and others had molecular evidence about their alien condition or their isolation in certain geographic areas. Those populations without that evidence were labeled as cryptogenic (table 3), corresponding to 14 species. Therefore, populations with genetic studies were considered non-native (table 4), with 29 species. To address a tentative category in the colonization stage, we select the following criteria: the presence of reproductive structures, area of distribution, and recorded time since their first observation (tables 4, 5).

Table 3. Cryptogenic species in the Mexican Pacific.

<i>Caulerpa verticillata</i> J. Agardh
<i>Dactylosiphon durvillei</i> (Bory de Saint-Vincent) Santiañez & al.
<i>Dichotomaria marginata</i> (J. Ellis & Solander) Lamarck
<i>Dictyopteris prolifera</i> (Okamura) Okamura
<i>Dictyopteris undulata</i> Holmes
<i>Dictyota coriacea</i> (Holmes) I. K. Wang & al.
<i>Gracilaria textorii</i> (Suringar) Detoni
<i>Predaea japonica</i> Yoshida
<i>Scinaia interrupta</i> (A. P. de Candolle) M. J. Wynne
<i>Sporochnus pedunculatus</i> (Hudson) C. Agardh
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus
<i>Yendoa hakodatensis</i> (Yendo) C. C. Santos
<i>Melanothamnus harveyi</i> (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs *

* Norris et al. (2017, p. 44) mention the need to compare, morphologically and molecularly, *Melanothamnus simplex* with *Melanothamnus harveyi*.

Impact. The central element in defining invasive species (box 1) is its impact on ecosystems and, naturally, on humans or their activities. However, little has been done to specify the meaning of “impact” and the context in which it should be used to characterize an invasion. Blackburn et al. (2014), in their classification of impacts caused by non-native species, were careful to distinguish what they refer to as environmental impact as “measurable change to the properties of an ecosystem by an alien species.” This definition “considers only effects on the native biota or the ecosystem processes that derive from that environment.” The effects of a non-native species on the economy or human societies imply more complex interpretations, blurring the line

between strictly environmental and non-environmental impacts (Blackburn et al., 2014). We agree with these arguments, which were used to rethink the case of *Acanthophora spicifera*, a native species from the tropical Atlantic (De Jong et al. 1999), discovered in the Mexican Pacific in 2006, specifically within Bahía de La Paz, southern Gulf of California (Ávila et al., 2012), with additional records documented (Mendoza-Becerril et al., 2023). It exhibits both asexual and sexual reproduction (Schnoller et al. 2016), and it is spreading into areas beyond the sites of introduction, overcoming dispersal barriers with records on the western Pacific side of Baja California (K. León Cisneros, pers. comm.). Schnoller et al. (2016) reported that it displaces native species due to its

TABLE 4. Non-native species in the Mexican Pacific.

Species name	Period of time recorded	From	To	Possible status
<i>Acanthophora spicifera</i> (M. Vahl) Børgesen	2010-2023	24° 58' 07	24° 20' 55	Naturalized/limited
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan	1924-2014	32° 26' 33	15° 45' 04	Naturalized/no limited
<i>Caulacanthus okamurae</i> Yamada	1944-2014	28° 03' 14	25° 30' 56	Naturalized/limited
<i>C. ustulatus</i> (Mertens ex Turner) Kützing	1961	28° 10' 15	24° 18' 21	Occasional
<i>Cladostephus hirsutus</i> (Linnaeus) Boudouresque & M. Perret-Boudouresque	2010-2020	31° 51' 41	27° 46' 33	Naturalized/no limited
<i>Colpomenia peregrina</i> Sauvageau	1982-2014	32° 20' 08	24° 25' 51	Naturalized/no limited
<i>Dasya pedicellata</i> (C. Agardh) C. Agardh	1957-2014	30° 22' 34	17° 37' 54	Naturalized/no limited
<i>Dichotomaria marginata</i> (J. Ellis et Solander) Lamarck	1944-2014	27° 23' 43	21° 27' 48	Naturalized/limited
<i>Gracilaria parvispora</i> I.A. Abbott	1996-2021	26° 48' 46	15° 09' 58	Naturalized/no limited
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Ohmi) Papenfuss	1993-2022	31° 53' 32	22° 32' 18	Naturalized/no limited
<i>Gracilariopsis longissima</i> (S.G.Gmelin) M.Steentoft & al.	1924-2011	29° 03' 52	16° 09' 53	Naturalized/no limited
<i>Grateloupia turuturu</i> Yamada	2012-2013	31° 50' 38	31° 50' 38	Occasional/temporal
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) Lamouroux	2011-2014	26° 52' 27	23° 22' 56	Naturalized/limited
<i>Mutimo cylindricus</i> (Okamura) H. Kawai & T. Kitayama	1994	32° 26' 33	31° 51' 36	Occasional/temporal
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (Okamura) Y. Yamada ex S. Kawabata	2013	31° 50' 38	31° 50' 38	Occasional/temporal
<i>Padina arborescens</i> Holmes	2013-2021	27° 53' 44	27° 53' 05	Naturalized/limited
<i>Padina crassa</i> Yamada	2013-2021	24° 21' 16	19° 06' 17	Naturalized/no limited
<i>Pikea yoshizakii</i> C. A. Maggs & B. A. Ward	1996	32° 26' 33	32° 16' 08	Occasional/temporal
<i>Planosiphon gracilis</i> (Kogame) McDevit & G.W. Saunders	2006	31° 55' 09	31° 55' 09	Occasional/temporal
<i>Pyropia suborbiculata</i> (Kjellman) J. E. Sutherland & al.	2002-2014	32° 18' 06	31° 16' 24	Occasional/permanent
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (E. Y. Dawson) I. K. Hwang & al.	1972-2010	31° 53' 32	31° 17' 42	Occasional/permanent
<i>Sargassum horneri</i> (Turner) C. Agardh	2007-2019	29° 04' 14	23° 00' 25	Naturalized/no limited
<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt	1972-2022	32° 26' 33	24° 25' 51	Naturalized/no limited
<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngbye) Link	1945-2010	32° 20' 08	29° 02' 10	Naturalized/limited
<i>Ulva australis</i> Areschoug	2008	31° 43' 28	29° 56' 58	Occasional/temporal
<i>Ulva ohnoi</i> M. Hiraoka & S. Shimada	1982-2022	32° 31' 46	23° 11' 25	Naturalized/limited
<i>Ulva tepida</i> Masakiyo & S.Shimada	1982-2019	32° 31' 46	22° 32' 00	Naturalized/limited
<i>Ulva torta</i> (Mertens) Trevisan	1982-2021	31° 44' 06	22° 32' 00	Naturalized/limited
<i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar	2004-2019	31° 48' 04	29° 47' 28	Naturalized/limited

TABLE 5. The time span of non-native species in the Mexican Pacific.

Species name	1920- 1929	1930- 1939	1940- 1949	1950- 1959	1960- 1969	1970- 1979	1980- 1989	1990- 1999	2000- 2009	2010- 2019	2020- 2025
<i>Acanthophora spicifera</i> (M. Vahl) Børgesen											
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan											
<i>Caulacanthus okamurae</i> Yamada											
<i>C. ustulatus</i> (Mertens ex Turner) Kützting											
<i>Cladostephus hirsutus</i> (Linnaeus) Boudouresque & M. Perret-Boudouresque											
<i>Colpomenia peregrina</i> Sauvageau											
<i>Dasya pedicellata</i> (C. Agardh) C. Agardh											
<i>Dichotomaria marginata</i> (J. Ellis et Solander) Lamarck											
<i>Gracilaria parvispora</i> I.A. Abbott											
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Ohmi) Papenfuss											
<i>Gracilariopsis longissima</i> (S.G.Gmelin) M.Steentoft & al.											
<i>Grateloupia turuturu</i> Yamada											
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) Lamouroux											
<i>Mutimo cylindricus</i> (Okamura) H. Kawai & T. Kitayama											
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (Okamura) Y. Yamada ex S. Kawabata											
<i>Padina arborescens</i> Holmes											
<i>Padina crassa</i> Yamada											
<i>Pikea yoshizakii</i> C. A. Maggs & B. A. Ward											
<i>Planosiphon gracilis</i> (Kogame) McDevit & G.W. Saunders											
<i>Pyropia suborbiculata</i> (Kjellman) J. E. Sutherland & al.											
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (E. Y. Dawson) I. K. Hwang & al.											
<i>Sargassum horneri</i> (Turner) C. Agardh											
<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt											
<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngbye) Link											
<i>Ulva australis</i> Areschoug											
<i>Ulva ohnoi</i> M. Hiraoka & S. Shimada											
<i>Ulva tepida</i> Masakiyo & S. Shimada											
<i>Ulva torta</i> (Mertens) Trevisan											
<i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar											

rapid growth and reproductive capacity. According to them, high population densities seem to negatively impact corals' ability to take up light and nutrients (Schnoller et al. 2016), and their rhizoids can penetrate sponge tissues (Ávila et al. 2012). Although we had decided to label it invasive for these reasons (Guzmán- Méndez et al., 2025), recent work did not reveal any impact on the communities where it grows (Licón Angeles et al., 2025). Therefore, we have decided to wait for stronger evidence before changing its status. Further studies are needed to assess the impact of non-native species with certainty. Finally, we assert that these challenges cannot be addressed without a frequently updated and reliable census of seaweed diversity in the Mexican Pacific.

ACKNOWLEDGMENTS

This work is a result of the project "Macroalgas del Pacífico mexicano: sistemática y distribución" (54301027), financed by the UAM-Lerma. We thank Dr. M.D. Guiry (AlgaeBase) and Dr. R. Moe (UC-Berkeley, CA, U.S.A.) for clarifying some taxonomic and nomenclatural doubts. FFP thanks Dr. María de los Ángeles Mendoza Becerril and Dr. Elisa Serviere-Zaragoza (CIBNOR, B.C.S., Mexico) for providing logistical and the economic support to visit La Paz and verify the prevalence of the populations of *Acanthophora spicifera* through the project SECITI CF 2019-I/428225 "Macroalgas introducidas: organismos modelo para analizar los patrones de éxito de especies con potencial de invasión en ambientes costeros"

REFERENCES

- AGUILAR-ROSAS, L., F.F. PEDROCHE & J. ZERTUCHE-GONZÁLEZ. 2014a. Algas marinas no nativas en la costa del Pacífico mexicano. *In*: Mendoza, R. & P. Koleff (eds.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F., pp. 211-222.
- AGUILAR-ROSAS, L., F.F. PEDROCHE & J. ZERTUCHE-GONZÁLEZ. 2014b. Macroalgas marinas introducidas en la costa del Pacífico de México. Estado actual. *In*: Low Pfeng, A.M., P.A. Quijón & E.M. Peters Recagno (eds.). *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y University Prince Edward Island, pp. 81-117.
- AGUILAR-ROSAS, L., R.A. ROSAS, I.P. RUÍZ, E.B. GARCÉS, M.A.A. ROSAS & E.U. GONZÁLEZ. 1982. Algas de importancia económica de la región noroccidental de Baja California, México. *Ciencias Marinas* 8: 49-63.
- AGUILAR-ROSAS, R., L.E. AGUILAR-ROSAS & S. SHIMADA. 2008. First Record of *Ulva pertusa* Kjellman (Ulvaes, Chlorophyta) in the Pacific coast of Mexico. *Algae* 23: 201-207.
- AGUILAR-ROSAS, R. & L.A. ROSAS. 1985. *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Fucales, Phaeophyta) en las costas de Baja California, México. *Ciencias Marinas* 11: 127-129.
- AGUILAR-ROSAS, R. & L.A. ROSAS. 1993. Cronología de la colonización de *Sargassum muticum* (Phaeophyta) en las costas de la península de Baja California, México (1971-1990). *Revista de Investigación Científica* 4: 41-51.
- AGUILAR-ROSAS, L.E., S.M. BOO, K.M. KIM & C.V. AGUILAR-ROSAS. 2012. Primer registro de la especie japonesa *Grateloupia turuturu* (Halymeniaceae, Rhodophyta) en la costa del Pacífico mexicano. *Hidrobiológica* 22: 189-194, 182.
- AGUILAR-ROSAS, L.E., F. NÚÑEZ-CEBRERO & C. AGUILAR-ROSAS. 2013. Introduced marine macroalgae in the Port of Ensenada, Baja California, Mexico: Biological Contamination. *Procedia Environmental Sciences* 18: 836-843.
- AGUILAR-ROSAS, R., L. AGUILAR-ROSAS, G.Y. CHO & S.M. BOO. 2006. First record of *Scytosiphon gracilis* Kogame (Scytosiphonaceae, Phaeophyceae) for the Pacific coast of Mexico. *Algae* 21: 11-13.
- ANDREAKIS, N., P. COSTELLO, M. ZANOLLA, G.W. SAUNDERS & L. MATA. 2016. Endemic or introduced? Phylogeography of *Asparagopsis* (Florideophyceae) in Australia reveals multiple introductions and a new mitochondrial lineage. *Journal of Phycology* 52: 141-147. DOI:10.1111/jpy.12373
- ASTORGA, M.P., C.E. HERNÁNDEZ, C.P. VALENZUELA, J. AVARIA-LLAUTURO & R. WESTERMEIER. 2012. Origin, diversification, and historical biogeography of the giant kelps genus *Macrocystis*: Evidences from Bayesian phylogenetic analysis. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47: 573-579.
- ÁVILA, E., M. DEL C. MÉNDEZ-TREJO, R. RIOSMENA-RODRIGUEZ, J.M. LÓPEZ-VIVAS & A. SENTÍES. 2012. Epibiotic traits of the invasive red seaweed *Acanthophora spicifera* in La Paz Bay, South Baja California (Eastern Pacific). *Marine Ecology* 33: 470-480.
- BELLORIN, A.M., M.C. OLIVEIRA & E.C. OLIVEIRA. 2004. *Gracilaria vermiculophylla*: A western Pacific species of Gracilariaceae (Rhodophyta) first recorded from the eastern Pacific. *Phycological Research* 52: 69-79. DOI:10.1111/j.1440-183.2004.00330.x
- BLACKBURN, T.M., F. ESSL, T. EVANS, P.E. HULME, J.M. JESCHKE, I. KÜHN, S. KUMSCHICK, Z. MARKOVÁ, A. MRUGALA, W. NENTWIG, J. PERGL, P. PYŠEK, W. RABITSCH, A. RICCIARDI, D.M. RICHARDSON, A. SENDEK, M. VILÀ, J.R.U. WILSON, M. WINTER, P. GENOVESI & S. BACHER. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology* 12: e1001850-1001811.
- BLACKBURN, T.M., P. PYŠEK, S. BACHER, J.T. CARLTON, R.P. DUNCAN, V. JAROŠÍK, J.R.U. WILSON & D.M. RICHARDSON. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 333-339.
- BOO, G.H., I.K. HWANG, D.S. HA, K.A. MILLER, K. KOGAME, G.Y. CHO, J.Y. KIM & S.M. BOO. 2015. Phylogeny and distribution of the genus *Pikea* (Gigartinales, Rhodophyta) with special reference to *P. yoshizakii* from Korea. *Phycologia* 55: 3-11. DOI:10.2216/15-80.1
- CARLTON, J.T. 1996. Biological invasion and cryptogenic species. *Ecology* 77: 1653-1655.
- CASSIDY, M.M., C.W. SCHNEIDER & G.W. SAUNDERS. 2022. The *Dasya baillouviana* and *D. cryptica* complexes (Delesseriaceae, Rhodophyta) in Bermuda with three additional new species from the archipelago. *Journal of Phycology* 58: 731-745. DOI:10.1111/jpy.13282
- CHAPMAN, J.W. & J.T. CARLTON. 1991. A test of criteria for introduced species_ The global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). *Journal of Crustacean Biology* 11: 386-400.
- 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, Ulvaes, Chlorophyta) from northwestern Mexico. *Botanica Marina* 62: 113-124. <https://doi.org/10.1515/bot-2018-0007>
- CHIHARA, M. 1969. *Pseudogloiophloea okamura* (Setchell) comb. nov. and *Ishige sinicola* (Setchell et Gardner) comb. nov. *The Bulletin of Japanese Society of Phycology* 17: 1-4.
- CONABIO. 2024. Información sobre especies invasoras en el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. México. Disponible en línea en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras>
- DAWSON, E.Y. 1941. Field observations on the algae of the Gulf of California. *Allan Hancock Pacific Expeditions* 3: 115-119.
- DAWSON, E.Y. 1944. The Marine Algae of the Gulf of California. *Allan Hancock Pacific Expedition* 3: 189-453.
- DE JONG, Y.S.D.M., C. HITPEUW & W.F. PRUD'HOMME VAN REINE. 1999. A taxonomic, phylogenetic and biogeographic study of the genus *Acanthophora* (Rhodomelaceae, Rhodophyta). *Blumea* 44: 217-249.
- DEVINNY, J.S. 1978. Ordination of seaweed communities: environmental gradients at Punta Banda, Mexico. *Botanica Marina* 21: 357-363.
- DÍAZ-TAPIA, P., L. MCIVOR, D.W. FRESHWATER, H. VERBRUGGEN, M.J. WYNNE & C.A. MAGGS. 2017. The genera *Melanothamnus* Bornet & Falkenberg and *Vertebrata* S.F. Gray constitute well-defined clades of the red algal

- tribe Polysiphonieae (Rhodomelaceae, Ceramiales). *European Journal of Phycology* 52: 1-30. DOI:10.1080/09670262.2016.1256436
- ESSL, F., P. PYŠEK & D.M. RICHARDSON. 2021. Neonatives and translocated species: different terms are needed for different species categories in conservation policies. *NeoBiota* 68: 101-104. DOI:10.3897/neo-biota.68.72849
- GARCÍA-RODRÍGUEZ, L.D., R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, S.Y. KIM, M. LÓPEZ-MEYER, J. ORDUÑA-ROJAS, J.M. LÓPEZ-VIVAS & S.M. BOO. 2013. Recent introduction of *Gracilaria parvispora* (Gracilariales, Rhodophyta) in Baja California, Mexico. *Botanica Marina* 56: 143-150. DOI:10.1515/bot-2012-0177
- GARDNER, N.L. 1927. New species of *Gelidium* on the Pacific coast of North America. *University of California Publications in Botany* 13: 273-318.
- GOLO, R., A. VERGÉS, P. DÍAZ-TAPIA & E. CEBRIAN. 2023. Implications of taxonomic misidentification for future invasion predictions: Evidence from one of the most harmful invasive marine algae. *Marine Pollution Bulletin* 191: 114970. DOI:10.1016/j.marpolbul.2023.114970
- GUIRY, M.D. & G.M. GUIRY. 2024. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway, <http://www.algae-base.org>
- GURGEL, C.F.D., L.M. LIAO, S. FREDERICQ & M.H. HOMMERSAND. 2003. Systematics of *Gracilariopsis* (Gracilariales, Rhodophyta) based on *rbcL* sequence analyses and morphological evidence. *Journal of Phycology* 39: 154-171. DOI:10.1046/j.1529-8817.2003.02046.x
- GUZMÁN-MÉNDEZ I. ANDIRA, F.F. PEDROCHE, R. BASTIDA-ZAVALA, J. SALAS- PÉREZ, J. ARGÜELLES-JIMÉNEZ, C. GALVÁN-VILLA, O. VALENCIA MÉNDEZ, T. VILLALOBOS-GUERRERO, H. PÉREZ-ESPAÑA, E. ÁVILA ENRIQUE & Y. OKOLODKOV. 2025 (en prensa). Diagnosis and risk assessment of invasive species in Mexican reefs. In: Arias, E. (ed.). *Coral Reefs of Mexico*. Switzerland, Springer Nature.
- HEESCH, S., F. RINDI, M.D. GUIRY & W.A. NELSON. 2020. Molecular phylogeny and taxonomic reassessment of the genus *Cladostephus* (Sphaeriales, Phaeophyceae). *European Journal of Phycology* 55: 426-443. DOI:10.1080/09670262.2020.1740947
- HOSHINO, M., A. TANAKA, M. KAMIYA, S. UWAI, M. HIRAOKA & K. KOGAME. 2021. Systematics, distribution, and sexual compatibility of six *Scytosiphon* species (Scytosiphonaceae, Phaeophyceae) from Japan and the description of four new species. *Journal of Phycology* 57: 416-434. DOI:10.1111/jpy.13089
- HUGHEY, J.R. & P. GABRIELSON. 2022. DNA Analysis of the lectotype specimen of *Ulva nematoidea* Bory (Ulvaceae, Chlorophyta) determines its synonymy with *Ulva lactuca* L. *Cryptogamie, Algologie* 43: 117-124. DOI:10.5252/cryptogamie-algologie2022v43a7
- HUGHEY, J.R., C.A. MAGGS, F. MINEUR, C. JARVIS, K.A. MILLER, S.H. SHABAKA & P.W. GABRIELSON. 2019. Genetic analysis of the Linnaean *Ulva lactuca* (Ulvales, Chlorophyta) holotype and related type specimens reveals name misapplications, unexpected origins, and new synonymies. *Journal of Phycology* 55: 503-508. DOI:10.1111/jpy.12860
- HUGHEY, J.R. & K.A. MILLER. 2018. Noteworthy collection. *Madroño* 65: 154-156.
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE). 2023. Invasive alien species. <https://www.iucn.org/es/node/33709>. Accessed on 7 November 2023
- KOGISHI, K., T. KITAYAMA, K.A. MILLER, T. HANYUDA & H. KAWAI. 2010. Phylogeography of *Cutleria cylindrica* (Cutleriales, Phaeophyceae) in northeastern Asia, and the identity of an introduced population in California. *Journal of Phycology* 46: 553-558. DOI:10.1111/j.1529-8817.2010.00818.x
- LE CAM, S., C. DAGUIN-THIÉBAUT, S. BOUCHEMOUSSE, A.H. ENGELN, N. MIESZKOWSKA & F. VIARD. 2020. A genome-wide investigation of the worldwide invader *Sargassum muticum* shows high success albeit (almost) no genetic diversity. *Evolutionary Applications* 13: 500-514. DOI:10.1111/eva.12837
- LEE, K.M., A. MANSILLA, W.A. NELSON & S.M. BOO. 2012. *Colpomenia durvillei* (Scytosiphonaceae, Phaeophyceae): its distribution and relationships with other elongate species of the genus. *Botanica Marina* 55: 367-375. DOI:10.1515/bot-2012-0118
- LEE, K.M., R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, K. KOGAME & S.M. BOO. 2014. *Colpomenia wynnii* sp. nov. (Scytosiphonaceae, Phaeophyceae): a new species of marine algae from northeast Asia. *Phycologia* 53: 480-487. DOI:10.2216/13-232.1
- LICONA ANGELES, J., F.R. CASTAÑEDA RIVERO & M.A. MENDOZA-BECERRIL. 2025. Community composition of epibiont hydroids of the naturalized alien macroalga *Acanthophora spicifera* in Pichilingue, Mexico. *Biology* 14(4): 1-14. DOI:10.3390/biology14010044
- MARKS, L.M., P. SALINAS-RUIZ, D.C. REED, S.J. HOLBROOK, C.S. CULVER, J.M. ENGLE, D.J. KUSHNER, J.E. CASELLE, J. FREIWALD, J.P. WILLIAMS, J.R. SMITH, L.E. AGUILAR-ROSAS & N.J. KAPLANIS. 2015. Range expansion of a non-native, invasive macroalga *Sargassum horneri* (Turner) C. Agardh, 1820 in the eastern Pacific. *Bioinvasions Records* 4: 243-248. DOI:10.3391/bir.2015.4.4.02
- MATEO-CID, L.E. & A.C. MENDOZA-GONZÁLEZ. 1991. Algas marinas bénticas de la costa del estado de Colima, México. *Acta Botanica Mexicana* 13: 9-30.
- MCGEOCH, M.A., D. SPEAR, E.J. KLEYNHANS & E. MARAIS. 2012. Uncertainty in invasive alien species listing. *Ecological Applications* 22: 959-971. DOI:10.1890/11-1252.1
- MCIVOR, L., C.A. MAGGS, J. PROVAN & M.J. STANHOPE. 2001. *rbcL* sequences reveal multiple cryptic introductions of the Japanese red alga *Polysiphonia harveyi*. *Molecular Ecology* 10: 911-919. DOI:10.1046/j.1365-294X.2001.01240.x
- MÉNDEZ-TREJO, M.D.C., R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, E. ÁVILA, J.M. LÓPEZ-VIVAS & A. SENTÍES. 2014. Evaluación de la invasión de *Acanthophora spicifera* (Rhodophyta) sobre la epifauna en Bahía de La Paz, B.C.S. In: Low Pfeng, A.M., P.A. Quijón & E.M. Peters Recagno (eds.). *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. SEMARNAT, INECC, UPEI, Mexico, pp. 433-456.
- MENDOZA BECERRIL, M.A., F.F. PEDROCHE, M.C. ESTRADA GONZÁLEZ & E. SERVIERE ZARAGOZA. 2023. Records of the non-native alga *Acanthophora spicifera* (Rhodophyta) and their colonial epibionts in La Paz Bay, Gulf of California. *Biodiversity Data Journal* 11: 1-24. DOI:10.3897/BDJ.11.e114262

- MENDOZA-GONZÁLEZ, C., L.E. MATEO-CID & P.H.L. GARRIDO. 2013. Algas marinas bentónicas asociadas a pecios y otras estructuras submareales de Campeche, México. *Acta Botanica Venezolánica* 36: 119-140.
- MILLER, K.A., L.E. AGUILAR ROSAS & F.F. PEDROCHE. 2011. A review of non-native seaweeds from California, USA and Baja California, Mexico. Reseña de algas marinas no nativas de California, EUA y Baja California, México. *Hidrobiológica* 21: 365-379.
- MILLER, K.A., J.R. HUGHEY & P.W. GABRIELSON. 2009. Research note: First report of the Japanese species *Grateloupia lanceolata* (Halymeniaceae, Rhodophyta) from California, USA. *Phycological Research* 57: 238-241. DOI:10.1111/j.1440-1835.2009.00542.x
- NAUER, F., C.F. DELUQUE GURGEL, L.M. AYRES-OSTROCK, E.M. PLASTINO & M.C. OLIVEIRA. 2019. Phylogeography of the *Hypnea musciformis* species complex (Gigartinales, Rhodophyta) with the recognition of cryptic species in the western Atlantic Ocean. *Journal of Phycology* 55: 676-687. DOI:10.1111/jpy.12848
- NIENHUIS, P.H. 1982. Attached *Sargassum muticum* found in the south-west Netherlands. *Aquatic Botany* 12: 189-195. DOI:10.1016/0304-3770(82)90013-4
- 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: 1-125.
- O'DOHERTY, D.C. & A.R. SHERWOOD. 2007. Genetic population structure of the Hawaiian alien invasive seaweed *Acanthophora spicifera* (Rhodophyta) as revealed by DNA sequencing and ISSR Analyses. *Pacific Science* 61: 223-233.
- OKAMURA, K. 1936. *Nippon Kaison Shi* (Descriptions of Japanese Algae). Uchida Rokakuho, Tokio.
- OKOLODKOV, Y.B., R. BASTIDA-ZAVALA, A.L. IBÁÑEZ, J.W. CHAPMAN, E. SUAREZ-MORALES, F.F. PEDROCHE & F. GUTIERREZ-MENDIETA. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* XI: 29-67.
- PACHECO RUÍZ, I. 1982. Algas pardas (Phaeophyta) de las costa del Pacífico, entre Bahía Todos Santos y la frontera con Estados Unidos de America. *Ciencias Marinas* 8: 64-77.
- PEDROCHE, F.F. 2021. Confirmación de la ausencia del alga marina asiática *Codium fragile* subsp. *fragile* (Codiaceae, Chlorophyta) en el Pacífico de México, mediante datos moleculares. *Hidrobiológica* 31: 245-252. DOI:10.24275/uam/izt/dchs/hidro/2021v31n3/pedroche
- PEDROCHE, F.F. 2024. Las buenas prácticas en Ficología descriptiva e interpretativa. *Cymbella* 10: 28-31. DOI:10.22201/fc.24488100e.2024.10.1-3.3
- PEDROCHE, F.F., L. AGUILAR-ROSAS, P.C. SILVA & R. AGUILAR-ROSAS. 2025 (en revisión). *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. III. Rhodophyta*. UAM, UC Berkeley, Mexico.
- PEDROCHE, F.F. & A. SENTÍES. 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 & R. AGUILAR-ROSAS. 2005. *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. I. Chlorophycota*. UAM, UABC, UC Berkeley, Ensenada.
- PEDROCHE, F.F., P.C. SILVA, L. AGUILAR-ROSAS, K. DRECKMANN & R. AGUILAR-ROSAS. 2008. *Catálogo de las algas marinas bentónicas del Pacífico de México. II. Phaeophycota*. UAM, UABC, UC Berkeley, Ensenada.
- PEREYRA, P.J. 2016. Revisiting the use of the invasive species concept: An empirical approach. *Austral Ecology* 41: 519-528. DOI:10.1111/aec.12340
- PÉREZ-ESTRADA, C.J., R. RODRÍGUEZ-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: 865-865.
- PETROCELLI, A., M.A. WOLF, E. CECERE, K. SCIUTO & A. SFRISO. 2020. Settlement and spreading of the introduced seaweed *Caulacanthus okamurae* (Rhodophyta) in the Mediterranean Sea. *Diversity* 12: 1-10. DOI:10.3390/d12040129
- RICHARDSON, D.M. & P. PYŠEK. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 30: 409-431. DOI:10.1191/0309133306pp490pr
- RICHARDSON, D.M., P. PYŠEK, M. REJMANEK, M.G. BARBOUR, F.D. PANETTA & C.J. WEST. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107. DOI:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x
- RIOSMENA-RODRÍGUEZ, R., G.H. BOO, J.M. LÓPEZ-VIVAS, A. HERNÁNDEZ-VELASCO, A. SÁENZ-ARROYO & S.M. BOO. 2012. The invasive seaweed *Sargassum filicinum* (Fucales, Phaeophyceae) is on the move along the Mexican Pacific coastline. *Botanica Marina* 55: 547-551. DOI:10.1515/bot-2012-0120
- SCHNOLLER, V.C.G., J.M.L. VIVAS, R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ & J.M.L. CALDERÓN. 2016. Evaluation of biomass and reproductive aspects of invasive algae *Acanthophora spicifera* in Punta Roca Caimancito, BCS Mexico. In: Riosmena-Rodríguez, R. (ed.). *Marine benthos. Biology, ecosystem functions and environmental impact*. Nova Publishers, New York, pp. 139-167.
- SETCHELL, W.A. & N.L. GARDNER. 1924. Expedition of the California Academy of Sciences to the Gulf of California in 1921. The marine algae. *Proceedings of the California Academy of Sciences* ser. 4, 12: 695-949.
- SMITH, C.M. & L.J. WALTERS. 1999. Fragmentation as a strategy for *Caulerpa* species: Fates of fragments and implications for management of an invasive weed. *Marine Ecology* 20: 307-319. DOI:10.1046/j.1439-0485.1999.2034079.x
- TERRADAS-FERNÁNDEZ, M., C. PENÁ-MARTÍN, M. VALVERDE URREA, A. GRAN GARCÍA, F. BLANCO MURILLO, L. LEYVA, E. ABELLÁN GALLARDO, E. BERESALUZE, A. IZQUIERDO MUÑOZ, Y. DEL-PILAR-RUSO, J. AGUILAR ESCRIBANO & Y. FERNÁNDEZ-TORQUEMADA. 2023. An outbreak of the invasive macroalgae *Rugulopteryx okamurae* in Alicante Bay and its colonization on dead *Posidonia oceanica* mat. *Aquatic Botany* 189: 1-5. DOI:10.1016/j.aqua-bot.2023.103706
- UWAI, S., W. NELSON, K. NEILL, W.D. WANG, L.E. AGUILAR-ROSAS, S.M. BOO, T. KITAYAMA & H. KAWAI. 2006. Genetic diversity in *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyceae) deduced from mitochondria genes – origins and succession of introduced populations. *Phycologia* 45: 687-695. DOI:10.2216/05-66.1

- VIEIRA, C., M. DAUDINET & M.S. KIM. 2024. Untangling the peacock's tail: Species diversity, taxonomy and origins of the economically valuable brown alga *Padina* (Dicyotales, Phaeophyceae) in Korea. *Algal Research* 79: 103439. DOI:10.1016/j.algal.2024.103439
- VIEIRA, C., F. STEEN, S. D'HONDT, Q. BAFORT, L. TYBERGHEIN, C. FERNANDEZ-GARCIA, B. WYSOR, A. TRONHOLM, L. MATTIO, C. PAYRI, H. KAWAI, G. SAUNDERS, F. LELIAERT, H. VERBRUGGEN & O. DE CLERCK. 2021. Global biogeography and diversification of a group of brown seaweeds (Phaeophyceae) driven by clade-specific evolutionary processes. *Journal of Biogeography* 48: 703-715. DOI:10.1111/jbi.14047
- WILLIAMS, S.L. & J.E. SMITH. 2007. A global review of the distribution, taxonomy, and impacts of introduced seaweeds. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38: 327-359.
- YANG, M.Y. & M.S. KIM. 2023. Deep genetic divergences and geographic distribution of the red algal genus *Caulacanthus* (Gigartinales). *Frontiers in Marine Science* 10: 1-11. DOI:10.3389/fmars.2023.1087507
- ZUCCARELLO, G., J. WEST & J. RUENESS. 2002b. Phylogeography of the cosmopolitan red alga *Caulacanthus ustulatus* (Caulacanthaceae, Gigartinales). *Phycological Research* 50: 163-172. DOI:10.1046/j.1440-1835.2002.00270.x
- ZUCCARELLO, G.C., B. SANDERCOCK & J.A. WEST. 2002a. 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. DOI:10.1017/S0967026202003827

Concentration of chemical elements in dry mass of *Pontederia crassipes* Mart. for use as organic fertilizer in small-scale crops

Concentración de elementos químicos en masa seca de *Pontederia crassipes* Mart. para uso como abono orgánico en cultivos de pequeñas extensiones

Leslie Hernández-Fernández^{1*}, José Carlos Lorenzo Feijoo¹, Yanier Acosta¹, Roberto González de Zayas², Ariel E. Turcios³, Sershen Naidoo⁴, Jutta Papenbrock³ and Alejandro García-Moya⁵

Recibido: 29 de noviembre de 2024.

Aceptado: 10 de abril de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

RESUMEN

¹ Centro de Bioplasmas, Universidad de Ciego de Ávila, Máximo Gómez Báez. Carretera a Morón, Km 9, Ciego de Ávila, 65100. Cuba.

² Facultad de Ciencias Técnicas, Universidad de Ciego de Ávila, Máximo Gómez Báez. Carretera a Morón, Km 9, Ciego de Ávila, 65100. Cuba.

³ Institute of Botany, Leibniz University Hannover. Herrenhäuserstr. 2, Hannover, D-30419. Germany.

⁴ Department of Biodiversity and Conservation Biology, University of the Western Cape, Bellville. South Africa.

⁵ Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC). Carretera a Castillo de Jagua Km 1 ½. AP. 5. Ciudad Nuclear, Cienfuegos, 59 350. Cuba.

Antecedentes: la creciente demanda y coste de producción de fertilizantes inorgánicos motivan a los investigadores a explorar nuevos medios para la obtención de abonos orgánicos. *Pontederia crassipes* Mart., es una planta acuática invasora que crece en una laguna de agua dulce (La Turbina), en Ciego de Ávila, Cuba. Es extraída del agua y depositada en las orillas de la laguna, afectando el valor estético del sitio. **Objetivo:** determinar la concentración de elementos químicos en la masa seca de *P. crassipes* (en su condición de crecimiento flotante y emergente), para recomendar su posible uso como abono orgánico o sustrato mezclado, en cultivos de pequeñas extensiones. **Método:** para el análisis de la mayoría de los elementos químicos, tanto en el agua de la laguna, como en la masa seca de *P. crassipes*, se empleó espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente. **Resultados:** el agua de la laguna se caracterizó por alta concentración de Ca. En la masa seca de *P. crassipes* (flotante y emergente) tuvo mayor concentración (mg g⁻¹) el Ca, N y K, seguidos del Na y Al. Los metales pesados tuvieron concentraciones inferiores a los límites máximos permisibles para abonos orgánicos y sustratos de cultivos. Los ocho elementos químicos cuantificados en el agua de la laguna (Ca, Cu, K, Mg, Na, P, S y Zn) mostraron bioconcentración en *P. crassipes* (flotante). Siete elementos químicos mostraron traslocación en *P. crassipes* (B, Ca, K, N, Na y Sr). **Conclusiones:** La masa seca de *P. crassipes* puede utilizarse como fertilizante orgánico o como sustrato mezclado para cultivos de pequeñas extensiones. *P. crassipes* (flotante) puede fitoestabilizar y fitoextraer elementos químicos en la laguna artificial de agua dulce La Turbina.

Palabras clave: Cuba, elementos químicos, lagunas, especie invasora, Liliopsida.

ABSTRACT

Background: the increasing demand and production costs of inorganic fertilizers motivate researchers to explore new ways to obtain organic fertilizers. *Pontederia crassipes* Mart., is an invasive aquatic plant that grows in a freshwater lagoon (La Turbina), in Ciego de Ávila, Cuba. It is extracted from the water and deposited on the shores of the lagoon, affecting the aesthetic value of the site. **Objective:** to determine the concentration of chemical elements in the dry mass of *P. crassipes* (in its floating and emerging growth condition), to recommend its possible use as organic fertilizer or mixed substrate in small area crops. **Method:** for the analysis of most of the chemical elements, both in the lagoon water and in the dry mass of *P. crassipes*, inductively coupled plasma optical emission spectrometry was used. **Results:** the water of a lagoon was characterized by high concentration of Ca. In the dry mass of *P. crassipes* (floating and emergent), Ca, N, and K had the highest concentrations (mg g⁻¹), followed by Na and Al. Heavy metals had concentrations below the maximum permissible limits for organic fertilizers and substratum of the crop. The eight chemical elements quantified in the lagoon water (Ca, Cu, K, Mg, Na, P, S, and Zn) showed bioconcentration in *P. crassipes* (floating). Seven chemical elements showed translocation in *P. crassipes* (B, Ca, K, N, Na, and Sr). **Conclusions:** The dry mass of *P. crassipes* can be used as organic fertilizer or as a mixed substrate for small-scale crops. Floating *P. crassipes* can phytostabilize and phytoextract chemical elements in the La Turbina artificial freshwater lagoon.

Keywords: Cuba, chemical elements, invasive species, lagoons, Liliopsida.

*Corresponding author:

Leslie Hernández Fernández: e-mail: coraleslh@gmail.com

To quote as:

Hernández-Fernández, L., J. Carlos Lorenzo Feijoo, Yanier Acosta, R. González de Zayas, Ariel E. Turcios, S. Naidoo, J. Papenbrock & A. García-Moya. 2025. Concentration of chemical elements in dry mass of *Pontederia crassipes* Mart. for use as organic fertilizer in small-scale crops. *Hidrobiológica* 35 (3): 197-203.

INTRODUCTION

Globally, the demand and the costs of producing inorganic fertilizers are rising (Tang *et al.*, 2022). This demand increase motivates the search for alternatives to obtain organic fertilizers at lower costs and friendly to the environment. A possible solution may be to include organic fertilizers produced from the biomass of invasive aquatic plants (Begum *et al.*, 2022; Rattanawong *et al.*, 2022), but the feasibility of this particular approach is still under investigation for several species (Dissanayaka *et al.*, 2023). This is largely because the use of biomass from any plant species for producing organic fertilizers depends on growth rate, local regulations, the availability of technology for biomass utilization, and most importantly, the chemical composition of the plant tissues used.

Pontederia crassipes Mart. is an aquatic plant native to the Amazon (South America), but its proliferation has spread worldwide (Ito *et al.*, 2020). Recognized as invasive, harmful, and transformative for Cuba (Oviedo & González-Oliva, 2015) and in many other parts of the world (Lowe *et al.*, 2004). Despite its invasive behavior, then it is considered among the most important aquatic plant species in the world, possibly because it has the potential for use in agriculture (Ramírez *et al.*, 2021; Begum *et al.*, 2022; Hernández-Fernández *et al.*, 2024a). Despite this, this species is a phytoaccumulator (Muthusaravanan *et al.*, 2020) and phytostabilizer, specifically, for cadmium (Cd) and zinc (Zn) (Sricoth *et al.*, 2018), heavy metals that have maximum permissible limits in the organic fertilizers and crop substrates, according to (Reglamento (UE), 2019) and the criteria of Muñoz-Ugarte (2022).

Pontederia crassipes, found in the artificial freshwater lagoon La Turbina in Ciego de Ávila, Cuba, exhibits two growth forms: as a floating macrophyte (not attached to the substrate) and as an emerging macrophyte (attached to the substrate) (Valero-Jorge *et al.*, 2025). The distribution of this plant in the lagoon's recreational nautical activities, leading to its extraction and either deposition on the shores or transport to landfills as its final destination. Physicochemical and microbiological studies indicate that the water of La Turbina is highly contaminated due to anthropogenic pressure from wastewater discharge (Hernández-Fernández *et al.*, 2024b). However, the concentrations of other chemical elements in the lagoon water, particularly heavy metals, remain unknown.

Taking into account the above, this work aims to determine the concentration of chemical elements in the dry mass of the invasive aquatic plant *P. crassipes* (in its floating and emerging growth condition) and recommend its possible use as organic fertilizer or mixed substrate in small-area crops.

MATERIAL AND METHODS

Study area. The study was carried out in the municipality of Ciego de Ávila, province of the same name, which is located in the central region of Cuba, between the provinces of Sancti Spiritus and Camagüey.

In January 2022, 90 *P. crassipes* (floating) and 90 *P. crassipes* (emergent) plants were collected from the La Turbina artificial freshwater lagoon (21°50'51"N-78°45'43"W). When the water volume of the lagoon is high, *P. crassipes* floats thanks to the globose petioles that fill with air inside, and is a floating macrophyte. When the water volume of the lagoon is low, the petiole of *P. crassipes* elongates and the roots adhere to the substrate, becoming an emerging macrophyte (Niño-Sulkowska & Lot, 1983). In the La Turbina artificial freshwater lagoon, the water volume

practically does not fluctuate. There are shallow areas towards the shores where *P. crassipes* (emergent) predominates, and deeper areas towards the center of the lagoon where *P. crassipes* (floating) predominates. Wind direction and human intervention determine the spatiotemporal distribution of *P. crassipes* (Valero-Jorge *et al.*, 2025).

Determination of the concentration of chemical elements in the La Turbina freshwater lagoon. Five water samples were taken (1 L at a depth), where *P. crassipes* predominates (Hernández-Fernández *et al.*, 2023). To determine the concentration (mg ml⁻¹) of 25 chemical elements, including aluminum (Al), boron (B), barium (Ba), beryllium (Be), bismuth (Bi), calcium (Ca), cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe), gallium (Ga), potassium (K), lithium (Li), magnesium (Mg), manganese (Mn), sodium (Na), nickel (Ni), phosphorus (P), lead (Pb), sulfur (S), selenium (Se), strontium (Sr), thallium (Tl), and zinc (Zn), 2 ml of each sample was taken and 1.5 ml of nitric acid was added. After 10 minutes, 11.5 ml of ultrapure water was added (resulting in a total of 15 ml). The solutions were then filtered (0.45 µm pore size) and stored in vials at 4 °C before final analysis. Samples were analyzed using Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry (ICP-OES) (iCAP 6000 ICP Spectrometer, Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA).

Morphological characteristics of *P. crassipes* (floating and emergent). The number of stolons was determined, and the number of leaves was counted for each main plant. Three middle-aged leaves were selected, and the length (cm) was measured from the base of the petiole to the apex. The width was measured across the beam, from edge to edge, down the center of the leaf. The longest root (cm) was measured. Measurements were taken with a ruler.

Determining the concentration of chemical elements in the leaves and roots of *P. crassipes* (both floating and emergent). Specimens of *P. crassipes* were washed with running water and then rinsed with distilled water before being placed in a drying oven set at 70 °C ± 1 °C for 48 hours. After drying, the samples (5 g) were ground to approximately 2 µm in size.

The concentration of 26 chemical elements (Al, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, K, Li, Mg, Mn, N (Nitrogen), Na, Ni, P, Pb, S, Se, Sr, Tl, Zn) was determined in dry mass (DW) samples on leaves and roots of *P. crassipes* (floating and emergent). For the plant material, the samples were analyzed three times (total = 9 samples).

Except for the N analysis, 100 mg of the ground powder was incinerated for 8 h in a muffle furnace at 480 °C. After cooling to room temperature, 1.5 ml of nitric acid 1:3 HNO₃ (HNO₃ super-quality Rotipuran® Supra 69 %, and ultra-pure water (v/v)) was added to the samples; after 10 min, 13.5 ml of ultrapure water was added. The solutions were then filtered (0.45 µm pore size) and stored in vials at 4 °C before final analysis. Samples were analyzed by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) (iCAP 6000 ICP Spectrometer, Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA). Total Nitrogen (NT) in the plant samples was determined, by the salicylic acid-thio-sulfate modification of the Kjeldahl method, which includes NO₃-N and NO₂-N (Dhaliwal *et al.*, 2014).

The concentration (mg g⁻¹) of N, P, K, Ca, Mg, and S, was analyzed in a general way, taking into account that when using the DW of *P. crassipes* as a fertilizer or cultivation substrate. It is difficult to separate the leaves from the roots, as well as the specimens with floating growth from those with emergent growth.

Bioconcentration Factor (BCF) and Translocation Factor (TF). The Bio-concentration factor (BCF) shows the relationship between the accumulation of the chemical element in the plant's biomass and in the water (Ali *et al.*, 2013; Yadav *et al.*, 2018; Bello *et al.*, 2018). The BCF of the studied plants (*P. crassipes* floating) was calculated using their DW as a base (equation 1):

$$BCF = \frac{C_{\text{plant}}}{C_{\text{water}}} \quad (1)$$

Where: C_{plant} : concentration of the chemical element in the plant (mg g^{-1}). C_{water} : concentration of the chemical element in the lagoon water (mg ml^{-1}).

The translocation factor (TF) is the quotient between the concentration of the metal in the aerial organs (leaves) and the root of the plant (Bello *et al.*, 2018). The translocation factor indicates the efficiency of the plant in translocating the accumulated chemical elements from its roots to shoots (Ali *et al.*, 2013). The translocation factor was determined in floating and emergent samples (equation 2):

$$TF = \frac{C_{\text{leaves}}}{C_{\text{root}}} \quad (2)$$

Where: C_{leaves} : concentration of the chemical element in leaves (mg g^{-1}). C_{root} : concentration of the chemical element in the root (mg g^{-1}).

Statistical analysis. The chemical elements quantified in the leaves and roots of the *P. crassipes* plant (floating and emergent) were processed using the Statistical Package for Social Sciences (Version 21 for Windows, SPSS Inc.). The adjustments datat-testdistribution (Kolmogorov-Smirnov) and the homogeneity of variances (Levene) were checked. The different variables were evaluated using one-way parametric analysis of variance (ANOVA) tests. When differences were significant ($p \leq 0.05$) for the ANOVA test, the means of the treatments were analyzed using Tukey's significant difference procedure.

RESULTS

Chemical elements found in the La Turbina freshwater lagoons. Of the 25 chemical elements examined in La Turbina, only eight exhibited quantifiable concentrations. The order of these eight elements is as follows: $\text{Ca} > \text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P} > \text{Cu} = \text{S} > \text{Zn}$ (table 1).

Morphological characteristics of *P. crassipes* (floating and emergent). For all the morphological characters studied, except for the average number of stolons, *P. crassipes* (emergent) had a higher value than *P. crassipes* (floating) (table 2).

Determination of the concentration of chemical elements in leaves and roots of *P. crassipes* (floating and emergent). Of the 26 chemical elements studied in the leaves and roots of *P. crassipes*, 24 were quantified (beryllium (Be) and thallium (Tl) were not detected). Those with the highest concentrations were macronutrients Ca, N and K (fig. 1 A). Other elements with high concentrations were Al and Na. They were followed in concentration by the micronutrients Fe and Mn. (fig. 1 B). Heavy metals and other chemical elements were determined in lower concentrations (fig. 1 C).

For *P. crassipes* (floating), the order of the dominant elements was as follows: $\text{Ca} > \text{N} > \text{K} > \text{Na} > \text{Al} > \text{P} > \text{Mg} > \text{S}$ in the leaves, and $\text{Ca} > \text{N} > \text{Al} > \text{Na} > \text{K} > \text{S} > \text{Fe} > \text{P} > \text{Mg} > \text{Mn}$ in the roots. In emergent plants, the order of the seven dominant elements was as follows: $\text{K} > \text{Ca} > \text{N} > \text{Na} > \text{P} > \text{Mg} > \text{S} > \text{Al}$ in the leaves, and $\text{Ca} > \text{N} > \text{Na} > \text{K} > \text{Al} > \text{S} > \text{Fe} > \text{Mg} > \text{P} > \text{Mn}$ in the roots.

The plants showed the following total concentrations of macronutrients: N: $19.49 \pm 0.8 \text{ mg g}^{-1}$, K: $14.56 \pm 1.20 \text{ mg g}^{-1}$, Ca: $24.15 \pm 0.44 \text{ mg g}^{-1}$, P: $1.93 \pm 0.06 \text{ mg g}^{-1}$, Mg: $1.75 \pm 0.07 \text{ mg g}^{-1}$ and S: $3.40 \pm 0.35 \text{ mg g}^{-1}$. The total concentration of Pb: $0.005 \pm 0.0004 \text{ mg g}^{-1}$, Cu: $0.034 \pm 0.01 \text{ mg g}^{-1}$, Zn: $0.032 \pm 0.01 \text{ mg g}^{-1}$, Cd: $0.00015 \pm 0.00002 \text{ mg g}^{-1}$ and Mn: $0.80 \pm 0.04 \text{ mg g}^{-1}$.

Bioconcentration Factor (BCF) and Translocation Factor (TF). The eight elements that presented quantifiable concentrations in the water (Ca, Cu, K, Mg, Na, P, S and Zn) have a BCF greater than 1 in floating plants (table 3). Translocation was detected in seven chemical elements. The chemical elements that show translocation in (floating and emergent plants) were: B, Ca, Cu, K, N, Na and Sr. Na showed translocation only in *P. crassipes* floating form. Ca and Cu shows translocation only in *P. crassipes* emergent form (table 3).

DISCUSSION

The chemical elements with the highest concentrations in the La Turbina lagoon water are also among those found in the leaves and roots of *P. crassipes* (floating and emergent) (Ca, Na, K) (figs. 1 A and B). These elements exhibit a high bioconcentration in *P. crassipes* (floating) (table 3). These results indicate that, to accurately estimate the fraction of bioavailable metal in the aquatic environment, it is essential to determine it in the organisms inhabiting this ecosystem (Ehlers & Luthy, 2003). The plants reflect the prevailing environmental conditions in the aquatic ecosystem (Honmura, 2000).

According to Hernández-Fernández *et al.* (2024b), the water quality in the La Turbina freshwater lagoon is poor. It has a high concentration of organic matter linked to wastewater discharges from nearby homes and decay plants that end up at the bottom of the lagoon.

The morphological characteristics observed in *P. crassipes* reflect the environmental conditions the plants are exposed and the extent of their population in La Turbina lagoon, as described by Valero-Jorge *et al.* (2025). These criteria are supported by Niño-Sulkowska and Lot (1983) as well as Coetzee *et al.* (2017). Specifically, *P. crassipes* (emergent) did not reach the average leaf length indicated by Coetzee *et al.* (2017) (1 m), whereas the average leaf width did correspond to what these authors determined (<30 cm). There are no references to the morphological characteristics of this species in other regions of Cuba.

The Pb, Cu, Zn and Cd, are considered among the most dangerous heavy metals (Méndez *et al.*, 2009; Muthusaravanan *et al.*, 2018). Zn and Cu, together with Mn, are also considered within micronutrients since they are required elements, in small amounts, for specific functions of plants (Latimer, 2009).

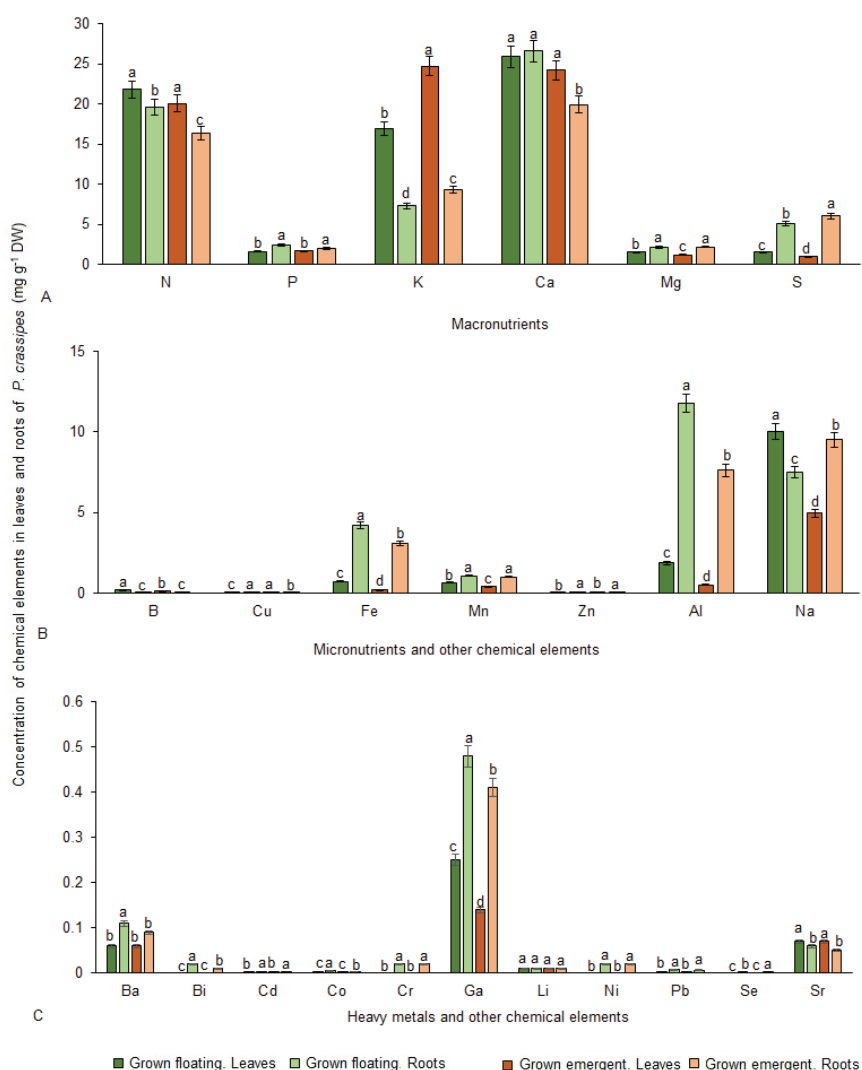
The highest concentrations of Pb were determined in the roots of *P. crassipes* (floating) and *P. crassipes* (emergent), compared to those found in the leaves. This result aligns with findings by Maddock *et al.* (1988), Vesik & Allaway (1997), and Lima-Cazorla *et al.* (2005), who also detected higher concentrations of these elements in the roots of *P. crassipes*.

Table 1. Chemical elements quantified in the artificial freshwater lagoon La Turbina in Ciego de Ávila, Cuba (averages $\pm$ SE).

Chemical elements quantified	mg ml ⁻¹
Ca	0.057 $\pm$ 0.00
Cu	0.001 $\pm$ 0.00
K	0.01 $\pm$ 0.00
Mg	0.004 $\pm$ 0.00
Na	0.054 $\pm$ 0.00
P	0.002 $\pm$ 0.00
S	0.001 $\pm$ 0.00
Zn	0.0006 $\pm$ 0.00

Table 2. Morphological characteristics of *Pontederia crassipes* (floating and emergent) in the artificial freshwater lagoon La Turbina in Ciego de Ávila, Cuba (averages $\pm$ SE).

Morphological characteristics	<i>P. crassipes</i> (floating)	<i>P. crassipes</i> (emergent),
Number of stolons per plant	1.9 $\pm$ 0.47	1.6 $\pm$ 0.46
Number of leaves	7.1 $\pm$ 0.91	9.2 $\pm$ 0.82
Length of the leaves	28.8 $\pm$ 4.90 cm	55.0 $\pm$ 6.37 cm
Width of the leaves	8.5 $\pm$ 0.85 cm.	11.8 $\pm$ 0.89 cm
Length of the major root	9.6 $\pm$ 2.12 cm	12.9 $\pm$ 1.58 cm

Figure 1. Chemical elements quantified in leaves and roots of *Pontederia crassipes* plant (floating and emergent) (mg g⁻¹ DW, averages $\pm$ SE). Unequal letters have statistically significant differences (ANOVA of a factor, Tukey, $p \leq 0.05$, $n = 9$).

The Zn and Cd concentrations were the same in the roots of *P. crassipes* floating and emergent and were higher than those found in leaves. Lima-Cazorla *et al.* (2005) detected higher concentrations of Zn and Cd in the roots of *P. crassipes*. In the present study, Cd was found in the leaves at very low concentrations and also in the roots (Lima-Cazorla *et al.*, 2005). This behavior suggests that Cd moves toward the higher organs of the plants (Lu *et al.*, 2004), but at lower concentrations than those detected in the roots (Lima-Cazorla *et al.*, 2005). However, according to the TF results, Cd is not translocated from the roots to the leaves in *P. crassipes* (floating and emergent), nor is Zn or Pb (table 3).

According to Reglamento (UE) (2019), an organic fertilizer and crop substratum cannot have a concentration of Pb greater than 0.12 mg g⁻¹, Cu greater than 0.3-0.2 mg g⁻¹, Zn greater than 0.8-0.5 mg g⁻¹, and Cd greater than 0.0015 mg g⁻¹ in DW. Muñiz-Ugarte (2022) considered a limit of 0.15 mg g⁻¹ for fertilizer and 0.3 mg g⁻¹ for Pb in substratum, while Rodríguez-Alfaro *et al.* (2022) suggested values lower than 0.14 mg g⁻¹ for organic fertilizer. Muñiz-Ugarte (2022) proposed that, for Cuba, Cd should not exceed 0.003 mg g⁻¹ for fertilizer and 0.008 mg g⁻¹ for substratum. The chemical elements (Pb, Cu, Zn, and Cd) present in the DW, derived from the invasive aquatic plant *P. crassipes* in the La Turbina lagoon, have concentrations below the maximum permissible limits established internationally and nationally for organic fertilizers and crop substratum (Reglamento (UE) 2019; Rodríguez-Alfaro *et al.*, 2022; Muñiz-Ugarte, 2022). However, Muñiz-Ugarte (2022) states that the issue of heavy metals in soils, substrates, and organic fertilizers in Cuba requires more studies, as the current permissible limits do not constitute a Cuban Standard.

The DW from *P. crassipes* had a nitrogen (N) concentration within the range specified by Honmura (2000) (between 15.0 mg g⁻¹ and 35.0 mg g⁻¹) and was higher than that reported by Tucker & Debusk (1983) (0.02 mg g⁻¹) for this species. However, it exhibited a lower concentration of phosphorus (P) compared to the range provided by Honmura (2000) (between 5.0 mg g⁻¹ and 10.0 mg g⁻¹) and Sondang *et al.* (2021) (6.0 mg g⁻¹), yet higher than that recorded by Tucker & DeBusk (1983) (0.006 mg g⁻¹). Furthermore, the potassium (K) concentration was also below that reported by Sondang *et al.* (2021) (20.0 mg g⁻¹) and the range specified by Honmura (2000) (between 20.0 mg g⁻¹ and 50.0 mg g⁻¹) for this species. The magnesium (Mg) concentration in *P. crassipes* did not reach the range indicated by Honmura (2000) (between 2.0 mg g⁻¹ and 4.0 mg g⁻¹).

Chemical elements detected in the La Turbina freshwater lagoon presented quantifiable concentrations that showed a BCF greater than one. Based on the values obtained from the BCF, *P. crassipes* (floating) has a greater capacity to bioaccumulate S, P, and K, demonstrating its nature as phytoaccumulator (Muthusaravanan *et al.*, 2020). The BCF of Cu and Zn had values greater than 1, indicating that *P. crassipes* (floating) could concentrate certain metals from the water. This may provide evidence of the phytoremediation and phytoextraction potential of the species (Nouri *et al.*, 2011; Alexandre *et al.*, 2025; Boanyah & Bondzie-Quaye, 2025). This illustrates the relationship between the accumulation of chemical elements in the plant biomass and in the water. These results confirm that *P. crassipes* (floating) is a hyperaccumulator plant. According to Cluis (2004), hyperaccumulator plants have a bioconcentration factor greater than one, sometimes reaching values between 50 and 500. In this study, *P. crassipes* (floating) demonstrated even higher values (1210, 1005, and 3305) (table 3).

Translocation was detected in only six chemical elements in *P. crassipes* (floating and emergent). The chemical elements that did not

show translocation had a higher concentration in the roots of *P. crassipes* (floating and emergent) than in the leaves. B, K, N, and Sr had a higher concentration in the leaves than in the roots. In the roots of *P. crassipes* (floating), the highest concentrations of Cu were compared to those obtained in *P. crassipes* (emergent) (figure 1). In *P. crassipes* (emergent), the highest concentration of Cu was obtained in the leaves, indicating that this element is not always immobile (Vesk & Allaway *et al.*, 1997) and demonstrates translocation here (table 3). Na had a higher concentration in the leaves than in the roots of *P. crassipes* (floating) (fig. 1), where it exhibited translocation (table 3), whereas in *P. crassipes* (emergent), a higher concentration was detected in the roots than in the leaves (fig. 1), where it did not show translocation. Ca had equal concentration in the leaves and roots of *P. crassipes* (floating) (fig. 1), where it did not show translocation (table 3), while in *P. crassipes* (emergent), a higher concentration was observed in the leaves than in the roots (fig. 1), where translocation occurred (table 3). This indicates the efficiency of the plant in translocating the accumulated chemical elements from its roots to shoots (Ali *et al.*, 2013).

Table 3. Bioconcentration factor (BCF) in *Pontederia crassipes* (floating) for the elements quantified in water. Translocation factors (TF) in *P. crassipes* (floating and emergent) in La Turbina lagoon.

Chemical elements	Bioconcentration factor (BCF) Elements quantified in water	Translocation factors (TF)	
	Floating	Floating	Emergent
Al		0.16	0.07
B		6.00	3.40
Ba		0.55	0.67
Bi		0.10	0.00
Ca	460.3	0.97	1.21
Cd		0.50	0.33
Co		0.20	0.33
Cr		0.05	0.15
Cu	40.0	0.60	2.00
Fe		0.17	0.06
Ga		0.52	0.34
K	1210.0	2.32	2.65
Li		1.00	1.00
Mg	455.0	0.73	0.54
Mn		0.61	0.44
N		1.11	1.22
Na	162.3	1.34	0.52
Ni		0.25	0.15
P	1005.0	0.65	0.85
Pb		0.03	0.03
S	3305.0	0.29	0.16
Se		0.00	0.00
Sr		1.17	1.40
Zn	58.3	0.75	0.50

NOTE: BCF: bioconcentration factor. When the BCF is higher than 1, the plant concentrates the chemical element from water (Ali *et al.*, 2013; Yadav *et al.*, 2018). When TF are higher than 1, the plant trans-locates the chemical element from roots to leaves (Ali *et al.*, 2013; Bello *et al.*, 2018).

Plants with a high BCF value and low TF value are suitable for phytostabilization, while plants with BCF and TF values both greater than one are applicable for phytoextraction (Nouri *et al.*, 2011). According to the findings of this study, *P. crassipes* (floating) is suitable for the phytostabilization of Ca, Cu, Mg, P, S, and Zn, as well as for phytoextraction of Na and K. These results may vary depending on the environmental conditions in which the plants grow and their growth condition (floating and emergent).

The concentration of chemical elements found in the dry mass of the invasive aquatic plant *P. crassipes* (both floating and emergent) from the La Turbina artificial freshwater lagoon in Ciego de Ávila indicates that this dry mass can be regarded as an organic fertilizer or used as a mixed substrate for small-scale crops. It contains both macronutrients and micronutrients essential for crop growth. Its concentrations of heavy metals (Pb, Cu, Zn, and Cd) are below the maximum permissible limits set nationally and internationally for organic fertilizers and crop substrates. Additionally, the capacity of *P. crassipes* (floating) as a phyto-stabilizer and for the phytoextraction of chemical elements present in the La Turbina artificial freshwater lagoon was demonstrated. The concentration of chemical elements in the dry mass of *P. crassipes* may vary depending on the environmental conditions of the ecosystem where the plant grows, as well as the time of year (rainy or dry).

ACKNOWLEDGMENTS

These results respond to the Territorial Project (PT: 121CA003-005) "Evaluation of the use and management of invasive aquatic plants *Pistia stratiotes* L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms as an alternative for their use in urban agriculture in Ciego de Ávila", from the Center for Bioplants, University of Ciego de Ávila, Máximo Gómez Báez. Cuba. The authors are grateful for the collaboration of José Gerardo Vázquez, Julia Martínez Rodríguez, Lázaro Hernández Sorí, José Ramón Laguna González and Roberto Campbell. Also, the support of the Non-Governmental Organization Idea Wild.

REFERENCES

- ALEXANDRE, D. S., A. P. OGURA, R. DE ALMEIDA-MOHEDANO & L. B. G. THIBAU. 2025. Potential of two floating aquatic macrophytes in improving water quality: A case study in two tropical streams. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* 60: e2158-e2158. DOI: 10.5327/Z2176-94782158
- ALI, H., E. KHAN & M. A. SAJJAD. 2013. Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. *Chemosphere* 91: 869-881. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.075
- BELLO, A. O., B. S., TAWABINI, A. B., KHALIL, C. R., BOLAND & T. A. SALEH. 2018. Phytoremediation of cadmium-, lead-and nickel-contaminated water by *Phragmites australis* in hydroponic systems. *Ecological engineering* 120: 126-133. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.05.035
- BEGUM, S. L., S. M. M. HIMAYA & S. M. M. S. AFREEN. 2022. Potential of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as compost and its effect on soil and plant properties: A review. *Agricultural Reviews* 43 (1): 20-28. DOI: 10.18805/ag.R-184
- BOANYAH, G. Y. & P. BONDZIE-QUAYE. 2025. Phytoremediation of fluoride contaminated water. In: Sharma, K. (Ed.). *Fluorides in drinking water*. Environmental Science and Engineering. Springer, Cham, pp. 333-348. DOI: 10.1007/978-3-031-77247-4_13
- CLUIS, C. 2004. Junk-greedy greens: phytoremediation as a new option for soil decontamination. *BioTeach Journal* 2 (6): 1-67.
- COETZEE, J. A., M. P. HILL, T. RUIZ-TÉLLEZ, U. STARFINGER & S. BRUNEL. 2017. Monographs on invasive plants in Europe N° 2: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Botany Letters* 164 (4): 303-326. DOI: 10.1080/23818107.2017.1381041
- DHALIWAL, G., N. GUPTA, S. KUKAL & MEETPAL-SINGH. 2014. Standardization of automated Vario EL III CHNS analyzer for total carbon and nitrogen determination in plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 45:1316-1324. DOI: 10.1080/00103624.2013.875197
- DISSANAYAKA, D. M. N. S., S. S. UDUMANN, D. K. R. P. L. DISSANAYAKE, T. D. NUWARAPAKSHA & A. J. ATAPATTU. 2023. Review on aquatic weeds as potential source for compost production to meet sustainable plant nutrient management needs. *Waste* 1: 264-280. DOI: 10.3390/waste1010017
- EHLERS, L. J. & R. G. LUTHY. 2003. Contaminant bioavailability in soil and sediment. *Environmental Science & Technology* 37: 295A-302A. DOI: 10.1021/es032524f
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., Y. ACOSTA, R. GONZÁLEZ-DE ZAYAS, A. GARCÍA-MOYA & J. C. LORENZO FEIJOO. 2024a. Invasive aquatic plants as a mixed substrate with red ferralitic soil in vegetable seedbeds. *Agronomía Colombiana* 42 (2): 1-11. DOI: 10.15446/agron.colomb.v42n2.115670
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., C. LINARES-RIVERO, Y. QUINONES-GALVEZ, J. C. LORENZO-FEIJOO, Y. ACOSTA & R. GONZÁLEZ-DE ZAYAS. 2024b. Promising organic compounds in invasive aquatic plants identified in freshwater lagoons in Cuba. *Bionatura journal* 1 (3):15. DOI: 10.70099/BJ/2024.01.03.15
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., I. E. MÉNDEZ, J. GERARDO-VÁZQUEZ, R. GONZÁLEZ DE ZAYAS & J. C. LORENZO. 2023. Aquatic plants in the freshwater artificial lagoons in Ciego de Ávila, Cuba. *Intropica* 18 (1): 37-49. DOI: 10.21676/23897864.4753
- HONMURA, T. 2000. Studies on the ecology and the utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). PhD thesis. *Kagoshima University*. 151 p.
- ITO, Y., N. TANAKA, B. R. KEENER & S. LEHTONEN. 2020. Phylogeny and biogeography of *Sagittaria* (Alismataceae) revisited: evidence for cryptic diversity and colonization out of South America. *Journal of Plant Research* 133 (6): 827-839. DOI: 10.1007/s10265-020-01229-5
- LATIMER, J. G. 2009. The basics of fertilizer calculations for greenhouse crops. *Virginia Cooperative Extension. Publication 430-100. Virginia Polytechnic and State University*. 6 pp.
- LIMA-CAZORLA, L., S. OLIVARESRIEUMONT, I. COLUMBIE, D. DE LA ROSA-MEDEROS & R. GIL-CASTILLO. 2005. Niveles de plomo, zinc, cadmio y cobre en el Río Almendares, Ciudad Habana, Cuba. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 21 (3): 115-124.
- LOWE, S., M. BROWNE, S. BOUDJELAS & M. DE POORTER. 2004. 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la

- Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 12 pp.
- LU, X., M. KRUTRACHUE, P. POKETHITYOOK & K. HOMOYOK. 2004. Removal of cadmium and zinc by water hyacinth, *Eichhornia crassipes*. *Science Asia* 30: 93-103.
- MADDOCK, J. E., M. B. SANTOS & R. S. MARINHO. 1988. *Eichhornia crassipes* as a biological monitor of heavy metals in surface waters. In: Seeliger, U., L. D. de Lacerda & S. R. Patchineelam (Eds.) *Metals in coastal environments of Latin America*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp. 276-285. DOI: 10.1007/978-3-642-71483-2_24
- MÉNDEZ, J. P., C. A. G. RAMÍREZ, A. D. R. GUTIÉRREZ & F. P. GARCÍA. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10 (1): 29-44.
- MUÑOZ-UGARTE, O. M. 2022. Contenido de metales pesados como criterio de calidad de suelos. *Revista Ingeniería Agrícola* 12 (3): 4-9.
- MUTHUSARAVANAN, S., N. SIVARAJASEKAR, J. S. VIVEK, S. VASUDHA PRIYADHARSHINI, T. PARAMASIVAN, N. DHAKAL & M. NAUSHAD. 2020. Research updates on heavy metal phytoremediation: enhancements, efficient post-harvesting strategies and economic opportunities. *Green Materials for Wastewater Treatment* 191-222. DOI: 10.1007/978-3-030-17724-9_9
- MUTHUSARAVANAN, S., N. SIVARAJASEKAR, J. S. VIVEK, T. PARAMASIVAN, M. NAUSHAD, J. PRAKASHMARAN, V. GAYATHRI & O. K. AL-DUAJI. 2018. Phytoremediation of heavy metals: mechanisms, methods and enhancements. *Environmental Chemistry Letters* 16: 1339-1359. DOI: 10.1007/s10311-018-0762-3
- NIÑO-SULKOWSKA, M. S. & A. LOT. 1983. Estudio demográfico del lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms: Dinámica de crecimiento en dos localidades selectas de México. *Botanical Sciences* (45): 71-83. DOI: 10.17129/botsci.1300
- NOURI, J., B., LORESTANI, N., YOUSEFI, N., KHORASANI, A. H., HASANI, F., SEIF. & M. CHERAGHI. 2011. Phytoremediation potential of native plants grown in the vicinity of Ahangaran lead-zinc mine (Hamedan, Iran). *Environmental Earth Sciences*. 62: 639-644. DOI: 10.1007/s12665-010-0553-z
- OVIEDO, R. & L. GONZÁLEZ-OLIVA. 2015. Lista nacional de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba—2015. *Bissea* 9: 1-88.
- RAMÍREZ, M. G., S. VÁZQUEZ, G. I. MÉNDEZ & J. MEJÍA. 2021. Caracterización de abonos orgánicos aplicados a cultivos florícolas en el sur del Estado de México. *Bioteconología y Ciencias Agropecuarias* 16 (1): 150-161. DOI: 10.29059/cienciauat.v16i1.1518
- RATTANAWONG, Y., N. KUNGSKULNITI, N. CHAROENCA, L. BENJAWAN & A. J. ENGLAND. 2022. Water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) as base material for composting. *Environment Asia* 15 (1): 70-80. DOI: 10.14456/ea.2022.7
- Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo de 5 de junio de 2019 por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) nº1069/2009 y (CE) nº1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) nº2003/2003.
- RODRÍGUEZ-ALFARO, M., O. MUÑOZ-UGARTE, C. W. ARAÚJO-DO NASCIMENTO, A. MONTERO-ÁLVAREZ, B. CALERO-MARTÍN & F. MARTÍNEZ-RODRÍGUEZ. 2022. Rangos permisibles de Cadmio y Plomo en abonos orgánicos utilizados en la producción de alimentos. *Cultivos Tropicales* 43 (1): 12 pp.
- SONDANG, Y., K. ANTY & R. SIREGAR. 2021. Isolation and identification of effective microorganisms from water hyacinth biofertilizer. In: IOP Conference Series: *Earth and Environmental Science*. 709 (1): 012064. DOI:10.1088/1755-1315/709/1/012064
- SRICOTH, T., W. MEEINKURT, P. SAENGWILAI, J. PICHTEL & P. TAEPRAYOON. 2018. Aquatic plants for phytostabilization of cadmium and zinc in hydroponic experiments. *Environmental Science and Pollution Research* 25:14964-14976. DOI: 10.1007/s11356-018-1714-y
- TANG, Q., A. COTTON, Z. WEI, Y. XIA, T. DANIELL & X. YAN. 2022. How does partial substitution of chemical fertiliser with organic forms increase sustainability of agricultural production? *Science of The Total Environment* 803 (149): 933 pp. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149933
- TUCKER, C. & T. DeBUSK. 1983. Seasonal variation in the nitrate content of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms). *Aquatic Botany* 15 (4): 419-422. DOI: 10.1016/0304-3770(83)90009-8
- VALERO-JORGE, A., L. HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, F. MATOS-PUPO, S. BUJÁN-SEANE & R., GONZÁLEZ-DE ZAYAS. 2025. Distribución espaciotemporal de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms a través de teledetección en laguna La Turbina, Cuba. *Investigaciones Geográficas* (83), 75-89. DOI: 10.14198/INGEO.27699
- VESK, P. A. & W. G. ALLAWAY. 1997. Spatial variation of copper and lead concentrations of water hyacinth plants in a wetland receiving urban run-off. *Aquatic Botany* 59 (1-2): 33-44. DOI: 10.1016/S0304-3770(97)00032-6
- YADAV, K. K., N. GUPTA, A. KUMAR, L. M. REECE, N. SINGH, S. REZANIA & S. A. KHAN. 2018. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. *Ecological Engineering* 120: 274-298. DOI:10.1016/j.ecoleng.2018.05.039

Scientific and technological perspectives of the water lily (*Pontederia crassipes*): Innovative applications of its biomass

Perspectivas científicas y tecnológicas del lirio acuático (*Pontederia crassipes*): Aplicaciones innovadoras de su biomasa

Ana Laura Martínez-Muñoz¹, Brenda Karen González-Pérez², Alejandro Valdez-Calderón² and Manuel Aaron Gayosso-Morales^{2*}

Recibido: 19 de diciembre de 2024.

Aceptado: 01 de mayo de 2024.

Publicado: diciembre de 2025.

ABSTRACT

Background. The water lily (*Pontederia crassipes*), is considered globally as one of the most problematic invasive plants, with a high dissemination capacity and biological efficiency, enhancing significant environmental impacts in freshwater bodies. **Goals.** The present study provides a scientific and technological review of its phenology, dispersal mechanisms and innovative applications of its biomass. **Methods.** 100 articles from scientific and technological databases were analyzed, using a qualitative approach to evaluate technological surveillance, as well as intellectual property issues. The present review emphasizes *P. crassipes* impacts, predictions and effective strategies for the design of proper management and control. **Results.** As *P. crassipes* presents efficient mechanisms of dispersal and reproduction, a high viability of its seeds and their easy dispersal through currents, combined with human activities, its eradication is difficult. It was found that the greatest difficulty is the barriers that exist for its management. Logistical and financial challenges persist, especially in developing countries such as Mexico. Additionally, there is a lack of precise estimates on the economic costs and losses associated with the invasion of this plant. Therefore, a comprehensive review that integrates the most recent advances in these areas and provides a global vision of the current state of knowledge, as well as the opportunities and challenges that this species represents is needed. **Conclusions.** Overall, solid foundations for future research and public policies aimed at the sustainable management and use of the biomass of this plant will ensure a better approach.

Keywords: Eutrophication, invasive species, mitigation, patents, socioeconomic impact.

RESUMEN

Antecedentes. El lirio acuático (*Pontederia crassipes*) es considerado a nivel global como una de las plantas invasoras más problemáticas, debido a su alta capacidad de diseminación y eficiencia biológica, lo que genera impactos ambientales significativos en cuerpos de agua dulce. **Objetivo.** El presente estudio ofrece una revisión científica y tecnológica sobre su fenología, mecanismos de dispersión y aplicaciones innovadoras de su biomasa. **Métodos.** Se analizaron 100 artículos provenientes de bases de datos científicas y tecnológicas, utilizando un enfoque cualitativo para evaluar la vigilancia tecnológica, así como aspectos relacionados con la propiedad intelectual. Esta revisión enfatiza sus impactos, posibles predicciones y estrategias efectivas para diseñar un manejo y control adecuado. **Resultados.** Dado que *P. crassipes* presenta mecanismos eficientes de dispersión y reproducción, alta viabilidad de sus semillas y su fácil propagación a través de corrientes, combinada con actividades humanas, su erradicación resulta difícil. Se identificó que la mayor dificultad radica en las barreras para su manejo. Persisten desafíos logísticos y financieros, especialmente en países en desarrollo como México. Además, existe una falta de estimaciones precisas sobre los costos económicos y las pérdidas asociadas con la invasión de esta planta. Por lo tanto, se requiere una revisión integral que integre los avances más recientes en estas áreas y que proporcione una visión global del estado actual del conocimiento, así como de las oportunidades y desafíos que esta especie representa. **Conclusiones.** En términos generales, establecer bases sólidas para investigaciones futuras y políticas públicas orientadas al manejo sostenible y uso de la biomasa de esta planta garantizará un enfoque más efectivo.

Palabras clave: Especies invasoras, eutrofización, impacto socioeconómico, mitigación, patentes.

¹ Área Académica de Química, Instituto de Ciencias Básicas e Ingenierías, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Carr. Pachuca-Tulancingo Km. 4.5, Mineral de la Reforma, Hgo., 42184. México.

² Universidad Tecnológica de la Zona Metropolitana del Valle de México, Laboratorio del Área de Tecnología Ambiental, Blvd. Miguel Hidalgo y Costilla 5, Los Héroes de Tizayuca, Tizayuca, Hgo., 43816 México.

*Corresponding author:

Manuel Aaron Gayosso Morales: e-mail: m.gayosso@utvam.edu.mx

To quote as:

Martínez-Muñoz, A. L., B. K. González-Pérez, A. Valdez-Calderón & M. A. Gayosso-Morales. 2025. Scientific and technological perspectives of the water lily (*Pontederia crassipes*): Innovative applications of its biomass. *Hidrobiológica* 35 (3): 205-212.

INTRODUCTION

The water hyacinth, *Pontederia crassipes* Mart. (Liliopsida), is a widely recognized ornamental plant that has become invasive due to its rapid proliferation, now prevalent in most tropical and subtropical freshwater ecosystems (figure 1) (Niño-Sulkowska & Lot, 1983; Coetzee & Hill, 2012; Flores-Rojas *et al.*, 2024). Native to South America, it was initially cultivated for its vibrant flowers, but its exceptional dispersal and reproductive abilities (both sexual and asexual) have enabled its expansion into aquatic habitats across warm-climate regions (Mathiventhan *et al.*, 2018; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022). The species spreads rapidly through stolons, fragments, and seeds, which can remain viable for up to 20 years, challenging its eradication (Barrett & Forno, 1982; Ghousein *et al.*, 2023). Additionally, its dispersal is favored by natural factors, such as water currents, and human activities, such as transport via boats (MITECO, 2019; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022). These characteristics, combined with its morphological and phenological adaptability, have made *P. crassipes*

a threat to biodiversity and the functionality of aquatic ecosystems, justifying the need for innovative strategies for its management and control. Despite its presence in all continents, most studies have been developed in countries such as Indonesia and Brazil (Gopalakrishnan *et al.*, 2011; Kamala-Bai *et al.*, 2023; Ghousein *et al.*, 2023).

Phenology and the spread mechanisms provide crucial information to understand the behavior of an invasive plant in an ecosystem, as this plant has a phenological cycle sensitive to climate, thus providing predictions on how climate change could facilitate its expansion or intensify its effects. The uncontrolled expansion of *P. crassipes* in freshwater bodies has significant environmental and economic impacts (Ayanda *et al.*, 2020; Kariyawasam *et al.*, 2021; Karouach *et al.*, 2022; Flores-Rojas *et al.*, 2024). Among the main documented effects are the reduction in light penetration in waterbodies, enhancing an increase in turbidity and acidity, therefore decreasing dissolved oxygen levels, and a proliferation of pathogens as a consequence (Mathiventhan *et al.*, 2018; Ghousein *et al.*, 2023). These alterations not only affect the physico-chemical characteristics of aquatic ecosystems but also promote eutrophication and compromise local biodiversity, displacing native species due to the water hyacinth's high adaptive capacity (Niño-Sulkowska & Lot, 1983; Shanab *et al.*, 2010). A significant gap in knowledge regarding the water lily (*P. crassipes*) lies in the lack of a systematic and updated integration of scientific and technological advances in its management, control and use. Although there are a significant number of studies focused on the environmental impacts of this invasive species, information about its management and potential use as biomass is usually fragmented and limited to local contexts or specific regions. Research on the potential applications of the water lily, such as its use in bioenergy, generation of bioproducts, and bioremediation capacity, has not yet been sufficiently compiled or even analyzed in a global manner to allow its economic and technical viability to be evaluated. Additionally, the lack of data and analysis makes it difficult to identify sustainable strategies and approaches for its management that not only mitigates its negative impacts, but also take advantage of its biomass for the benefit of scientific knowledge but mainly of the communities that suffer from this problem. The objective of the present review is to analyze and discuss the scientific and technological advances related to the management, impact, and possible applications of *P. crassipes* in continental waterbodies, as well as contribute to the identification of innovative strategies for its control and sustainable use.

MATERIALS AND METHODS

The present assessment focused on an exhaustive review of existing knowledge in the available literature regarding the management, control, and utilization of *Pontederia crassipes* biomass. Particularly, aspects related to controlling its spread and exploring the potential uses of its biomass were addressed, aiming to provide a comprehensive perspective on the current situation of this invasive species while considering its environmental, social, and economic implications. Hence, specific keywords and phrases were proposed: control of water hyacinth propagation, uses, innovations in invasive species, management of *P. crassipes*, *Eichhornia crassipes* environmental impacts, sustainable utilization of water hyacinth, and economic implications of water hyacinth. When carrying out each search, we sought to alternate the use of the names *P. crassipes* and *E. crassipes*, due they are synonyms. For the selection of scientific articles, studies addressing aspects re-

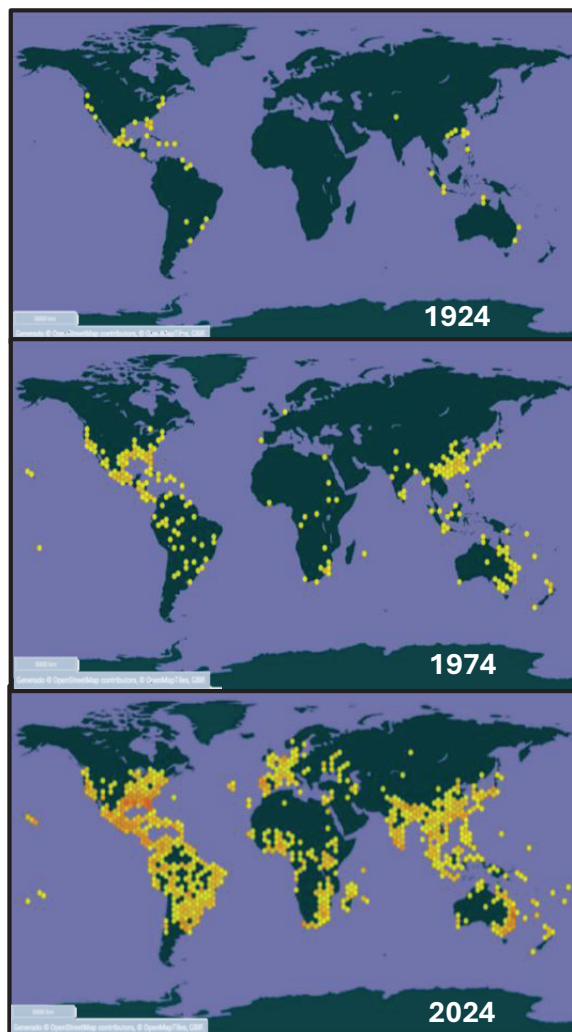


Fig. 1. Georeferenced records of *Pontederia crassipes* on a global scale. This figure illustrates the geographic distribution of presence records for the species across various years and regions worldwide. From GBIF.

lated to the phenology, dispersal, management, control, and innovative applications of the biomass of *P. crassipes* (= *E. crassipes*), published in scientific databases such as Science Direct, Springer Link, Elsevier, Academia, ResearchGate, and Wiley, were included. Priority was given to articles published in peer-reviewed journals, especially those providing relevant information on environmental impacts, socioeconomic effects, and technological applications of the species. Documents that were not available in full text, those that did not directly address the species in question, and studies lacking scientific rigor or empirical support were excluded. The study analyzed 100 articles sourced from six scientific and technological databases: Science Direct, Springer Link, Elsevier, Academia, ResearchGate, and Wiley, as well as resources such as Google Patents, Espacenet, and OEMP (Spanish Patent and Trademark Office). Concerning patents, records related to the use, management, or applications of *P. crassipes* in intellectual property databases such as Google Patents, Espacenet, and OEMP were included. Patents registered between 1983 and 2024 were considered, with a focus on those demonstrating technological innovations or practical applications of the species' biomass. Patents not directly related to *P. crassipes* or lacking detailed application information were excluded. For the review of technological surveillance, only the names *P. crassipes* and *E. crassipes* were used for searches in the technological information databases (Google Patents, Espacenet, and OEMP). The grouping of technological advances was conducted by exporting data from the patent databases. First, patents were classified by country code to identify regions with the highest innovative activity. Then, the analysis focused on Mexican patents, classifying them by their main areas of application: bioremediation, agricultural inputs, bioenergy, biomaterials, and pharmaceutical applications. Subsequently, each report was categorized by country code and year of publication. Thus, a qualitative approach was employed to assess global information on technological surveillance, particularly concentrating on America with an emphasis on Mexico. In line with the evaluation, the analysis included a breakdown by states and topics related to intellectual property protection.

RESULTS

Regarding the data obtained in the various databases, the use of water hyacinth biomass has emerged as an effective alternative for managing this invasive plant, turning an ecological challenge into an economically and environmentally sustainable opportunity. Authors agree that controlled biomass harvesting not only helps reduce plant populations and prevent their spread but also minimizes ecological damage, such as biodiversity loss and water quality deterioration. Hence, in general, the approach offers a resource that can be harnessed for various industrial and commercial applications (Espinosa-García & Villaseñor, 2017).

Notably, the extracted biomass of *P. crassipes* has multiple applications, highlighting its potential use as a valuable resource. Production of bioplastics and other biodegradable products, wastewater treatment, energy generation, and biofuel production are some of the potential values of the biomass. Such initiatives not only diversify the plant management strategies but also promote the development of innovative and sustainable solutions (Pradhan *et al.*, 2017; Sierra-Carmona *et al.*, 2022). However, several technological and economic challenges hinder the large-scale implementation of these applications. For instance, the high moisture content of the biomass complicates its processing for biofuel production, while the variability in its chemical composition

affects the consistency of bioplastics and other biomaterials (Carreño-Sayago & Rodríguez-Parra, 2018; Bakrim *et al.*, 2022). Additionally, the lack of cost-effective harvesting and processing technologies and limited infrastructure in developing countries pose significant economic barriers (Karouach *et al.*, 2022; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022). Addressing these challenges through further research and technological innovation could optimize existing processes and unlock the full potential of *P. crassipes* biomass.

One of the most promising uses for water hyacinth biomass is the production of biopolymers. Plant components such as cellulose, β -glucosidase, and xylanase serve as substrates for the creation of compounds such as, polyhydroxybutyrate (PHB), a biopolymer with broad industrial and environmental applications. Studies have shown that enzymatic hydrolysis of this plant can yield up to 4.3 g/L of PHB using microorganisms in fermentation processes (Radhika & Murugesan, 2012; Bakrim *et al.*, 2022), highlighting the necessity for further promising studies.

Beyond industrial uses, water hyacinth has shown potential in the biomedical field. Ethanolic and methanolic extracts from its leaves have demonstrated analgesic, antimicrobial, antifungal, and neuroprotective properties. Likewise, previous research has reported effective inhibition zones against bacteria such as *Bacillus subtilis* (Ehrenberg 1835) Cohn 1872, and fungi like *Aspergillus niger* Tiegh., highlighting its utility in developing natural therapeutic and antibacterial agents (Shanab *et al.*, 2010; Siteo & Van Wyk, 2024).

The species also shows promise in biofuel production due to its high hemicellulose content and volatile compounds. Previous assessments have reported the production of biogas, bioethanol, and biohydrogen, with estimated yields of up to 100 Nm³/kg of biogas and 245 g/kg of bioethanol from its biomass. The associated technologies include thermochemical methods, biochemical processes, and direct combustion, demonstrating its versatility as a raw material for sustainable energy initiatives (Carreño-Sayago & Rodríguez-Parra, 2018; Pinho & Mateus, 2023).

Regarding technological monitoring, three patent databases, were used, emphasizing the use of Google Patents, which provided the most records. From the data obtained, a classification of patents by year was carried out, spanning from 1983 to November 2024. As observed in the data obtained (Fig. 2), this time frame captures the progressive trends and significant increases in patent activity, reflecting the growing interest and advancements in the field. The records in the literature compiled highlight notable peaks in patent registration, particularly in recent decades, suggesting accelerated innovation and technological developments. The temporal distribution also offers valuable insights regarding the periods of heightened activity, due to breakthroughs, regulatory changes, or shifts in market demand.

Globally, China leads in intellectual property related to water hyacinth utilization with more than 60% of patents. China's leadership in intellectual property related to *P. crassipes* can be attributed to its strong investment in research and development (R&D) and its strategic focus on leveraging invasive species for economic and environmental benefits. The country has implemented policies that promote innovation in biomass utilization, particularly in areas such as bioenergy, bioremediation, and biomaterials (Guo *et al.*, 2022). Additionally, China's large-scale infrastructure for processing aquatic biomass and

its commitment to sustainable development have facilitated the rapid development and patenting of technologies related to *P. crassipes* (Lu *et al.*, 2007). This contrasts with other countries, where funding and infrastructure for such innovations are often limited. Following China, the United States plays a significant but smaller role, contributing 7% of the patents. The remaining contributions are distributed among other countries, each with varying levels of engagement in intellectual property protection related to the multiple uses of water hyacinth (fig. 3). In the Americas, the U.S. holds up to 84% of patents, with the remaining contributions divided among Brazil, Mexico, Canada, Chile, Colombia, and Portugal (fig. 4). Particularly, Mexico contributes with more than 8% of the patents, reflecting its growing but still limited participation in the regional innovation ecosystem. Mexico's limited participation in intellectual property related to *P. crassipes* can be attributed to several factors, including insufficient funding for R&D, limited infrastructure for biomass processing, and a lack of integrated policies that promote innovation in sustainable technologies (Espinosa-García & Villaseñor, 2017). Additionally, the focus on traditional management strategies, such as mechanical removal, has overshadowed the potential for technological innovation. To adapt technologies developed in other countries, Mexico could establish partnerships with leading nations like China and the United States, focusing on knowledge transfer and capacity building. Furthermore, government incentives for private-sector investment in R&D and establishing specialized research centers could foster innovation in bioremediation, bioenergy, and biomaterials (Rodríguez-Lara *et al.*, 2022).

For the present study, regarding Mexico, patent distribution related to *P. crassipes* was categorized by technological area and state. Mexico City leads with up to 57% of patents, followed by Sonora and Jalisco with 9% each. Meanwhile, states such as Baja California, Veracruz, Tabasco, Sinaloa, Guanajuato, and Coahuila contribute only 4%, respectively. Agro-inputs represent the area with the highest number of patents (8 records), reflecting interest in sustainable agriculture. Notably, bioremediation records account for up to 35% of patents, driven by states like Veracruz and Tabasco. Conversely, pharmaceuticals represent 15%, with significant contributions from states such as, Jalisco and Guanajuato. Despite the current interest in subjects such as biofuels, biocontrol, and biomaterials, the records are less represented and can be considered as emerging areas with high potential for technological innovation (fig. 5). The disparity in technological developments related to *P. crassipes* can be explained by varying regional priorities, resource availability, and market demands. For instance, bioremediation and bioenergy technologies are more prevalent due to their immediate environmental and economic benefits, particularly in regions with severe water pollution or energy deficits (Bakrim *et al.*, 2022). In contrast, areas such as pharmaceuticals and biomaterials are less developed, likely due to the higher complexity and costs associated with research and commercialization. To increase the development of underrepresented technologies, targeted funding for interdisciplinary research, public-private partnerships, and incentives for pilot projects could be implemented. Fostering international collaboration and knowledge sharing could accelerate innovation in these areas (Karouach *et al.*, 2022).

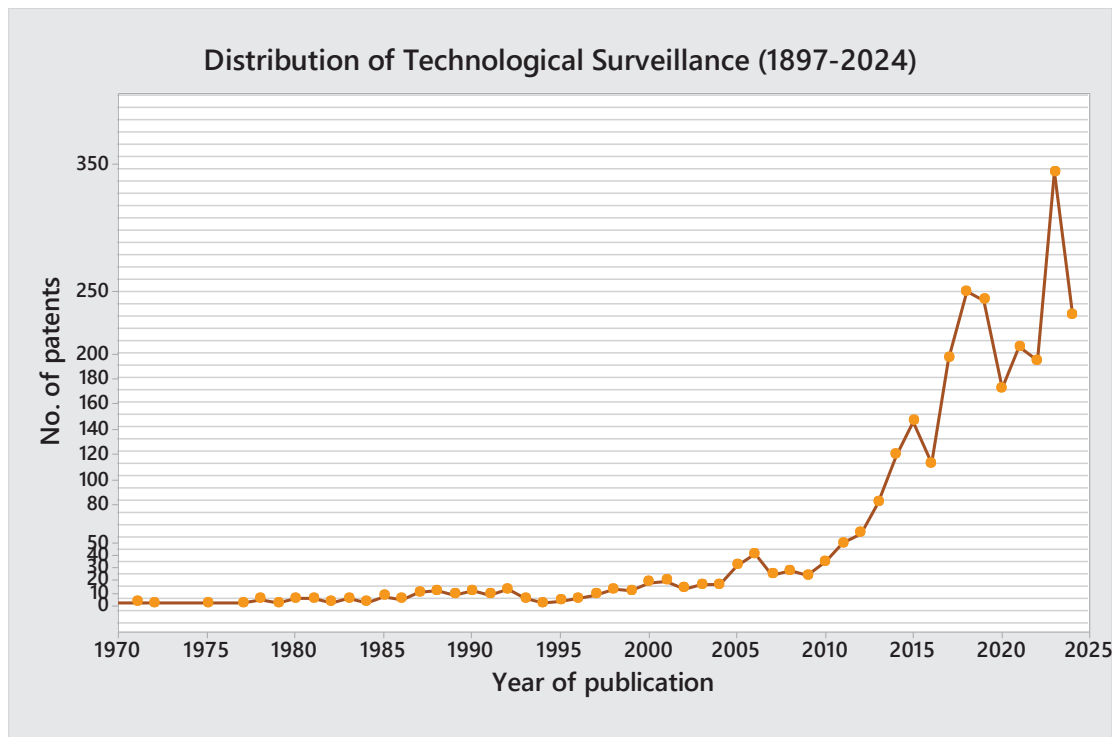


Fig. 2. Historical trend in patent registration for *Pontederia crassipes* over the past 50 years. This figure illustrates the temporal evolution of patent applications and issuances related to the species as of November 2024.

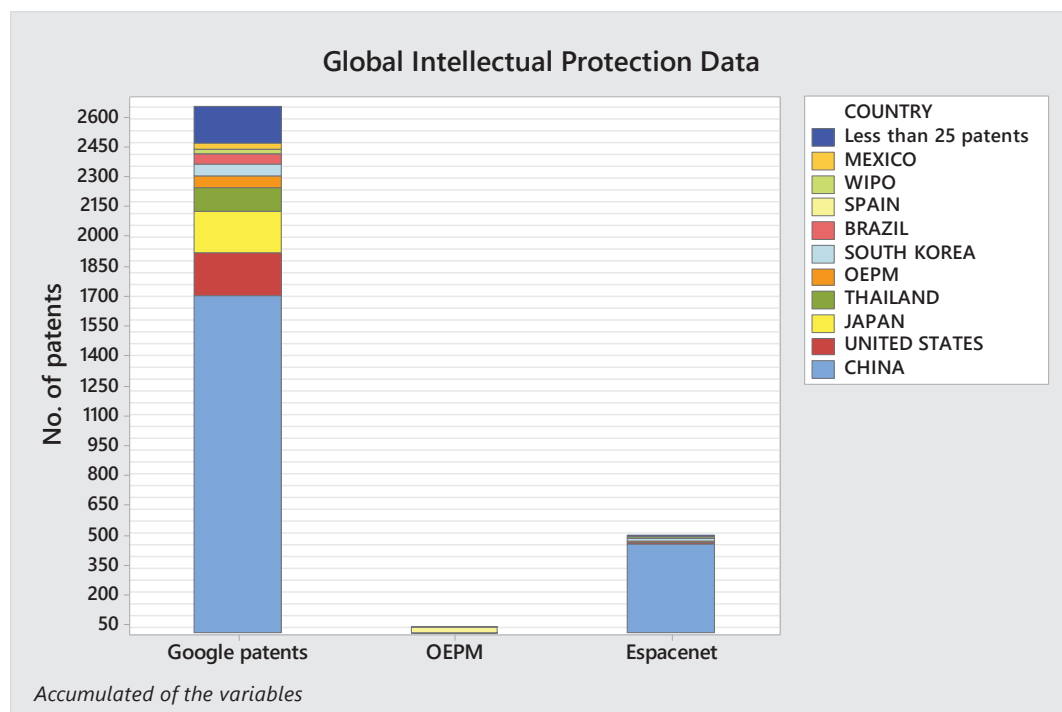


Fig. 3. Patents registered globally related to *Pontederia crassipes*. A comparison of patents associated with the species registered in various regions, based on data from Google Patents, Espacenet, and OEPM.

Additionally, managing and controlling water hyacinth faces significant financial and logistical challenges. A major barrier is the lack of precise national cost estimates for controlling its spread and the direct and indirect economic losses it produces (Niño-Sulkowska & Lot, 1983; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022; SIL, 2017). The present analysis highlights the need for integrated control strategies to mitigate the economic, social, and ecological impacts.

Regarding the data obtained in the present research, utilizing water hyacinth biomass has become a key alternative for mitigating its environmental impact and limiting its spread in Mexico. Recent studies agree that the chemical characterization of its compounds reveals high potential for use in various industries, including chemical, pharmaceutical, and construction sectors (Martínez-Jiménez & Gómez-Balandra, 2022; Espinosa-García & Villaseñor, 2017; SIL, 2017).

DISCUSSION

The water hyacinth, recognized for its invasive capacity, stands out as a highly adaptable species with efficient propagation mechanisms (Rodríguez-Lara *et al.*, 2022; Oduor *et al.*, 2023). The ability of *P. crassipes* to colonize water bodies is largely due to its efficient dispersal and reproductive mechanisms. The species propagates both sexually through seeds that can remain viable for up to 20 years, and asexually, through stolons and fragments (Barrett & Forno, 1982; Ghousein *et al.*, 2023).

Additionally, its dispersal is facilitated by natural factors, such as water currents, and human activities, such as transport via boats (MITECO, 2019; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022). These characteristics, along with its morphological and phenological adaptability, explain why *P. crassipes* is so difficult to control, and why its biomass represents an opportunity for innovative applications in areas such as bioremediation, bioenergy, and biomaterial production. The plant's morphological and reproductive characteristics, such as its size, bulbous petioles, and fasciculate roots, are crucial for its colonization ability, enabling survival under varying environmental conditions reinforcing its invasive potential (Ghousein *et al.*, 2023).

Pontederia crassipes benefits from dual reproductive strategies (sexual and asexual), along with long-lasting seed viability (up to 20 years) and effective dispersal via water currents and human intervention, all of which amplify its invasiveness (Barrett & Forno, 1982; Ghousein *et al.*, 2023). These traits enable quick colonization and ecosystem disruption, necessitating integrated management strategies such as seed bank control, mechanical removal, and biomass utilization to mitigate its spread (Coetzee & Hill, 2012; Karouach *et al.*, 2022). Its persistent seed bank and vegetative spread hinder eradication in the environment (Barret & Forno, 1982; Godana *et al.*, 2022). Additionally, flowering during specific periods facilitates massive propagule dispersal, significantly impacting invaded ecosystems (Rodríguez-Lara *et al.*, 2022; Ghousein *et al.*, 2023).

Water hyacinth's dispersal mechanisms stand out for their efficiency and versatility. For example, hydrochory allows downstream expansion, while anthropogenic activities like navigation and equipment transportation aid its establishment in new habitats (MITECO, 2019; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022). This dual dispersal approach underscores the urgency of implementing comprehensive and preventive management measures. Although few information is well documented regarding the pollination process, its flowers attract pollinators, suggesting a complementary role in its perpetuation (Ghoussein *et al.*, 2023). The combination of these mechanisms positions the water hyacinth as a significant threat to biodiversity and aquatic ecosystem functionality. While China and the U.S. lead in *P. crassipes* innovations, their success requires evaluation. Key aspects include scalability, cost-benefit, and environmental impacts. For Mexico, adapting these technologies demands tailored strategies due to infrastructure gaps. Future research should assess these factors to ensure sustainable and effective implementation (Liu *et al.*, 2016; Carreño-Sayago & Rodríguez-Parra, 2018).

Regardless of the data reported, water hyacinth biomass offers a dual solution: controlling the plant's proliferation while utilizing its components for industrial and environmental applications. The high biomass production and nutrient absorption capacity of *P. crassipes* make it suitable for bioenergy, bioremediation, and biomaterial production (Carreño-Sayago & Rodríguez-Parra, 2018; Bakrim *et al.*, 2022). Timing harvests before flowering can reduce seed production while maximizing biomass yield, offering a dual benefit of control and resource utilization (Rodríguez-Lara *et al.*, 2022). Integrating these strategies can offset management costs and create economic opportunities (Espinosa-García & Villaseñor, 2017). Recent studies highlight its potential

for producing bioplastics, biofuels, and biopolymers (PHB) (Radhika & Murugesan, 2012; Bakrim *et al.*, 2022). These applications not only mitigate the plant's ecological impact but also create viable economic opportunities.

Additionally, extracts from *P. crassipes* have demonstrated promising antimicrobial and antifungal properties, paving the way for developments in the biomedical industry (Shanab *et al.*, 2010; Siteo & Van Wyk, 2024). This versatility makes water hyacinth a valuable resource for sectors such as pharmaceuticals and bioremediation, a subject not well studied, but which can be considered a powerful tool.

Despite its potential, managing water hyacinth continues to face logistical and financial barriers. Particularly, in Mexico, estimates of control costs and associated economic losses are currently lacking our knowledge (Niño-Sulkowska & Lot, 1983; SIL, 2017). Technological monitoring efforts, particularly in China and the U.S., have advanced bioremediation, agro-inputs, and biofuel innovations (Espinosa-García & Villaseñor, 2017; Pinho & Mateus, 2023). This approach highlights the importance of international collaboration and investment in sustainable technologies to overcome these challenges and provide more suitable solutions.

In Mexico, the concentration of patents related to *P. crassipes* in regions such as Mexico City and Jalisco reflects a growing interest in the biomass's value as a raw material for chemical and pharmaceutical products (Martínez-Jiménez & Gómez-Balandra, 2007; Espinosa-García & Villaseñor, 2017). These patterns emphasize the importance of continuous monitoring to understand the dynamics of technological evolution and its implications across various sectors. However, this model

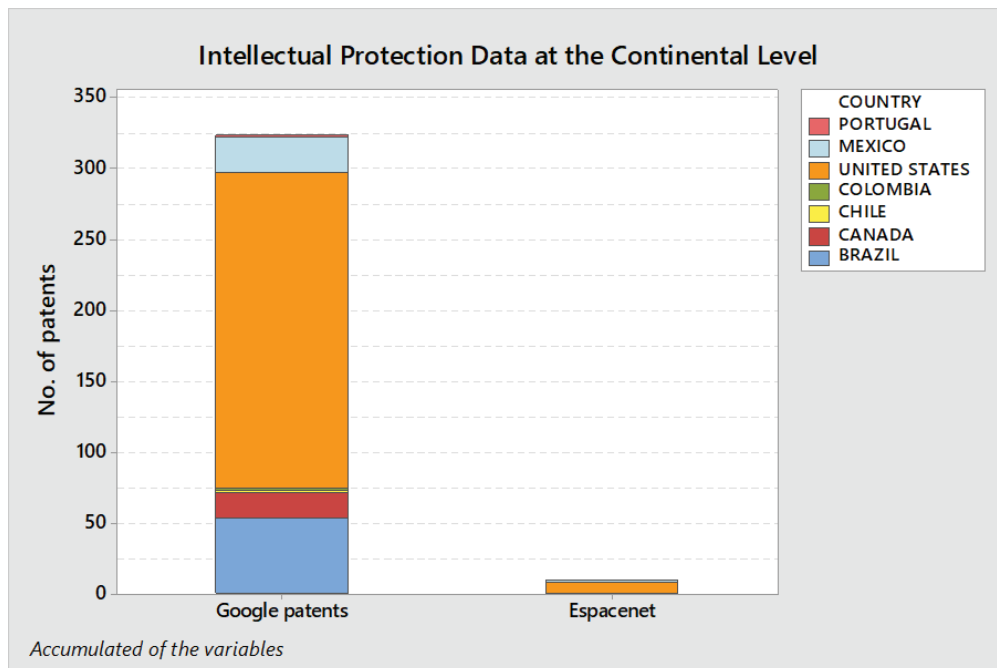


Fig. 4. Distribution of intellectual property protection for *Pontederia crassipes* across major continents. This figure presents data on patents related to the species, broken down by continent, highlighting regions with the most activity in this field. Data sourced from Google Patents and Espacenet.

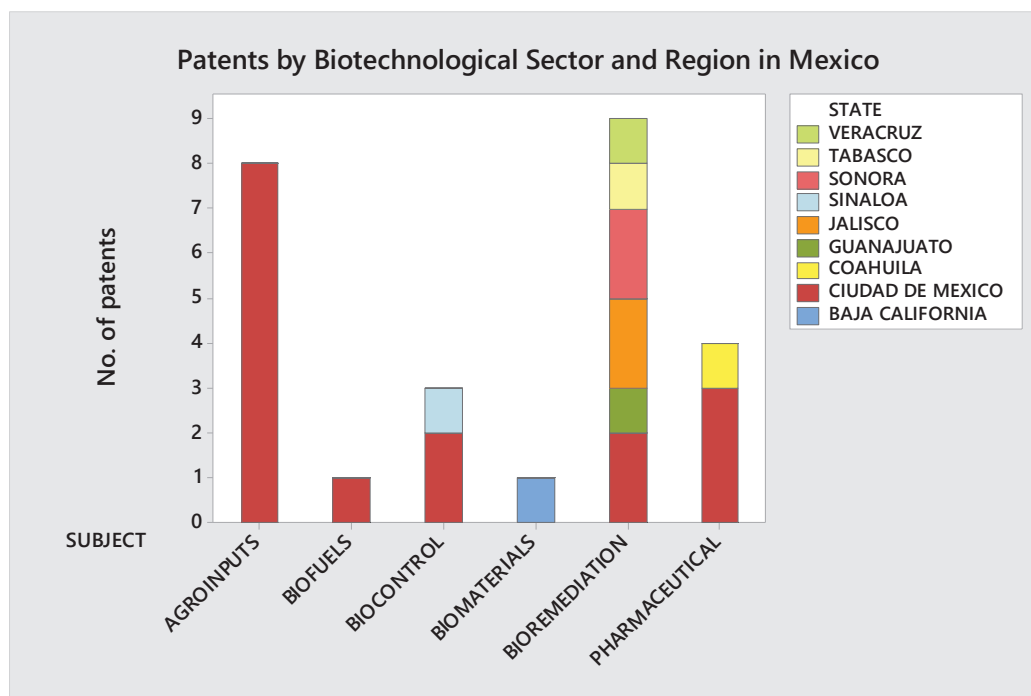


Fig. 5. Analysis of products developed under intellectual property protection in Mexico related to *Pontederia crassipes*. This figure outlines the main topics addressed in patents and the status of their issuance, based on data from Google Patents and Espacenet.

could be replicated in other regions, fostering a circular economy based on sustainability. The findings highlight the potential of *P. crassipes* as a promising resource while addressing its management to mitigate its adverse effects on aquatic systems. For example, considering Google Patents, which accounts for the vast majority of registered patents, a great disparity underscores the need for enhanced innovation policies and international collaboration in countries with lower patent shares to bridge the gap and foster a more balanced intellectual property landscape across the continent. In general, the dominance in the findings underscores the country's commitment to leverage water hyacinth in various applications, likely driven by both environmental management and economic opportunities. Despite the current barriers in its management, technological innovation and the sustainable use of its biomass, as discussed in this review; represent a solution that promises to impulse global interest issues, such as circular economy and conservation of ecosystems. Future research should focus on cost-effective harvesting, scalable bioremediation, and efficient biomass conversion. Interdisciplinary approaches and collaboration between governments, academia, and the private sector are essential to developing sustainable solutions for managing *P. crassipes* (Karouach *et al.*, 2022; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022).

ACKNOWLEDGMENTS

All authors extend our appreciation to the organizing committee of the I Pan-American Congress on Invasive and Non-Native Aquatic Species for their efforts in fostering collaboration and knowledge exchange on this critical topic.

REFERENCES

- AYANDA, O. I., T. AJAYI & F. P. ASUWAJU. 2020. *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: Uses, challenges, threats, and prospects. *The Scientific World Journal* 2020 (1): 3452172. DOI:10.1155/2020/3452172
- BAKRIM, W. B., A. EZZARIAI, F. KAROIAH, F., SOBEH, M., KIBRET, M., HAFIDI, M., KOUISNI, L. & YASRI, A. 2022. *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: A comprehensive review of its chemical composition, traditional use, and value-added products. *Frontiers in Pharmacology* 13: 842511. DOI:10.3389/fphar.2022.842511
- BARRETT, S. C. H. & I. W. FORNO. 1982. Style morph distribution in new world populations of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (water hyacinth). *Aquatic Botany* 13(1982): 299-306. DOI: 10.1016/0304-3770(82)90065-1
- CARRERO-SAYAGO U. F. & C. RODRIGUEZ-PARRA. 2018. *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: an integrated phytoremediation and bioenergy system. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*. 5(3): 399-411. DOI:10.5154/r.rchscfa.2018.06.051
- COETZEE, J. A. & M. P. HILL. 2012. The role of eutrophication in the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*, in South Africa. *BioControl* 57 (2): 247-261. DOI:10.1007/s10526-011-9426-y
- ESPINOSA-GARCÍA, F. & J. L. VILLASEÑOR. 2017. Biodiversity, distribution, ecology and management of non-native weeds in Mexico: a review. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 76-96. DOI:10.1016/j.rmb.2017.10.010

- FLORES-ROJAS, A. I., N. A. MENDELLÍN-CASTILLO, H. G. CISNEROS-ONTIVEROS, G. A. ACOSTA-DOPORTO, S. A. CRUZ-BRIANO, R. LEYVA-RAMOS, M. S. BERBER-MENDOZA, P. E. DÍAZ-FLORES, R. OCAMPO-PÉREZ & G. J. LABRADA-DELGADO. 2024. Detection and mapping of the seasonal distribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and valorization as a biosorbent of Pb(II) in water. *Environmental Science and Pollution Research* 31: 40190-40207. DOI:10.1007/s11356-023-29780-3
- GHOUSSEIN, Y., H. ABOU, A. FADEL, J. COIDREUSE, H. NICOLAS, G. FAOUR & J. HAURY. 2023. Biology and ecology of *Pontederia crassipes* in a Mediterranean river in Lebanon. *Aquatic Botany* 188: 103681. DOI:10.1016/j.aquabot.2023.103681
- GODANA G., F. FUFA & G. DEBESA. 2022. *Eichhornia crassipes* expansion detection using geospatial techniques: Lake Dambal, Oromia, Ethiopia. *Environmental Challenges*. 9(2022): 100616. DOI:10.1016/j.envc.2022.100616
- GOPALAKRISHNAN, A., M. RAJKUMAR & J. SUN *et al.* 2011. Integrated biological control of water hyacinths, *Eichhornia crassipes* by a novel combination of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844), and the weevil, *Neochetina* spp. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology* 29: 162–166. DOI:10.1007/s00343-011-0101-z
- GUO H., J. CUI & J. LI. 2022. Biomass power generation in China: Status, policies and recommendations. *Energy Reports*. 8(13): 687-696. DOI:10.1016/j.egyr.2022.08.072
- KAMALA-BAI, S., G. AVINASH, K. K. SINDHU & K. N. GETHA. 2023. Allelopathic potential of *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb on growth and development of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Allelopathy Journal* 60 (2): 159–170. DOI:10.26651/allelo.j/2023-60-2-1461
- KARIYAWASAM, C. S., L. KUMAR & S. S. RATNAYAKE. 2021. Potential risks of invasive alien plant species on agriculture under climate change scenarios in Sri Lanka. *Current Research in Environmental Sustainability* 3: 100051. DOI: 10.1016/j.crsust.2021.100051
- KAROUACH, F., W. B. BAKRIM, A. EZZARIAI, M. SOBEH, M. KRIBET, A. YASRI, M. HAFIDI & L. KOUSNI. 2022. A comprehensive evaluation of the existing approaches for controlling and managing the proliferation of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Review. *Frontiers in Environmental Science* 9: 767871. DOI:10.3389/fenvs.2021.767871
- LIU, J., X. CHEN, Y. WANG, X. LI, D. YU & C. LIU. 2016. Response differences of *Eichhornia crassipes* to shallow submergence and drawdown with an experimental warming in winter. *Aquatic Ecology* 50: 307-314. DOI:10.1007/s10452-016-9579-y
- LU, J., J. WU, Z. FU & L. ZHU. 2007. Water hyacinth in China: A sustainability science-based management framework. *Environmental Management*. 40: 823-830, DOI:10.1007/s00267-007-9003-4
- MARTÍNEZ-JIMÉNEZ M. & M. A. GÓMEZ-BALANDRA. 2007. Integrated control of *Eichhornia crassipes* by using insects and plant pathogens in Mexico. *Crop Protection* 26(8):1234-1238. DOI:10.1016/j.cropro.2006.10.028
- MARTÍNEZ-JIMÉNEZ, M. & M. A. GÓMEZ-BALANDRA. 2022. Geographic distribution and the invasive scope of aquatic plants in México. *BiolInvasions Records* 11 (1): 1-12. DOI:10.3391/bir.2022.11.1.01
- MATHIVENTHAN, T., T. JAYASINGAM & M. UMARAMANI. 2018. Salinity would be an option to control *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms [water hyacinth]: Sri Lanka perspective. *Tropical Plant Research* 5 (3): 331–335.
- MITECO (MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA). 2019. Estrategia de gestión, control y posible erradicación del camalote (*Eichhornia crassipes*). Estrategias de control – Criterios orientadores. Available online at: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/publicaciones/estrategias/estrategiadegestioneichhorniacrassipes3deoctubre2019_tcm30-502314.pdf
- NIÑO-SULKOWSKA, M. S. & A. LOT. 1983. Estudio demográfico del lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: Dinámica de crecimiento en dos localidades selectas de México. *Botanical Sciences* (45): 71-83. DOI: 10.17129/botsci.1300
- ODUOR, A. M. O., B. YANG & J. LI. 2023. Alien ornamental plant species cultivated in Taizhou, southeastern China, may experience greater range expansions than native species under future climates. *Global Ecology and Conservation* 41 (2023): e02371. DOI: 10.1016/j.gecco.2023.e02371
- PINHO, H. J. O. & D. M. R. MATEUS. 2023. Bioenergy routes for valorizing constructed wetland vegetation: an overview. *Ecological Engineering*. 187: 106867. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2022.106867
- PRADHAN, S., A. J. BORAH, M. K. PODDAR, P. K. DIKSHIT, L. ROHIDAS & V. S. MOHOLKAR. 2017. Microbial production, ultrasound-assisted extraction and characterization of biopolymer polyhydroxybutyrate (PHB) from terrestrial (*P. hystrophorus*) and aquatic (*E. crassipes*) invasive weeds. *Bioresource Technology*. 242 (2017): 304-310. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.03.117
- RADHIKA D. & A. G. MURUGESAN. 2012. Bioproduction, statistical optimization and characterization of microbial plastic (poly 3-hydroxy butyrate) employing various hydrolysates of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as sole carbon source. *Bioresource Technology* 121(2012): 83-92. DOI:10.1016/j.biortech.2012.06.107
- RODRÍGUEZ-LARA, J. W., F. CERVANTES-ORTIZ, G. ARÁMBULA-VILLA, L. A. MARISCAL-AMARO, C. L. AGUIRRE-MANCILLA & E. ANDRIO-ENRÍQUEZ. 2022. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A review. *Agronomía Mesoamericana* 33 (1): 44201. DOI:10.15517/am.v33i1.44201
- SHANAB, S. M. M., E. A. SHALABY, D. A. LIGHTFOOT & H. EL-SHEMY. 2010. Allelopathic effects of water hyacinth [*Eichhornia crassipes*]. *PLoS ONE* 5(10): e13200. DOI: 10.1371/journal.pone.0013200
- SIERRA-CARMONA, C. G., M. G. HERNÁNDEZ-ORDUÑA & R. MURRIETA-GALINDO R. 2022. Alternative uses of water hyacinth (*Pontederia crassipes*) from a sustainable perspective: A systematic literature review. *Sustainability* 14 (7): 3931. DOI:10.3390/su14073931
- SIL (SISTEMA DE INFORMACIÓN LEGISLATIVA). 2017. 4 PPA a llevar a cabo el retiro y manejo sustentable de lirio acuático de la zona chinampera de Xochimilco. Available online at: http://sil.gobernacion.gob.mx/Archivos/Documentos/2017/04/asun_3516878_20170405_1491406084.pdf
- SITOE, E. & B. E. VAN WYK. 2024. An inventory and analysis of the medicinal plants of Mozambique. *Journal of Ethnopharmacology* 319: 117137. DOI: 10.1016/j.jep.2023.117137

Dinámica de crecimiento del octocoral *Carijoa riisei* sobre un sustrato artificial en Manzanillo, Colima

Growth dynamics of the octocoral *Carijoa riisei* on an artificial substrate in Manzanillo, Colima

Cristian Moisés Galván-Villa^{1,6}, María Ana Tovar-Hernández², Fabián Alejandro Rodríguez-Zaragoza¹, Aramis Olivos-Ortiz³, Amílcar Levi Cupul-Magaña⁴, Judith Sánchez-Rodríguez⁵ y Eduardo Ríos-Jara¹

Recibido: 08 de noviembre de 2024.

Aceptado: 30 de abril de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

RESUMEN

Antecedentes: El éxito del asentamiento y desarrollo de una especie invasora está fuertemente influenciado por las variables ambientales tanto físicas como biológicas del hábitat al que llega o es introducido. El octocoral *Carijoa riisei* es una especie considerada exótica invasora en el Pacífico mexicano. **Objetivos:** Evaluar la dinámica de crecimiento del *C. riisei* en el barco hundido San Luciano, en Manzanillo, Colima. **Métodos:** El crecimiento se evaluó trimestralmente entre abril 2021 y enero 2023. Se midió directamente la longitud de 10 ramas al azar dentro de tres cuadrantes fijos de 25 x 25 cm. Los cambios en la cobertura se midieron cada tres meses utilizando otros tres cuadrantes fijos separados de los anteriores, en los cuales se hizo la remoción total de la epibiota. Se tomaron fotografías de cada marco y se estimaron los porcentajes de cobertura del octocoral y de otros grupos bénticos. Se tomaron parámetros ambientales físicos y biológicos para correlacionarlos con el crecimiento del octocoral. **Resultados:** Las tallas de las colonias presentaron diferencias significativas entre los meses de monitoreo, pero no entre años. La longitud promedio de las ramas fue de 15.0 ± 4.4 cm. Las tallas máximas se registraron en enero 2022 y enero 2023, con una longitud promedio de 19.7 ± 0.7 y 19.6 ± 1.3 cm, respectivamente. La cobertura de los elementos estructurales del bentos presentaron diferencias significativas a lo largo de los meses posteriores a la remoción. A partir de los 15 meses, *C. riisei* presentó un crecimiento continuo hasta el mes 21 donde alcanzó un 98 % de cobertura. **Conclusiones:** Se sugiere que el control del octocoral en Manzanillo se realice durante los periodos con descenso de la temperatura del agua de mar (abril a julio), cuando su crecimiento parece estar influenciado por las condiciones ambientales.

Palabras clave: Cobertura, especie exótica, Pacífico central mexicano, pecio, talla.

ABSTRACT

Background: The successful settlement and development of an invasive species is strongly influenced by both the physical and biological environmental variables of the habitat into which it arrives or is introduced. The octocoral *Carijoa riisei* is considered an invasive alien species in the Mexican Pacific. **Goals:** To evaluate the growth dynamics of *C. riisei* in the sunken ship San Luciano, in Manzanillo, Colima. **Methods:** Growth was evaluated quarterly between April 2021 and January 2023. The length of 10 random branches was measured directly within three fixed 25 x 25 cm quadrants. Changes in cover were measured every three months using another three fixed quadrants separated from the previous ones, in which total epibiota removal was done. Photographs were taken of each quadrant, and percent cover of octocoral and other benthic groups was estimated. Physical and biological environmental parameters were taken to correlate with octocoral growth. **Results:** Colony lengths showed significant differences between monitoring months, but not between years. The average length of the branches was 15.0 ± 4.4 cm. Maximum lengths were recorded in January 2022 and January 2023, with an average length of 19.7 ± 0.7 and 19.6 ± 1.3 cm, respectively. The coverage of the structural elements of the benthos presented significant differences over the months following removal. Starting at 15 months, *C. riisei* presented continuous growth until month 21 where it reached 98 % coverage. **Conclusions:** It is suggested that octocoral control in Manzanillo be carried out during periods with decreasing seawater temperature (April to July), when its growth seems to be influenced by environmental conditions.

Key words: Coverage, exotic species, Mexican central Pacific, size, wreck.

¹ Laboratorio de Ecología Molecular, Microbiología y Taxonomía, Departamento de Ecología Aplicada, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Cam. Ramón Padilla Sánchez 2100, Las Agujas, Zapopan, 44600, Jalisco, México. Email: cristian.galvan@academicos.udg.mx.

² Laboratorio de Biosistemática, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Ave. Pedro de Alba s/n, San Nicolás de los Garza, 66455, Nuevo León, México.

³ Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, El Naranjo, Manzanillo, 28868, Colima, México.

⁴ Laboratorio de Ecología Marina, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad 203, Ixtapa, Puerto Vallarta, 48280, Jalisco, México.

⁵ Laboratorio de Toxinología de Cnidarios, Unidad de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Prol. Av. Niños Héroes s/n, Puerto Morelos, 77580, Quintana Roo, México

⁶ Programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales (BEMARENA), Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Cam. Ramón Padilla Sánchez 2100, Las Agujas, Zapopan, 44600, Jalisco, México.

*Corresponding author:

Cristian Moisés Galván-Villa: e-mail: cristian.galvan@academicos.udg.mx

To quote as:

Galván-Villa, C. M. M. A. Tovar-Hernández, F. A. Rodríguez-Zaragoza, A. Olivos-Ortiz, A. Levi Cupul-Magaña, J. Sánchez-Rodríguez & E. Ríos-Jara. 2025. Dinámica de crecimiento del octocoral *Carijoa riisei* sobre un sustrato artificial en Manzanillo, Colima. *Hidrobiológica* 35 (3): 213-224.

INTRODUCCIÓN

El coral copo de nieve *Carijoa riisei* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Octocorallia: Carijoidae) se encuentra distribuido ampliamente en los mares tropicales y subtropicales del planeta (Fofonoff *et al.*, 2018). Este octocoral se encuentra en diversos sustratos como arrecifes rocosos y de coral, manglares y estructuras hechas por el hombre como muelles, escolleras, pecios y cascos de barcos (Carlton & Eldredge, 2009; Lira *et al.*, 2009; Barbosa *et al.*, 2014; Friedlander *et al.*, 2014; Molina-Triana *et al.*, 2022). Con frecuencia se le encuentra en aguas turbias con concentraciones altas de materia orgánica en suspensión y corrientes fuertes (Grigg, 2003; Galván-Villa & Ríos-Jara, 2018; Cárdenas-Calle *et al.*, 2021). Forma colonias arborescentes densamente ramificadas, cuyas ramas parten de estolones comunes, con una coloración rojiza, anaranjada o naranja pálido en el cáliz y pólipos blancos de gran tamaño (3-5 mm de altura y 1.5 mm de diámetro), con ocho tentáculos pinados característicos de los octocorales (Bayer, 1961; Castro *et al.*, 2010; Devictor & Morton, 2010).

El octocoral *Carijoa riisei* se describió por primera vez en las Islas Vírgenes al noroeste del mar Caribe y su punto de origen ha sido motivo de controversia. Por mucho tiempo se pensó que era nativa del Atlántico (Deichmann, 1936; Bayer, 1961). Sin embargo, con base en un análisis de diversidad genética se sugiere que *C. riisei* es nativo del Pacífico occidental, pero tuvo una introducción temprana al Atlántico occidental (Concepción *et al.*, 2008). Aun así, su origen y distribución en diferentes partes del mundo requiere estudios más detallados (Quintanilla *et al.*, 2017; Normah *et al.*, 2021). De acuerdo con la clasificación del “cosmopolitismo” de las especies marinas invasoras propuesto por Darling & Carlton (2018), se trata de una especie pseudocosmopolita, incluida en aquellos taxones con distribución amplia de dos o más linajes que pueden ser nativos, introducidos o criptogénicos, manteniendo un nombre binomial único como *C. riisei*. Su distribución no está bien definida y, aunque es aparentemente cosmopolita, se requieren estudios morfológicos y genéticos de sus linajes para precisar el estatus de la especie dentro de esta clasificación.

Esta especie se ha reportado como exótica invasora en diferentes regiones del mundo, como la costa oeste de África central (Friedlander *et al.*, 2014) y del océano Índico (Padmakumar *et al.*, 2011; Divya *et al.*, 2012; Raghunathan *et al.*, 2013; Yogesh-Kumar *et al.*, 2014). Asimismo, se ha registrado en diversas localidades del Pacífico oriental tropical (POT) como Colombia (Sánchez & Ballesteros, 2014; Quintanilla *et al.*, 2017; Molina-Triana *et al.*, 2022), México (Galván-Villa & Ríos-Jara, 2018; Bastida-Zavala *et al.*, 2024), Ecuador (Cárdenas-Calle *et al.*, 2021), Costa Rica (Vargas & Breedy, 2022) y El Salvador (Segovia, 2023). Aunque no provoca daños a la salud humana, su presencia puede afectar seriamente los ecosistemas naturales (Galván-Villa *et al.*, 2023). En Hawái, años después de su primer registro en 1972, se convirtió en un problema grave al afectar los ecosistemas arrecifales y la economía de las islas (Grigg, 2003, 2004; Kahng & Grigg, 2005; Kahng *et al.*, 2008). En condiciones favorables, el coral posee un crecimiento rápido, ocupando casi cualquier sustrato disponible a profundidades de hasta 120 m (Grigg, 2003). La invasión de *C. riisei* en lechos de corales negros (*Antipathes dichotoma* Pallas, 1766 y *A. grandis* Verrill, 1928) frente a Maui, combinada con su recolección intensa, ocasionó una reducción cercana al 25 % de su biomasa en estos arrecifes en la primera década del siglo actual; suponiendo pérdidas por la introducción del coral copo de nieve, aun cuando la actividad de extracción de las dos especies de coral negro en las islas hawaianas para ese mismo periodo se valoró en unos \$30 millones de dólares por año (Grigg, 2004).

Los patrones reproductivos que presenta *Carijoa riisei* son similares entre poblaciones geográficamente disyuntas, tal como lo evidenciaron Barbosa *et al.* (2014) con poblaciones del Caribe, Hawái y Brasil. Su fecundidad es alta ya que puede producir un promedio de 23 huevos por pólipo, con una producción continua durante todo el año (Quintero-Arriaga & Gomez, 2023). Como muchas especies de octocorales, *C. riisei* es primordialmente gonocórica, aunque pueden presentarse colonias hermafroditas en proporción baja (~1 %) (Kahng *et al.*, 2011). La gametogénesis es asincrónica continua, no se presenta periodicidad estacional o lunar y desarrolla una larva plánula planctónica (Kahng *et al.*, 2008). Presenta reproducción asexual a través de crecimiento vegetativo por medio de sus estolones (Barbosa *et al.*, 2014). Este octocoral puede formar densas agregaciones multiclonales en los sitios donde es introducido debido a su rápido crecimiento, propagación asexual y alta capacidad competitiva, así como por su reproducción sexual continua, dándole ventaja competitiva por espacio y alimento contra especies nativas (Barbosa *et al.*, 2014; Sánchez & Ballesteros, 2014).

Se ha observado que *C. riisei* compite por espacio con especies de corales pétreos como *Tubastraea coccinea* Lesson, 1830 (Mizrahi *et al.*, 2017) y otras especies de gorgonáceos de los géneros *Leptogorgia* Milne-Edwards, 1857, *Muricea* Lamouroux, 1821 y *Pacificorgia* Bayer, 1951 en arrecifes del POT, siendo el último el más afectado por la competencia por espacio, lo cual ha causado extinciones locales en varios arrecifes del Pacífico colombiano (Sánchez & Ballesteros, 2014). La pérdida de especies de gorgonáceos nativos en el POT puede generar cambios ecológicos en los ecosistemas, como la alteración de ciclos de vida o presencia de peces, invertebrados o microorganismos asociados a éstos, así como cambios en las abundancias relativas de las especies de octocorales que contribuyen a la estructura física de los arrecifes (Kahng & Grigg, 2005; Sánchez & Ballesteros, 2014; Sánchez, 2016). Alcanza tasas de crecimiento de hasta 12 cm/año en el POT, lo cual representa una tasa de crecimiento elevada entre los octocorales (Gomez *et al.*, 2014; Sánchez & Ballesteros, 2014; Borgstein *et al.*, 2020). Fuera de Hawái, no hay registros de que esta especie cause afectaciones a otras actividades económicas como la acuicultura o el turismo. Sin embargo, puede adherirse y crecer sobre estructuras como los encierros marinos que se utilizan en maricultivos, lo que puede repercutir en incrementos de tiempo y costo de mantenimiento de las estructuras que se utilizan para esta actividad económica (Fitridge *et al.*, 2012; Bannister *et al.*, 2019).

En Brasil se ha reportado a *Carijoa riisei* como una especie de ornato para acuarios o incluso como *souvenir* (Gasparini *et al.*, 2004). No obstante, en México no hay reportes de que sea de interés comercial en acuarismo, por lo que esto es poco probable. Aunque se desconoce de manera precisa la forma de introducción a México, el agua de lastre y los cascos de los barcos (como sustrato) y como fauna asociada a basura flotante, mecanismo importante para la dispersión de diversas especies en los ecosistemas marinos (Gil & Pfaller, 2016), parecen ser las opciones más viables (Galván-Villa & Ríos-Jara, 2018).

En este estudio se evalúa la dinámica de crecimiento de *Carijoa riisei* y su capacidad de recuperación con base en mediciones de cobertura. Asimismo, se evalúa la relación del crecimiento y recuperación con diferentes parámetros ambientales físicos y biológicos en el barco hundido San Luciano, que se encuentra como arrecife artificial en Manzanillo, Colima, México. La información obtenida será de utilidad para establecer estrategias de manejo y control, con lo que se buscará reducir los riesgos de dispersión e impacto por competencia con otras especies de octocorales nativas del Pacífico mexicano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. Manzanillo es una ciudad portuaria y turística del Pacífico mexicano localizada en la costa norte del estado de Colima. Se encuentra entre dos bahías principales: Manzanillo y Santiago (19°01'–19°07'N, 104°18'–104°26'O), ambas con una extensión de ~25 km. Tienen comunicación directa con mar abierto a través de una boca que se extiende sobre una línea imaginaria de 15 km de longitud, entre punta Carrizal y punta Ventanas, con una profundidad media de 43 m y una máxima de 86 m (Galicia-Pérez *et al.*, 2016).

El muestreo se realizó mediante buceo SCUBA en el buque San Luciano (19°06'25"N, 104°23'46"O) localizado en la Bahía de Santiago. Este fue un buque carguero con una estructura metálica y una eslora de 300 m, contaba con una hélice que era impulsada por una máquina a vapor. En 1957, el buque fue vendido a la Naviera de Baja California, S. A., y finalmente fue hundido en Manzanillo tras una colisión con rocas el 6 de agosto de 1965 (Santana, 2017). Desde entonces, se mantiene como un arrecife artificial a una profundidad de 9 m frente a la playa La Boquita en la porción norte de la bahía de Santiago, a unos 250 m de la línea de costa, posicionado con la proa al sureste y la popa al noroeste (Fig. 1). Durante la bajamar, la parte superior de la estructura del barco queda descubierta, por lo que puede ser vista desde la playa. En la playa se encuentra una boca que conecta permanentemente con la laguna de Juluapan, con un área de ~1 km², bordeada de vegetación de manglar (Hernández-López *et al.*, 2020). El nivel de energía del oleaje en la zona es bajo debido a la protección que confiere la bahía. Estas condiciones favorecen actividades recreativas y turísticas intensas como paseos en lancha, moto acuática, kayak, esnorqueleo, actividades de playa, entre otras.

Métodos. Las evaluaciones del crecimiento del octocoral se realizó en el costado izquierdo (babor) del casco del barco San Luciano. Se seleccionó esta sección del barco debido a que en ésta se presenta la mayor cobertura del octocoral (~90 %) formando un parche de aproximadamente 10 m². Las tasas de crecimiento y recuperación del octocoral se evaluaron con cuadrantes de 25 x 25 cm (625 cm²). Durante la primera salida de campo (M1) se marcaron seis cuadrantes sobre el casco del barco divididos en dos tratamientos: T1 = tres marcos sin remoción de octocoral (para evaluar la tasa de crecimiento); y T2 = tres marcos con remoción del octocoral (para evaluar la tasa de recuperación). Los cuadrantes se delimitaron utilizando etiquetas plásticas en cada esquina, fijadas con tornillos expansivos anclados en el casco del barco a una profundidad de entre 4 y 6 m, para hacer el seguimiento durante un periodo próximo a dos años (abril 2021 a enero 2023). El primer tratamiento se consideró control (T1), distribuyendo aleatoriamente los cuadrantes en puntos cubiertos totalmente por *Carijoa riisei*. En cada cuadrante se registraron 10 mediciones de la talla del octocoral con una cinta métrica con precisión de 0.1 cm, la cual se colocó desde la base hasta el ápice de las ramas más largas. Estas mediciones se tomaron de manera trimestral para un total de ocho muestreos. En T2 igualmente se colocaron aleatoriamente los cuadrantes, pero separados de los anteriores por una distancia de ~1.5 m (la distancia fue determinada por la superficie disponible con cobertura de *C. riisei*). En este caso, la totalidad del octocoral se removió con una espátula y se recolectó en una bolsa plástica con sello hermético para su traslado al laboratorio. La remoción se hizo con el cuidado de desprender o retirar en su totalidad los estolones del octocoral.

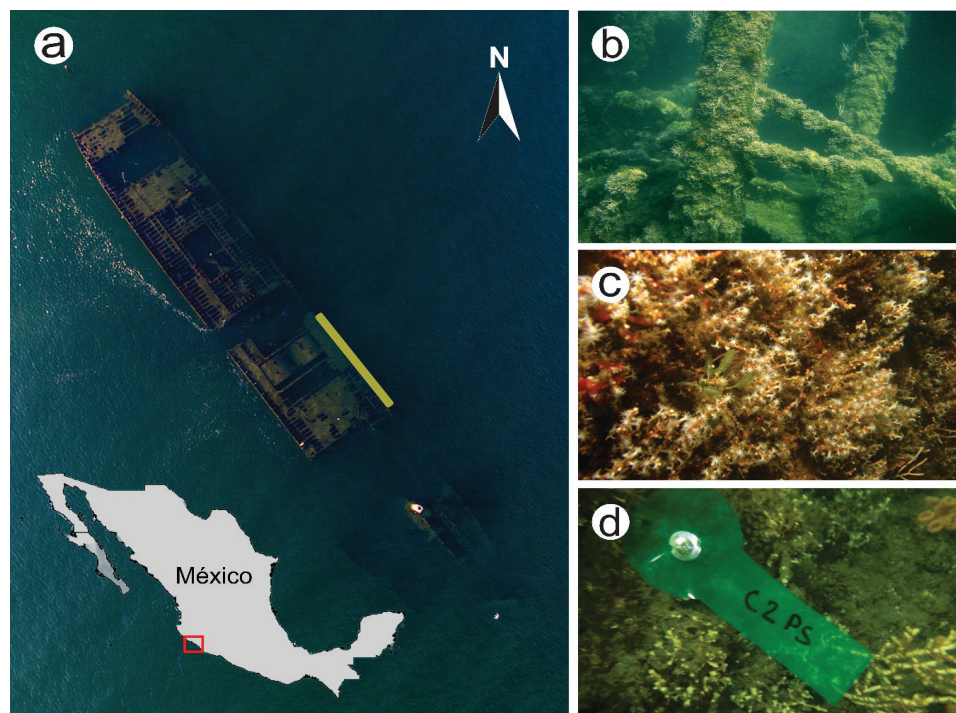


Figura 1. Localización del sitio de estudio. **a)** Fotografía aérea del barco hundido “San Luciano” en la bahía de Santiago, Manzanillo, México. La franja amarilla indica el costado del casco donde se realizó el estudio. **b)** Detalle de la estructura del barco cubierta por epibiotas. **c)** Crecimiento de *Carijoa riisei* sobre el casco del barco. **d)** Etiqueta utilizada para señalar los cuadrantes.

El material biológico se preservó en alcohol al 70 % para otros estudios. Durante las visitas subsecuentes se tomaron fotografías de los cuadrantes para evaluar la colonización y registrar el crecimiento de *C. riisei*. Esto se hizo con una cámara subacuática modelo GoPro Hero8, con zoom en modo lineal, sujeta sobre una estructura de policloruro de vinilo (PVC) con una base cuadrada de 25 x 25 cm y una altura de 40 cm. Los muestreos se realizaron de manera diurna, entre las 11 y 13 h, para reducir el efecto diario en las variables ambientales. Durante cada visita se limpiaron y renovaron las marcas perdidas de los cuadrantes, para realizar las observaciones en la misma área de trabajo durante las visitas siguientes. Durante la última visita se removieron todas las marcas.

Para determinar la influencia de factores ambientales sobre la tasa de crecimiento y cobertura de *Carijoa riisei*, se registró la temperatura del agua, salinidad, oxígeno disuelto (saturación de % de oxígeno), turbidez (NTU: Unidades Nefelométricas de Turbidez), nutrientes [Nitratos y Nitritos ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), amonio (NH_4^+), fosfatos (PO_4^{3-}), silicatos (SiO_2)] y se tomaron muestras de zooplankton para estimar su biomasa. Para cada uno de los factores ambientales se obtuvieron mediciones por triplicado para cada uno de los muestreos. Las mediciones de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto se obtuvieron con una multisonda YSI 556 en tres puntos a lo largo del casco de barco (proa, centro y popa) a una profundidad ~5 m. La turbidez se midió con un turbidímetro portátil Luzeren 0-200NTU WGZ-B. Para estimar los nutrientes se tomaron tres muestras de agua en tubos Falcón de 50 ml. De estas muestras se recuperaron 10 ml de agua que fueron filtrados con discos de fibra de vidrio de 2.5 cm de diámetro, con un tamaño de poro de 0.45 μm (GF/F Whatman). La determinación de los nutrientes en el agua se realizó con un analizador Skalar San Plus II, en el Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas (CEUNIVO) de la Universidad de Colima. Las muestras de zooplankton se recolectaron mediante arrastres con una red cónica con un diámetro de 50 cm y luz de malla de 125 μm . Se realizaron tres arrastres circulares de cinco minutos en los tres puntos del barco antes mencionados. Las muestras se fijaron con una solución de formaldehído al 4 % neutralizado con borato de sodio, se colocaron en frascos de plástico de 500 ml y posteriormente se transfirieron a alcohol al 70 %. La estimación de biomasa se hizo con el método de filtración por succión de vacío (Beers, 1976). Se utilizó un embudo de porcelana adaptado a un matraz Kitasato de vidrio conectado a una bomba de succión. La humedad intersticial fue eliminada usando papel filtro Whatman grado 54 con un diámetro de 90 mm. Finalmente, los filtros fueron pesados en una balanza analítica.

El volumen filtrado por la red se obtuvo mediante la ecuación:

$$Vf = \left(\frac{\pi * D_r^2}{4} \right) * \left(\frac{N_r * C_r}{9999} \right)$$

donde Vf es el volumen de agua filtrado por la red (m^3), D_r es el diámetro de la boca de la red (m), N_r corresponde al número de revoluciones en el flujómetro y C_r es la constante de rotor (= 26873).

La biomasa zooplanctónica se obtuvo en peso húmedo con base en la siguiente relación (Zavala-García & Flores-Coto, 1989):

$$Bz = \frac{\text{Pesoneto}(g)}{Vf(\text{m}^3)} * 100$$

donde Bz representa la biomasa zooplanctónica (g/m^3), el peso neto corresponde al peso sin humedad intersticial y Vf es el volumen de agua filtrado por la red (m^3).

Análisis estadísticos. La variación temporal (intra e interanual) de la longitud de las ramas de *C. riisei* se analizó con el siguiente modelo experimental:

$$Y = \mu + M_i + A_j + (M_i \times A_j) + \varepsilon_{ij}$$

donde Y es la longitud de las ramas de *C. riisei*, μ es la media general, M_i es el factor del mes (cuatro niveles: enero, abril, julio y octubre de efecto fijo), A_j es el factor de los años (dos niveles: Año 1 (2021-2022) y Año 2 (2022-2023) de muestreo, con efecto fijo) y ε_{ij} es el error acumulado. Este diseño se analizó con un análisis de varianza (ANDEVA) de medidas repetidas con dos factores cruzados (Modelo tipo I) y un factor aleatorio de medidas repetidas dentro de los sujetos (réplicas de los cuadrantes). La normalidad de los datos se probó con pruebas de Shapiro-Wilk ($P > 0.05$). La esfericidad de la dispersión de las muestras se analizó con la prueba de Mauchly. Por último, se utilizó la prueba de comparación múltiple de Tukey para determinar cuáles pares de muestras fueron significativamente distintas entre sí.

Los cambios temporales en la talla promedio de *Carijoa riisei* se estimaron con base en la diferencia en las tallas promedio de las ramas medidas en cada cuadrante entre las fechas de muestreo. La tasa de crecimiento mensual se obtuvo al promediar los valores de los cambios en las tallas obtenidos en todo el periodo de estudio. Para analizar la relación lineal entre las variables ambientales y los cambios en el crecimiento de *C. riisei* se realizaron pruebas de correlación de Spearman (ρ). Para esto se estimó la variación temporal en la talla promedio de las ramas (VT), la cual se obtuvo de las diferencias entre los valores de talla promedio obtenidos en un mes dado menos el valor del mes anterior. Se tomó como valor inicial el mes de abril de 2021 con talla cero y a partir de este se estimaron los cambios positivos (incremento en la talla) o negativos (disminución en la talla) entre los periodos de muestreo. Para las interpretaciones de los valores de Spearman generados por las correlaciones se utilizaron los criterios propuestos por Dancey & Reidy (2004). Todas las pruebas estadísticas se realizaron en el software R versión 4.3.0 (R Core Team, 2023).

Los cambios en la cobertura béntica se evaluaron a través del tiempo muestreado a partir del momento de la remoción *Carijoa riisei* en los cuadrantes. Las coberturas se midieron trimestralmente. Para determinar si se presentaban diferencias significativas entre los valores de cobertura de *C. riisei* y otros elementos estructurales del bentos (EEB) (e.g., esponjas, corales, algas), y entre la cobertura y los meses de muestreo, se aplicaron análisis de varianza con permutaciones (ANOVA) contruidos con matrices de distancias euclidianas. Se usó un modelo con un factor fijo (tiempo) y, debido a que los cuadrantes fueron muestreados repetidamente cada tres meses, el diseño incluye un factor de medidas repetidas dentro de los sujetos (réplicas de los cuadrantes). Las matrices de similitud se construyeron con distancias euclidianas utilizando los datos originales de los porcentajes de cobertura. La significancia estadística se probó con 10,000 permutaciones de residuales bajo un modelo reducido y una suma de cuadrados tipo III. En los casos que el número de permutaciones fue muy bajo en las pruebas de comparación por pares, las diferencias significativas se determinaron con

base en las pruebas Monte Carlo (MC). Para probar las diferencias en la dispersión entre grupos se realizó una prueba de homogeneidad en dispersión multivariada (PERMDISP) (Anderson, 2006). Para identificar los meses en los que existe correlación entre los cambios en la cobertura de *C. riisei* y el resto de los EEB, se realizaron ordenamientos con Análisis de Coordenadas Principales (PCO). La matriz de coberturas se transformó con una raíz cuarta y se construyó una matriz de similitud con distancias euclidianas. Para los datos de los parámetros ambientales se normalizaron a valores *z* y se construyó una matriz de distancias euclidianas. Por último, se incluyó un factor de trayectoria numérica para definir el orden de los meses y las fechas de muestreo. Estos análisis se realizaron con el software Primer-e v6 con Permanova (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Variación temporal en la talla de *Carijoa riisei*. La longitud promedio total de las ramas de *C. riisei* en el barco San Luciano fue de 15.0 ± 4.4 cm. Las tallas máximas se registraron en enero 2022 y enero 2023 (Fig. 2), con una longitud promedio de 19.7 ± 0.7 y 19.6 ± 1.3 cm, respectivamente. Las tallas mínimas se presentaron en abril 2021 (12.1 ± 2.5 cm), julio 2021 (12.6 ± 2.13 cm) y julio 2022 (12.5 ± 3.3 cm). Las tallas de las colonias mostraron diferencias significativas solo entre los meses de monitoreo (Tabla 1). No se presentaron diferencias significativas entre los años ni tampoco entre la interacción de los meses y los años de muestreo, lo que sugiere que el patrón de crecimiento de *C. riisei* es cíclico. En ambos años, enero presentó tallas significativamente mayores que el resto de los meses (Fig. 2).

Los cambios temporales en la talla promedio estimada de *Carijoa riisei* a lo largo de todo el periodo de estudio fue de 0.36 cm/mes. Entre enero y julio de 2022 no se registró crecimiento (valores negativos), alcanzando un valor de -2.18 cm/mes entre enero y abril 2022. Los

valores de crecimiento negativos pueden relacionarse a la pérdida de las ramas más largas por desprendimiento o muerte de las mismas. No fue posible precisar esto debido a que no se pudo hacer un seguimiento específico por rama. En el primer año (2021) las tasas de crecimiento máximas se alcanzaron entre julio y octubre con un valor de 1.2 cm/mes y entre octubre 2021 y enero 2022 que fue de 1.17 cm/mes. Durante el segundo año, la tasa de crecimiento máxima se obtuvo entre octubre 2022 y enero 2023 con un valor de 1.73 cm/mes.

Los resultados del análisis de correlación de Spearman mostraron que el incremento temporal en la talla promedio de las ramas de *Carijoa riisei* presentó una correlación positiva significativa con la temperatura ($\rho = 0.61$, $p = 0.04$) y el oxígeno disuelto ($\rho = 0.66$, $p = 0.01$) (Fig. 3). Los silicatos tuvieron una correlación positiva con las tallas de *C. riisei* ($\rho = 0.72$) y la turbidez y fosfatos correlaciones negativas ($\rho = -0.71$, $\rho = -0.62$), sin embargo, estas no fueron significativas ($p > 0.05$). La correlación entre la talla y el resto de las variables no resultó significativa ($p > 0.05$).

Variación temporal en la cobertura de *Carijoa riisei*. Después de la remoción total de la cobertura béntica en el tratamiento T2, se observó un proceso continuo de colonización de *C. riisei*. Después de seis meses se alcanzó un 30 % de recuperación en la cobertura de *C. riisei* en el área removida, y a los nueve meses un 47.5 % (Fig. 4). Sin embargo, 12 meses después hubo una disminución en la cobertura a un 32.8 %. A partir de los 15 meses, la cobertura de *C. riisei* continuó aumentando constantemente hasta el mes 21 donde alcanzó un 98 %. Durante los primeros 12 meses (entre abril 2021 y julio 2022) el elemento béntico dominante fue el césped algal o “turf”, seguido de *C. riisei*. A partir de los 18 meses, la cobertura del octocoral se volvió dominante (> 50 %) sobre los otros elementos bénticos. Las algas calcáreas, esponjas y otra especie de octocoral, *Leptogorgia alba* (Duchassaing & Michelotti, 1864), presentaron valores de cobertura bajos durante todo el periodo de muestreo.

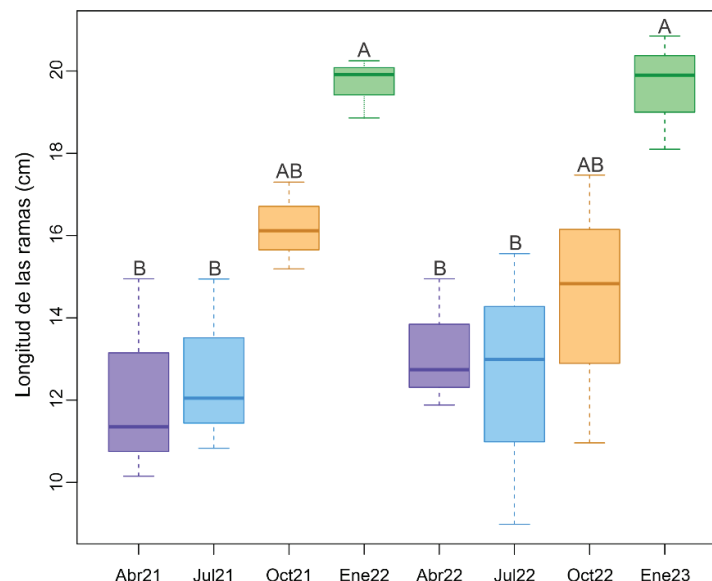


Figura 2. Variación temporal de la longitud de las ramas de *Carijoa riisei*. Las letras sobre cada diagrama de caja indican las diferencias significancias entre los meses de muestreo de acuerdo con la prueba de comparación múltiple de Tukey. Las literales sobre las cajas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$). La línea dentro de cada caja representa el promedio y los bigotes ± 1 desviación estándar.

Tabla 1. Resultado del ANDEVA de medidas repetidas para evaluar diferencias temporales en la longitud promedio de las ramas de *C. riisei*. GL = Grados de libertad, SC = Suma de cuadrados, CM = Cuadrados medios, F = Valor del estadístico de prueba de Fisher, CV% = Coeficiente de variación en porcentaje, P-value = valor de probabilidad de la prueba ANDEVA, cuando la significancia estadística es $p \leq 0.05$, se presenta en negritas.

Fuente	GL	SC	CM	F	P-value	CV%
Mes	3	199.38	66.45	13.78	0.000	70.5
Año	1	0.33	0.33	0.07	0.794	0.1
MesxAño	3	6.08	2.02	0.42	0.741	2.1
Error	16	77.15	4.82			27.2
Total	23	282.95				100

Tanto la cobertura de *Carijoa riisei* como del “turf” presentaron variaciones a lo largo de los meses monitoreados (Tabla 2). Sin embargo, la diferencia en la cobertura no fue significativa durante los primeros 15 meses después de la remoción (PERMDISP, $P > 0.05$), y es a partir de los 18 meses cuando la cobertura de *C. riisei* pasó a ser significativamente mayor (Tabla S1). Esto fue debido a que las coberturas del octocoral y del “turf” presentaron un patrón temporal opuesto, aumentando

de manera significativa la primera y disminuyendo la segunda. Además, la cobertura de *C. riisei* fue siempre significativamente mayor que el resto de los grupos bénticos. Finalmente, a los 21 meses la cobertura de *C. riisei* no se agrupa con ningún otro elemento béntico, esto puede indicar la última etapa sucesional cuando alcanza valores de cobertura arriba del 90 %. A partir de los 18 meses la cobertura de “turf” disminuye a niveles similares del resto de los elementos estructurales (media = 24.5 %). Los otros elementos (i.e., esponjas, *L. alba* y algas calcáreas), mantuvieron coberturas muy bajas a lo largo de todo el periodo de estudio (≤ 2.1 %). El crecimiento de *C. riisei* se presentó de manera casi continua, exceptuando abril de 2022, donde la cobertura promedio presentó un descenso.

Los primeros dos ejes de la ordenación usando los porcentajes de cobertura de los elementos estructurales del bentos (EEB) capturan la mayor parte de la variación del análisis PCO (91.8 %, Fig. 5a). El proceso sucesional de los EEB muestra cambios significativos a partir de los 18 meses después del proceso de remoción total de los cuadrantes, lo cual está influido por el incremento de la cobertura de *Carijoa riisei*. En el caso del ordenamiento PCO basado en los parámetros ambientales, la variación explicada fue de 69.4 % (Fig. 5b). Este PCO mostró que el mes de abril 2022 se separa del resto de los meses indicando condiciones ambientales distintas.

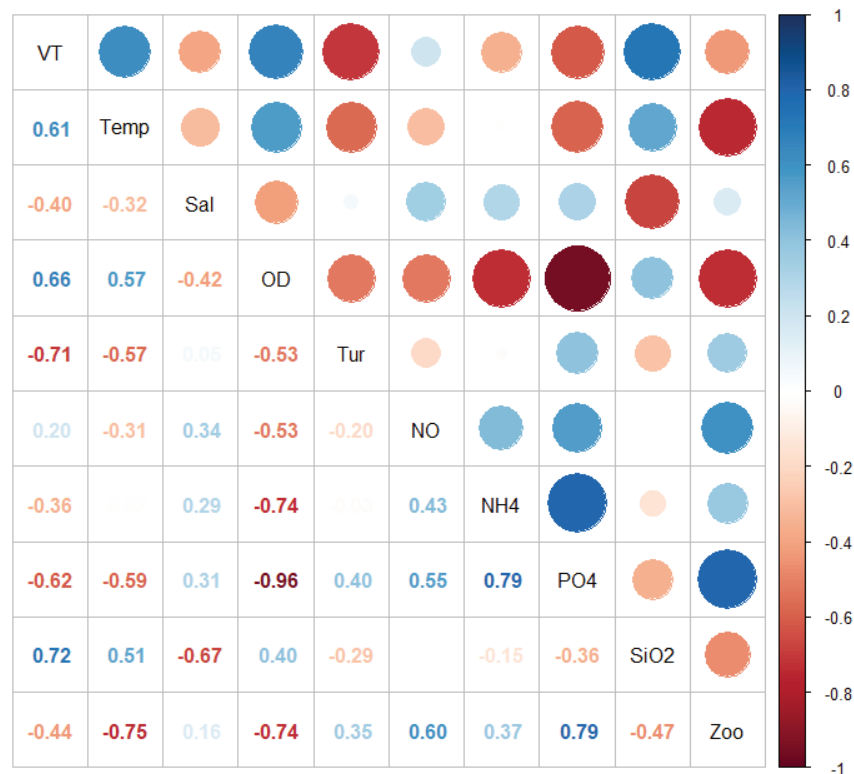


Figura 3. Correlaciones de Spearman entre la variación temporal de la talla promedio de las ramas de *Carijoa riisei* (VT) y las variables ambientales (Temp = Temperatura, Sal = Salinidad, OD = Oxígeno disuelto, Tur = Turbidez, NO = Nitritos + Nitratos, NH4 = Amonio, PO4 = Fosfatos, SiO2 = Silicatos, Zoo = Biomasa zooplanctónica). Las tonalidades de azul indican una correlación positiva, las tonalidades de rojo indican una correlación negativa, mientras que los espacios en blanco indican que no hay correlación. El tamaño de los círculos corresponde a los valores de la correlación.

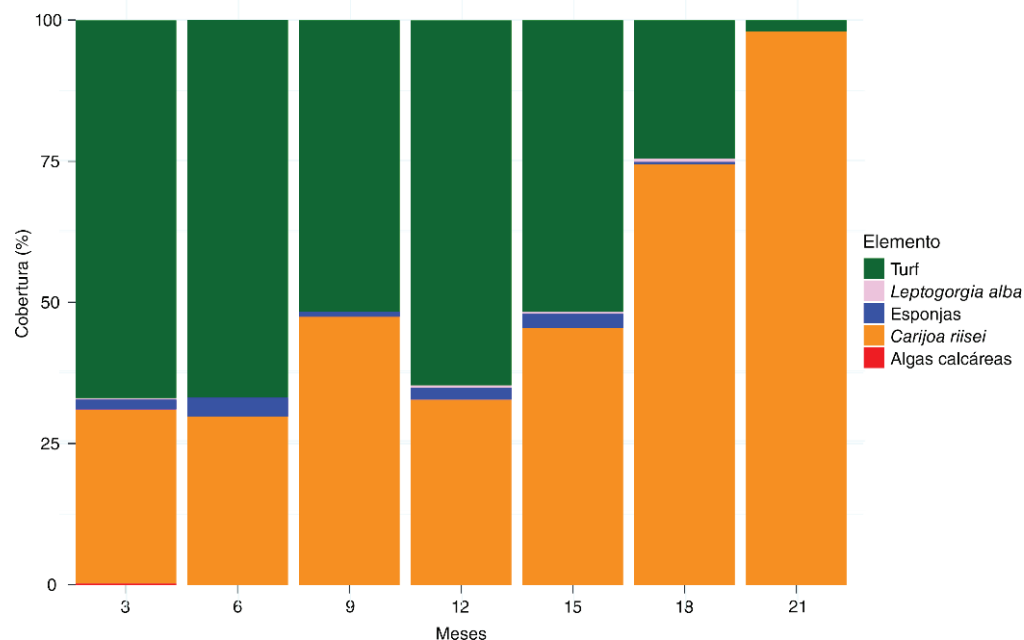


Figura 4. Variación temporal en el porcentaje de cobertura de *Carijoa riisei* y otros elementos béticos medido entre julio 2021 y enero 2023 en el barco hundido San Luciano en Manzanillo, Colima.

DISCUSIÓN

Los octocorales pueden desarrollar diversos tipos de crecimiento, entre los cuales se encuentran las formas ramificadas, incrustantes, en forma de látigo, de pluma o incluso formas calcáreas que asemejan corales escleractinios (Devictor & Morton, 2007). Los octocorales más comunes del POT presentan formas coloniales ramificadas (*i.e.*, *Leptogorgia*, *Muricea* y *Pacifigorgia*), lo cual es una estrategia morfológica que les ayuda a ser menos dependientes del sustrato, aprovechar mejor los recursos disponibles en la columna de agua y reducir la competencia con otras especies (Yoshioka & Yoshioka, 1991; Sánchez *et al.*, 2004; Borgstein *et al.*, 2020). Se ha visto que las diversas formas de los octocorales están relacionadas con la tasa de crecimiento intra e interespecífica, la cual puede ser muy variable (Lasker *et al.*, 2020). Particularmente para los octocorales, aprovechar el crecimiento vertical es de suma importancia para reducir los riesgos de estresores a nivel del sustrato (Rey-Villiers *et al.*, 2024).

El patrón de reproducción sexual tiene también influencia sobre la velocidad de crecimiento del octocoral. Las poblaciones de *Carijoa riisei* establecidas tanto en el Atlántico como en el Pacífico presentan un patrón similar de reproducción gonocórica, con una proporción sexual de 1:1 y liberación asincrónica de gametos (Bardales, 1981; Kahng *et al.* 2011; Barbosa *et al.*, 2014). La uniformidad de este patrón de reproducción sugiere que es una característica intrínseca de la especie que permite un establecimiento continuo de reclutas (Barbosa *et al.*, 2014).

La forma general de *Carijoa riisei* se describe como colonias arborescentes constituidas de cientos de pólipos axiales largos anclados al sustrato por una red de estolones anastomosados (Devictor & Morton, 2010). El patrón de crecimiento de la colonia está influenciado por el flujo de corriente direccional, el cual tiene un efecto importante en el

crecimiento de los pólipos axiales. La fuerza del flujo direccional hace que los pólipos axiales se desarrollen lateralmente para dar mayor estabilidad a la colonia (Rees, 1972). En el barco San Luciano, se observaron dos formas de crecimiento de *C. riisei*, colonias ramificadas aisladas y colonias agregadas formando un parche. La variedad de formas observadas es un indicador de la plasticidad fenotípica de esta especie, y de su capacidad de adaptación a distintas condiciones ambientales (Sánchez, 2016).

La tasa de crecimiento promedio de *Carijoa riisei* estimada en Manzanillo (0.36 cm/mes) resultó menor a los valores reportados en el Pacífico colombiano, donde Sánchez & Ballesteros (2014) estimaron una tasa de crecimiento lineal de ~ 1 cm/mes en el litoral rocoso de Cabo Corrientes y las islas oceánicas de Malpelo y Gorgona. Por su parte, en el departamento del Chocó, también en el Pacífico colombiano, entre 2015 y 2016 se calculó una tasa de crecimiento de entre 0.2 y 0.8 cm/mes entre 2015 y 2016 (INVEMAR, 2016). En el Pacífico central mexicano, el desarrollo del octocoral podría estar limitado por un periodo con un descenso de temperatura (febrero a mayo) cuando en la zona existen pulsos de agua fría superficial de hasta 12 °C debido a las características de la circulación de la zona, que resultan de la interacción del forzamiento topográfico local y el flujo estacional a macroescala influenciado por la extensión de la Corriente de Costa Rica y la Corriente de California (Kessler, 2006; Salas *et al.*, 2006). En el Caribe, en una zona de manglar de Puerto Rico, se registró una tasa de crecimiento de 2.8 cm/semana, bajo condiciones experimentales utilizando cilindros de cristal con pólipos axiales (Rees, 1972). Esto representa una tasa 10 veces mayor a lo observado en el POT. En este caso, las condiciones de flujo de corriente prevalecientes en los cilindros pudieron favorecer el crecimiento del octocoral al generar un estímulo sobre los pólipos axiales. Rees (1972) plantea dos factores relacionados con la forma

de crecimiento de *C. riisei* bajo estas condiciones: 1) Los pólipos axiales pueden mostrar reotropismo y crecer en respuesta a un estímulo, como las diferencias de presión encontradas alrededor de los pólipos laterales y axiales, o 2) el pólipo axial alargado crece hasta una posición en equilibrio con las fuerzas de la corriente, y finalmente queda “bloqueado” en esa posición por la intercalación de las espículas en las porciones más proximales del pólipo.

En el barco San Luciano las colonias monitoreadas presentaron ramas con una longitud promedio de entre 8 y 21 cm, lo que indica que llegaron a una madurez y es posible que estén liberando gametos continuamente. La talla mínima reproductiva de *Carijoa riisei* es de ~ 5 cm (a partir de la altura del pólipo axial primario) y puede iniciar su reproducción en menos de seis meses después de su establecimiento (Barbosa *et al.*, 2014); además, este tiempo puede ser menor y generar colonias más grandes y sanas (Kahng *et al.*, 2008). La dinámica de crecimiento de *C. riisei* observada en Manzanillo resulta similar a lo reportado en Centroamérica. En el Parque Nacional Coiba, en el Pacífico de Panamá, las colonias de *C. riisei* tuvieron un crecimiento rápido, con reclutas que se desarrollan de manera masiva, lo que hace difícil distinguir las colonias de manera individual (Gomez *et al.*, 2014). Esto mismo ocurrió en el barco San Luciano, donde formaron un parche monoespecífico que cubre parte del casco del barco. Las tasas de reclutamiento y mortalidad en el Pacífico panameño no mostraron diferencias significativas de manera temporal, lo que indica la persistencia del octocoral a lo largo del año. El crecimiento del parche del barco San Luciano sugiere que la reproducción asexual del octocoral puede ser más frecuente. La capacidad de liberar gametos en el agua de manera continua y la reproducción vegetativa que presenta *C. riisei*, le confiere una capacidad mayor a la de otros octocorales para colonizar nuevas áreas y sustratos (Kahng *et al.*, 2008).

Tanto el crecimiento como la fecundidad (porcentaje de pólipos con huevos) de los octocorales puede ser influenciada por cambios en la temperatura del agua (Barbosa *et al.*, 2014). En Manzanillo se encontró que los cambios en la temperatura del agua se correlacionan con las tallas de las ramas de *Carijoa riisei* y a su vez, esto puede estar relacionado con las estrategias reproductivas del octocoral como ya se mencionó anteriormente. En la costa del Pacífico panameño, se encontró que la fecundidad de *C. riisei* presenta una correlación positiva con los aumentos en la temperatura del mar y las proporciones de los diferentes estadios de los ovocitos (estadios I, II y III) presentan fluctuaciones a lo largo del año, pero se encuentran coexistiendo en los pólipos individuales, lo que indica un posible traslape de generaciones (Quintero-Arrieta & Gomez, 2023).

En el Parque Nacional Natural Gorgona (Pacífico colombiano) se ha observado que la variación en la abundancia de *Carijoa riisei* está relacionada con la temperatura del agua y que su abundancia disminuye en zonas profundas durante periodos fríos (diciembre-marzo), manteniéndose solo las poblaciones someras durante esa temporada (Mejía, 2014). De forma similar, en Manzanillo, el crecimiento de *C. riisei* estuvo relacionado principalmente a los cambios de temperatura del agua. La estacionalidad que se presenta en el Pacífico central mexicano (Filonov *et al.*, 2000), influyó en las tallas de las colonias durante los meses de muestreo. Las ramas más largas se observaron en enero, al final del periodo cálido, por el contrario, las tallas más pequeñas se registraron entre abril y julio, cuando los valores de temperatura fueron más bajos. Esto puede ser un signo de estrés generado por la disminución de la temperatura. Para algunas especies de octocorales se ha determinado que su crecimiento es afectado por descensos en la temperatura (Matsumoto, 2007; Peck, 2016).

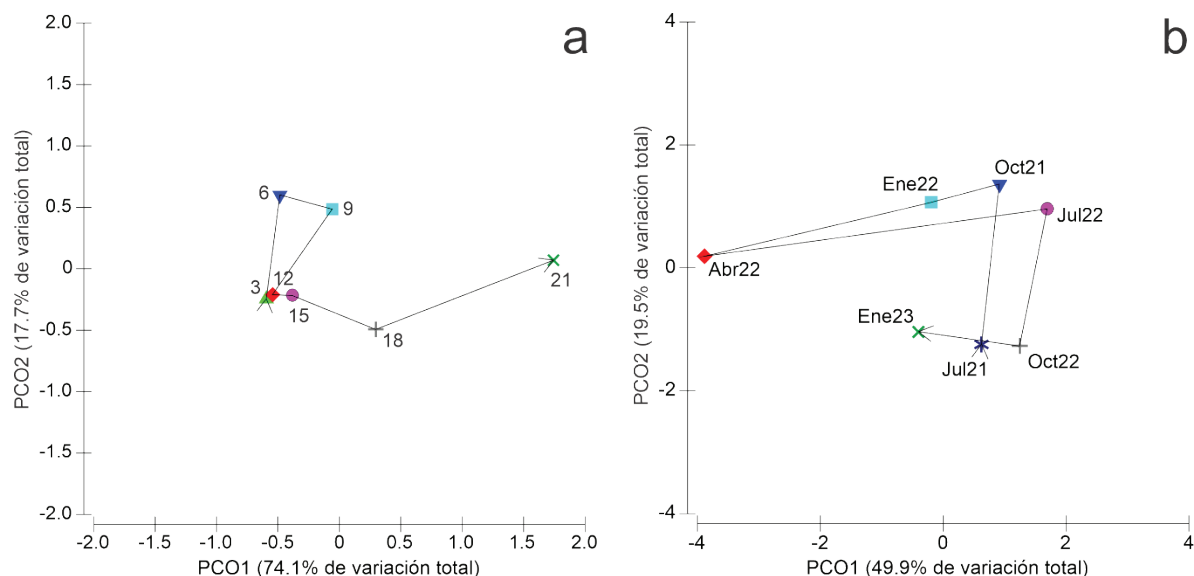


Figura 5. Cambios en los elementos estructurales bénticos asociados a *Carijoa riisei*. a) Ordenamiento PCO que muestra el cambio de la sucesión ecológica de los valores de cobertura de los elementos estructurales del bentos en función del tiempo (meses de crecimiento). b) Ordenamiento PCO con el cambio temporal de las variables ambientales por fecha de muestreo. La línea sólida representa la trayectoria del orden de los meses y las fechas de muestreo.

Tabla 2. Resultados de los análisis de varianza con permutaciones con un factor fijo (tiempo) para evaluar el cambio en los porcentajes de cobertura de los elementos estructurales del bentos (EEB) en función del tiempo medido en meses transcurridos a partir del momento de la remoción. El modelo incluye un factor aleatorio (replica) que fue medido trimestralmente entre julio 2021 y enero 2023. Para cada variable de respuesta se muestran los valores de los grados de libertad (GL), cuadrados medios (CM), porcentaje del coeficiente de variación (CV%). En negritas se presentan las diferencias significativas ($p \leq 0.05$). *permutaciones Monte Carlo.

EEB	Fuente de variación	GL	CM	Pseudo-F	p(perm)	CV%	PERMDISP	
							F	p(perm)
<i>Carijoa riisei</i>	Tiempo	6	1978.8	13.389	0.0001	67.1	2.52	0.217
	Residuales	14	147.8			32.8		
<i>Leptogorgia alba</i>	Tiempo	6	0.176	0.545	0.765*	28.5	8.72	0.0004
	Residuales	14	0.324			71.4		
"Turf"	Tiempo	6	1822.1	11.358	0.0002	65.0	2.19	0.3207
	Residuales	14	160.42			34.9		
Esponjas	Tiempo	6	4.257	1.437	0.245	26.0	5.38	0.0347
	Residuales	14	2.962			73.9		
Algas	Tiempo	6	0.002	1	1	0	16	0.0049
	Residuales	14	0.002			100		

Estimar la tasa de crecimiento del octocoral resultó difícil debido a los incrementos y disminuciones en la longitud de las ramas. Al presentar un crecimiento en parche, es complicado dar seguimiento directo a cada rama o colonia. Además, la textura frágil del octocoral dificulta colocar marcas a cada colonia para hacer un seguimiento directo, por lo que se deben desarrollar o aplicar otro tipo de métodos para lograr evidenciar cambios puntuales. Una alternativa es seleccionar colonias que se encuentran aisladas en otros puntos y que presentan un crecimiento de tipo arborescente para hacer seguimiento directo de esas colonias. A pesar de lo anterior, se observaron diferencias en las tallas de las colonias relacionadas con los meses de muestreo en ambos ciclos anuales (abril 2021-enero 2022 y abril 2022-enero 2023), con ramas más largas después de los meses cálidos. Estos resultados coinciden con lo reportado para el Pacífico colombiano, donde los meses con mayores temperaturas favorecen el crecimiento del octocoral, y los periodos con tasas de crecimiento negativas se presentan entre noviembre y abril (INVEMAR, 2016). En Manzanillo la tasa de crecimiento de *Carijoa riisei* fue negativa entre julio 2021 y abril 2022, pero incremento en abril 2022 y octubre 2022, lo cual puede estar relacionado con los cambios de temperatura del agua dados por el régimen de corrientes en la región del Pacífico central mexicano. En Colombia han encontrado patrones similares con la mayor presencia de *C. riisei* durante la segunda mitad del año, cuando la temperatura superficial del mar incrementa (Ballesteros, 2012). Sin embargo, observaciones adicionales en otras áreas de Manzanillo, permitieron confirmar su presencia en zonas más profundas de la bahía (40-50 m) donde las temperaturas descienden hasta los 14 °C. Esto sugiere que las poblaciones establecidas en Manzanillo presentan mayor tolerancia a temperaturas más bajas que en el Pacífico colombiano (Galván-Villa, obs. pers.).

Las tasas de crecimiento obtenidas en este estudio podrían cambiar en los próximos años si se presentan fenómenos como ENOS en el POT. Entre abril de 2021 y enero de 2023 solo se registraron periodos

fríos (eventos de La Niña) en esta región, con umbrales entre -0.5 y -1.1 °C, lo que provocó que la temperatura promedio del océano no incrementara de manera significativa durante el periodo de estudio (NOAA, 2023). La temperatura registrada en el barco San Luciano se mantuvo entre los 21 y 29 °C. Por lo tanto, temperaturas más cálidas podrían facilitar el desarrollo de *Carijoa riisei*, favoreciendo su crecimiento y dispersión. Durante el periodo de estudio, se observaron dos picos importantes en el tamaño de las colonias monitoreadas en el barco San Luciano entre octubre y enero del 2021 y 2022, que corresponden a los meses con las temperaturas más cálidas registradas (27-29 °C). Resulta de gran importancia que se realicen monitoreos durante y después de un periodo ENOS, para evaluar la respuesta del octocoral.

Inicialmente se pensaba que *C. riisei* era una especie exclusivamente zooplanctívora, pero estudios más detallados encontraron que consume un número amplio de organismos entre los que predominan diatomeas, cianobacterias y crustáceos zooplanctónicos como copépodos y anfípodos (Lira *et al.*, 2009; Gomes *et al.*, 2012). Las diatomeas son uno de los grupos planctónicos más abundantes de los océanos, requieren de silicio disuelto en el agua para su desarrollo (Fu *et al.*, 2022). En los meses de octubre 2022 y enero 2023 se presentó un incremento en los valores de silicatos registrados en la bahía de Santiago. Esto sugiere que la alimentación de *C. riisei* en Manzanillo puede incluir diatomeas, tal como se encontró en la costa de Brasil (Lira *et al.*, 2009). Gomes *et al.* (2012) concluyen que *C. riisei* es una especie polí-faga oportunista, que presenta una alimentación suspensívora y filtradora pasiva con preferencia por presas pequeñas. Por lo tanto, además de las estimaciones de zooplancton es importante hacer mediciones complementarias de los valores de fitoplancton en las zonas donde está establecido el octocoral.

Otro parámetro con una relación positiva con la talla de las colonias de *Carijoa riisei* fue el oxígeno disuelto. La fisiología de los octocorales ha sido poco estudiada y conocer los patrones en la actividad respiratoria

de estos organismos es importante. Se ha evidenciado que la disponibilidad de oxígeno para invertebrados marinos tiene una importancia tanto fisiológica como en el comportamiento (Riedel *et al.*, 2008). La temperatura tiene un papel relevante en las tasas de demanda de oxígeno de invertebrados marinos, si las temperaturas incrementan esto implica una mayor demanda para los organismos (Legovic & Justic, 1997; Previati *et al.*, 2010). Se desconoce cuál es la tasa de consumo de oxígeno de *C. riisei*; sin embargo, los resultados indican que este parámetro puede ser relevante para el desarrollo del octocoral, ya que en los meses más fríos (abril 2021 y 2022), cuando su crecimiento es reducido, se presentaron los valores de oxígeno disuelto más bajos. Para otras especies de gorgonáceos se ha visto que la exposición a la luz (Ferrier-Pagès *et al.*, 2009) y una disponibilidad baja de alimento (Coma *et al.*, 2002) pueden afectar las tasas de consumo. Además, es bien sabido que los gorgonáceos se desarrollan mejor en áreas con mayor exposición a las corrientes marinas, muchas incluso exponiendo sus ramas a contracorriente; ya que se trata de especies suspensívoras y filtradoras que tienen mayor oportunidad de atrapar su alimento del paso de las corrientes donde además los niveles de oxígeno disuelto llegan a ser altos debido al flujo del agua por efecto de mezcla (Sebens, 1984). Los resultados obtenidos en este estudio para relacionar las condiciones ambientales con el crecimiento de *C. riisei* fueron limitados debido al tamaño de muestra. Se requiere evaluar esta relación en otras localidades y durante periodos de monitoreo más cortos, para entender mejor la dinámica de crecimiento y establecer con mayor claridad cuáles son las variables ambientales más influyentes en el crecimiento del octocoral.

El octocoral *Carijoa riisei* presenta diferentes formas de crecimiento, por lo que la velocidad de desarrollo y expansión puede ser distinta según las condiciones ambientales y sustrato donde se encuentre. La disponibilidad de sustrato tiene una influencia importante en el crecimiento de los octocorales, lo cual facilita el asentamiento de las larvas (Mortensen & Buhl-Mortensen, 2005; Roberts *et al.*, 2009). Es importante continuar con estudios sobre la dinámica de crecimiento del octocoral sobre otros sustratos (e.g., rocas, pilotes de muelles, sogas) y en profundidades distintas, ya que se han encontrado colonias creciendo en otros sustratos artificiales a más de 40 m de profundidad en la parte sur de la bahía de Manzanillo (Galván-Villa, obs. pers.). Debido a las dificultades técnicas que implica hacer buceo a mayor profundidad (> 30 m), no fue posible evaluar el crecimiento del octocoral en una zona más profunda. La información obtenida en este estudio deberá ser considerada para diseñar una estrategia adecuada para el control del octocoral en el Pacífico mexicano. En este caso, los periodos con descenso de la temperatura del agua de mar podrían ser los más adecuados para hacer la remoción del octocoral con fines de control ambiental, cuando su crecimiento parece estar reducido por las condiciones ambientales. Además, se sugiere que esto se realice con algún mecanismo de extracción que reduzca al mínimo la liberación de gametos al medio marino.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todos los estudiantes involucrados en el proyecto ProDEMI que estuvieron apoyando en las salidas de campo y en el procesamiento de muestras. Al personal de la Capitanía de Puerto de Manzanillo (Contralmirante Marciano Valdez, Lic. Edith Zúñiga, Cap. Rafael Vaca, a los jefes de navegación y todos los tripulantes de las embarcaciones que nos acompañaron). A Mariano Castrot de la empresa

Discover Manzanillo. De manera especial a Eric J. Nava de la Universidad de Colima por su apoyo en los análisis de nutrientes. Al personal del CRIP-Manzanillo por el apoyo con equipo para realizar la toma de muestras. Los fondos para este trabajo fueron cubiertos parcialmente por la Universidad de Guadalajara, proyecto P3E-2021, por donantes y demás personas que aportaron recursos y materiales como el Proyecto Biota Portuaria con financiamiento del Fondo Sectorial (SEMARNAT-CO-NACYT A3-S-73811) otorgado a María Ana Tovar. A Alberto Ruiz y todo el personal de la empresa Océanos Expediciones y Buceo. La obtención de muestras se realizó bajo el permiso de colecta PPF/DGOPA-014/21 otorgado por la Dirección General de Ordenamiento Pesquero y Acuicola, Comisión Nacional de Pesca (CONAPESCA) de México. El manuscrito fue revisado críticamente por dos árbitros anónimos.

REFERENCIAS

- ANDERSON, M. J. 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62 (1): 245-253. DOI:10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x
- ANDERSON, M. J., R. N. GORLEY, & K. R. CLARKE. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. Plymouth, United Kingdom. 214 p.
- BALLESTEROS, D. C. 2012. Efecto de la variación térmica en el crecimiento de *Pacificorgia* spp. (Octocorallia: Gorgoniidae) frente al deterioro colonial y competencia de la especie invasora *Carijoa riisei* en el Pacífico colombiano. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia. 35 p.
- BANNISTER, J., M. SIEVERS, F. BUSH & N. BLOECHER. 2019. Biofouling in marine aquaculture: a review of recent research and developments. *Biofouling* 35 (6): 631-648.
- BARBOSA, T. M., P. B. GOMES, A. S. BERGERON, A. M. SANTOS, C. CHAGAS, E. M. S. FREITAS & C. D. PEREZ. 2014. Comparisons of sexual reproduction in *Carijoa riisei* (Cnidaria, Alcyonacea) in South Atlantic, Caribbean, and Pacific areas. *Hydrobiologia* 734: 201-212.
- BARDALES, A. T. 1981. Reproductive patterns of three species of octocorals (families Telestidae, Briareidae, Plexauridae) in the vicinity of La Parguera, Puerto Rico. Tesis de Maestría, University of Puerto Rico. 85 p.
- BASTIDA-ZAVALA, J. R., M. DEL S. GARCÍA-MADRIGAL, B. N. PÉREZ-HERNÁNDEZ, H. RAMÍREZ-HERNÁNDEZ & C. M. GALVÁN-VILLA. 2024. Primer registro del coral copo de nieve, *Carijoa riisei* (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) en una laguna costera del Pacífico sur de México. *Ciencia y Mar* 28 (83): 23-28.
- BAYER, F. 1961. The shallow-water Octocorallia of the West Indian Region. A manual for marine biologists. *Studies on the fauna of Curaçao and other Caribbean Islands* 12: 1-373.
- BEERS, J. R. 1976. Determination of zooplankton biomass. In: Steedman, H. F. (Ed.), *Zooplankton Fixation and Preservation. Monographs on Oceanographic Methodology* 4. The UNESCO Press. París, pp 35-84.
- BORGSTEIN, N., D. M. BELTRÁN & C. PRADA. 2020. Variable growth across species and life stages in Caribbean reef octocorals. *Frontiers in Marine Science* 7: 483.
- CÁRDENAS-CALLE, M., J. PÉREZ-CORREA, C. UZCA-SORNOZA, G. BIGATTI, N. DIEZ, M. LOZADA, J. CORONEL, I. HERRERA, G. TORRES, T. DE LA CUADRA, F. ESPINOZA, J. MAIR & I. KEITH. 2021. Invasion and current distribution of the octoco-

- ral *Carijoa riisei* (Duchassaing & Michelotti, 1860) in the Ecuadorian coast (Eastern Tropical Pacific). *Aquatic Invasions* 16 (1): 62-76. DOI:10.3391/ai.2021.16.1.05
- CARLTON, J. T. & L. ELDRIDGE. 2009. Marine bioinvasions of Hawaii: The introduced and cryptogenic marine and estuarine animals and plants of the Hawaiian archipelago. *Bishop Museum Bulletin in Cultural and Environmental Studies* 4: 1-202.
- CASTRO, C. B., M. S. MEDEIROS & L. L. LOIOLA. 2010. Octocorallia (Cnidaria: Anthozoa) from Brazilian reefs. *Journal of Natural History* 44: 763-827. DOI:10.1080/00222930903441160
- CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY. 2006. PRIMER v6: user manual/tutorial. Plymouth, United Kingdom. PRIMER-E. 182 p.
- COMA, R., M. RIBES, J. M. GILI & M. ZABALA. 2002. Seasonality of in situ respiration rate in three temperate benthic suspension feeders. *Limnology and Oceanography* 47: 324-331.
- CONCEPCION, G. T., M. CREPEAU, D. WAGNER, S. E. KAHNG & R. J. TOONEN. 2008. An alternative to ITS, a hypervariable, singlecopy nuclear intron in corals, and its use in detecting cryptic species within the octocoral genus *Carijoa*. *Coral Reefs* 27: 323-336. DOI:10.1007/s00338-007-0323-x
- DANCEY, C. & J. REIDY. 2004. Statistics without maths for psychology: using SPSS for windows. Londres, Inglaterra: Prentice Hall. 535 p.
- DARLING, J. A. & J. T. CARLTON. 2018. A framework for understanding marine cosmopolitanism in the Anthropocene. *Frontiers in Marine Science* 5: 1-25. DOI:10.3389/fmars.2018.00293
- DEICHMANN, E. 1936. The Alcyonaria of the western part of the Atlantic Ocean. *Memoirs of the Museum of Comparative Zoology* 53: 317.
- DEVICOR, S. T. & S. L. MORTON. 2010. Identification guide to the shallow water (0-200 m) octocorals of the South Atlantic Bight. *Zootaxa* 2599: 1-62.
- DIVYA, P., V. SACHITHANANDAM & P. M. MOHAN. 2012. New record of *Carijoa riisei* at Wandoor-Mahatma Gandhi Marine National Park (MGM-NP), Andaman and Nicobar Islands, India. *Indian Journal of Marine Science* 41: 212-214.
- FERRIER-PAGÈS, C., E. TAMBUTTE, T. ZAMOUM, N. SEGONDS, P. L. MERLE, N. BENSOUSSAN, D. ALLEMAND, J. GARRABOU & S. TAMBUTTE. 2009. Physiological response of the symbiotic gorgonian *Eunicella singularis* to a long-term temperature increase. *Journal of Experimental Biology* 212: 3007-3015.
- FILONOV, A. E., I. E. TERESHCHENKO, C. O. MONZÓN, M. E. GONZÁLEZ-RUELAS & E. GODÍNEZ-DOMÍNGUEZ. 2000. Variabilidad estacional de los campos de temperatura y salinidad en la zona costera de los estados de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas* 26 (2): 303-321.
- FITRIDGE, I., T. DEMPSTER, J. GUENTHER & R. DE NYS. 2012. The impact and control of biofouling in marine aquaculture: a review. *Biofouling* 28 (7): 649-669.
- FOFONOFF, P. W., G. M. RUIZ, B. STEVENS, C. SIMKANIN & J. T. CARLTON. 2018. National Exotic Marine and Estuarine Species Information System. <http://invasions.si.edu/nemesis> (consultado el 18 noviembre 2020).
- FRIEDLANDER, A. M., E. BALLESTEROS, M. FAY & E. SALA. 2014. Marine communities on oil platforms in Gabon, West Africa: high biodiversity oases in a low biodiversity environment. *PLoS ONE* 9: e103709. DOI:10.1371/journal.pone.0103709
- FU, W., Y. SHU, Z. YI, Y. SU, Y. PAN, F. ZHANG & S. BRYNJOLFSSON. 2022. Diatom morphology and adaptation: Current progress and potentials for sustainable development. *Sustainable Horizons* 2: 100015. DOI:10.1016/j.horiz.2022.100015
- GALICIA-PÉREZ, M. A., J. GAVIÑO-RODRÍGUEZ, E. TORRES-OROZCO & S. I. QUIJANO-SCHEGGIA. 2016. Descripción general de la circulación hidrodinámica en el litoral. In: *La Biodiversidad en Colima. Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), pp. 51-58.
- GALVÁN-VILLA, C. M. & E. RÍOS-JARA. 2018. First detection of the alien snowflake coral *Carijoa riisei* (Duchassaing and Michelotti, 1860) (Cnidaria: Alcyonacea) in the port of Manzanillo in the Mexican Pacific. *BioInvasions Records* 7(1): 1-6.
- GALVÁN-VILLA, C. M., M. A. TOVAR-HERNÁNDEZ, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, M. C. ESQUEDA-GONZÁLEZ, J. SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ & E. RÍOS-JARA. 2023. Effect of the alien octocoral *Carijoa riisei* on benthic fauna assemblages on natural and artificial substrates. *Marine Ecology* 44(4): e12756.
- GASPARINI, J. L., S. R. FLOETER, C. E. L. FERREIRA & I. SAZIMA. 2004. Marine Ornamental Trade in Brazil. *Biodiversity and Conservation* 14: 2883-2899.
- GIL, M. A. & J. B. PFALLER. 2016. Oceanic barnacles act as foundation species on plastic debris: implications for marine dispersal. *Scientific Reports* 6: 19987.
- GOMES, P. B., A. K. F. LIRA, J-P. NAUD, A. M. SANTOS & C. D. PÉREZ. 2012. Prey selectivity of the octocoral *Carijoa riisei* at Pernambuco, Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences* 84 (1): 157-164.
- GOMEZ, C. G., H. M. GUZMAN, A. GONZALEZ & O. BREEDY. 2014. Survival, growth, and recruitment of octocoral species (Coelenterata: Octocorallia) in Coiba National Park, Pacific Panama. *Bulletin of Marine Science* 90 (2): 623-650.
- GRIGG, R. W. 2003. Invasion of a deep black coral bed by an alien species, *Carijoa riisei*, off Maui, Hawaii. *Coral Reefs* 22: 121-122.
- GRIGG, R. W. 2004. Harvesting impacts and invasion by an alien species decrease estimates of black coral yield off Maui, Hawaii. *Pacific Science* 58 (1): 1-6.
- HERNÁNDEZ-LÓPEZ, J., O. CERVANTES, A. OLIVOS-ORTÍZ & R. R. GUZMÁN-REYNA. 2020. DSPiR Framework as Planning and Management Tools for the La Boquita Coastal System, Manzanillo, Mexico. *Journal of Marine Science and Engineering* 8 (8): 615. DOI: 10.3390/jmse8080615
- INVEVAR. 2016. Evaluación de la dinámica de crecimiento del octocoral invasor *Carijoa riisei* en el Chocó Norte, Pacífico Colombiano. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés". Colombia. INVEVAR. 37 p.
- KAHNG, S. E. & R. W. GRIGG. 2005. IMPACT OF AN ALIEN OCTOCORAL, *Carijoa riisei*, on black corals in Hawaii. *Coral Reefs* 24: 556-562.
- KAHNG, S. E., Y. BENAYAHU, D. WAGNER & N. ROTHE. 2008. Sexual reproduction in the invasive octocoral *Carijoa riisei* in Hawaii. *Bulletin of Marine Science* 82: 1-17.
- KAHNG, S. E., Y. BENAYAHU & H. R. LASKER. 2011. Sexual reproduction in octocorals. *Marine Ecology Progress Series* 443: 265-283.
- KESSLER, W. S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69 (2-4): 181-217.

- LASKER, H. R., L. BRAMANTI, G. TSOUNIS & P. J. EDMUNDS. 2020. The rise of octocorals forests on Caribbean reefs. *Advances in Marine Biology* 87 (1): 361-410.
- LEGOVIC, T. & D. JUSTIC. 1997. When is phytoplankton bloom causing the most intensive hypoxia in the northern Adriatic Sea? *Oceanologica Acta* 20: 91-99.
- LIRA, A. K., J-P. NAUD, P. B. GOMES, A. M. SANTOS & C. D. PEREZ. 2009. Trophic ecology of the octocoral *Carijoa riisei* from littoral of Pernambuco, Brazil. I. Composition and spatio-temporal variation of the diet. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89: 89-99.
- MATSUMOTO, A. K. 2007. Effects of low water temperature on growth and magnesium carbonate concentrations in the cold-water gorgonian *Primnoa pacifica*. *Bulletin of Marine Science* 81: 423-435.
- MEJÍA, K. 2014. Ecología de la especie invasora *Carijoa riisei* (Octocorallia, Clavulariidae) en el Parque Nacional Natural Gorgona. Tesis de grado. Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. 39 p.
- MIZRAHI, D., S. F. PEREIRA, S. A. NAVARRETE & A. A. V. FLORES. 2017. Allelopathic effects on the sun-coral invasion: facilitation, inhibition and patterns of local biodiversity. *Marine Biology* 164: 139.
- MOLINA-TRIANA, F., C. BERMÚDEZ-RIVAS, J. L. PARADA-GUTIÉRREZ & F. A. CASTRILLÓN. 2022. Monitoreo de un octocoral invasor (*Carijoa riisei*) en las dos principales áreas portuarias de la cuenca Pacífico Colombiana. *Acta Oceanográfica del Pacífico* 4(2): 21-34. DOI:10.54140/raop.v4i1.56
- MORTENSEN, P. B. & L. BUHL-MORTENSEN. 2005. Morphology and growth of the deep-water gorgonians *Primnoa resedaeformis* and *Paragorgia arborea*. *Marine Biology* 147: 775-788.
- NOAA. 2023. Cold & warm episodes by season. Climate Prediction Center. https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php. (consultado el 5 marzo 2023).
- NORMAH, S., M. S. ISMAIL, I. MD. NIZAM, I. ZAIDNUDDIN & G. B. GOEDEN. 2021. Occurrence and distribution of an invasive octocoral, *Carijoa riisei* in Malaysia's Marine Park of Pulau Payar. *Austin Environmental Sciences* 6(2): 1060.
- PADMAKUMAR, K., R. CHANDRAN, J. S. YOGESH-KUMAR & R. SORNARAJ. 2011. *Carijoa riisei* (Cnidaria: Octocorallia: Clavulariidae), a newly observed threat to Gulf of Mannar coral biodiversity? *Current Science* 100 (1): 35-37.
- PECK, L. S. 2016. A cold limit to adaptation in the sea. *Trends in Ecology & Evolution* 31: 13-26.
- PREVIATI, M., A. SCINTO, C. CERRANO & R. OSINGA. 2010. Oxygen consumption in Mediterranean octocorals under different temperatures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 390: 39-48. DOI:10.1016/j.jembe.2010.04.025
- QUINTANILLA, E., T. WILKE, C. RAMÍREZ-PORTILLA, A. SARMIENTO & J. A. SÁNCHEZ. 2017. Taking a detour: invasion of an octocoral into the Tropical Eastern Pacific. *Biological Invasions* 19: 2583-2597. DOI:10.1007/s10530-017-1469-2
- QUINTERO-ARRIETA, H. & C. GOMEZ. 2023. Reproduction of *Carijoa riisei* (Cnidaria: Octocorallia) in the Panamanian tropical eastern Pacific. *Bulletin of Marine Science* 99 (4): 401-426. DOI:10.5343/bms.2022.0011
- R CORE TEAM. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en línea en: <https://www.R-project.org/>.
- RAGHUNATHAN, C., K. VENKATARAMAN, CH. SATYANARAYANA & R. RAJKUMAR. 2013. An invasion of snowflake coral *Carijoa riisei* (Duchassaing and Michelotti 1860) in Indian Seas: Threats to coral reef ecosystem. In: Venkataraman, K., C. Sivaperuman & C. Raghunathan (eds.). *Ecology and Conservation of Tropical Marine Faunal Communities*. Springer-Verlag. Heidelberg, Berlin, pp. 381-393.
- REES, J. T. 1972. The effect of current on growth form in an octocoral. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 10: 115-123.
- REY-VILLIERS, N., P. GONZÁLEZ-DÍAZ & A. SÁNCHEZ. 2024. Octocoral growth rate and mortality along a eutrophication gradient in Cuban reefs. *Marine Environmental Research* 202: 106739. DOI:10.1016/j.marenvres.2024.106739
- RIEDEL, B., M. STACHOWITSCH & M. ZUSCHIN. 2008. Sea anemones and brittle stars: unexpected predatory interactions during induced in situ oxygen crises. *Marine Biology* 153: 1075-1085.
- ROBERTS, J. M., A. WHEELER, A. FREIWALD & S. CAIRNS. 2009. Cold-water corals: the biology and geology of deep-sea coral habitats. Cambridge, UK. Cambridge University Press. 334 p.
- SALAS, J., D. GOMIS, A. OLIVOS-ORTIZ & G. GARCÍA-URIBE. 2006. Seasonal hydrodynamical features on the continental shelf of Colima (west coast of Mexico). *Scientia Marina* 70 (4): 719-726.
- SÁNCHEZ, J. A. 2016. Diversity and evolution of octocoral animal forests at both sides of tropical America. In: Rossi S., L. Bramanti, A. Gori & C. Orejas (eds.) *Marine animal forests*. Springer, Cham, pp. 1-33. DOI:10.1007/978-3-319-17001-5_39-1
- SÁNCHEZ, J. A. & D. BALLESTEROS. 2014. The invasive snowflake coral (*Carijoa riisei*) in the Tropical Eastern Pacific, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 62: 199-207.
- SÁNCHEZ, J. A., H. LASKER, E. NEPOMUCENO, J. SÁNCHEZ & M. WOLDENBERG. 2004. Branching and self-organization in marine modular colonial organisms: a model. *American Naturalist* 163: E24-E39.
- SANTANA, E. A. 2017. El San Luciano. NotiCalifornia. Disponible en línea en: <http://www.noticalifornia.com/2017/05/el-san-luciano.html>. (consultado el 19 noviembre 2020).
- SEBENS, K. P. 1984. Water flow and coral colony size: Interhabitat comparisons of the Octocoral *Alcyonium siderium*. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 81: 5473-5477.
- SEGOVIA, J. 2023. Black coral forests and associated fauna in the mesophotic zone of Los Cóbanos, El Salvador. *Revista de Biología Tropical* 71 (1): e52345. DOI: 10.15517/rev.biol.trop.v71i1.52345
- VARGAS, J. A. & O. BREEDY. 2022. The snowflake soft coral *Carijoa riisei* (Cnidaria: Octocorallia) in Costa Rica. *UNED Research Journal* 14 (1): e4213. DOI: 10.22458/urj.v14i1.4213
- YOGESH-KUMAR, J. S., S. GEETHA, CH. SATYANARAYANA, K. VENKATARAMAN & R. D. KAMBO (2014). New species of soft corals (Octocorallia) on the reef of Marine National Park, Gulf of Kachchh. *Journal of Pharmaceutical and Biological Research* 2 (1): 50-55.
- YOSHIOKA, P. M. & B. B. YOSHIOKA. 1991. A comparison of the survivorship and growth of shallow-water gorgonian species of Puerto Rico. *Marine Ecology Progress Series* 69: 253-260. DOI:10.3354/meps069253
- ZAVALA-GARCÍA, F. & C. FLORES-COTO. 1989. Medición de biomasa zooplancónica. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 16: 273-278.

Moluscos dulceacuícolas no nativos de México: estado actual y nuevos registros

Non-native freshwater mollusks in Mexico: current status and new records

Tadeo Esquivel Blanco², Rodrigo Rangel Velasco², Deneb Ortigosa^{1,2,3}, Edna Naranjo-García²

Recibido: 30 de enero de 2025.

Aceptado: 28 de mayo de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

RESUMEN

Los moluscos dulceacuícolas encabezan, por un lado, las listas de especies amenazadas y en peligro de extinción y, por otro, las listas de especies no nativas potencialmente adversas para la fauna local. Así, la introducción, establecimiento y proliferación de especies no nativas de moluscos dulceacuícolas ha generado impactos significativos en la estructura y función de los ecosistemas acuáticos, alterando patrones de alimentación, de competencia por recursos y desencadenando efectos cascada en la cadena trófica local. México es un país vulnerable a estas especies ya que cuenta con una infraestructura de navegación que facilita su introducción. El auge de especies exóticas como mascotas y la introducción de especies económicamente atractivas para la explotación artesanal en ciertos cuerpos de agua incrementa el riesgo. Este trabajo presenta una lista actualizada de especies de gasterópodos y bivalvos dulceacuícolas no nativos / exóticos a través de revisión de registros geográficos en la literatura, registros en la Colección Nacional de Moluscos y aplicaciones de ciencia ciudadana. Se recopiló la literatura reciente con nuevos registros de especies exóticas. Se encontraron 13 especies exóticas de moluscos. Se procesaron 496 registros, siendo San Luis Potosí el estado con mayor ocurrencia y Veracruz el de mayor diversidad de especies exóticas. Todos los estados de México, con la excepción de Campeche y Tlaxcala, tienen por lo menos un registro de especies exóticas. La mayoría tiene impactos ecológicos, económicos o clínicos, algunas se encuentran catalogadas dentro las 100 especies exóticas-invasoras más indeseables. El acuarismo se ha identificado como el probable vector de introducción principal. Pueden existir nuevas invasiones no registradas en el país.

Palabras clave: Invasora, Exótica, Gastropoda, Bivalvia, Ciencia ciudadana.

ABSTRACT

Background. Freshwater mollusks top the lists of both threatened and endangered species, as well as non-native species potentially harmful to local fauna. The introduction, establishment, and proliferation of non-native freshwater mollusk species have caused significant impacts on the structure and function of aquatic ecosystems, altering feeding patterns, resource competition, and triggering cascading effects throughout local trophic chains. Mexico is particularly vulnerable to these species due to its navigational infrastructure, which facilitates their introduction. The rising popularity of exotic species as pets and the intentional introduction of economically attractive species for artisanal exploitation in certain water bodies further increases the risk. **Goals.** This study aims to present an updated list of non-native/exotic freshwater gastropod and bivalve species. **Methods.** Occurrence data was based on a review of geographic records in the literature, data from the National Mollusk Collection, and citizen science platforms. **Results.** Recent literature revealed new records of exotic species. A total of 13 non-native mollusk species were identified. A total of 496 records were compiled, with the state of San Luis Potosí showing the highest occurrence, and Veracruz the greatest diversity of exotic species. All Mexican states, except Campeche and Tlaxcala, have at least one record of non-native species. **Conclusions.** Most of these species have ecological, economic, or health impacts, with some classified among the 100 worst invasive exotic species. The aquarium trade has been identified as the main probable vector of introduction. It is also likely that unrecorded invasions exist within the country.

Keywords: Invasive, Exotic, Gastropoda, Bivalvia, Citizen science.

¹ Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Investigación Científica, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510, México

² Colección Nacional de Moluscos, Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Tercer Circuito Universitario s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510, México

³ Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera (LANRESC), Sisal, Yucatán, México

*Corresponding author:

Tadeo J. Esquivel Blanco: e-mail: tadeoeb@ciencias.unam.mx

To quote as:

Esquivel Blanco, T., R.Rangel Velasco, D. Ortigosa & E. Naranjo-García. 2025. Moluscos dulceacuícolas no nativos de México: estado actual y nuevos registros. Non-native freshwater mollusks in Mexico: current status and new records. *Hidrobiológica* 35 (3): 225-230.

INTRODUCTION

Freshwater mollusks, comprised by both bivalves and gastropods, are among the most threatened animal groups on the planet (Lydeard *et al.*, 2004; Strong *et al.*, 2008; Cowie *et al.*, 2017; Lydeard & Cummings, 2019; Cowie *et al.*, 2023). Both classes of mollusks are sensitive to changes in flow regimes, sedimentation, and pollution (Strong *et al.*, 2008). Many of these organisms belong to endemic species with restricted distributions and are highly vulnerable to global extinctions due to the loss of the water bodies in which they occur, such as cenotes, springs, small and isolated ponds, as well as lakes and rivers (Schmitter-Soto, 2002; Covich, 2010).

Freshwater mollusks are inefficient competitors against introduced species, which can be a potential threat by altering established assemblages and quickly invading new habitats (Covich, 2010; Cowie *et al.*, 2017). Less tolerant native species are at disadvantage when facing multiple factors, which can lead to their local extirpation (Czaja *et al.*, 2023).

Mexico is vulnerable to the introduction of exotic species due to its navigational infrastructure, which facilitates their entry. This includes human activities along continental margins as well as in bays and estuaries in the coastal zone (Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017). Other vectors for the introduction of exotic mollusks include international trade and the aquarium trade.

The most recent review of exotic mollusks in Mexico was based on records from biological collections, information on species arriving at U.S. customs, and literature (Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017). Meanwhile, over the last decade, citizen science platforms and digital repositories of global collections have provided important data on non-native species, especially in understudied areas (Tiemann *et al.*, 2024).

This work presents an updated list of non-native freshwater gastropod and bivalve species recorded in Mexico, defining an exotic or non-native species as any that has been introduced into a geographic area where it did not historically occur.

MATERIALS AND METHODS

To compile the list of exotic mollusk species in Mexico, we examined specimens of exotic mollusks deposited in the Colección Nacional de Moluscos (CNMO) Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. In addition, a systematic search of recent literature (January 2014–November 2024) was carried out through Web of Science, Science Direct, PubMed, Google, and Google Scholar using the keywords “exotic” or “new record” or “invasive” and “mollusk” or “mussel” or “snail” or “gastropod” or “bivalve” or “freshwater” and “Mexico,” interchanging the terms in both English and Spanish.

Once the species list was obtained, occurrence data were downloaded from the GBIF platform (2024). iNaturalist records were curated to the family or genus level directly on the platform, and their coordinates were downloaded. Records with missing information (e.g., absence of coordinates) or inconsistent information (e.g., contradictory locality and coordinates), as well as records with poor-quality photographs, were excluded according to Tiemann *et al.* (2024). The potential introduction pathways and the ecological, economic, and health impacts of

these species were documented based on the literature (Lowe *et al.*, 2000; Darrigran *et al.*, 2002; Rawlings *et al.*, 2007; Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017; Lu *et al.*, 2018; Czaja *et al.*, 2023; Tiemann *et al.*, 2024).

RESULTS

A total of 13 exotic freshwater mollusk species were identified in Mexico (Table 1). The systematic search of recent literature yielded eight studies reporting new records since the Naranjo-García & Castillo-Rodríguez (2017) publication (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2015; Barba-Macías & Trinidad-Ocaña, 2017; Trinidad-Ocaña *et al.*, 2017; Raz-Guzmán, 2019; Tinajero *et al.*, 2018; López *et al.*, 2019; Tiemann *et al.*, 2020; 2024). A total of 496 records were obtained—202 from preserved specimens or from citations in GBIF (2024) and 294 from iNaturalist. Most of Mexican states, with the exception of Campeche and Tlaxcala, have at least one record of freshwater mollusks. The state of San Luis Potosí, with 61 records, showed the highest occurrence of exotic species in the GBIF (2024) database (Figure 1). Veracruz recorded the greatest number of exotic species, with a total of six (Table 1). The species *Marisa cornuarietis* (Linnaeus, 1758), commonly known as Ram horn snail, is reported for the first time in the country, in Quintana Roo.

On citizen science platforms, specimens of the family Thiaridae Gill, 1871 (1823) have been recorded in most Mexican states, except for Campeche, Nayarit, Tlaxcala, and Zacatecas. New records of *Tarebia granifera* (Lamarck, 1816) and *Melanoides tuberculata* (O. F. Müller, 1774) have been deposited in the CNMO from the state of Hidalgo, within some tributaries of the Tula River.

According to collection records and citizen science data, *Pomacea* Perry, 1810 specimens currently occur, outside their native distribution, in the northern and Pacific states of Mexico, including Baja California, Mexico City, Colima, Estado de México, Guerrero, Jalisco, Morelos, Nayarit, Sinaloa and Sonora.

DISCUSSION

Aquarium trade is the main source of exotic mollusk introductions in Mexico, serving as the probable vector for 11 out of the 13 species recorded in this study. Globally, aquarium trade has introduced one-third of the worst invasive species, and worldwide regulations to prevent their introduction are inadequate (Padilla & Williams, 2004). The exotic species *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) and *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), occurring in México, are listed among the 100 worst invasive alien species (Lowe *et al.*, 2000).

The most widely distributed bivalve and gastropod species in Mexico are exotic, *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774) and *Melanoides tuberculata* (O. F. Müller, 1774) respectively. They have successfully established nearly all water bodies in the country, and their presence is consistently positively correlated with the absence of native species (Czaja *et al.*, 2023).

Eight exotic freshwater mollusk species in Mexico have been identified as potential hosts of parasites that cause human diseases. Among these, *Melanoides tuberculata* and *Tarebia granifera* warrant special attention due to their capacity to transmit the parasite *Paragonimus westermani* (Kerbert, 1878) (Lu *et al.*, 2018). In Mexico, cases

of paragonimiasis have been documented in endemic regions of the states of Nayarit, Colima, Michoacán, Veracruz, Tabasco, and Chiapas, associated with the parasite *Paragonimus mexicanus* Miyazaki & Ishii, 1968 (Lamothe-Argumedo *et al.*, 1986). Although paragonimiasis is infrequent and difficult to diagnose, it can represent a public health concern in the country (Lamothe-Argumedo, 1986). To date, it has not been documented that the exotic mollusk species *M. tuberculata* and *T. granifera* serve as possible hosts for *P. mexicanus*; however, their spread due to a lack of control measures could imply public health risks (Gutiérrez-Gregoric & Vogler, 2010).

The species *Marisa cornuarietis*, a new record for Mexico, is a competitive feeder and voracious herbivore (Rawlings *et al.*, 2007). The establishment of this species may pose a threat to native fauna in Quintana Roo (Esquivel-Blanco, 2024). Through iNaturalist, there is a photographic record of a shell resembling *M. cornuarietis* in Veracruz and Quintana Roo.

Radix auricularia (Linnaeus, 1758) had previously been recorded in 2017 (Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017) in Hidalgo, in the Tecocomulco Lake, and was subsequently deposited in the CNMO. In Rangel-Velasco's (2024) study, this species was not observed again, and the author suggests that it likely did not successfully establish in the lake.

The native distribution of the genus *Pomacea* extends from the Atlantic slope of the United States to Central America (Cowie & Thiengo,

2003; Naranjo-García, 2003), but it has been introduced into western Mexico by governmental institutions (Pineda-López *et al.*, 2012). It is likely that the range expansion of *Pomacea* in Mexico has directly impacted the distribution of the bird species *Rostrhamus sociabilis* (Vieillot, 1817) and *Aramus guarauna* (Linnaeus, 1766), whose main diet is based on *Pomacea flagellata* (Say, 1829), and were previously unrecorded on Mexico's western coast (Palomera-García *et al.*, 2006; Pineda-López *et al.*, 2012). Through iNaturalist, there is a photographic record of a shell resembling *Pomacea bridgesii* (Reeve, 1856) in Mexico City, indicating that this species may occur in Mexico and other parts of the country, given its frequent presence in the aquarium trade (Valdez & Cruz-López, 2014).

It is an urgent necessity to implement preventive measures against the introduction of other exotic freshwater mollusk species. Some species that could expand their distribution and be introduced to Mexico through human activities include *Cipangopaludina chinensis* (J. E. Gray, 1833), *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) and *Potamopyrgus antipodarum* (J. E. Gray, 1843), given the commercial ties and shared boundaries with the United States, where these species have been previously reported (CONABIO, 2017; Kingsbury *et al.*, 2021). On the official Mexican channels (SEMARNAT, 2016), only eight freshwater mollusk species are enlisted, and one (*Limnoperna fortunei*) has not been previously recorded in the country.

It is also possible that current unreported invasions are already occurring in some states that have not been thoroughly studied, such

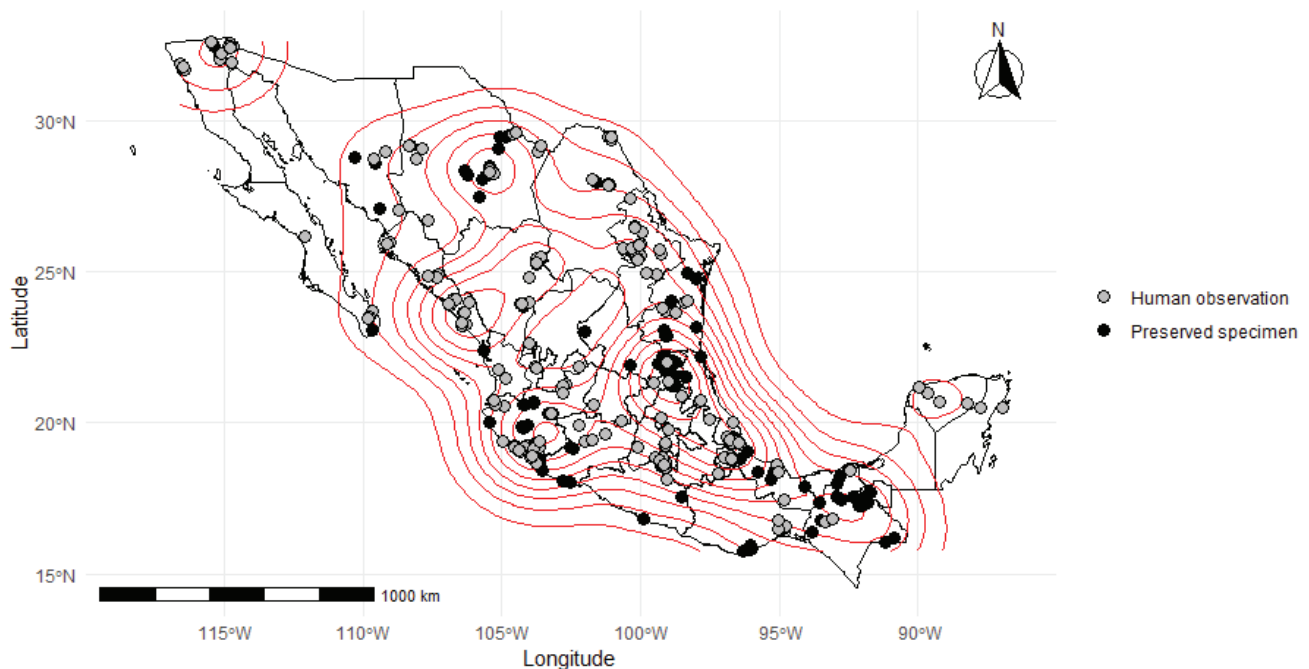


Figure 1. Occurrence of exotic freshwater mollusk species in Mexico from GBIF (2024). Data obtained as described in Materials and Methods. Density of occurrences is represented by kernel density estimation contours.

Table 1. Exotic freshwater species recorded in Mexico. AC=Aquaculture; AQ=Aquarism; TR=Trade. EC=Economic; EL=Ecological; HE= Health. AGS = Aguascalientes, BC = Baja California, BCS = Baja California Sur, CDMX = Mexico City, CHIH = Chihuahua, CHIS = Chiapas, COAH = Coahuila, COL = Colima, DGO = Durango, EDOMEX = Estado de México, GTO = Guanajuato, GRO = Guerrero, HGO = Hidalgo, JAL = Jalisco, MICH = Michoacán, MOR = Morelos, NAY = Nayarit, NL = Nuevo León, OAX = Oaxaca, PUE = Puebla, QR = Querétaro, QRO = Quintana Roo, SLP = San Luis Potosí, SIN = Sinaloa, SON = Sonora, TAB = Tabasco, TAMPS = Tamaulipas, VER = Veracruz, YUC = Yucatán, ZAC = Zacatecas. ND= No data

Class	Family	Species	Probable vector	Impact	Mexican states	Source
Bivalvia	Cyrenidae J. E. Gray, 1840	<i>Corbicula fluminea</i> (O. F. Müller, 1774)	AC, AQ	EC, EL, HE	BC, CHIH, CHIS, COAH, COL, DGO, GTO, GRO, HGO, JAL, EDOMEX, MICH, MOR, NAY, NL, OAX, PUE, QR, QRO, SLP, SIN, SON, TAB, TAMPS, VER, ZAC	CNMO; Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017; López <i>et al.</i> , 2018; Tiemann <i>et al.</i> , 2020; 2024
		<i>Corbicula largillierii</i> (R. A. Philippi, 1844)	AC, AQ	EC, EL, HE	BC, CHS, CHIH, COAH, COL, DGO, GTO, GRO, HGO, JAL, EDOMEX, MICH, NAY, NL, QRO, SIN, SON, TAB, TAMPS, VER	CNMO; Tiemann <i>et al.</i> , 2020; 2024
	Dreissenidae J. E. Gray, 1840	<i>Dreissena bugensis</i> Andrusov, 1897	TR	EC, EL, HE	BC	Wakida-Kusunoki <i>et al.</i> , 2015
		<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	TR	EC, EL, HE	VER	CNMO; Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017
Gastropoda	Ampullariidae J. E. Gray, 1824	<i>Marisa cornuarietis</i> (Linnaeus, 1758)	AQ	EL	QRO	CNMO
		<i>Pomacea canaliculata</i> (Lamarck, 1822)	AC, AQ	EC, EL, HE	BC	Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017
		<i>Pomacea diffusa</i> Blume, 1957	AC, AQ	ND	ND	Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017
		<i>Pomacea flagellata</i> (Say, 1829)	AC, AQ	EL	COL, GRO, JAL, MOR	Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017
	Thiaridae Gill, 1871 (1823)	<i>Melanoides tuberculata</i> (O. F. Müller, 1774)	AQ	EC, EL, HE	BCS, CHIS, CHIH, COAH, COL, GTO, GRO, HGO, MICH, MORE, QRO, TAMPS, TAB, VER, SIN, SLP, ZAC	CNMO; Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017; Trinidad-Ocaña <i>et al.</i> , 2017; Tinajero <i>et al.</i> , 2018; Raz-Guzmán, 2019;
		<i>Tarebia granifera</i> (Lamarck, 1816)	AQ	EC, EL, HE	CHIS, MICH, OAX, TAB, HGO, VER	CNMO; Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017
	Lymnaeidae Rafinesque, 1815	<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	AQ	HE	HGO	Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017
	Planorbidae Rafinesque, 1815	<i>Planorbella duryi</i> (Wetherby, 1879)	AQ	ND	CDMX, TAB	Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017
		<i>Amerianna carinata</i> (H. Adams, 1861)	AQ	ND	ND	Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017

as Campeche and Tlaxcala. Periodic samplings are recommended in less-studied states and in remote sites, considering the vulnerability of native species in isolated water bodies. Likewise, it is advisable to monitor touristic water bodies, such as cenotes, since tourists can facilitate the introduction of species (Anderson *et al.*, 2015). Endemic fauna, often having evolved in isolation, may be less resilient to novel threats such as non-native species and the pathogens they may carry (Anderson *et al.*, 2015).

Citizen science platforms are an invaluable resource for recording and monitoring the distribution of species, and are especially important in the case of introduced ones. Some benefits of these platforms are that they raise environmental awareness, which has significant implications for increasing acceptance of biosecurity measures; they greatly enhance early detection capabilities and help track the spread and location of introduced species (Pyšek *et al.*, 2020). Additionally, the data collected in these platforms remain publicly accessible, and its potential application for scientific purposes ultimately depends on the user.

REFERENCES

- ANDERSON, L. G., ROCLIFFE, S., HADDAWAY, N. R. & DUNN, A. M. 2015. The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: A systematic review and meta-analysis. *PLOS ONE* 10 (10): e0140833. DOI: 10.1371/journal.pone.0140833
- BARBA-MACÍAS, E. & TRINIDAD-OCAÑA, C. 2017. Nuevos registros de la almeja asiática invasora *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Veneroidea: Cyrenidae) en humedales de las cuencas Papaloapan, Grijalva y Usumacinta. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88 (2): 450–453.
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD). 2017. Análisis de riesgo rápido de *Potamopyrgus antipodarum*. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. Available online at: https://enciclovida.mx/pdfs/exoticas_invasoras/Potamopyrgus%20antipodarum.pdf (Accessed on: October 10, 2024).
- 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
- COWIE, R. H. & THIENGO, S. C. 2003. The apple snails of the Americas (Mollusca: Gastropoda: Ampullariidae: *Asolene*, *Felipponea*, *Marisa*, *Pomacea*, *Pomella*): A nomenclatural and type catalog. *Malacologia* 45 (1): 41–100. Available online at: <https://www.biodiversitylibrary.org/page/25129402> (Accessed on: October 10, 2024).
- COWIE, R. H., RÉGNIER, C., FONTAINE, B. & BOUCHET, P. 2017. Measuring the sixth extinction: What do mollusks tell us? *The Nautilus* 131 (1): 3–41. Available online at: <https://hal.science/hal-03864260v1> (Accessed on: October 10, 2024).
- COWIE, R. H., FONTAINE, B., & BOUCHET, P. 2023. Non-marine molluscs. In: Maclean, N. (Ed.), *The Living Planet: The State of the World's Wildlife*. Cambridge University Press. pp. 288–310.
- CZAJA, A., COVICH, A. P., BECERRA-LÓPEZ, J. L., CORDERO-TORRES, D. G. & ESTRADA-RODRÍGUEZ, J. L. 2023. The freshwater mollusks of Mexico: Can we still prevent their silent extinction? In: Jones, R. W., Ornelas-García, C. P., Pineda-López, R. & Álvarez, F. (Eds.). *Mexican fauna in the Anthropocene*. Springer, pp. 85–98. DOI: 10.1007/978-3-031-17277-9_5
- DARRIGRAN, G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4: 145–156. DOI: 10.1023/A:1020521811416
- ESQUIVEL-BLANCO, T. 2024. Inventario taxonómico de caracoles continentales del Área Natural Protegida “Parque Ecológico Kabah”, Quintana Roo, México. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM. 142 p. Available online at: https://132.248.9.195/ptd2024/oct_dic/0863996/Index.html (Accessed on: October 10, 2024).
- GUTIÉRREZ-GREGORIC, D. E. & VOGLER, R. E. 2010. Riesgo de establecimiento del gasterópodo dulceacuícola invasor *Melanoides tuberculatus* (Thiaridae) en el Río de la Plata (Argentina-Uruguay). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81 (2): 573–577. DOI:0.22201/ib.20078706e.2010.002.241
- GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY (GBIF). 2024. Available online at: <https://www.gbif.org> (Accessed on October 10, 2024).
- KINGSBURY, S. E., McALPINE, D. F., CHENG, Y., PARKER, E. & CAMPBELL, L. M. 2021. A review of the non-indigenous Chinese mystery snail, *Cipango-paludina chinensis* (Viviparidae), in North America, with emphasis on occurrence in Canada and the potential impact on indigenous aquatic species. *Environmental Reviews* 29 (2): 182–200. DOI: 10.1139/er-2020-0064
- LAMOTHE-ARGUMENTO, R. 1986. La paragonimiasis pulmonar humana en México. *Salud Pública de México* 28 (1): 37–40. Available online at: <https://saludpublica.mx/index.php/spm/article/view/387/376> (Accessed: October 10, 2024).
- LAMOTHE-ARGUMENTO, R., ALONSO-ROMERO, J. L. & LÓPEZ-ROMERO, R. 1986. Una nueva zona endémica de paragonimiasis en México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología* 57 (2): 415–418. Available online at: <http://www.journals.unam.mx/index.php/zoo/article/download/7142/6649> (Accessed: October 10, 2024).
- LÓPEZ, E., GARRIDO-OLVERA, L., BENAVIDES-GONZÁLEZ, F., BLANCO-MARTÍNEZ, Z., PÉREZ-CASTAÑEDA, R., SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, J. G., CORREA-SANDOVAL, A., VÁZQUEZ-SAUCEDA, M. L. & RABAGO-CASTRO, J. L. 2019. New records of invasive mollusks *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) and *Tarebia granifera* (Lamarck, 1816) in the Vicente Guerrero reservoir, Mexico. *BiolInvasions Records* 8 (3): 640–652. DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.3.21>.
- LOWE, S., M. BROWNE, S. BOUDJELAS & M. DE POORTER. 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A selection from the Global Invasive Species Database*. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). *Aliens* 12: 12 pp.
- LU, X. T., GU, Q. Y., LIMPANONT, Y., SONG, L. G., WU, Z. D., OKANURAK, K. & LV, Z. Y. 2018. Snail-borne parasitic diseases: An update on global epidemiological distribution, transmission interruption, and control methods. *Infectious Diseases of Poverty* 7: 1–16. DOI:10.1186/s40249-018-0414-7.
- LYDEARD, C. & CUMMINGS, K. S. 2019. *Freshwater Mollusks of the World: A Distribution Atlas*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 256 pp.
- LYDEARD, C., COWIE, R. H., PONDER, W. F., BOGAN, A. E., BOUCHET, P., CLARK, S. A., CUMMINGS, K., FREST, T. J., GARGOMINY, O., DAI, G. H., HERSHLER, R., PEREZ, K. E., ROTH, B., SEDDON, M., STRONG, E. E. & THOMPSON, F. G. 2004. The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience* 54 (4): 321–330. DOI:10.1641/0006-3568(2004)054[0321:TGDONM]2.0.CO;2
- Naranjo-García, E. 2003. Moluscos continentales de México: Dulceacuícolas. *Revista Biología Tropical* 51 (Suppl. 3): 495–505.
- NARANJO-GARCÍA, E. & CASTILLO-RODRÍGUEZ, Z. G. 2017. First inventory of the introduced and invasive mollusks in Mexico. *The Nautilus* 131 (2): 107–126. Available online at: <https://biostor.org/reference/253461> (Accessed on: October 10, 2024).
- PADILLA, D. K. & WILLIAMS, S. L. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (3): 131–138. DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0131:BBWAAO]2.0.CO;2

- PALOMERA-GARCÍA, C., CONTRERAS-MARTÍNEZ, S., CRUZ-RIVERA, B. Y., BONILLA, B. V. & GÓMEZ-LLAMAS, J. C. 2006. Registros adicionales del carrao (*Aramus guarauna*) en el estado de Jalisco, México. *Huitzil. Revista Mexicana de Ornitología* 7 (1): 23–26.
- PINEDA-LÓPEZ, R., FEBRE MORALES, N. & MARTÍNEZ, M. 2012. Confirmación de la presencia del gavián caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) en Jalisco, México. *Huitzil* 13 (1): 39–42.
- PYŠEK, P., HULME, P. E., SIMBERLOFF, D., BACHER, S., BLACKBURN, T. M., CARLTON, J. T., DAWSON, W., ESSL, F., FOXCROFT, L. C., GENOVESI, P., JESCHKE, J. M., KÜHN, I., LIEBHOLD, A. M., MANDRAK, N. E., MEYERSON, L. A., PAUCHARD, A., PERGL, J., ROY, H. E., SEEBENS, H., VAN KLEUNEN, M., VILÀ, M., WINGFIELD, M. J. & RICHARDSON, D. M. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95 (6): 1511–1534. DOI: 10.1111/brv.12627
- RANGEL-VELASCO, R. 2024. Caracterización taxonómica de gasterópodos (Mollusca: Gastropoda) continentales del Lago de Tecocomulco, Hidalgo, México. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM.
- RAWLINGS, T. A., HAYES, K. A., COWIE, R. H. & COLLINS, T. M. 2007. The identity, distribution, and impacts of nonnative apple snails in the continental United States. *BMC Evolutionary Biology* 7: 1–14. DOI:10.1186/1471-2148-7-97
- RAZ-GUZMÁN, A. 2019. Macroflora y macrofauna de los sistemas estuáricos de Michoacán, México. *Ciencia Nicolaita* (76): 46–87.
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2016. Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Diario Oficial de la Federación (DOF), México, 7 de diciembre de 2016. Available online at: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5464456&fecha=07/12/2016#gsc.tab=0 (Accessed on: October 10, 2024)
- STRONG, E. E., GARGOMINY, O., PONDER, W. F. & BOUCHET, P. 2008. Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 149–166. DOI:10.1007/s10750-007-9012-6
- Tiemann, J. S., Inoue, K., Rodríguez-Pineda, J. A., Hart, M., Cummings, K. S., Naranjo-García, E. & Randklev, C.R. 2020. Status of freshwater mussels (*Unionidae*) of the Río Conchos basin, Chihuahua, Mexico. *Southwestern Naturalist* 64: 180–186. DOI:10.1894/0038-4909-64.3-4.180.
- TIEMANN, J., CUMMINGS, K. S., BARBA-MACÍAS, E. & RANDKLEV, C. R. 2024. Distribution of nonindigenous basket clams (*Corbicula* spp.) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 95: e955284–e955284. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2024.955284.
- TINAJERO HERNÁNDEZ, J. R., PARTIDA PÉREZ, A., & BERMÚDEZ-GONZÁLEZ, M. P. 2018. Primer registro del Caracol Viajero invasor *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) en San Luis Potosí, México. *Hidrobiológica*, 28(3). DOI:10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2018v28n3/Tinajero
- TRINIDAD-OCAÑA, C., MIRANDA-VIDAL, J. F., JUÁREZ-FLORES, J. & BARBA-MACÍAS, E. 2017. Distribución y densidad de moluscos invasores de la familia Thiaridae en diferentes ambientes dulceacuícolas de Tabasco, México. *Hidrobiológica* 27 (1): 59–68.
- SCHMITTER-SOTO, J. J., COMÍN, F. A., ESCOBAR-BRIONES, E., HERRERA-SILVEIRA J., ALCOCER, J., SUÁREZ-MORALES E., ELÍAS-GUTIÉRREZ, M., DÍAZ-ARCE, V., MARÍN, L. E. & STEINICH, B. 2002. Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). *Hydrobiologia* 467: 215–228.
- VALDEZ, I. C. & CRUZ-LÓPEZ, M. E. 2014. Biología reproductiva de *Pomacea bridgesii* (Reeve, 1857) (Gastropoda, Ampullariidae). I. Histología del segmento extraductal o vagina en el período reproductivo. *Acta Zoológica Lilloana* 58 (1): 57–64.
- WAKIDA-KUSUNOKI, A. T., WAKIDA, F. T. & DE LEON-SANDOVAL, J. M. 2015. First record of quagga mussel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) (Bivalvia, Dreissenidae) from Mexico. *BiolInvasions Records* 4 (1): 31–36.

Diferenciación morfométrica del Género *Corbicula* (Megerle von Mühlfeld, 1811) en las cuencas Grijalva, Usumacinta y Papaloapan

Morphometric differentiation of the genus *Corbicula* (Megerle von Mühlfeld, 1811) in the Grijalva, Usumacinta and Papaloapan basins

Everardo Barba-Macías¹✉, Juan Juárez-Flores¹, Jeremy Tiemann², Cinthia Trinidad-Ocaña¹

Recibido: 31 de enero de 2025.

Aceptado: 02 de julio de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

RESUMEN

El sureste de México posee una importante red de ecosistemas fluviales y humedales, que presentan especies no nativas que amenazan a la biodiversidad y producen alteraciones en los ecosistemas naturales. El género *Corbicula* tiene una amplia distribución en México, con taxonomía compleja, y recientemente se ha documentado la coexistencia de dos morfologías diferentes. En este trabajo se analizaron las diferencias morfométricas de estas poblaciones. Se eligieron 600 organismos depositados en la Colección de referencia de organismos acuáticos de ECOSUR (CROASUR), recolectados en 25 localidades de las cuencas Grijalva (CG), Usumacinta (CU) y Papaloapan (CP) entre los años 2013 al 2018. 200 organismos por cuenca fueron medidos (longitud, ancho y altura) y pesados individualmente. Se registraron los parámetros fisicoquímicos del agua. Los valores máximos de pH (8.5), temperatura (29 °C), y saturación de oxígeno (76.6%) se presentaron en la cuenca Usumacinta, mientras que los de conductividad (546 mScm⁻¹) y la salinidad (0.27 ups) lo fueron en el Papaloapan. Se confirma la coexistencia de dos especies del género *Corbicula* en las cuencas del sureste mexicano, debido a las diferencias significativas en la talla y peso, así como en los rasgos morfológicos distintivos. Del total de organismos, 59 % de la abundancia fue para *Corbicula fluminea* (Cfl), mientras que *Corbicula largillierii* (Cla) representó 41 %. Las cuencas Grijalva y Usumacinta registraron la mayor abundancia de Cfl con 84 % y 75 % respectivamente; por el contrario, en Papaloapan Cla fue la especie dominante con 80 % de los registros en esta cuenca. Los máximos valores promedio de las medidas y el peso fueron para Cla. En el caso de Cfl se registró el valor promedio máximo de peso en la cuenca Grijalva, mientras que la longitud, altura y ancho fueron en la cuenca Usumacinta.

Palabras clave Almeja-canasta, *Corbicula*, invasora-acuática, morfometría, sureste-mexicano.

ABSTRACT

Southeastern Mexico has an important network of river and wetland ecosystems, home to nonindigenous species that threaten biodiversity and disrupt natural ecosystems. The genus *Corbicula* has a wide distribution in Mexico, with a complex taxonomy; coexistence in two morphological forms has recently been documented. In this work, the morphometric differences of organisms of the genus *Corbicula* were analyzed to confirm the presence of different populations. Six hundred organisms deposited in the ECOSUR Reference collection of aquatic organisms (CROASUR) were selected, collected from 25 locations in the Grijalva, (CG), Usumacinta (CU), and Papaloapan (CP) basins between 2013 and 2018. Two hundred organisms per basin were measured (length, width, and height) and individually weighed. The physicochemical parameters of the water were recorded. The highest pH (8.5), temperature (29°C), and oxygen saturation (76.6%) values were found in the Usumacinta Basin, while the highest values for conductivity (546 mScm⁻¹) and salinity (0.27 ‰) were found in Papaloapan. The coexistence of two species of the genus *Corbicula* in the basins of southeastern Mexico is confirmed, due to the significant differences in their size and weight, as well as their morphological traits. Of the total organisms, *Corbicula fluminea* (Cfl) accounted for 59% of the abundance, while *Corbicula largillierii* (Cla) accounted for 41%. The Grijalva and Usumacinta Basins recorded the highest abundance of Cfl, with 84% and 75%, respectively; in contrast, in Papaloapan, Cla was the dominant species, accounting for 80% of the records in this basin. The highest average values for measurements and weight were for Cla. In the case of Cfl, the highest average weight values were recorded in the Grijalva Basin, while the highest values for length, height, and width were recorded in the Usumacinta Basin.

Keywords: Basket-clam, *Corbicula*, aquatic-invasive, morphometry, southeastern-Mexico.

¹ Depto. Ciencias de la Sustentabilidad. Manejo Sustentable de Cuencas y Zonas Costeras. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa. Carretera a Reforma s/n Km 15.5, R/a Guineo Segunda Secc. Villahermosa Centro, Tabasco. C.P. 86280 México.

² Prairie Research Institute, Illinois Natural History Survey, University of Illinois Urbana-Champaign, 1816 South Oak Street | M/C 652, Champaign, IL 61820.

*Corresponding author:

Everardo Barba-Macías: e-mail: ebarba@ecosur.mx

To quote as:

Barba-Macías, E., J. Juárez-Flores, J. Tiemann & C. Trinidad-Ocaña. 2025. Diferenciación morfométrica del Género *Corbicula* (Megerle von Mühlfeld, 1811) en las cuencas Grijalva, Usumacinta y Papaloapan. *Hidrobiológica* 35 (3): 231-242.

INTRODUCCIÓN

Corbicula fluminea (Müller, 1774), está considerada como una de las especies no nativas más extendidas del mundo, su dispersión en el último siglo en Europa, Norte y Sudamérica ha amenazado a la biodiversidad de la mayoría de los ecosistemas acuáticos y progresivamente se incrementa su distribución (McMahon, 1982; Araujo *et al.*, 1993). Conocida comúnmente como almeja canasta, es una especie de agua dulce que tiene una concha relativamente gruesa y grande, en comparación con otros bivalvos, que coloniza ambientes ribereños, lagos y estuarios con baja salinidad (0-5 ups) (Chasqui, 2023). Es nativa de Asia, incluidas Indonesia y Filipinas, y probablemente también de África y Australia; en México se ha documentado su presencia ampliamente, de acuerdo con Naranjo-García y Olivera-Carrasco (2014), López-López *et al.* (2009), Barba-Macías & Trinidad-Ocaña (2017), Trinidad-Ocaña *et al.* (2018) y Tiemann *et al.* (2024). Es una especie filtradora, que se reproduce y se extiende rápidamente. Sus impactos económicos y ecológicos en los sistemas de agua dulce y estuarinos han sido diversos y complejos, donde también puede causar problemas de incrustaciones en muchas operaciones industriales, como plantas de electricidad y tratamiento de agua (Post *et al.*, 2000). Algunos autores, como Hanna (1966), Fox (1970) y Morton (1986) atribuyen su introducción en Norteamérica para consumo humano, debido a los inmigrantes chinos (Miller & McClure, 1931). Su amplia dispersión se debe a una diversidad de vías de introducción por corrientes, transporte antropogénico en aguas de balastro o a través del acuarismo asociada a plantas ornamentales. Así también, se utilizó en programas de biocontrol para competir con uno de los huéspedes intermediarios de la esquistosomiasis intestinal en el Caribe entre los 1970's y 1980's (CONABIO, 2017). No obstante, al presentar un comportamiento exitoso de invasión, su expansión geo-

gráfica se encuentra restringida a ciertos intervalos de altitud y temperatura (Crespo *et al.*, 2015; Gama *et al.*, 2016; Reyna *et al.*, 2018).

El sureste de México posee una importante red de ecosistemas fluviales donde destacan extensas áreas de humedales en las cuencas de los ríos Papaloapan, Grijalva y Usumacinta, además de vastas áreas de importancia agrícola y asentamientos humanos. Estas cuencas contribuyen con los mayores flujos hídricos del país. Los ríos Papaloapan y Grijalva están regulados por los sistemas de presas asentados, a diferencia del río Usumacinta, el cual hasta ahora no está represado (García & Kauffer, 2011; Cruz-Paz *et al.*, 2018). El objetivo del presente trabajo es revisar la identidad taxonómica de las poblaciones del género *Corbicula* a través del análisis de las variaciones morfométricas, debido al grado de variación ecofenotípica del género.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ríos Grijalva y Usumacinta se originan en Guatemala, corren por los estados de Chiapas, Tabasco, Campeche y desembocan en el golfo de México. El caudal de ambos ríos constituye 20 % de todos los escurrimientos del país. La cuenca Grijalva tiene cuatro presas: La Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas, esto con la finalidad de controlar las aguas del río, producir energía y fomentar las actividades agropecuarias en Tabasco (Carabias *et al.*, 2015). El río Papaloapan nace en Tuxtepec, en el estado de Oaxaca, al suroeste del país. El caudal y sus afluentes aportan 47,000 hm³ de escurrimiento medio anual, el equivalente a 12% a nivel nacional. Siendo la segunda cuenca más importante de México después del sistema Grijalva-Usumacinta (CONAGUA, 2024) (Fig. 1).

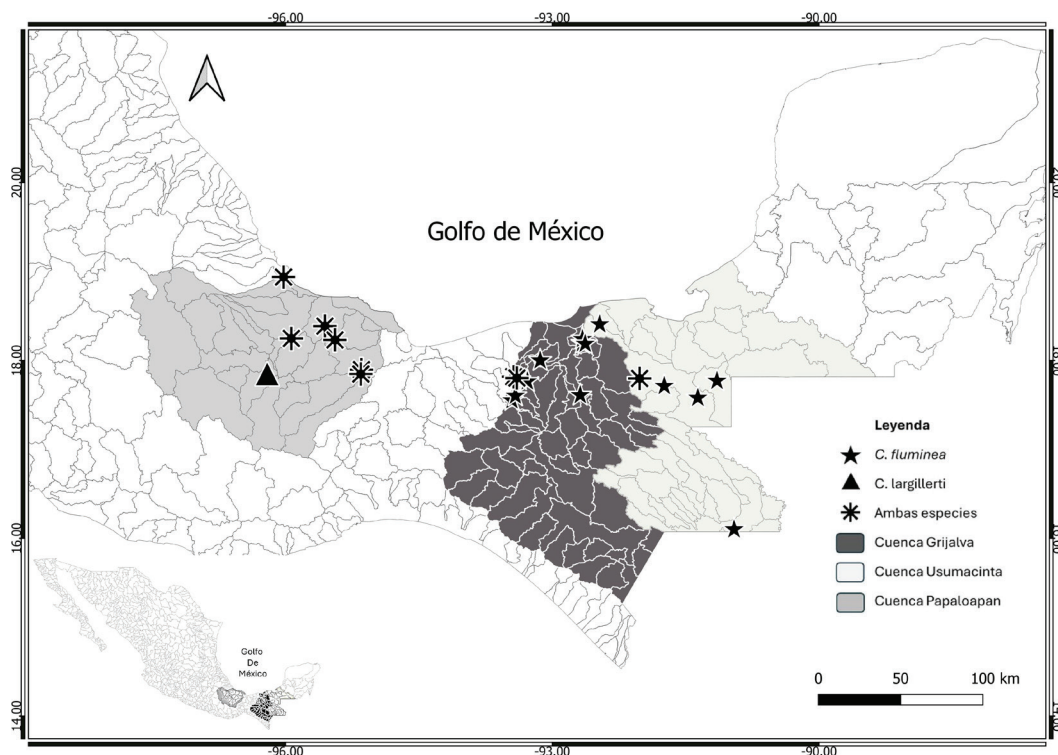


Figura 1. Localidades de muestreo en las cuencas Papaloapan, Grijalva y Usumacinta.

Los organismos fueron capturados en las cuencas Grijalva, Usumacinta y Papaloapan en el periodo entre 2013 y 2018, mediante muestreos diurnos, multihábitat, que incluyó el empleo de draga Petite Ponar de 3 kg (0.025 m²), nucleador metálico de 0.30 m de diámetro (0.003 m²), red de arrastre tipo "D" con luz de malla de 500 μ (0.087 m²) y red chinchorro con luz de malla de 1 cm en la parte central y 3 cm en las orillas (62 m²). Los ejemplares se fijaron y preservaron en etanol al 96%.

Los parámetros fisicoquímicos de los cuerpos de agua fueron registrados con una sonda multiparamétrica de la marca HANNA modelo HI9828.

Los organismos fueron identificados de acuerdo con los rasgos morfológicos propuestos por Tiemann *et al.* (2017), y se encuentran depositados en la Colección de referencia sobre organismos acuáticos del sureste: macroinvertebrados y peces (CROASUR) de ECOSUR, unidad Villahermosa.

Se seleccionaron aleatoriamente 200 organismos por cada cuenca, pertenecientes a 12 localidades de la cuenca Grijalva (CG), seis de la cuenca Usumacinta (CU) y siete de la cuenca Papaloapan (CP) de humedales ribereños y lacustres (Fig. 1).

A cada almeja se le midió la longitud, ancho y alto (cm) con un vernier, y se pesó con una balanza analítica marca Ohaus con una precisión de 0.001 (g). Se calcularon los cocientes alto/longitud (H/L) y ancho/longitud (W/L), así como las proporciones de longitud por alto *versus* el peso, proxy del tamaño de las conchas (López-Soriano & Quiñonero-Salgado, 2022). En todas las mediciones solo se consideraron ejemplares completos con conchas en perfecto estado de conservación.

Se aplicó un Anova de una vía para analizar las diferencias de las medidas morfológicas (longitud, ancho, altura y peso entre especies, entre cuencas y entre humedales y se aplicó la prueba lambda de Wilks ($p < 0.5$). La relación longitud–peso total (RLW) de cada especie fue expresada por la ecuación exponencial $W = aL^b$, donde W es el peso (g) y L es el largo (cm). Esta ecuación puede linealizarse como $W = \log a + b \log L$, donde "a" es el intercepto y "b" la pendiente de la curva (coeficiente de regresión), la cual se usa para indicar los patrones de crecimiento: isométrico ($b=3$) o alométrico positivo ($b > 3$) o alométrico negativo ($b < 3$) (Froese, 2006). La RLW de cada especie fue analizada por cada cuenca y tipo de humedal.

RESULTADOS

Caracterización biológica

Corbicula fluminea es una almeja pequeña con una concha inflada, de forma ligeramente redondeada o triangular. Su característica más distintiva es la concha, que presenta numerosas crestas concéntricas pronunciadas. El periostraco de la concha es de color marrón pálido o marrón amarillento. El nácar varía de blanco a salmón. El periostraco puede descascararse, dejando ver la capa prismática blanca (Fig. 2).

Corbicula largillerti es una almeja pequeña con una concha inflada, de forma piramidal. Su concha presenta crestas concéntricas menos pronunciadas que *C. fluminea*. El periostraco de la concha es de color verde olivo-marrón. Internamente, el nácar es morado oscuro (Fig. 3).

De las 600 almejas analizadas de *Corbicula*, 59 % correspondió a *Corbicula fluminea* (Cfl) y 41 % a *C. largillerti* (Philippi, 1844) (Cla) (Fig. 3).

En las cuencas Grijalva (CG) y Usumacinta (CU) la especie dominante fue Cfl con 84 % y 75 % respectivamente; caso contrario en la cuenca Papaloapan (CP), donde la especie dominante fue Cla, con 80 %. Por tipo de humedal, Cfl se registró con el valor máximo en humedales lacustres, con 47 % y Cla en ribereños, con 67 %. El valor promedio de la abundancia de Cfl fue de 14.87 ± 20.28 individuos, y para Cla de 24.3 ± 23.40 individuos (Fig. 3a); mientras que, por cuenca, en Grijalva, Cfl tuvo 15.27 ± 13.78 individuos y Cla 16 ± 16.97 individuos, en la cuenca Usumacinta, Cfl con una abundancia de 24.83 ± 34.99 individuos y Cla con 51 individuos (sólo un registro), y en la cuenca Papaloapan, Cfl con 5.71 ± 6.44 individuos y Cla con 22.8 ± 25.08 individuos (Fig. 3b) y, por humedal, en los lacustres Cfl registró un promedio de 27.83 ± 33.16 individuos y Cla 51 individuos (registro en una sola localidad), mientras que, en los ribereños, Cfl presentó un promedio de 10.55 ± 12.40 individuos y Cla fue mayor, con un promedio de 21.33 ± 22.74 individuos (Fig. 3c).

Con respecto a las medidas morfométricas entre especies y cuencas, los valores promedio de longitud arrojaron que Cfl tuvo valores máximos de 1.68 y 1.76 cm para las cuencas Grijalva (CG) y Usumacinta (CU), y mínimo de 1.01 cm para Papaloapan (CP), mientras que para Cla fue de 2.23, 2.13 y 1.94 cm, respectivamente, y los valores máximos fueron de 2.25 ± 0.37 cm en CG y mínimo en CP con 1.02 ± 0.41 cm (Fig. 4a). Los valores promedio de ancho y alto siguieron la misma tendencia que el de la longitud: los valores de ancho para Cfl en CG, CU y CP fueron de 1.85, 1.92 y 1.18 cm respectivamente, mientras que Cla fueron de 2.25, 2.13 y 2.25 para las mismas cuencas. El ancho máximo se registró en la CG para Cla, con 2.58 ± 0.45 cm, y mínimo en CP por *C. fluminea*, con 1.19 ± 0.41 cm ($n=40$) (Fig. 4b). Mientras que la altura promedio para Cfl fue de 1.19, 1.24 y 0.73 cm, y para Cla 1.52, 1.49 y 1.33 cm en CG, CU y CP, respectivamente, con valor máximo registrado en la CG para Cla 1.52 ± 0.22 cm y el mínimo en CP para Cfl de 0.73 ± 0.26 cm (Fig. 4c). Con respecto al peso, valores similares para CG y CU con 2.56 y 2.51 g y 0.61 g para Cfl, mientras que para Cla fue de 4.66, 3.98 y 2.93 g para CG, CU y CP, respectivamente (Fig. 4d). El valor máximo del peso se registró para Cla en la CG, el cual fue de 4.66 ± 1.56 g ($n=32$) y el mínimo para Cfl en CP, con 0.61 ± 0.69 g ($n=32$) (Fig. 4d). Se observaron diferencias significativas entre las medidas de Cfl y Cla entre cuencas (Lambda de Wilks = 0.48955, $F_{23.563}$ y $p \leq 0.05$), con excepción del peso, donde no hubo diferencias significativas.

Los resultados de los parámetros morfométricos confirman un carácter similar de estos ejemplares, tanto en el cociente alto/longitud como en el ancho/longitud (Fig. 5). La relación longitud–peso total en CG y CU se encontraron con altos coeficientes de correlación para Cfl ($r=0.91$, $n=168$) y para Cla ($r=0.89$, $n=149$), encontrando que para ambas especies se presenta un crecimiento alométrico negativo ($b < 3$), así como en las tres cuencas (Fig. 6).

En la Fig. 7 se muestra que las conchas de Cfl presentaron una pendiente mayor (0.095), lo cual demuestra que son proporcionalmente menos pesadas, comparadas con Cla (0.065) (peso promedio Cfl 2.32 ± 2.00 g, y Cla 3.38 ± 2.08 g, respectivamente). El análisis de los valores morfométricos analizados, largo, ancho, alto y peso, y las relaciones de largo/ancho y altura/ancho, aunado a los patrones de coloración de las

valvas, externas e internas, permitieron separar a dos poblaciones en las cuencas estudiadas; una población de Cfl y otra de Cla, sin embargo, Cfl es más abundante que Cla.

Caracterización ambiental

El valor promedio máximo de pH y temperatura se registró en la cuenca Usumacinta (CU) con 8.54 ± 1.02 y 29.02 ± 2.12 °C respectivamente; el oxígeno disuelto (OD) en la cuenca Grijalva (CG) con 6.17 ± 2.62 mgL⁻¹; con respecto a la conductividad (594 ± 130 mScm⁻¹) y salinidad (0.27 ± 0.70 ups), los valores promedio máximos se registraron en la cuenca Papaloapan (CP). Especialmente en la CG, los valores máximos de pH se registraron en el río Ostitán (9.10), en temperatura en laguna

Guanal (33.90 °C), OD en la laguna El Viento (9.60 mgL⁻¹), conductividad en la laguna Tronconada (664 mScm⁻¹) y la salinidad y los sólidos totales disueltos (SDT) en la laguna El Rosario (0.74 ups y 331mgL⁻¹). Con respecto a las localidades de la CU, los valores máximos de pH y OD se registraron en el río Lacantún, con 10.07 y 8.93 mgL⁻¹ respectivamente; la mayor temperatura se registró en la laguna Catazajá (30.30 °C), en tanto que, en el río Chacamax, se registraron los valores máximos de conductividad, salinidad y sólidos totales disueltos (497 mScm⁻¹; 0.24 ups y 323 mgL⁻¹). En la cuenca Papaloapan el valor máximo de pH y OD se registró en el río Valle Nacional (8.33 y 7.52 mgL⁻¹), y los valores de temperatura, conductividad, salinidad y SDT (29.30 °C, 2916 mScm⁻¹; 1.55 ups y 1458 mgL⁻¹) (Tabla 1).

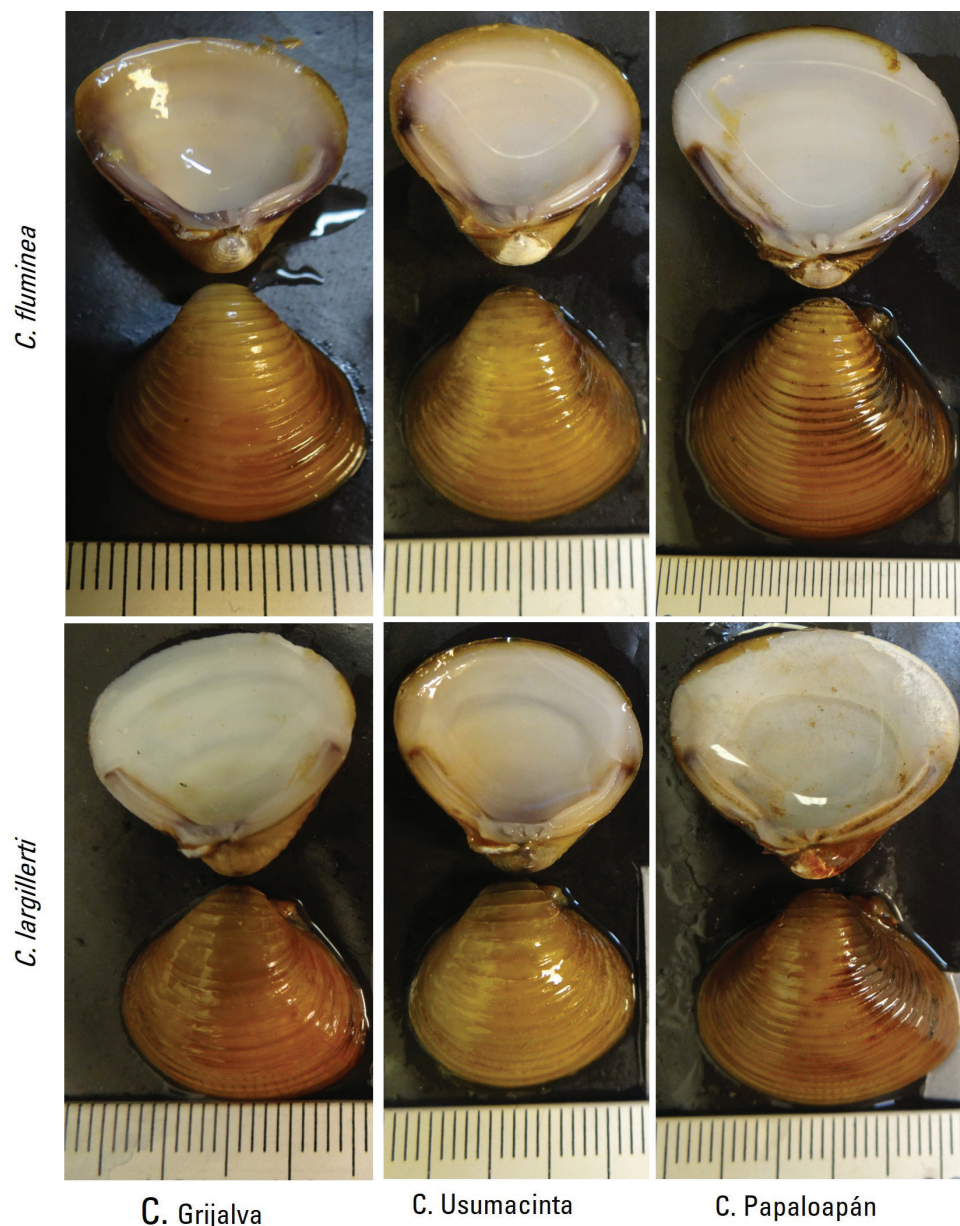


Figura 2. Especies de *Corbicula* por cuenca.

Tabla 1. Valores promedio de las variables fisicoquímicas del agua por cuencas y localidades.

Localidades/ Variables	pH	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mgL ⁻¹)	Conductividad (mScm ⁻¹)	Salinidad (ups)	Sólidos disueltos totales (mgL ⁻¹)
C. Grijalva	8.31 ± 1.96	28.37 ± 2.22	6.17 ± 2.62	370 ± 86.02	0.17 ± 0.09	188 ± 51
Arroyo Paso del Rosario	6.31	28.70	8.24	327	0.00	163
Laguna El Guanál	7.50	33.90	8.30	564	0.12	185
Laguna El Rosario	6.64	30.85	7.99	662	0.74	331
Laguna El Viento	8.20	31.40	9.60	444	0.13	184
Laguna Tronconada	8.10	31.52	8.04	664	0.16	163
Río Ostitán	9.10	28.30	6.50	355	0.16	193
Río Amacohite	7.95	28.65	7.01	458	0.10	254
Río Claro	7.75	29.18	6.38	613	0.47	310
Río Comuapa	7.50	28.20	5.50	400	0.17	183
Río Mezcalapa	7.79	27.86	5.44	344	0.16	175
Río Poaná	7.68	29.85	6.35	472	0.11	221
C. Usumacinta	8.54 ± 1.02	29.02 ± 2.12	5.97 ± 1.93	348 ± 118	0.15 ± 0.06	187 ± 72
Laguna Catazajá	8.20	30.30	5.48	247	0.10	123
Laguna San Isidro	8.49	29.51	3.92	386	0.18	252
Río Chacamax	7.95	29.59	7.18	497	0.24	323
Río Lacantún	10.07	25.44	8.93	466	0.23	233
Río San Pedro	8.68	28.18	6.38	377	0.19	269
Río Usumacinta	8.15	27.64	7.60	448	0.21	291
C. Papaloapan	7.73 ± 0.38	28.03 ± 1.85	5.82 ± 2.64	545 ± 1300	0.27 ± 0.70	272 ± 650
Río Papaloapan	7.65	28.40	3.07	335	0.16	168
Río Tesechoacán	7.78	28.83	6.26	191	0.09	98
Río San Juan	7.68	28.65	5.61	189	0.06	84
Los Tuxtlas	7.29	25.65	6.07	207	0.10	108
Río Blanco	7.71	29.30	4.06	2916	1.55	1458
Río Trinidad	7.53	28.35	6.63	104	0.05	52
Río Valle Nacional	8.33	27.29	7.52	218	0.10	109
Santiago Tuxtla	7.92	27.86	7.40	207	0.10	104

DISCUSIÓN

El género *Corbicula* está conformado por almejas de agua dulce de tamaño moderado, son nativas de las regiones templadas/tropicales de Asia, África y Australia (Morton, 1986; Sousa *et al.*, 2008; DAISIE, 2014), representa a algunas de las almejas de agua dulce más comunes y exitosas (Pigneur *et al.*, 2014a, b). El género tiene formas tanto sexuales (restringidas a Asia) como asexuales (no nativas). Una vez establecidas en nuevos ambientes, se convierten en dominantes, ocasionando daños en los sistemas de suministro de agua domésticos e industriales (Lee *et al.*, 2005), alteran los regímenes de nutrientes (Sousa *et al.*, 2008) y afectan la dinámica de la cadena trófica acuática (Cohen *et al.*, 1984). La mayoría de los linajes clonales en la naturaleza son ginogénéticos y el genoma nuclear femenino se transmite a la descendencia (Schlupp, 2005); por el contrario, los clones se reproducen por androgénesis, donde la única firma genética materna que permanece es la producida asexualmente en el genoma mitocondrial del óvulo (Pigneur

et al., 2014a). Los linajes no nativos de *Corbicula* también son principalmente hermafroditas (Komaru *et al.*, 2012), en comparación con sus contrapartes sexuales, que son dioicas.

El éxito de las almejas *Corbicula* en nuevos ambientes se puede relacionar con características de la historia de vida, como crecimiento rápido, alta fecundidad, tiempo corto hasta la madurez sexual y capacidad de dispersión (Sousa *et al.*, 2008). Los linajes clonales de esta especie han invadido las cuencas hidrográficas del Nuevo Mundo durante casi un siglo, siendo su primera aparición documentada fuera del área de distribución nativa en el oeste de América del Norte en la década de 1920, y su expansión a lo largo de la vertiente del Pacífico (McMahon, 1982). Posteriormente, en la década de 1950, invadieron todo el este continental de los Estados Unidos, incluidas las cuencas del golfo de México y la vertiente Atlántica (McMahon, 1982) y, actualmente, se han extendido por toda América del Norte y gran parte de América del Sur, desde los Grandes Lagos hasta la Patagonia (Beasley, 2003; Lee *et al.*, 2005).

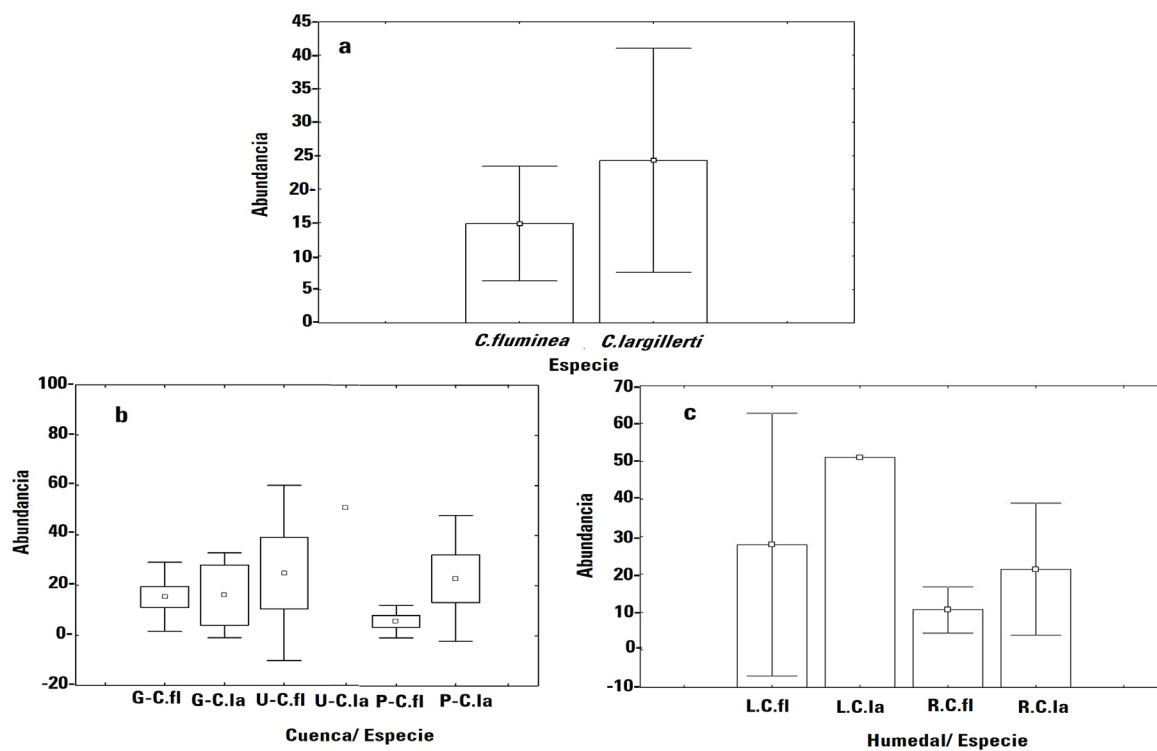


Figura 3. Valores promedio de la abundancia por (a) especie, (b) cuenca y (c) humedal.

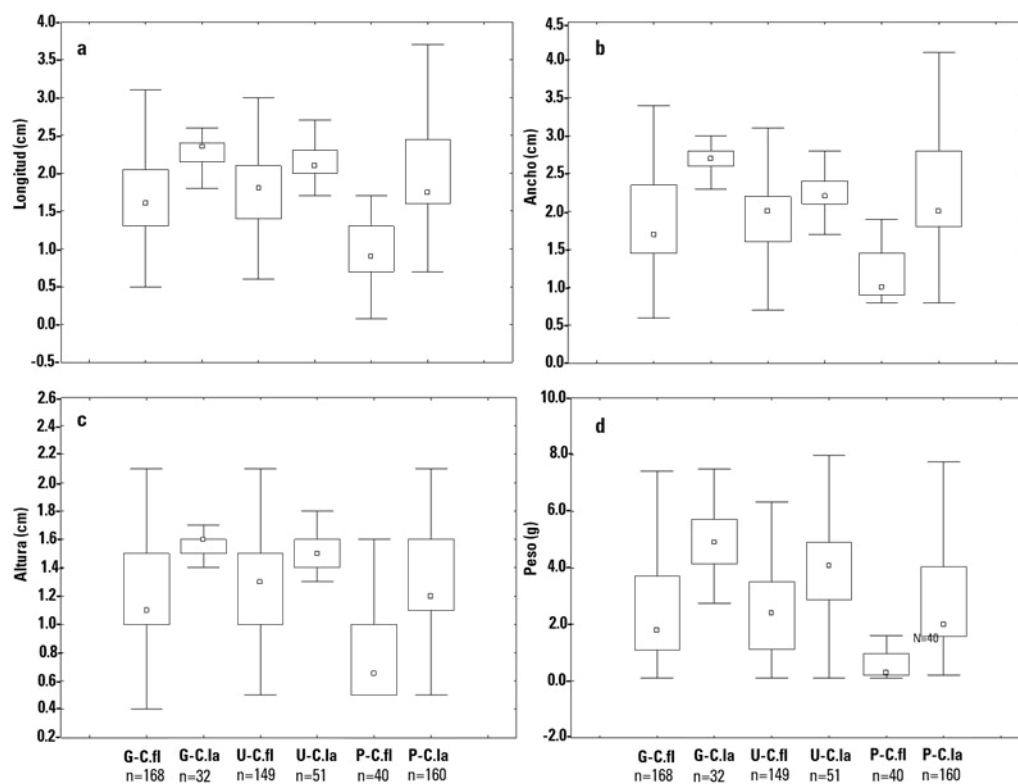


Figura 4. Valores promedio de las medidas: (a) largo (cm), (b) ancho (cm), (c) alto (cm) y (d) peso (g).

El análisis de los rasgos morfológicos propuestos por Lee *et al.* (2005), arrojó que se encontraron dos poblaciones en las tres cuencas: una población de Cfl y otra de Cla, tal como Tiemann *et al.* (2017, 2024) han documentado para Norteamérica y México; sin embargo, Cfl es más abundante que Cla.

En cuanto a la abundancia, se encontró que Cfl sumó 59 % de la abundancia por especie, siendo dominante en las cuencas CG y CU, con 84 % y 75 % del total, respectivamente; contrario con la abundancia de Cla, que dominó en la CP, con 80 % y, por tipo de ambiente, Cfl presentó preferencia por humedales lacustres, con 47 % y Cla en humedales ribereños, con 67 %. En otras latitudes, como en el río Ebro, la abundancia se ha asociado con el caudal, a mayor caudal mayor abundancia, esto debido al flujo constante. Cfl generalmente habita en zonas de corriente no muy fuerte, semienterrada en fondos de grava fina o barro, en profundidades a partir de 0,5 m. Los juveniles viven completamente enterrados en el fango, a diferencia de los adultos, que suelen presentarse amontonados sobre el fango o semienterrados. Mientras que Cla habita preferentemente en suelos arenosos más que fangosos, y puede

superar en número a Cfl como ocurre en Papalopan (Quiñonero-Salgado & López-Soriano, 2016a).

En el delta del Ebro está presente en todo tipo de canales de riego, acequias y esporádicamente en arrozales (Quiñonero-Salgado & López-Soriano, 2013). Todos los sitios, tanto humedales ribereños como lacustres, son perennes todo el año, esto coincide con estudios en ríos de España, donde se presentan poblaciones de taxones simpátricos (Quiñonero-Salgado & López-Soriano, 2016b; López-Soriano *et al.*, 2017).

Varios autores como Barba-Macías & Trinidad-Ocaña (2017), Benson *et al.* (2025), Conéjero *et al.* (2020), Quiñonero-Salgado & López-Soriano (2022), Rangel-Aguilar & Gallo-Reynoso (2013), Schmitt *et al.* (2019), Tiemann *et al.* (2024) señalan que se desconoce el vector que ha llevado a la expansión de estas especies en las cuencas mencionadas. Se puede deber a la relativa cercanía geográfica de las mismas, que quizá hace viable cualquier vía de introducción, ya sea antrópica, dispersión por aves acuáticas, mamíferos semiacuáticos y peces, aunque también se considera que el único otro agente de dispersión significativo es el movimiento pasivo a través de las corrientes de agua.

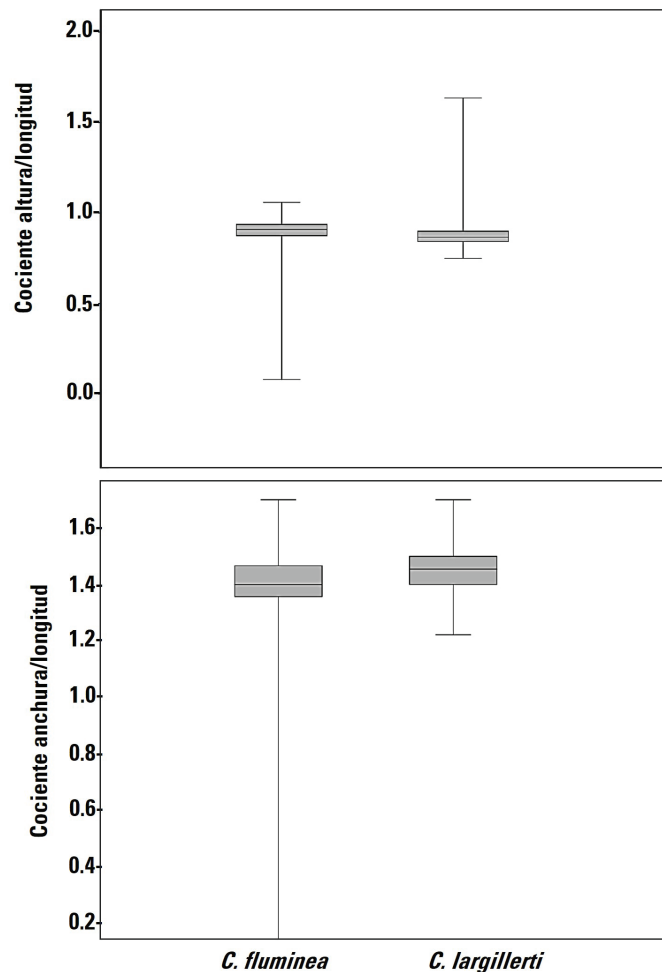


Figura 5. Boxplot con los cocientes alto/longitud y ancho/longitud de ejemplares de *Corbicula* spp. de las localidades de estudio.

Tabla 2. Medidas promedio, desviación estándar y coeficiente de variación de las medidas de la largo, ancho y alto (cm), y las relaciones entre estas, en las almejas canasta Cfl y Cla.

Especie	Medidas				Cociente			
	Valores	Largo (cm)	Ancho (cm)	Alto (cm)	Alto/Largo	Alto/ancho	Largo/Ancho	Largo/Alto
<i>Corbicula fluminea</i> (Cfl)	Promedio	1.64	1.81	1.16	0.73	0.65	0.90	1.40
	Desv. Estándar	0.58	0.63	0.38	0.36	0.05	0.06	0.12
	Coeficiente de Variación	35.19	34.78	33.08	49.43	7.88	7.03	8.46
<i>Corbicula largillerti</i> (Cla)	Promedio	2.02	2.30	1.39	0.69	0.61	0.88	1.45
	Desv. Estándar	0.50	0.56	0.32	0.04	0.06	0.07	0.08
	Coeficiente de Variación	24.65	24.48	22.74	5.34	9.40	7.91	5.28

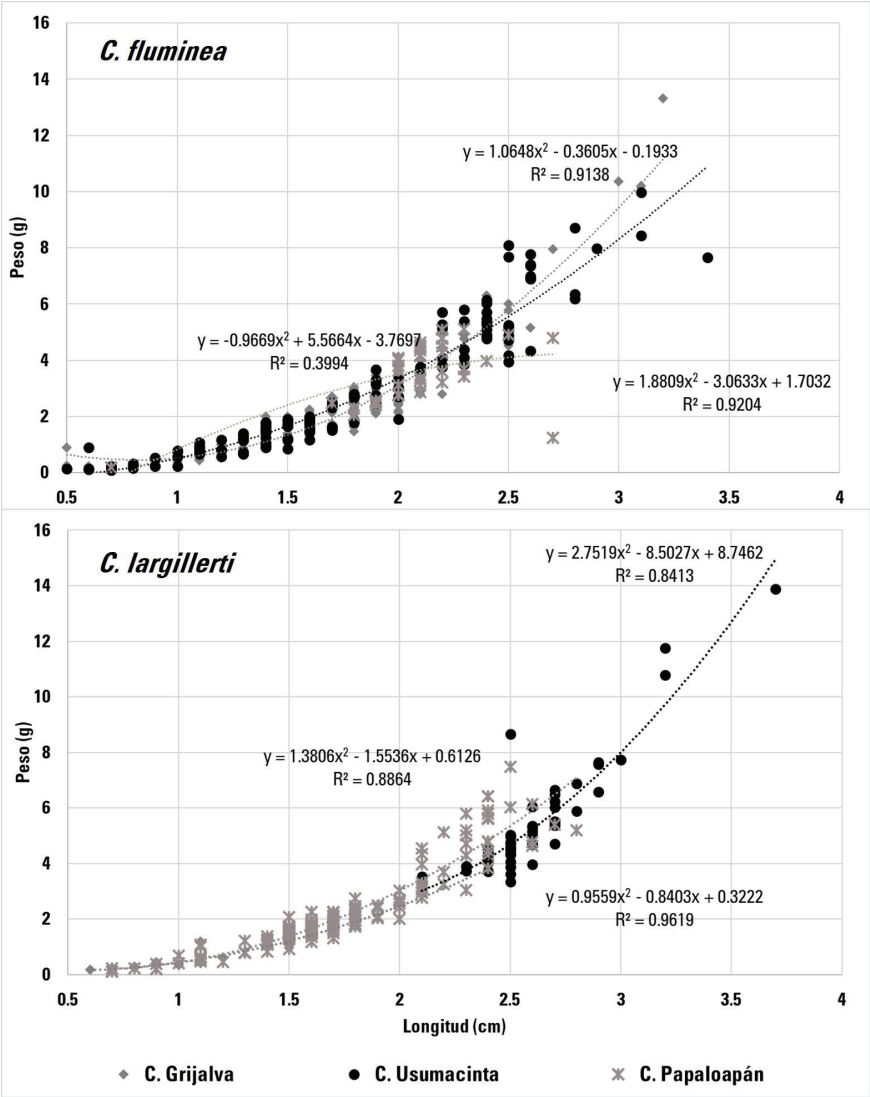


Figura 6. Relación largo-peso de las almejas *C. fluminea* (Cfl) y *C. largillerti* (Cla), por las cuencas Grijalva (CG), Usumacinta (CU) y Papaloapán (CP).

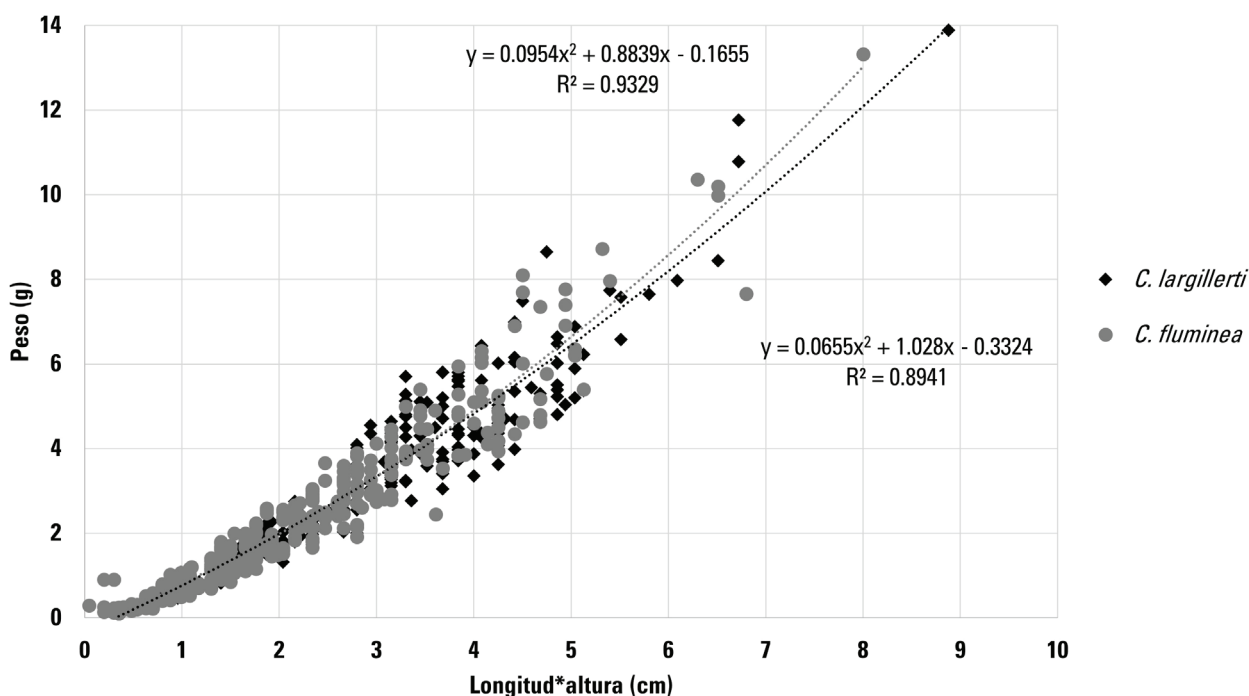


Figura 7. Relación del producto largo por alto *versus* peso de las almejas *C. fluminea* (Cfl) y *C. largillerti* (Cla) en las cuencas Grijalva (CG), Usumacinta (CU) y Papaloapan (CP).

Los sistemas hidrográficos de los ríos Papaloapan, Grijalva y Usumacinta son, por su caudal, las cuencas más importantes del país, se ubican en la llanura costera del golfo de México sur y por donde discurren una gran cantidad de sedimentos en su mayor parte arenosos. Así también, son áreas bajas que se inundan con frecuencia, lo cual es característico de estas cuencas tropicales y que, a su vez, favorece que durante estos fenómenos se homogenice y se extienda el paisaje inundado, aspecto que es aprovechado por especies acuáticas para ampliar su distribución (CONAGUA, 2014).

Además de Quiñonero-Salgado & López-Soriano (2022), observaciones recientes sugieren que son numerosos los taxones invasores del género, y que la presencia simpátrica de dos o más de ellos es relativamente común en muchos sistemas fluviales y lacustres de Europa y América (Reyna *et al.*, 2018; Torre & Reyna, 2013; Azêvedo *et al.*, 2014; Ludwig, 2015; Quiñonero-Salgado & López-Soriano, 2016a,b, 2017; López-Soriano *et al.*, 2017, 2018; Tiemann *et al.*, 2017; Nesemann, 2018; Bodon *et al.*, 2020; Morhun *et al.*, 2022).

Tiemann *et al.* (2024) documentan que el primer registro del género *Corbicula* para México fue en 1969 y, desde entonces, se ha documentado en 26 de los 32 estados de la república mexicana, en su mayoría en ambientes ribereños; los estados donde no se cuenta con registros son: Aguascalientes, Baja California Sur, Campeche, Ciudad de México, Tlaxcala y Yucatán. Los mayores conteos en México son para la especie *Corbicula fluminea* o simplemente *Corbicula*.

Sin embargo, existen al menos dos taxones del género *Corbicula* en México, *Corbicula fluminea* (forma A, valva interna blanca) y *Corbicula*

largillerti (valva interna morada) que, de acuerdo con las características propuestas por Lee *et al.* (2005) y Tiemann *et al.* (2017), se especula que algunos ejemplares identificados como *C. fluminea* pudieran ser *C. largillerti*, como lo indica la última publicación sobre los registros y su distribución en México (Tiemann *et al.*, 2024).

Los valores morfométricos de las almejas: largo, ancho y alto mostraron diferencias significativas entre las poblaciones de Cfl y Cla y entre cuencas, así como diferencia entre las relaciones de largo/ancho y altura/ancho (Tabla 2). Por lo que, las diferencias visuales de color y estructura, aunadas a las relaciones de largo/ancho y alto/ancho, permiten confirmar diferencia entre las especies, lo cual concuerda con lo señalado por Quiñones-Salgado & López-Soriano (2022) para cuencas de Europa.

Sin embargo, identificar y delimitar con precisión las especies del género *Corbicula* resulta complicado, debido a formas clonales (asexuales) de especies desconocidas. La falta de claridad taxonómica, resolución filogenética y presencia de linajes clonales no está bien documentada, por lo que existe incertidumbre con respecto al número de linajes invasores distintos del Nuevo Mundo y sus respectivas identidades taxonómicas. En la literatura se encuentran registros desde una invasión única, como es el caso de *Corbicula fluminea* (Britton & Morton, 1986), hasta invasiones de múltiples especies *C. fluminea*, *C. fluminalis* (O. F. Müller, 1774) (Hillis y Patton, 1982) y *C. largillerti* (Ituarte, 1994), o *C. leana* Prime, 1864, esto de acuerdo con el resultado de estudios de secuencias de ADN mitocondrial (Siripattawan *et al.*, 2000).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la disponibilidad del material biológico y registros pertenecientes a la colección de referencia sobre organismos acuáticos: macroinvertebrados y peces (CROASUR) de ECOSUR, Unidad Villahermosa. A los proyectos: Estudio en campo para la evaluación de caudal ecológico de la cuenca del río Usumacinta (Apéndice F de la NMX-AA-159-SCFI-2012) (2017-2018), y Estudio de campo del complejo 3: Zona Veracruz para la determinación de reserva de agua en la cuenca del río Papaloapan, Veracruz (2013-2014), financiados por WWF- México.

REFERENCIAS

- ARAUJO, R., D. MORENO & M. A. RAMOS. 1993. The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) in Europe. *American Malacological Bulletin* 10 (1): 39–49.
- AZEVEDO, E. L., J. E. L. BARBOSA, T. H. D. A. VIDIGAL, M. CALLISTO & J. MOLOZZI. 2014. First record of *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844) in the Paraíba River Basin and potential implications from water diversion of the Sao Francisco River. *Biota Neotropica* 14: 1–4.
- BARBA-MACÍAS, E. & C. TRINIDAD-OCAÑA. 2017. Nuevos registros de la almeja asiática invasora *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Veneroida: Cyrenidae) en humedales de las cuencas Papaloapan, Grijalva y Usumacinta. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 450–453. DOI:10.1016/j.rmb.2016.10.021
- BEASLEY, C. R., C. H. TAGLIARO & W. B. FIGUEIREDO. 2003. The occurrence of the Asian clam *Corbicula fluminea* in the lower Amazon basin. *Acta Amazonica* 33 (2): 317–324.
- BENSON, A., P. FULLER, A. FUSARO, A. BARTOS, J. LARSON, S. CONSTANT, D. RAIKOW & A. FOSTER. 2025. *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774). U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, and NOAA Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, Ann Arbor, MI. disponible en línea en: https://nas.er.usgs.gov/queries/greatlakes/FactSheet.aspx?Species_ID=92 (consultado el 15 enero 2025).
- BODON, M., J. LÓPEZ-SORIANO, S. QUIÑONERO-SALGADO, G. NARDI, I. NIERO, S. CIANFANELLI, A. DAL MAS, F. ELVIO, F. BALDESSIN, F. TURCO, P. ERCOLINI, G. N. BALDACCINI & S. COSTA. 2020. Unraveling the complexity of *Corbicula* clams invasion in Italy (Bivalvia: Cyrenidae). *Bollettino Malacologico* 56: 127–171.
- BRITTON, J. C. & B. MORTON. 1986. Polymorphism in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculoidea) from North America. *Malacological Review* 19: 1–43.
- CARABIAS, J., M. ZORRILLA, A. H. ESCOBEDO, A. GALLARDO, Y. RODRÍGUEZ, A. I. FERNÁNDEZ, P. CHARRUAU, M. MARTÍNEZ & A. RODRÍGUEZ. 2015. Diagnóstico integral de la cuenca baja del Río Usumacinta en Tabasco. Informe Técnico. Proyecto TAB2012-C28-194316. “Retos para la sustentabilidad en la Cuenca Baja del Río Usumacinta en Tabasco: ecosistemas, cambio climático y respuesta social” (RSCBRUT). Resumen ejecutivo. CCGSS-CONACYT.
- CHASQUI, L. 2023. *Corbicula fluminea*. Especies marinas y costeras introducidas en Colombia. <http://invasoresmarinos.invemar.org.co> (consultado 15 de noviembre 2024).
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2014. Programa de medidas preventivas y de mitigación de la sequía en el consejo de cuencas de los ríos Grijalva y Usumacinta. Comisión Nacional del Agua, México, 301 p.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2024. Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Cuenca Río Papaloapan (3019), estado de Veracruz. Subdirección General Técnica, Gerencia de Agua Subterráneas. Ciudad de México. 33 p. https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/veracruz/DR_3020.pdf (consultado 15 de enero 2025).
- COHEN, R. R. H., P. V. DRESLER, PHILLIPS, E. J. P. & R. L. CORY. 1984. The effect of the asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. *Limnology and Oceanography* 29 (1): 170–180. DOI:10.4319/lo.1984.29.1.0170
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD). 2017. Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), CONABIO, 2017. http://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://enciclovida.mx/pdfs/exoticas_invasoras/Corbicula%20fluminea.pdf (consultado 12 de noviembre de 2024).
- CONÉJERO, J.C., C. VALLÉE & F. SANTOUL. 2020. The european catfish loves asian clam soup. *Cybium* 44 (3): 265–266. DOI: 10.26028/cybium/2020-443-007
- CRESPO, D., M. DOLBETH, S. LESTON, R. SOUSA & M. A. PARDAL. 2015. Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability. *Biological Invasions* 17: 2087–2101.
- CRUZ-PAZ, G., M. CASTILLO-UZCANGA, A. ESPINOZA-TENORIO, L. BRAVO-PEÑA, E. VALENCEA-BARRERA & M. A. MESA-JURADO. 2018. Áreas prioritarias de conservación en la Cuenca Usumacinta, la aplicación de un enfoque multicriterio. *Investigaciones Geográficas* 97: 1–19. DOI: 10.14350/ig.59482
- DAISIE (DELIVERING ALIEN INVASIVE SPECIES INVENTORIES FOR EUROPE). 2014. *Corbicula fluminea* species fact sheet. disponible en línea en: <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53281> (consultado el 11 de diciembre de 2024)
- FOX, R. O. 1970. *Corbicula* in Baja California. *The Nautilus* 83: 145.
- FROESE, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis, and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 241–253. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x
- GAMA, M., D. CRESPO, M. DOLBETH & P. ANASTÁCIO. 2016. Predicting global habitat suitability for *Corbicula fluminea* using species distribution models: The importance of different environmental datasets. *Ecological Modelling* 319: 163–169. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2015.06.001
- GARCÍA, A. G. & E. F. M. KAUFFER. 2011. Las cuencas compartidas entre México, Guatemala y Belice: Un acercamiento a su delimitación y problemática general. *Frontera Norte* 23 (45): 131–161.
- HANNA, G. D. 1966. Introduced mollusks of western North America. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences* 48:108

- HILLIS, D.M. & J.C. PATTON. 1982. Morphological and electrophoretic evidence for two species of *Corbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in North America. *The American Midland Naturalist* 108: 74–80. DOI: 10.2307/2425294
- KOMARU, A., S. HOUKI, M. YAMADA, T. MIYAKE, M. OBATA & K. KAWAMURA. 2012. 28S rDNA haplotypes of males are distinct from those of androgenetic hermaphrodites in the clam *Corbicula leana*. *Development Genes and Evolution* 222: 181–187 DOI: 10.1007/s00427-012-0395-7
- LEE, T., S. SIRIPATRAWAN, C. ITUARTE & D. Ó FOIGHIL. 2005. Invasion of the clonal clams: *Corbicula* lineages in the New World. *American Malacological Bulletin* 20: 113–122.
- LÓPEZ-LÓPEZ, E., J. E. SEDEÑO-DÍAZ, P. T. VEGA & E. OLIVEROS. 2009. Invasive mollusks *Tarebia granifera* Lamarck, 1822 and *Corbicula fluminea* Müller, 1774 in the Tuxpam and Tecolutla rivers, Mexico: spatial and seasonal distribution patterns. *Aquatic Invasions* 4: 435–450. DOI:10.3391/ai.2009.4.3.2
- LÓPEZ-SORIANO, J. & S. QUIÑONERO-SALGADO. 2022. Una nueva especie del género *Corbicula* (Bivalvia: Cyrenidae) presente en el bajo Ebro. *Nemus* 12: 148–159.
- LÓPEZ-SORIANO, J., S. QUIÑONERO-SALGADO & J. CADEVALL. 2017. Nueva invasión de una almeja asiática en la península Ibérica: *Corbicula insularis* Prime, 1867 en el delta del Llobregat (Barcelona). *Spira* 6: 193–198.
- LÓPEZ-SORIANO, J., S. QUIÑONERO-SALGADO, C. CAPPELLETTI, F. FACCENDA & F. GIUTTI. 2018. Unravelling the complexity of *Corbicula* clams invasion in Lake Garda (Italy). *Advances in Oceanography and Limnology* 9 (2): 97–104.
- LUDWIG, S. 2015. *Corbicula* spp. (Bivalvia, Corbiculidae) na América do Sul: Histórico de introdução, linhagens androgênicas e genética de invasão. Tesis Doctoral, Universidade Federal do Paraná, Curitiba (Brasil). 132 p.
- MCMAHON, R. F. 1982. The occurrence and spread of the introduced asiatic freshwater clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), in North America: 1924–1982. *Nautilus* 96: 134–141.
- MILLER, R. C. & F. A. MCCLURE. 1931. The fresh-water clam industry of the Pearl River. *Lingnan Science Journal* 10: 307–322
- MORHUN, H., M.V. VINARSKI, A. M. LABEÇA, G. VAN DER VELDE & M. O. SON. 2022. Differentiation of european invasive clams of the genus *Corbicula* (Cyrenidae) using shell shape analysis. *Journal of Molluscan Studies* 88, eyab045. DOI: 10.1093/mollus/eyab04
- MORTON, B., 1986. *Corbicula* in Asia an updated synthesis. *American Malacological Bulletin Special Edition* 2: 113–124.
- NARANJO-GARCÍA, E. & M. T. OLIVERA-CARRASCO. 2014. Moluscos dulceacuícolas introducidos e invasores. In: Mendoza, R. y P. Koleff (Eds.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 337–345.
- NESEMANN, H.F. 2018. *Corbicula largillierii* im Oberrhein (Hessen), neu erkannt in Deutschland. *Mitt. Dtsch. Malakozool. Ges.* 98: 65–68.
- PIGNEUR, L. M., E. ETOUNDI, D. C. ALDRIDGE, J. MARESCAUX, N. YASUDA, & K. VAN DONINCK. 2014a. Genetic uniformity and long-distance clonal dispersal in the invasive androgenetic *Corbicula* clams. *Molecular Ecology* 23: 5102–5116. DOI:10.1111/mec.12912
- PIGNEUR, L. M., E. FALISSE, K. ROLAND, E. EVERBECQ, J. F. DELIÈGE, J. S. SMITZ, K. VAN DONINCK & J. P. DESCY. 2014b. Impact of invasive asian clams, *Corbicula* spp., on a large river ecosystem. *Freshwater Biology* 59: 573–583. DOI:10.1111/fwb.12286
- POST, R. M., J. C. PETRILLE & L. A. LYONS. 2000. A review of freshwater macrobiological control methods for the power industry. *Technical paper presented at the 20th Annual Electric Utility Chemistry Workshop of Illinois, Champaign*. 21p. https://www.reabic.net/public/Post_et%20al_Dreissena.pdf (consultado 13 de noviembre de 2024).
- QUIÑONERO-SALGADO, S. & J. LÓPEZ-SORIANO. 2013. Moluscos dulceacuícolas invasores del Delta del Ebro (Cataluña, España). *Spira* 5: 59–71.
- QUIÑONERO-SALGADO, S. & J. LÓPEZ-SORIANO. 2016a. El género *Corbicula* Mühlfeld, 1811 (Corbiculidae: Bivalvia) en el bajo Ebro (NE de la península Ibérica). *Nemus* 6: 9–33.
- QUIÑONERO-SALGADO, S. & J. LÓPEZ-SORIANO. 2016b. Revisión del género *Corbicula* von Mühlfeld, 1811 (Bivalvia: Corbiculidae) en el Baix Empordà (NE península Ibérica). *Spira* 6: 29–39.
- QUIÑONERO-SALGADO, S. & J. LÓPEZ-SORIANO. 2022. Sobre la presencia de posibles híbridos del género *Corbicula* (Bivalvia: Cyrenidae) en el río Ebro. *Spira* 8:75–81.
- QUIÑONERO-SALGADO, S. & J. LÓPEZ-SORIANO. 2017. Dos nuevas cuencas peninsulares invadidas por especies del género *Corbicula* von Mühlfeld, 1811 (Bivalvia: Corbiculidae). *Spira* 6: 185–188.
- RANGEL-AGUILA, O. & J.P. GALLO-REYNOSO. 2013. Hábitos alimentarios de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) en el Río Bavispe-Yaqui, Sonora, México. *Therya* 4 (2): 297–309. DOI: 10.12933/therya-13-135
- REYNA, P., J. NORI, M. L. BALLESTEROS, A. C. HUED, & M. TATIAN. 2018. Targeting clams: Insights into the invasive potential and current and future distribution of asian clams. *Environmental Conservation* 45 (4): 387–395. DOI:10.1017/S0376892918000139
- SIRIPATRAWAN, S., J. K. PARK & D. Ó FOIGHIL. 2000. Two lineages of the introduced asian freshwater clam *Corbicula* occur in North America. *Journal of Molluscan Studies* 66: 423–429. DOI:10.1093/mollus/66.3.423
- SCHLUPP, I. 2005. The evolutionary ecology of gynogenesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 399–417. DOI:10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152629
- SCHMITT, J.D., B.K. PEOPLES, L. CASTELLO, & D.J. ORTH. 2019. Feeding ecology of generalist consumers: a case study of invasive blue catfish *Ictalurus furcatus* in Chesapeake Bay, Virginia, USA. *Environmental Biology of Fishes* 102 (3):443–465. DOI: 10.1007/s10641-018-0783-6
- SOUSA, R., C. ANTUNES & L. GUILHERMINO. 2008. Ecology of the invasive asian clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. *Annales de Limnologie International Journal of Limnology* 44: 85–94. DOI: 10.1051/limn:2008017

- TIEMANN, J., K. CUMMINGS, E. BARBA & C. RANDKLEV. 2024. Distribution of nonindigenous basket clams (*Corbicula* spp.) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 95: e955284. DOI:10.22201/ib.20078706e.2024.95.5284
- TIEMANN, J. S., A. E. HAPONSKI, S. A. DOUGLASS, T. LEE, K. S. CUMMINGS, M. A. DAVIS & D. Ó FOIGHIL. 2017. First record of a putative novel invasive *Corbicula* lineage discovered in the Illinois River, Illinois, USA. *BioInvasions Records* 6 (2): 159-166. DOI: 10.3391/bir.2017.6.2.12
- TORRE, L. & P. REYNA. 2013. Bivalvia, Veneroidea, Corbiculidae, *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844): New distribution record in the del Valle Central basin, Catamarca Province, Argentina. *Check List* :165–166. DOI: 10.15560/9.1.165
- TRINIDAD-OCAÑA, C., J. JUÁREZ-FLORES, A. J. SÁNCHEZ & E. BARBA-MACÍAS. 2018. Diversidad de moluscos y crustáceos acuáticos en tres zonas en la cuenca del río Usumacinta, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89 (Supl. dic): 65- 78. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2018.4.2387

Are invasive barnacles displacing native species? Patterns of settlement and co-occurrence in the southwestern Gulf of Mexico

¿Los balanos invasores están desplazando a las especies nativas? Patrones de asentamiento y coexistencia en el suroeste del golfo de México

José Alberto Aguirre-Téllez¹, Irán Andira Guzmán-Méndez^{2,*}, Antony Enrique Briceño-Vera^{1,3}, Ángel Rodríguez-Muñoz⁴, Oscar Ubisha Hernández-Almeida⁵, Khatie Monserrat Estrada-Gutiérrez⁵, Pedro Javier Escobar-Turriza⁶ and Enrique Ávila^{2,*}

Recibido: 11 de febrero de 2025.

Aceptado: 27 de mayo de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

ABSTRACT

Background: Barnacles are among the most successful invasive invertebrates worldwide. In the Gulf of Mexico, invasive barnacle species coexist with native species. In Laguna de Términos, Campeche, previous studies have recorded two invasive species: *Amphibalanus amphitrite* and *A. reticulatus*. However, native populations typically dominated on natural substrates. **Goals:** This study provides the first evidence of the dominance of invasive barnacles on artificial substrates in the region. This research was part of a broader investigation on the diversity and spatial distribution of invertebrate recruitment in seagrass meadows, using collectors not specifically designed for sessile organisms. **Methods:** Three seagrass meadow sites, each over 7 km apart and varying degrees of wave exposure, were selected to assess spatial variability in meadow-associated organism community. Artificial seagrass units made of plastic straps were strategically deployed at the center, edge, and outside of each meadow during the summer. Upon retrieval, a significant abundance of barnacles prompted a detailed analysis of this community. **Results:** Invasive species dominated all three sites, comprising 55% of total barnacle settlements, while native species accounted for 45%. Among invasive species, *A. amphitrite* was the most abundant (94%), followed by *A. reticulatus* (6%). Among native species, *A. eburneus* was the most abundant (74%), followed by *A. venustus* (18%) and *A. improvisus* (8%). Significant differences were found by site ($p < 0.01$) and by meadow zone between invasive and native ($p < 0.05$). **Conclusions:** We observed a possible displacement of native barnacles by the invasive barnacles, based on previous studies concerning natural substrates in Laguna de Términos. However, our study focused on artificial substrates, where ecological dynamics may differ. There is no conclusive evidence of displacement, and the potential impact remains uncertain, whether temporary or permanent.

Key words: *Amphibalanus*, coastal lagoon, Gulf of Mexico, marine invasions, settlement

RESUMEN

Antecedentes: Los balanos se encuentran entre los invertebrados invasores más exitosos del mundo. En el golfo de México, especies de balanos invasores coexisten con especies nativas. En la Laguna de Términos, Campeche, estudios previos habían registrado la presencia de dos especies invasoras, *Amphibalanus amphitrite* y *A. reticulatus*. Sin embargo, las poblaciones nativas típicamente dominaban en sustratos naturales. **Objetivos:** Nuestro estudio proporciona la primera evidencia del dominio de balanos invasores en sustratos artificiales. Este estudio formó parte de una investigación más amplia sobre la diversidad y distribución espacial del reclutamiento de invertebrados en praderas de pastos marinos, usando colectores no específicamente diseñados exclusivamente para organismos sésiles. **Métodos:** Tres sitios de praderas de pastos marinos, separados entre sí por más de 7 km, con distintos grados de exposición al oleaje, fueron seleccionados para examinar la variabilidad espacial de la comunidad de organismos asociados a las praderas. Se colocaron estratégicamente unidades de pasto marino artificial, hechas de cintas plásticas, en el centro, borde y exterior de cada pradera durante el verano. Al recuperar los colectores, se observó una abundante presencia de balanos, lo que motivó un análisis más detallado de esta comunidad. **Resultados:** Las especies invasoras do-

¹ Posgrado en Ciencias en Ecología Marina, Departamento de Oceanografía Biológica. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Carr. Tijuana-Ensenada 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860, México

² Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Estación El Carmen), Universidad Nacional Autónoma de México. Carr. Carmen-Puerto Real km 9.5, Ciudad del Carmen, Campeche, 24157, México

³ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México, 04510, México

⁴ Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Blvd. Valsequillo y Av. San Claudio, Ed. BIO 1 CU, Col. Jardines de San Manuel, Puebla, Puebla, 72570, México

⁵ Laboratorio de Oceanografía Biológica, Universidad Autónoma de Nayarit. Ciudad de la Cultura s/n, Colonia Centro, Tepic, Nayarit, 63000, México

⁶ Centro de Investigación y Asistencia Tecnológica y Diseño del Estado de Jalisco. Carr. Sierra Papacal-Chuburná Puerto km 5.5, Parque Científico Tecnológico de Yucatán, Mérida, Yucatán, 97302, México

*Corresponding author:

Irán Andira Guzmán-Méndez: e-mail: andiraguzman@gmail.com, Enrique Ávila: kike@ola.icmyl.unam.mx

To quote as:

Aguirre-Téllez, J. A., I. A. Guzmán-Méndez, A. E. Briceño-Vera, Á. Rodríguez-Muñoz, O. U. Hernández-Almeida, K. M. Estrada-Gutiérrez, P. J. Escobar-Turriza & E. Ávila. 2025. Are invasive barnacles displacing native species? Patterns of settlement and co-occurrence in the southwestern Gulf of Mexico. *Hidrobiológica* 35 (3): 243-251.

minaron en los tres sitios, representando el 55% de los asentamientos totales, mientras que las especies nativas representaron el 45%. Entre las especies invasoras, *A. amphitrite* fue la más abundante (94%), seguida de *A. reticulatus* (6%). Entre las especies nativas, *A. eburneus* fue la más abundante (74%), seguida de *A. venustus* (18%) y *A. improvisus* (8%). Se encontraron diferencias significativas entre sitios ($p < 0.01$) y entre zonas de la pradera entre especies invasoras y nativas ($p < 0.05$). **Conclusiones:** Observamos un posible desplazamiento de balanos nativos por balanos invasores, basándonos en estudios previos sobre sustratos naturales en la Laguna de Términos. Sin embargo, nuestro estudio se centró en sustratos artificiales, donde la dinámica ecológica puede diferir. No hay evidencia concluyente de desplazamiento y el impacto potencial, ya sea temporal o permanente, sigue siendo incierto.

Palabras clave: *Amphibalanus*, asentamiento, golfo de México, invasión marina, laguna costera

INTRODUCTION

Crustaceans are considered among the most common invasive organisms in marine environments (Carlton *et al.*, 2011). Among them, barnacles (Cirripedia) stand out for their remarkable ability to adapt to different environments and attach to nearly any hard substrate, often facilitating their successful introduction in new areas (Torres *et al.*, 2011). The main ecological effects of these organisms include competition for space and food with native species, habitat alteration, and negative impacts on the settlement, growth, and survival of other sessile organisms (Boudreaux *et al.*, 2009). However, in many areas where they are introduced, information about their population dynamics remains scarce. This is crucial because not all non-native species become invasive in their introduced environments (Katsanevakis *et al.*, 2014). Some species fail to thrive, while others may persist at low abundances without causing negative effects until a change in environmental conditions triggers population growth, allowing them to outcompete native species (Katsanevakis *et al.*, 2014).

The species *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) and *A. reticulatus* (Utinomi, 1967) are native to the Indo-Pacific region, were introduced to the western Atlantic in the mid-20th century, coinciding with the intensification of maritime traffic and the role of vessels as dispersal vectors (Carlton *et al.*, 2011). Since then, numerous reports have documented their presence along the Atlantic coast of the Americas, from the United States to Argentina, including the Gulf of Mexico and Caribbean islands (Henry & McLaughlin, 1975; Ferreira *et al.*, 2009), as well as the Eastern Pacific for *A. amphitrite* (Henry & McLaughlin, 1975; Carlton *et al.*, 2011; Ramos-Morales *et al.*, 2024).

In the Gulf of Mexico, *A. amphitrite* was first recorded in 1931 in Dry Tortugas, Florida, possibly as a result of ship-mediated transport (Carlton *et al.*, 2011). However, its establishment in other areas was not documented until the 1950s and 1960s, with reports from several bays in Florida (Tampa, Boca Ciega, St. Marks, and St. Andrews) and later in Texas (Corpus Christi in 1971 and Port Mansfield). In Mexico, the species was reported as early as 1965 in the state of Veracruz (Wells, 1966; Zullo, 1966; Henry & McLaughlin, 1975; Gittings, 1985; Gittings *et al.*, 1986). *Amphibalanus reticulatus* was first detected in 1972 on platforms and pilings in Louisiana, and by 1986 it was common along the north-central Gulf coast, from Louisiana to Texas (Gittings *et al.*,

1986). It has been suggested that in turbid waters of this region, *A. reticulatus* may have partially displaced *A. amphitrite* (Gittings *et al.*, 1986).

In the Mexican coast of the Gulf of Mexico, both species have been reported in the states of Tamaulipas, Veracruz, and Campeche (Henry & McLaughlin, 1975; Celis *et al.*, 2007; Winfield *et al.*, 2010; Ávila *et al.*, 2018). Specifically, in Laguna de Términos, Campeche, one of the largest coastal estuarine lagoons of Mexico, Ávila *et al.* (2018) conducted the first study to examine the presence and behavior of invasive barnacles in the region. Their research focused on the population dynamics of *A. amphitrite* settled on two native oyster species, which served as natural substrates. The authors reported that the abundance of this invasive barnacle was comparable to that of native species, highlighting the need for continued monitoring to detect potential structural shifts in the benthic community.

The most visible morphological characteristic of these invasive species is the vertical magenta line pattern that starts at the base of each plate and extends to the apex, distinguishing them from the neutral and whitish tones of native Gulf of Mexico species (Fig. 1). In its native range, *A. amphitrite* demonstrates strong competitive abilities by forming dense beds capable of excluding competitors from rocky reef habitats (Pochai *et al.*, 2017). However, in the Gulf of Mexico, no prior references had documented invasive species displacing native organisms.

This study aimed to contribute to the understanding of the spatial distribution of recruitment of the invasive barnacles *A. reticulatus* and *A. amphitrite* within seagrass meadows in the southern Gulf of Mexico. Using artificial seagrass units, we quantified and compared the abundance of recruits with that of native species. Furthermore, we evaluated the distribution of recruits within and among seagrass meadows (at small and landscape scales, respectively) with relation to environmental factors.

MATERIAL AND METHODS

Study area and sampling design: The study was conducted in the Laguna de Términos system, Campeche, located in the southern Gulf of Mexico (Fig. 2). Within this system, three sampling sites were selected, each characterized by monospecific meadows of *Thalassia testudinum* Banks ex Koenig. These sites were distributed along the inner coast of Carmen Island and were named based on their proximity to an urban area (Ciudad del Carmen) and varying degrees of wind-driven wave exposure: Undisturbed and Protected Site (UPS), Undisturbed and Semi-Exposed Site (USES), and Disturbed and Exposed Site (DES) (Fig. 3).

To examine the spatial distribution of barnacle recruitment among and within seagrass meadows, Artificial Seagrass Units (ASUs) were used. These consisted of a rigid plastic mesh base (20 x 20 cm) to which green polypropylene straps (1.2 x 30 cm) were attached. The density (80 straps/ASU) and length (30 cm) of the plastic straps were based on the density and blade length previously reported for *T. testudinum* meadows in the study area (Hernández-Peña, 2018). At each study site, nine ASUs were simultaneously deployed for 80 days (from late June to early September 2022): three in the central part of the meadow, three at the edge, and three outside the seagrass meadow. ASUs were anchored to the seafloor using 0.5x40 cm steel rods and arranged in parallel alignment with the seagrass meadow edge, with a separation of 2 m between each one. The distance between each ASU group (central, edge, and outside) was 20 m.

To characterize the environment in each sampling zone, sedimentation rate (g dry weight/m²/day), hydrodynamics (% dissolution), depth (m), temperature (°C), and salinity (UPS) were measured at the beginning and end of the study. To measure sedimentation rate in each experimental area, three PVC sediment traps with an internal opening of 2.5 cm and a height of 15 cm were deployed (vertically and 1 m apart) at the start of the experiment and removed at the end. Hydrodynamics were calculated based on the weight loss (g) of gypsum cylinders due to water movement over a specific period. Three pre-weighed (dry weight, g) gypsum cylinders (5 cm in diameter) were placed in each experimental area, anchored to vertical PVC supports with plastic straps near the seabed. Water temperature and salinity were measured using a YSI-EX02 multiparameter probe.

This study is part of a broader project about the spatial distribution of sessile invertebrate recruitment in seagrass meadows. Since water temperature is a key factor stimulating the reproductive stage of many shallow-water marine invertebrates, the study was conducted during the summer season (May–September), when this factor increases seasonally.

Laboratory work: Barnacles and other sessile invertebrates were carefully detached from each side of the straps and placed in labeled containers with 70% alcohol. To determine density, the strap area of each ASU was calculated, considering both sides of the straps, resulting in a total area of 0.576 m² per ASU.

At the USES site, where a sample of 1,393 g was collected, subsampling was necessary due to the high abundance of specimens that made counting difficult. A 100 g subsample was used to count the specimens from that ASU and estimate the total abundance collected. Using stereos-

copic and optical microscopes and following Henry & McLaughlin (1975), specimens were identified, measured, and sorted by species. Given the difficulty in accurately identifying tiny specimens to the species level, only individuals larger than 5 mm in diameter were identified accordingly. Smaller specimens were classified according to their distinctive coloration, either as invasive (pink stripes) or native (white).

Sediment collected in the traps was washed with distilled water to remove salts and then dried in a Terlab oven to obtain dry weight. The average sedimentation rate was expressed in g/m²/day for each site and zone. Gypsum cylinders used to measure hydrodynamics were retrieved after five days, dried in an oven at 50°C for 48 hours, and weighed to determine dry weight. Based on weight loss due to material dissolution, the average dissolution rate (% dissolution/day) was calculated for each zone (Maldonado & Young, 1996).

Statistical analysis: All data on barnacle sizes and abundances were tested for normality and homoscedasticity using Shapiro-Wilk and Levene tests, respectively. Depending on the results, one-way or two-way ANOVA were used for parametric data, while Kruskal-Wallis and Mann-Whitney U tests were applied for nonparametric data. Post hoc comparisons included Tukey and Dunn tests. To determine spatial variability (among sites and meadow zones) in environmental and biological variables, one-way and two-way ANOVAs were conducted, followed by the Student-Newman-Keuls post hoc test when normality and homoscedasticity assumptions were met. Nonparametric Kruskal-Wallis ANOVA and Tukey's post hoc test were used when assumptions were violated. For water temperature data, nonparametric Kruskal-Wallis ANOVAs were applied. For salinity, sedimentation rate, and hydrodynamics data, two-way ANOVAs were conducted.

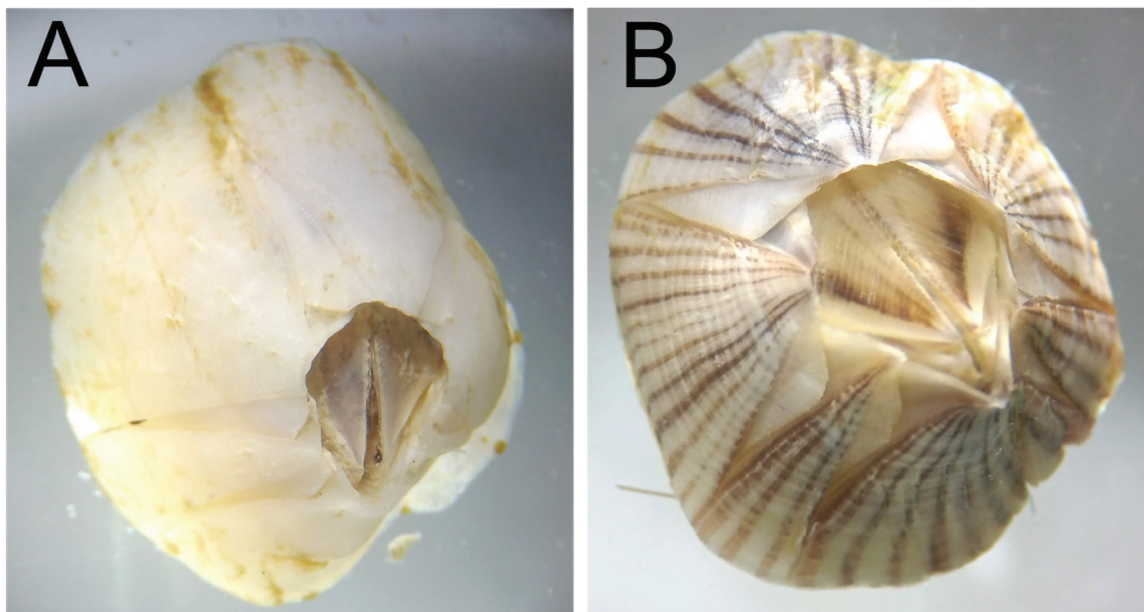


Figure 1. Comparison of external coloration patterns between native and invasive barnacles in Laguna de Términos. The native barnacle on the left (A) represents the typical white coloration observed across native species, while the invasive barnacle on the right (B) exhibits the characteristic purple striping found in invasive species. Although morphological differences among native species (*A. eburneus*, *A. venustus*, and *A. improvisus*) and invasive species (*A. amphitrite*, *A. reticulatus*) require microscopic examination, the images depict the most abundant and visually distinguishable representatives of each group.

Analysis of precursor diatoms. To evaluate differences in precursor diatoms in barnacle ecological succession, we randomly selected five ASUs straps from sites where native barnacles were abundant and five from sites dominated by invasive barnacles. Diatoms were collected from each ASU strap by scraping them with a blade and using distilled water. A composite sample was created for each category, resulting in two composite samples. To clean diatoms and remove organic matter, samples were placed in porcelain crucibles and dried at 100°C in a convection oven. The crucibles were then heated in a muffle furnace at 550°C for two hours. The diatom powder was recovered from the crucibles and suspended in 10 mL of distilled water. A 20 µL subsample was placed on a coverslip and dried in a convection oven for 24 hours. Two coverslips were prepared for each sample. For each site, two permanent diatom slides were created using high-refractive-index mounting resin (Pleurax= 1.7 I.R.). Diatom observations were made at 100X magnification and identified using specialized literature. Sample size for diatom counting was set at 300 frustules per site.

RESULTS AND DISCUSSION

Twenty-seven Artificial Seagrass Units (ASUs) were processed and analyzed, nine per site, with three in each area (center, edge, and outside of seagrass meadow). The estimated total surface area for the settlement was 15,552 m², calculated by considering both sides of all artificial seagrass leaves. It was observed that invasive species dominated at all three sites, representing 55% of the total barnacle settlements on

the ASUs, while the remaining 45% consisted of native species. Among the invasive specimens, *A. amphitrite* was the most abundant, comprising 94% of the organisms, followed by *A. reticulatus* with 6%. Among the native species, *A. eburneus* (Gould, 1841) was the most abundant at 74%, followed by *A. venustus* (Darwin, 1854) at 18%, and *A. improvisus* (Darwin, 1854) at 8%.

There were significant differences in average abundance between sites for both invasive and native species ($p < 0.01$, Fig. 3), with the USES site showing the highest abundance for both groups. These variations can be attributed to the different recruitment intensity of organisms on the ASUs at each site. The UPS site had a few tens of specimens, the DES site had hundreds, and the USES site had thousands.

The variation in abundance among sites can be explained by several factors, including competition with other species, predators, and seagrass density. For example, the UPS site is more influenced by marine environments due to its proximity to the entrance from the Gulf of Mexico into Laguna de Términos. This site had a higher settlement of marine organisms. Polycitoridae ascidians totaling 6 kg across the nine ASUs. The presence of a large number of ascidians can influence barnacle settlement, as they compete for space. The UPS site is a protected area with low water movement but constant circulation, and seagrass density here was 300 leaves per m². Additionally, the presence of *Menippe mercenaria* Say, 1818 (stone crab), a known barnacle predator, was observed at this site.

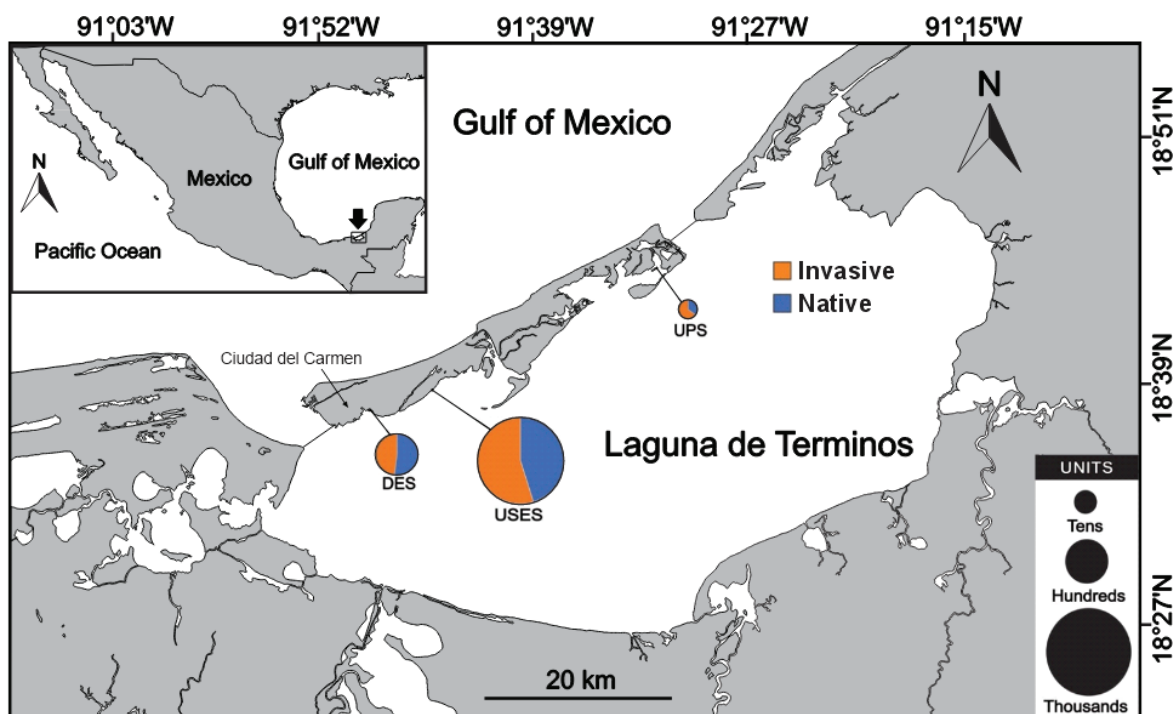


Figure 2. Map of sampling sites and proportions of native and invasive barnacle abundances. Sites are shown from left to right in order of exposure to anthropogenic disturbances: Site 1: Disturbed and exposed site (DES), Site 2: Undisturbed and semi-exposed site (USES), and Site 3: Undisturbed and protected site (UPS). Additionally, each site displays the relative proportion of barnacles found at each location.

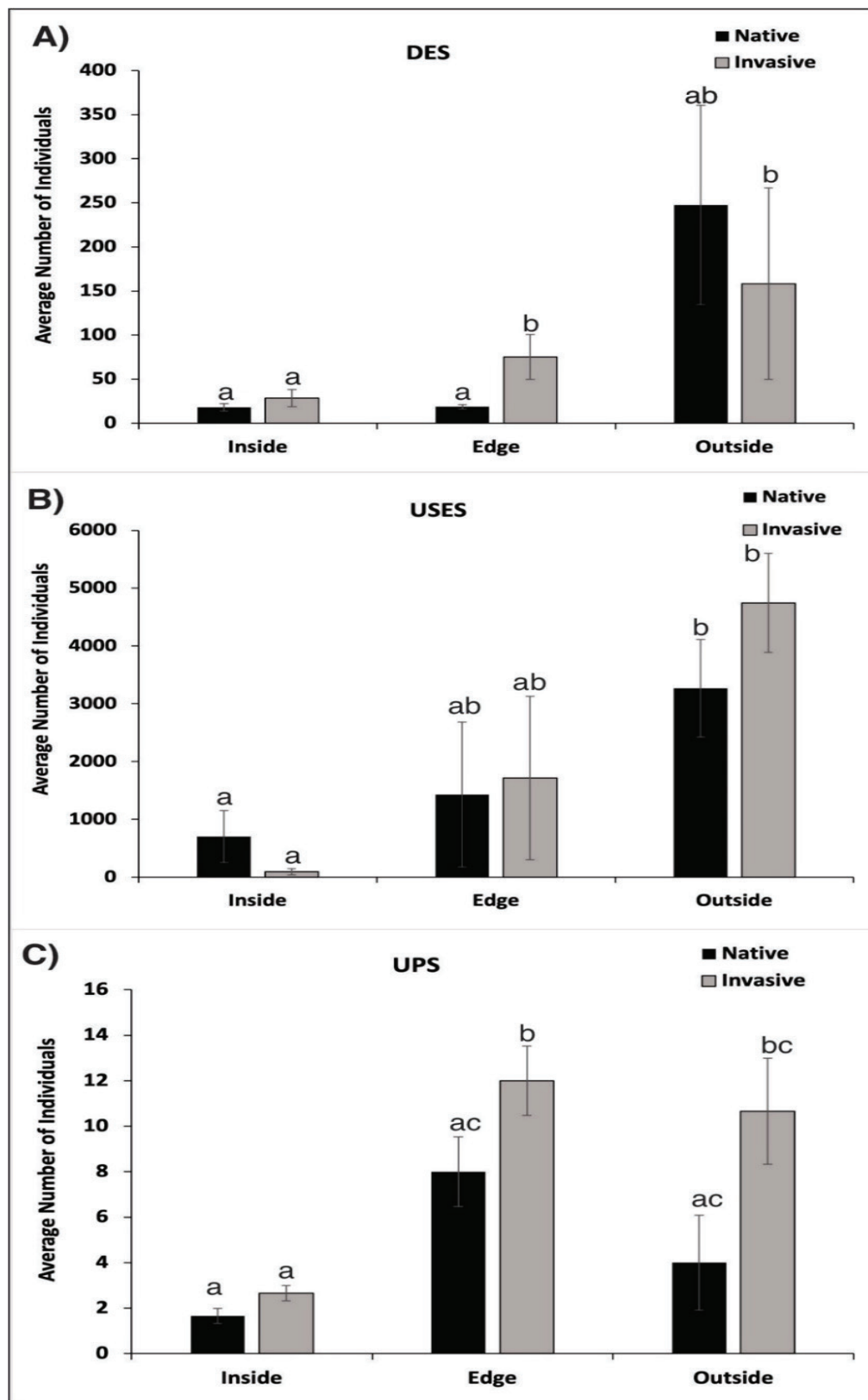


Figure 3. Average abundance by zone within, at the edge, and outside the seagrass bed at each site: A) DES, B) USES, C) UPS. *Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

The USES site had the highest barnacle settlement, with the total sample from the nine collectors weighing 1,393 grams. A homogeneous and representative subsample of 100 grams was needed to estimate abundance. This semi-protected site has the largest seagrass meadows among the three collection sites, with the highest leaf density at 508 leaves per m². This site showed the highest abundance of both native and invasive barnacles. Due to its location in the middle of the barrier island, there was less space competition from marine organisms, and no predators were present. Furthermore, this site is far from urban areas and is surrounded by mangroves that have been undergoing restoration since 2017 (Canales-Delgadillo *et al.*, 2019). This site has constant water flow, making conditions more similar to a pristine area, potentially allowing for the development of certain species compared to the other two sites.

The DES site is located very close to urban areas and is an exposed site with higher turbidity. Its water is a mix of seawater and river water flowing into the mouth of Laguna de Términos (Ramos-Miranda *et al.*, 2005), including organic matter from urban wastewater and a nearby municipal slaughterhouse (Briceño-Vera *et al.*, 2021). The seagrass density at this site was 358 leaves per m². The most abundant organism associated with barnacles was *Neritina virginea* (Linnaeus, 1758) (nerite snail), a grazer snail, and no barnacle predators were observed at this site.

Differences in barnacle abundance were observed depending on the location of the collector (inside, edge, or outside the seagrass meadow) (Fig. 3). Thus, information was selected to compare native and invasive abundances in each zone: inside the meadow, at the edge, and outside the meadow. Barnacle abundance was significantly higher outside the meadow compared to inside ($p < 0.05$). The general trend showed a greater presence of barnacles outside the meadow, decreasing toward the center of the meadow at all sites.

It is noteworthy that the analysis of environmental parameters in these zones (inside, edge, and outside) revealed similar environmental characteristics in terms of hydrodynamics and temperature, with significant differences in sedimentation rates. In this regard, seagrass meadows modify water current speeds and particle settling, influencing sedimentation from the water column to the seafloor (Reidenbach & Timmerman, 2019).

A possible explanation for the higher number of organisms outside the meadow could be related to food availability, which is crucial for the proliferation of sessile species such as barnacles, which prefer areas with continuous current flow and higher food availability (Phillips, 2005). Additionally, there may be more competition between different species inside the meadow (Janiak & Branson, 2021).

However, it is interesting to note that both the USES and DES sites exhibited a greater proportion of native barnacles compared to invasive barnacles in specific areas. At the USES site, this proportion was observed inside the seagrass meadow, while at the DES site, it was found outside the meadow. Yet, in this site, according to the analysis, all zones did not reveal significant differences between natives and invaders (Fig. 3). As mentioned earlier, these two sites cannot be directly compared due to the different scales of abundance observed. Furthermore, although the USES site is semi-protected, denser seagrass meadows alter water currents and promote the settlement of suspended particles, leading to clearer water and constant flows. Settlement was consistent on each ASU for both native and invasive species across all sites.

Specific studies on the barnacle *A. amphitrite* (Pochai *et al.*, 2017) mention its preference for substrates such as exposed rocks, bivalve shells, and artificial structures. It is known to tolerate disturbed environments, such as pollution from direct sewage discharge, where other barnacle species are no longer found. On the other hand, *A. reticulatus* tends to prefer natural substrates like oyster and clam shells, showing less preference for artificial substrates. Although both species have similar biological characteristics, differences in abundance observed in this study can be attributed to their ecology. *Amphibalanus amphitrite* has a high reproductive capacity, lacks natural predators in invasion sites, and has documented invasion records in all the world's oceans (Chen *et al.*, 2014). Additionally, *A. reticulatus* has been identified as an invasive species in Hawaii, Brazil, and the northern United States, thriving in temperate waters in these regions (Carlton *et al.*, 2011), suggesting a greater preference for temperate waters and possible inability to compete in waters as warm as those recorded in Laguna de Términos.

It is also known that introduced species are more common in artificial structures; the collectors simulating seagrass provided the suitable substrate for barnacles to develop persistent communities (Janiak & Branson, 2021). Considering that *A. reticulatus* prefers natural substrates, our study may be biased due to the materials used for the collectors being entirely plastic.

Additionally, we must consider that settlement is strongly influenced by the ecological succession of early colonizers (bacteria, protozoa, diatoms), which can modify colonization patterns (Marimuthu *et al.*, 2023). Settlement on artificial substrates can vary depending on factors such as space availability, seasonality, microbiota, reproductive rates of each species, etc. (Pirtle *et al.*, 2019).

Given the interest in finding evidence that could explain the atypical dominance of natives in the outer collectors of DES (Fig. 3A) and the inner collectors of USES (Fig. 3B), we examined whether these results were related to differences in diatom communities—precursors to barnacles in the ecological succession of the collectors, since the collectors were completely new. Consequently, these collectors were analyzed afterward. This analysis revealed notable differences in diatom community composition between the two conditions. The collectors dominated by natives exhibited a richness of 17 species, of which only five species represented 80% of the abundance: *Cocconeis scutellum* Ehrenberg, 1838 (26%), *Grammatophora oceanica* Ehrenberg, 1840 (19%), *Achnanthes longipes* C. Agardh, 1824 (12%), *Amphora coffeiformis* (C. Agardh) Kützinger, 1844 (12%), and *Navicula platyventris* Meister, 1935 (11%) (Fig. 4). The collectors dominated by invaders showed a richness of 29 species, with seven species representing 80% of the abundance: *Grammatophora oceanica* (29%), *Rhopalodia acuminata* Krammer, 1987 (22%), *Navicula perrhombus* Hustedt ex Simonsen, 1967 (10%), *Mastogloia binotata* Grunow Cleve, 1895 (6%), *Planothidium* sp. (5%), *Navicula platyventris* (5%), and *Bacillaria paxillifera* (O.F. Müller) T. Marsson, 1901 (3%). Differences in diatom richness and abundance lead us to question: Did the peculiar development and growth of the biofilm influence the settlement of native or invasive barnacles? This question requires a more in-depth experimental study with controlled environments and succession analysis. At this point, all we can say is that differences in diatom richness and abundance played a role in barnacle settlement, though we cannot determine to what extent or whether randomness is the reason for the difference.

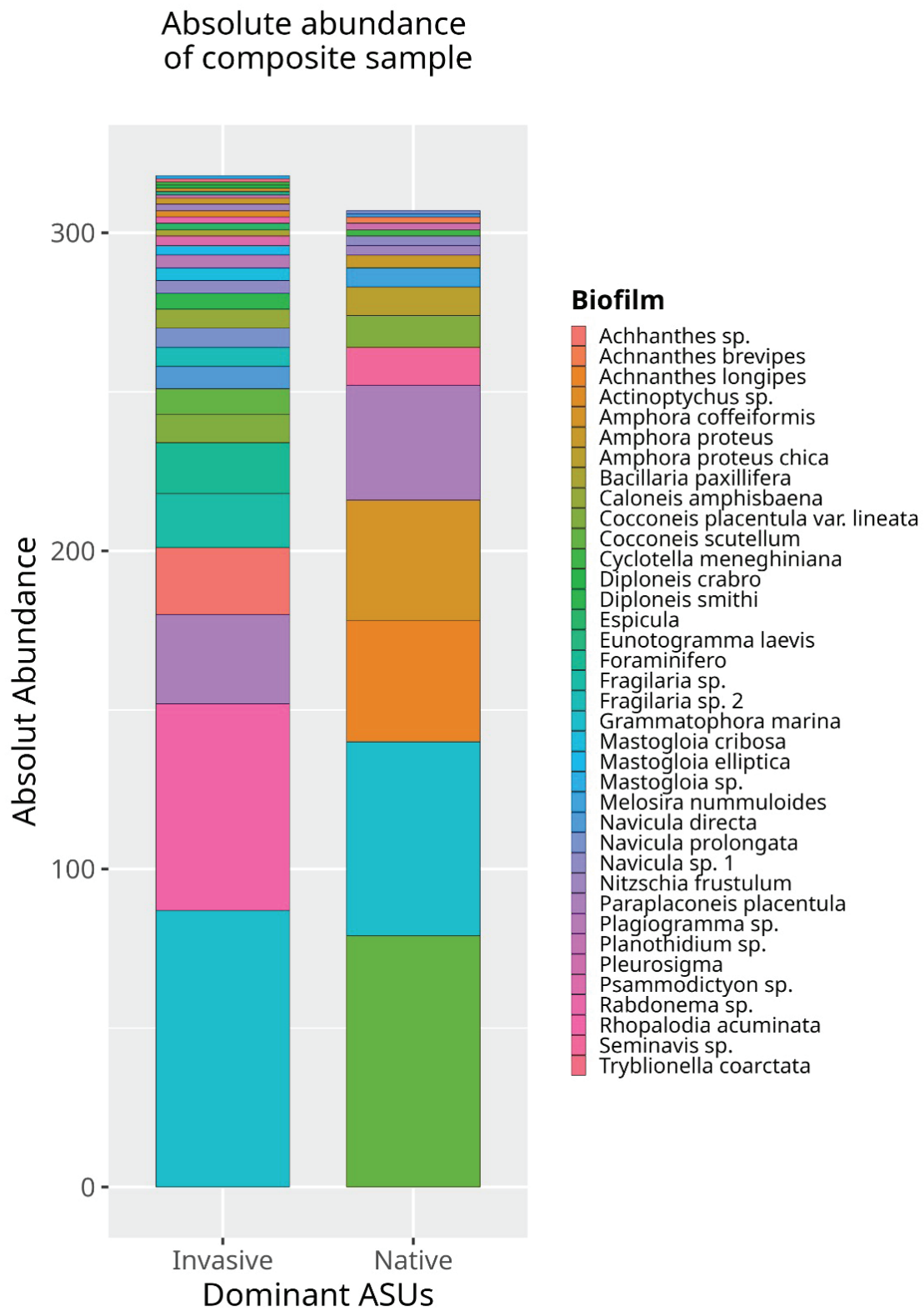


Figure 4. Comparison of biofilm population structure between Artificial Seagrass Units (ASUs) with abundant invasive barnacles and ASUs where native barnacles predominate.

Once established and self-sufficient in invasive systems, potentially invasive species can produce effects that vary in magnitude and scale (Mrnak *et al.*, 2023). Therefore, we consider that we observed a displacement of native barnacles by the invasive barnacle *A. amphitrite* on artificial substrates in Laguna de Términos. However, we still do not know the potential impact of the displacement of native barnacles or whether we are witnessing a structural change, either temporary or permanent, which could be subject to reproductive processes or fluctuations in population abundance due to climatic phenomena or global warming, among other factors. Additionally, we cannot rule out the possibility that the presence of artificial substrates has facilitated the opportunistic settlement of the invasive species, increasing its colonization when suitable substrates are available. This could result in an apparent dominance of invasive species on artificial substrates, though such patterns may be seasonal. In this regard, our results contrast with that of a previous study carried out in this same study area reporting that the frequency of occurrence, density and coverage of *A. amphitrite* in shells of live specimens of *Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828 and *C. virginica* Gmelin, 1791 were within the range recorded in other native barnacles such as *A. eburneus*, *A. venustus* and *A. improvisus* with which it coexists (Ávila *et al.*, 2018).

Currently, the only inference we can make is that native barnacle populations may be affected by the presence of invasive barnacles in the area. However, the magnitude of the effects and the significance of the event remain unknown. We are interested in conducting further studies on barnacle settlement using both natural and artificial substrates over longer exposure periods to determine whether we are observing a shift in barnacle community structure or merely temporary fluctuations in barnacle populations in the Laguna de Términos. These findings are preliminary and highlight the need for continued monitoring and long-term studies.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the Institute of Marine Sciences and Limnology (internal project no. 618), with complementary funding from the PAPIIT-IN203419 project, UNAM. IAGM is grateful for the postdoctoral fellowship provided by DGAPA at UNAM and to Yuri Okolodkov (Universidad Veracruzana) for his insightful comments. We extend our thanks to Hernán Álvarez-Guillén, Andrés Reda-Deara, and Alejandro Gómez-Ponce (ICMyL-UNAM) for their valuable assistance during field sampling. The manuscript was critically reviewed by two anonymous referees.

REFERENCES

- ÁVILA, E., O. R. ARAUJO-LEYVA, M. A. RODRÍGUEZ-SANTIAGO & H. LÓPEZ-ROSAS. 2018. Alien barnacle *Amphibalanus amphitrite* epizoic on two native oyster species in the southern Gulf of Mexico: spatio-temporal variability and current status of its epibiosis. *Marine Biology Research* 14 (6): 581-589.
- BOUDREAUX, M. L., L. J. WALTERS & D. RITTSCHOF. 2009. Interactions between native barnacles, non-native barnacles, and the eastern oyster *Crassostrea virginica*. *Bulletin of Marine Science* 84 (1): 43-57.
- BRICEÑO-VERA, A. E., E. ÁVILA, M. A. RODRÍGUEZ-SANTIAGO & A. RUIZ-MARÍN. 2021. Macrofaunal assemblages associated with two common seagrass-dwelling demosponges (*Amorphinopsis atlantica* and *Haliclona implexiformis*) in a tropical estuarine system of the southern Gulf of Mexico. *Helgoland Marine Research* 75 (1): 1-10.
- CANALES-DELGADILLO, J. C., R. PEREZ-CEBALLOS, M. A. ZALDIVAR-JIMENEZ, M. MERINO-IBARRA, G. CARDOZA & J. G. CARDOSO-MOHEDANO. 2019. The effect of mangrove restoration on avian assemblages of a coastal lagoon in southern Mexico. *PeerJ* 7: e7493. DOI:10.7717/peerj.7493
- CARLTON, J. T., W. A. NEWMAN & F. B. PITOMBO. 2011. Barnacle invasions: introduced, cryptogenic, and range expanding Cirripedia of North and South America. In: Galil, B., P. Clark & J. Carlton (eds.). *In the wrong place-alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts*. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, vol 6. Springer, Dordrecht, pp. 159-213. DOI:10.1007/978-94-007-0591-3_5
- CELIS, A., G. RODRÍGUEZ-ALMARÁZ & F. ÁLVAREZ. 2007. Los cirripedios torácicos (Crustacea) de aguas someras de Tamaulipas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78 (2): 325-337.
- CHEN, H. N., L. M. TSANG, V. C. CHONG & B. K. CHAN. 2014. Worldwide genetic differentiation in the common fouling barnacle, *Amphibalanus amphitrite*. *Biofouling* 30 (9): 1067-1078.
- FERREIRA, C. E. L., A. DE OLIVEIRA RIBEIRO JUNQUEIRA, M. C. VILLAC & R. M. LOPES. 2009. Marine bioinvasions in the Brazilian coast: Brief report on history of events, vectors, ecology, impacts and management of non-indigenous species. In: Rilov, G. & J. A. Crooks (Eds.). *Biological invasions in marine ecosystems: Ecological, management and geographic perspectives*. Springer, pp. 459-477. DOI:10.1007/978-3-540-79236-9_27
- GITTINGS, S. R. 1985. Barnacle fouling of offshore platforms in the north-western Gulf of Mexico. *Journal of Shellfish Research* 5: 85-91.
- GITTINGS, S. R., T. L. SIMONEAUX & C. M. HOSKIN. 1986. Barnacle zonation on petroleum platforms in the northwestern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science* 39: 568-579.
- HENRY, D. P. & P. A. McLAUGHLIN. 1975. The barnacles of the *Balanus amphitrite* complex (Cirripedia: Thoracica). *Memoirs of the San Diego Society of Natural History* 9: 1-46.
- HERNÁNDEZ-PEÑA, F. J. 2018. Patrones de distribución espacial de los ensamblajes de esponjas marinas asociadas con tres especies de pasto marino en el sur del Golfo de México. Tesis de Maestría en Ciencias del Mar y Limnología (Biología Marina), UNAM, Ciudad de México. 88 p.
- JANIAK, D. S. & D. BRANSON. 2021. Impacts of habitat and predation on epifaunal communities from seagrass beds and artificial structures. *Marine Environmental Research* 163: 105225.
- KATSANEVAKIS, S., I. WALLENTINUS, A. ZENETOS, E. LEPPÄKOSKI, M. E. ÇINAR, B. ÖZTÜRK, M. GRABOWSKI, D. GOLANI & A. C. CARDOSO. 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions* 9 (4): 391-423.
- MALDONADO, M. & C. M. YOUNG. 1996. Effects of physical factors on larval behavior, settlement and recruitment of four tropical demosponges. *Marine Ecology Progress Series* 138: 169-180.
- MARIMUTHU, N., J. J. WILSON & A. K. KUMARAGURU. 2023. Seasonal variability of biofouling community structure in the Gulf of Mannar, southeast

- coast of India: A multivariate approach. *Journal of Ocean University of China* 22 (3): 766-776.
- MRNAK, J. T., L. W. SIKORA, M. J. V. ZANDEN & G. G. SASS. 2023. Applying panarchy theory to aquatic invasive species management: a case study on invasive rainbow smelt *Osmerus mordax*. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 31 (1): 66-85.
- PHILLIPS, N. E. 2005. Growth of filter-feeding benthic invertebrates from a region with variable upwelling intensity. *Marine Ecology Progress Series* 295: 79-89.
- PIRTLE, D., P. A. MAGNI, G. W. REINECKE & I. R. DADOUR. 2019. Barnacle colonization of shoes: Evaluation of a novel approach to estimate the time spent in water of human remains. *Forensic Science International* 294: 1-9.
- POCHAI, A., S. KINGTONG, W. SUKPARANGSI & S. KHACHONPISITSAK. 2017. The diversity of acorn barnacles (Cirripedia, Balanomorphs) across Thailand's coasts: The Andaman Sea and the Gulf of Thailand. *Zoosystematics and Evolution* 93 (1): 13-34. DOI: 10.3897/zse.93.10769
- 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 (2): 513-530.
- RAMOS-MORALES, A., J. D. GÓMEZ-VÁSQUEZ, M. S. GARCÍA-MADRIGAL & J. R. BAS-TIDA-ZAVALA. 2024. Fouling invertebrates from PVC plates at Chahué Marina, Oaxaca, Southern Pacific coast of Mexico. *Check List* 20 (3): 728-760. DOI:10.15560/20.3.728
- REIDENBACH, M. A. & R. TIMMERMAN. 2019. Interactive effects of seagrass and the microphytobenthos on sediment suspension within shallow coastal bays. *Estuaries and Coasts* 42 (8): 2038-2053.
- TORRES, P., A. C. COSTA & M. A. DIONÍSIO. 2011. New alien barnacles in the Azores and some remarks on the invasive potential of Balanidae. *Helgolander Marine Research* 66: 513-522. DOI:10.1007/s10152-011-0287-7
- WELLS, H. W. 1966. *Barnacles of the Balanus amphitrite group in the northwestern Atlantic Ocean*. *Crustaceana* 11: 47-63.
- WINFIELD, I., S. CHÁZARO-OLVERA, G. HORTA-PUGA, M. A. LOZANO-ABURTO & V. ARENAS-ZULLO, V. A. 1966. *Balanus amphitrite* and *Balanus venustus*: Two valid species. *Bulletin of Marine Science* 16: 595-598.

Embryonic development and implication for colonization of three ascidian species with different biogeographic status in Patagonia, Argentina

Desarrollo embrionario e implicaciones para la colonización de tres especies de ascidias con diferente estatus biogeográfico en la Patagonia, Argentina

Javier Goldberg^{1,2,*}, Juliana Topalian¹, Agustina Tello¹, Georgina Pettinari¹, Mirna Elvira Canio¹, Tamara Maggioni^{1,2}, Micaela Ruiz³, Anabela Taverna^{1,2}, Ricardo Sahade^{1,2}, Marcos Tatián^{1,2,*}

Recibido: 28 de enero de 2025.

Aceptado: 02 de junio de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

ABSTRACT

Background. Ascidians (Chordata, Tunicata) have a free-swimming larva that develops into a sessile adult. Solitary species generally have external fertilization, although some perform internal fertilization, incubating the larvae before releasing them into water. These reproductive modes influence colonization success by affecting development time, exposure to environmental factors, and predation. **Goals.** This study compared the embryonic development of three solitary ascidian species from the intertidal zone of Río Negro, Argentina, with different biogeographic status in the area: *Ciona robusta* (invasive), *Paramolgula gregaria* (native) and *Asterocarpa humilis* (cryptogenic; i.e., when the available evidence is insufficient to determine the species' origin). **Methods.** Eggs and sperm were extracted from individuals by dissection. Eggs were hydrated and fertilized, except in *A. humilis*, where cross-fertilization was unsuccessful, and embryos at different stages of development were collected from an incubating individual. Embryonic development, from embryo to larva, was recorded for all three species, including larval size measurements. **Results.** Ten developmental stages were identified in *P. gregaria*, and eight stages in both *A. humilis* and *C. robusta*, with all species completing their cycles in an urodele larval form. *Ciona robusta* showed the shortest overall development time, *P. gregaria* displayed the highest proportion of embryos successfully reaching the motile larval stage, while *A. humilis* exhibited the largest larva among the studied species. **Conclusions.** The differences in development time, larval size, and success rates suggest distinct adaptive strategies in each species, potentially influencing their establishment and dispersal capacities. This study provides novel data on the embryonic development of *Paramolgula* and *Asterocarpa*, shedding light on reproductive mechanisms that support the colonization and persistence of species with different biogeographic statuses in the Río Negro intertidal zone.

Key words: Fertilization, invasive species, larva, reproductive success, tunicates

¹ Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Departamento de Diversidad y Ecología, Ecología Marina. Córdoba, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA). Córdoba, 5000, Argentina.

³ FB2, BreMarE – Bremen Marine Ecology, University of Bremen, Bremen, 28359, Germany.

*Corresponding author:

Javier Goldberg y Marcos Tatián: e-mail: jgoldberg@conicet.gov.ar; mtatian@unc.edu.ar

To quote as:

Goldberg, J., J. Topalian, A. Tello, G. Pettinari, M. E. Canio, T. Maggioni, M. Ruiz, A. Taverna, R. Sahade & M. Tatián. 2025. Embryonic development and implication for colonization of three ascidian species with different biogeographic status in Patagonia, Argentina. *Hidrobiológica* 35 (3): 253-264.

RESUMEN

Antecedentes. Las ascidias (Chordata, Tunicata) tienen una larva de vida libre que se desarrolla en un adulto sésil. Las especies solitarias generalmente presentan fecundación externa, aunque algunas realizan fecundación interna, incubando larvas antes de liberarlas al agua. Estos modos reproductivos influyen en la colonización al afectar el desarrollo, la exposición a factores ambientales y la depredación. **Objetivos.** Comparar el desarrollo embrionario de tres especies de ascidias solitarias de la zona intermareal de Río Negro, Argentina, con distinto estatus biogeográfico: *Ciona robusta* (invasora), *Paramolgula gregaria* (nativa) y *Asterocarpa humilis* (criptogénica). **Métodos.** Se extrajeron óvulos y espermatozoides mediante disección. Los óvulos fueron hidratados y fecundados, excepto en *A. humilis*, donde la fecundación cruzada no fue exitosa y se recolectaron embriones en distintos estadios a partir de un individuo incubador. Se registró el desarrollo embrionario hasta la fase larval y se midió el tamaño de las larvas. **Resultados.** Se identificaron 10 estadios de desarrollo en *P. gregaria* y ocho estadios tanto en *A. humilis* como en *C. robusta*, completando todas las especies sus ciclos en una forma larval de tipo urodelada. *Ciona robusta* mostró el menor tiempo total de

desarrollo, *P. gregaria* exhibió la mayor proporción de embriones que alcanzaron exitosamente la etapa larval móvil, mientras que *A. humilis* presentó las larvas de mayor tamaño entre las especies estudiadas.

Conclusiones. Las diferencias en tiempo de desarrollo, éxito reproductivo y tamaño larval sugieren estrategias distintas, influyendo en el establecimiento y dispersión de cada especie. Este estudio aporta datos inéditos sobre el desarrollo embrionario de *Paramolgula* y *Asterocarpa*, revelando mecanismos reproductivos que favorecen la colonización de especies con distinto estatus biogeográfico en la zona intermareal de Río Negro.

Palabras clave: Especie invasora, éxito reproductivo, fertilización, larva, tunicados

INTRODUCTION

Invasive species represent one of the most significant threats to global biodiversity, driving ecosystem transformations and disrupting ecological balances (Reyna *et al.*, 2023). Among marine taxa, invasive ascidians are particularly impactful in benthic communities, where they can dominate space, alter trophic interactions, reduce native biodiversity, and affect aquaculture operations (Rius *et al.*, 2009; Zhan *et al.*, 2015). Ascidians are frequent marine invaders due to their rapid growth, efficient reproduction, and tolerance to environmental stressors, including salinity, temperature fluctuations, and pollution (Giachetti *et al.*, 2022). These traits, combined with their ability to colonize artificial habitats such as marinas and aquaculture facilities, position ascidians as a globally relevant group for the study of marine invasions.

Understanding the mechanisms that underlie the establishment and dispersal of invasive ascidians is essential for managing their impacts. Although the ecological and physiological traits of adult ascidians have been extensively studied, the early stages of their life cycle—embryogenesis, larval development, and settlement—remain underexplored (Pineda *et al.*, 2012). These stages are crucial, as they determine the viability of populations and their ability to adapt to new environments (Hoyer *et al.*, 2024; Rosner & Rinkevich, 2024). Investigating embryonic development provides valuable insights into species-specific responses to abiotic factors, reproductive strategies, and the evolutionary mechanisms that may drive invasion success (Rosner & Rinkevich, 2024).

Ascidians are an ideal model for studying embryonic development, due to their phylogenetic position as the closest invertebrate relatives to vertebrates, their simple body plan, and their highly conserved mosaic developmental strategy. These organisms exhibit a simple and efficient life cycle with distinct larval and adult stages, making them also a valuable model for studies in ecology and evolutionary processes (Jeffery, 1994; Lemaire, 2011). The embryonic development of ascidians is characterized by highly stereotypical cleavage patterns and a mosaic developmental program, offering insights into chordate body plan formation (Conklin, 1905; Nishida & Satoh, 1983; Hotta *et al.*, 2007; Funakoshi *et al.*, 2021).

The development of staging tables, particularly for species like *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767), *Phallusia mammillata* (Cuvier, 1815), and *Halocynthia roretzi* (Drasche, 1884), has facilitated comparative studies across ascidian species and established baselines for developmental timing and morphology (Hotta *et al.*, 2007; Lemaire, 2009; Funakoshi *et al.*, 2021). However, differences in staging criteria and no-

menclature among studies have highlighted the need for standardized frameworks to compare developmental stages across species (Hotta *et al.*, 2020).

Unlike *C. intestinalis*, whose embryogenesis has been mapped in extraordinary detail (Conklin, 1905; Nishida, 1987; Jeffery, 1992; Satoh, 1994; Rhee *et al.*, 2005; Munro *et al.*, 2006; Hotta *et al.*, 2007; Clutton *et al.*, 2021), the timing, morphological characteristics, and functional adaptations of embryonic development remain poorly understood in many other species. The study of new species highlights the need to diversify research beyond well-established model organisms, such as *C. intestinalis*. Investigating species with unique traits not only enhances our understanding of ascidian biology but also provides insights into the evolutionary plasticity of chordates. Such studies are crucial for reconstructing the ancestral traits of chordates and understanding how developmental and ecological pressures shape body plan adaptations.

Comparative embryological studies are also quite important in understanding the roles of early life stages in the establishment of invasive species. For instance, variations in developmental timing, larval morphology, or environmental sensitivity could influence dispersal potential, settlement success, and competitive interactions. This is especially relevant in locations like Playas Doradas, Río Negro, Argentina, where ascidian communities are composed of species with distinct biogeographic status: the invasive *Ciona robusta* Hoshino & Tokioka, 1967, the native *Paramolgula gregaria* (Lesson, 1830) and the cryptogenic *Asterocarpa humilis* (Heller, 1878). Comparative analyses of embryonic development in these species can reveal interspecific differences that may explain their contrasting patterns of establishment and dispersal in this coastal area.

Ciona robusta is a highly invasive species with a global distribution facilitated by maritime activities (Schwindt *et al.*, 2020; Shenkar *et al.*, 2024). Originally native to the northwestern Pacific, it has colonized temperate coastal regions worldwide, thriving in artificial habitats (Robinson *et al.*, 2017; Wilson *et al.*, 2022). Its rapid growth and broad environmental tolerance make it a successful invader (Giachetti *et al.*, 2022; Wilson *et al.*, 2022).

Paramolgula gregaria is a native species found primarily along the coasts of southern South America, including Argentina and Chile, where it inhabits stable subtidal environments (Lagger *et al.*, 2009). *Paramolgula gregaria* has not been reported in non-native regions. This species, a member of the order Stolidobranchia, represents a lineage that diverges significantly from Phlebobranchia like *Ciona*. Notably, some Stolidobranchia are known for their truncated larval stages, including tailless larvae, which reflect a departure from the chordate archetype (Huber *et al.*, 2000).

On the other hand, *Asterocarpa humilis*, also a member of Stolidobranchia, represents an intriguing case due to its cryptogenic status (Carlton, 1996; Schwindt *et al.*, 2020). It has been recorded in various regions, including the southern hemisphere's temperate coasts, such as New Zealand, South America, and parts of Australia, as well as in regions where its presence may be linked to anthropogenic activities (Taverna *et al.*, 2021; Shenkar *et al.*, 2024). Its uncertain biogeographic origins and increasing presence in various marine ecosystems from the northern hemisphere (Bishop *et al.*, 2012; Nall *et al.*, 2015), have raised questions about its potential as an invasive species (Taverna *et al.*, 2021).

This study aims to describe and compare the embryonic development of three solitary ascidian species from Playas Doradas (Río Negro Province, Argentina), from fertilization to the larval stage, to establish a detailed developmental framework for each species. This approach seeks to uncover developmental traits that may contribute to the comprehension of their biology and ecological success. Through this study, we seek to contribute to a deeper understanding of the mechanisms driving establishment and dispersal processes in both invasive and native ascidians, thus providing a basis for future research and management strategies.

MATERIALS AND METHODS

The study was conducted from 6 to 10 November 2017 at Playas Doradas, a beach located in San Matías Gulf, Río Negro Province, Argentina ($41^{\circ}37'52''\text{S}$, $65^{\circ}01'45''\text{W}$) (Fig. 1A). The area features a rocky intertidal zone primarily composed of deposits of limestone, sandy limestone, partly dolomitic and coquina, of a grayish white color, sometimes dark gray due to the effects of weathering, belonging to El Fuerte Formation (Busteros *et al.*, 1998), with a gradual slope towards the sea. Specimens

were collected during low tide from the shallow intertidal zone, beneath rocks in flooded areas. While specimens of *Ciona robusta* ($n=5$; Fig. 1B) and *Asterocarpa humilis* ($n=5$; Fig. 1C) were collected attached to rocks, those of *Paramolgula gregaria* ($n=5$; Fig. 1D) were loose from the subtidal after high tides. *In situ* water temperature was recorded at 17°C .

Gamete extraction followed the protocol outlined by Lambert (2014). To prevent the unintended release of gametes and to encourage their accumulation, the specimens were kept under continuous light throughout the process. Before beginning extraction, epibionts and debris were carefully removed from the tunic of the ascidians. To isolate the specimens, the tunics were removed by making an incision between the siphons. Once the tunics were removed, the specimens were placed in a Petri dish containing filtered seawater. Due to anatomical differences, the gamete extraction process varied depending on the order of the specimens. Sperm was collected by making an incision at the end of the sperm duct and using a Pasteur pipette to aspirate the content. Oocytes were collected by making a small incision in the ovarian region and gently sliding a Pasteur pipette so the oocytes adhered to its exterior.

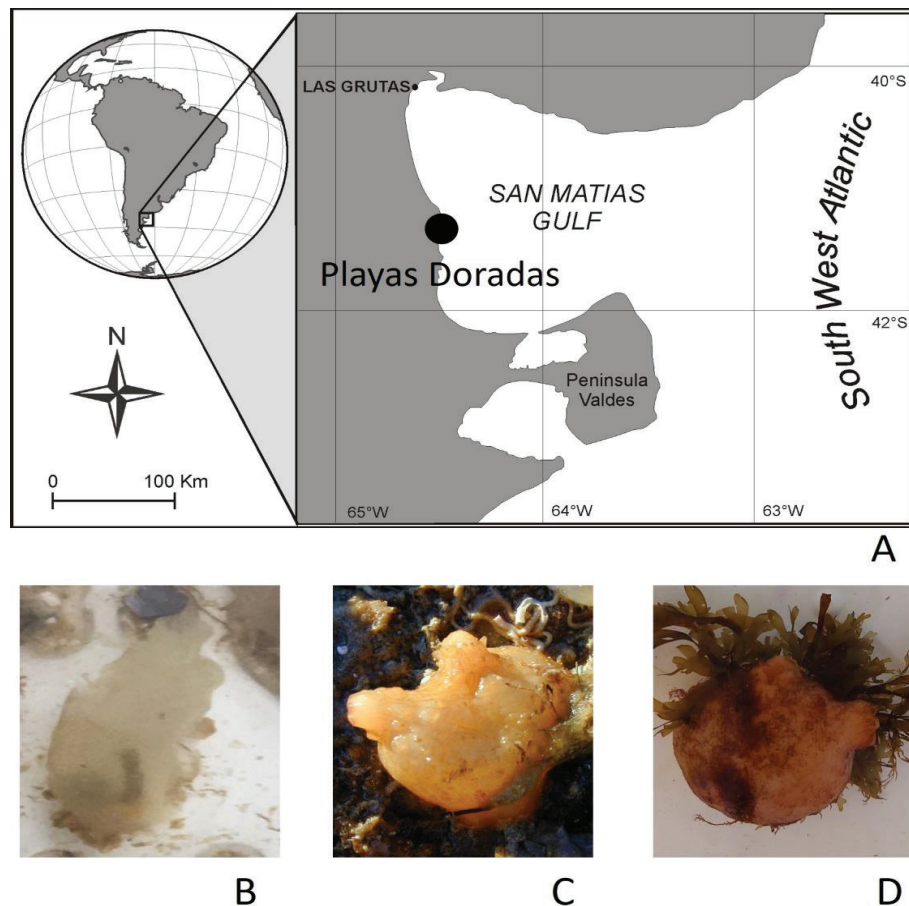


Figure 1. A. Location of the study area (adapted from Lagger & Tatián, 2013). B. Specimen of *Ciona robusta*. C. Specimen of *Asterocarpa humilis*. D. Specimen of *Paramolgula gregaria*.

In Stolidobranchia, such as *P. gregaria*, the gonads are located beneath the branchial basket. After isolating the animal, the branchial basket was removed to access the gonads. For both oocytes and sperm, a Pasteur pipette was inserted into the ovary and testis (or sperm duct in the case of *C. robusta*), respectively, and the contents were aspirated. Oocytes from each individual were placed in filtered seawater in separate beakers and repeatedly washed using a 100 µm pore-size filter. The filter removed immature oocytes, which, due to their smaller size, passed through the pores while retaining the mature ones. Sperm from each individual was collected in separate individual plastic tubes (2 ml) and kept refrigerated until fertilization. Before fertilization, the viability of the sperm was checked by observing motility under a light microscope. For cross-fertilization, sperm was diluted in seawater and mixed in a beaker with oocytes from another individual of the same species.

In *C. robusta*, sperm from specimen 4 was mixed with oocytes from specimens 1 and 5. For *P. gregaria*, two fertilizations were performed. In the first, sperm from specimen 1 was mixed with oocytes from specimens 2 and 3. In the second, sperm from specimens 2 and 3 was combined with oocytes from specimen 4. In the case of *A. humilis*, since cross-fertilization was not achieved, embryos at various developmental stages were collected from a specimen that was incubating them at that time.

Fertilized oocytes were maintained at 18°C until the experiment concluded. This value is close to the average range of temperatures measured in intertidal tide pools in a nearby area (Islote Lobos, on the west coast of the San Matías Gulf) year-round, between October 2005 and September 2007 (Ocampo Reinaldo & Storero, 2007).

To assess reproductive performance, we estimated three key parameters commonly used in marine invertebrate research: (a) fertilization success, defined as the percentage of oocytes that were successfully fertilized; (b) reproductive success, calculated as the percentage of fertilized oocytes that reached the motile larval stage; and (c) development time, measured from the first embryonic stage to the appearance of motile larvae. These parameters provide a standardized framework to compare reproductive efficiency and developmental rates among species, following approaches previously applied in ascidian studies (Jantzen *et al.*, 2001; Phillippi *et al.*, 2004).

Developmental stages were identified, measured, and counted using a counting chamber under a light microscope. Observations were made at 1 h intervals for *C. robusta* and 2 h intervals for *P. gregaria*. Embryo diameter was measured from digital micrographs using ImageJ calibrated with a stage micrometer. Although oocyte diameter was not directly measured before fertilization, embryo size at early stages serves as a reliable proxy for initial egg size in ascidians, as fertilization typically occurs immediately after spawning or dissection.

RESULTS

Fertilization success reached 75% in *Ciona robusta* and 70% in *Paramolgula gregaria*. Reproductive success was 2.28% in *C. robusta* ($n = 1,487$ oocytes) and 11.58% in *P. gregaria* ($n = 1,079$ oocytes). The development time was 5 h in *C. robusta* and 18 h in *P. gregaria*. The eggs of the three studied species presented the typical structure with a chorion enclosing the perivitelline fluid, and outer follicle cells adhering to the surface of the chorion. However, they showed considerable

variation in the size and shape of the perivitelline structures (Figs. 2A, 3A, 4A). In *A. humilis*, whose cross-fertilization was not achieved, and *P. gregaria*, inner follicular cells were observed floating freely within the follicular space, displaying different arrangements in each species (Figs. 3B, 4A-C). In *P. gregaria*, these cells appeared flattened against the egg membrane, while outer follicular cells were scarce and barely distinguishable. In contrast, the outer follicular cells in *Ciona robusta* showed a radiated shape due to their characteristic enlargement (Fig. 2B-H). Finally, in *C. robusta* and *P. gregaria*, the ovum appears somewhat in an eccentric position, whereas in *A. humilis* a lifting of the chorion is observed with a lateral movement of the ovum (Figs. 2A-B, 3A-B, 4A-B).

We recognized several of the discrete 26 developmental stages described so far for ascidians in the three species analyzed, from eggs through the hatching larvae, on the basis of readily discernible and unambiguous external morphological features. Stage 1 spans from fertilization to the completion of the first mitotic division. The embryo is a single cell approximately 200 µm in diameter in the three species, containing a uniform cytoplasm (Figs. 2A, 3A, 4A-B). At this stage, cytoplasmic rearrangements were initiated, setting the basis for later development. The first mitotic spindle was positioned along the animal-vegetal axis, with two daughter cells visible but not fully separated.

During the cleavage period (Figs. 2B-C, 3C-D, 4C-D), the second mitotic division separated the embryo into anterior and posterior halves. Initially, the four blastomeres were loosely associated, but compaction toward the end of the stage shaped a more cohesive spherical embryo. Blastomeres showed slightly different sizes, and compaction occurred more rapidly in *C. robusta*, indicating subtle differences in the timing of morphogenetic processes.

At stage 8 (Figs. 2D, 3E, 4E), the embryos contained 64 cells arranged in a characteristic square-like pattern when viewed from the animal pole. Vegetal blastomeres were visibly prominent due to their bulging shape, which contributes to the flattening of the vegetal side in preparation for gastrulation. However, the larger overall size and differences in cleavage symmetry between the three species were notable (Figs. 2E, 3E-G, 4E-F).

Stage 14 marked the onset of neurulation (Figs. 2F, 3H, 4G). The embryos exhibited an oval-shaped morphology with a neural plate forming a shallow furrow. This furrow will eventually develop into the neural tube. Neural tube zipper began posteriorly and proceeded anteriorly during this period. In *P. gregaria*, the embryo exhibited a diamond-shaped morphology.

At stage 20 (Figs. 2G-H, 3I, 4H), during the early tail bud period, *C. robusta* and *P. gregaria* embryos demonstrated a conspicuous tail bend, marking complete neuropore closure and the end of neurulation. The tail length became approximately equal to the trunk length, representing an intermediate stage in body plan development. The embryos began to lengthen. In both species, stage 22 (Figs. 2I-J, 3J) represented the transition to a fully circularly curved body, with the tail bending into a half-circle. The tail length was approximately twice that of the trunk, and exhibited the large cells of the notochord.

By stage 26, larvae hatched (Figs. 2K, 3K, 4I). The tail, which had been curved and touching the trunk during the embryonic stages, straightened. The notochord appeared as a uniform tubular structure that extended from the posterior region of the head to the tip of the tail. The

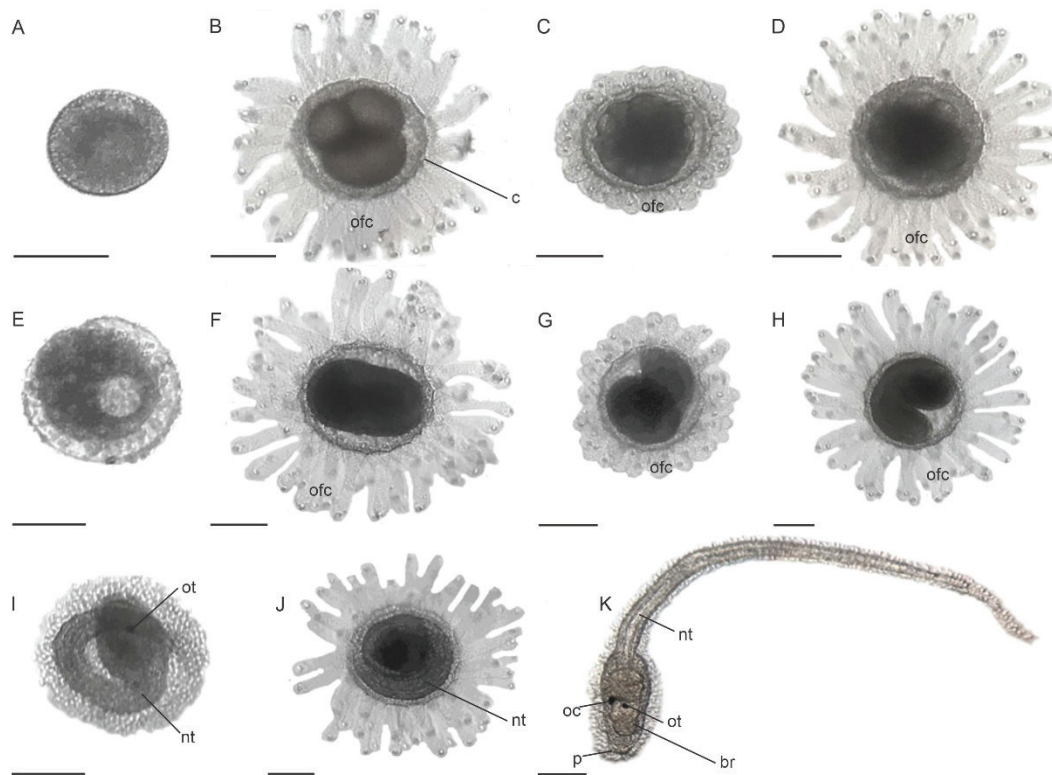


Figure 2. External morphology of developing embryos of *Ciona robusta*. Stages of Hotta *et al.* (2007) are indicated. A. Egg. B. Stage 3: Four-cell embryo. C. Stage 5: All animal and vegetal cells have undergone a fourth cleavage. D. Stage 8: The embryo has an almost circular shape. E. Stage 10: Gastrulation begins. F. Stage 14: Early neurula. G. Stage 19: Early tailbud period in which the tail differentiates. H. Stage 20: The tail bends and the neurulation ends. I. Stage 23: The body curves in a circular shape and the pigmentation of the otolith begins. The notochord is evident. J. Stage 24: The tail strongly curves, with the tip surpassing the anterior end of the trunk. K. Hatching larva. Abbreviations: br= brain; c= chorion; nt= notochord; oc= ocellus; ofc= outer follicular cells; ot= otolith; p= papillae. Scale bar= 100 μ m.

trunk had an elongated rectangular shape and varied in size between the three species, being larger in *P. gregaria* and almost similar in the other species. Additionally, the proportion of the trunk to body length varied, being larger in *P. gregaria* as well. Therefore, this species showed a smaller tail than the other species. In the anterior trunk of *A. humilis*, three apical adhesive papillae were discernible.

The estimated rate of increase of the egg size across different stages varied between species. In *C. robusta*, there was a significant increase at the beginning of development, followed by a second increase at the end of the cleavage period. In *A. humilis*, egg size remained virtually unchanged throughout development. In contrast, in *P. gregaria*, the size increase began during the neurula period (Fig. 5A). Despite these variations, the embryo size did not differ among the three species, remaining very similar until the middle of the tailbud period. At this point, pronounced growth rates led to differences in larval size, with *A. humilis* producing the largest larvae (1.383 ± 0.145 mm); *C. robusta* the intermediate (1.314 ± 0.076) and *P. gregaria* the smallest (1.105 ± 0.185) (Fig. 5B). Figure 5C depicts the delayed development of *P. gregaria* in comparison with that of *C. robusta*.

DISCUSSION

The comparative embryological analysis of *C. robusta*, *P. gregaria*, and *A. humilis* reveals variations in fertilization and reproductive success, development time, growth, and morphological traits. These findings provide insights into the mechanisms underlying the establishment, dispersal, and invasive potential of these ascidian species and emphasize the importance of understanding their embryological development for both evolutionary and ecological studies.

In *C. robusta* and *P. gregaria*, the fertilization of eggs was achieved and the fertilization success varied slightly, reaching a higher percentage in *C. robusta*. Fertilization success in ascidians varies significantly among species due to differences in reproductive strategies, gamete characteristics, and environmental sensitivity. In *Pyura praeputialis* (Heller, 1878), for instance, fertilization efficiency is closely linked to gamete quality and timing, with both sperm and eggs showing reduced viability over time, highlighting the importance of synchronized spawning and favorable environmental conditions (Manríquez & Castilla, 2010). In contrast, species like *Ascidia mentula* Müller, 1776 store gametes in gonoducts, allowing for ex-

tended fertilization windows, though success remains influenced by external factors such as water movement and temperature (Havenhand, 1991). Egg size and morphology also play a key role: in *Styela plicata* (Lesueur, 1823), eggs with a larger area of follicular cells exhibit higher fertilization rates across a range of sperm concentrations, suggesting that structural features of the egg can improve gamete encounter rates and compatibility (Crean & Marshall, 2015).

The initial egg size differed among the three species, being larger in *A. humilis* and smaller in *C. robusta*. Egg size is a key determinant of the energy reserves available to developing larvae, with larger eggs providing more substantial yolk content for nourishment. In lecithotrophic larvae, such as those of ascidians, the energy provided by the yolk is crucial for development until the larva settles or undergoes metamorphosis. Larger eggs are typically associated with slower development, as they support longer periods of yolk dependence, but may also contribute to enhanced larval survival in environments with limited external resources (Havenhand, 1995). On the other hand, smaller eggs, as seen in *C. robusta*, may promote more rapid development, leading to earlier settlement and a potentially broader dispersal range. This trade-off be-

tween egg size and development rate has significant implications for reproductive success and the ecological distribution of ascidians, particularly concerning their invasive potential. The smaller egg size of *C. robusta*, combined with its faster development, may enhance its ability to rapidly establish and spread in new environments, a key trait for its success as an invasive species (Lambert, 2005).

Compared to the literature, subtle yet biologically meaningful differences in the timing and morphology of embryos were observed (Hotta *et al.*, 2007; Lemaire, 2009; Funakoshi *et al.*, 2021). For instance, while the cleavage period in *C. robusta* progresses with relatively consistent symmetry, *P. gregaria* exhibits asynchronous divisions in vegetal blastomeres, potentially reflecting adaptations to environmental conditions. Similar heterochronies or alterations in cleavage patterns have been interpreted as responses to environmental constraints such as temperature, oxygen availability, or salinity in other marine invertebrates (Przeslawski, 2004; Byrne, 2011). For example, in echinoderms and polychaetes, delayed or asynchronous cleavage has been linked to adaptation to cold or variable environments, as slower or desynchronized development may enhance tolerance to stress or allow better syn-

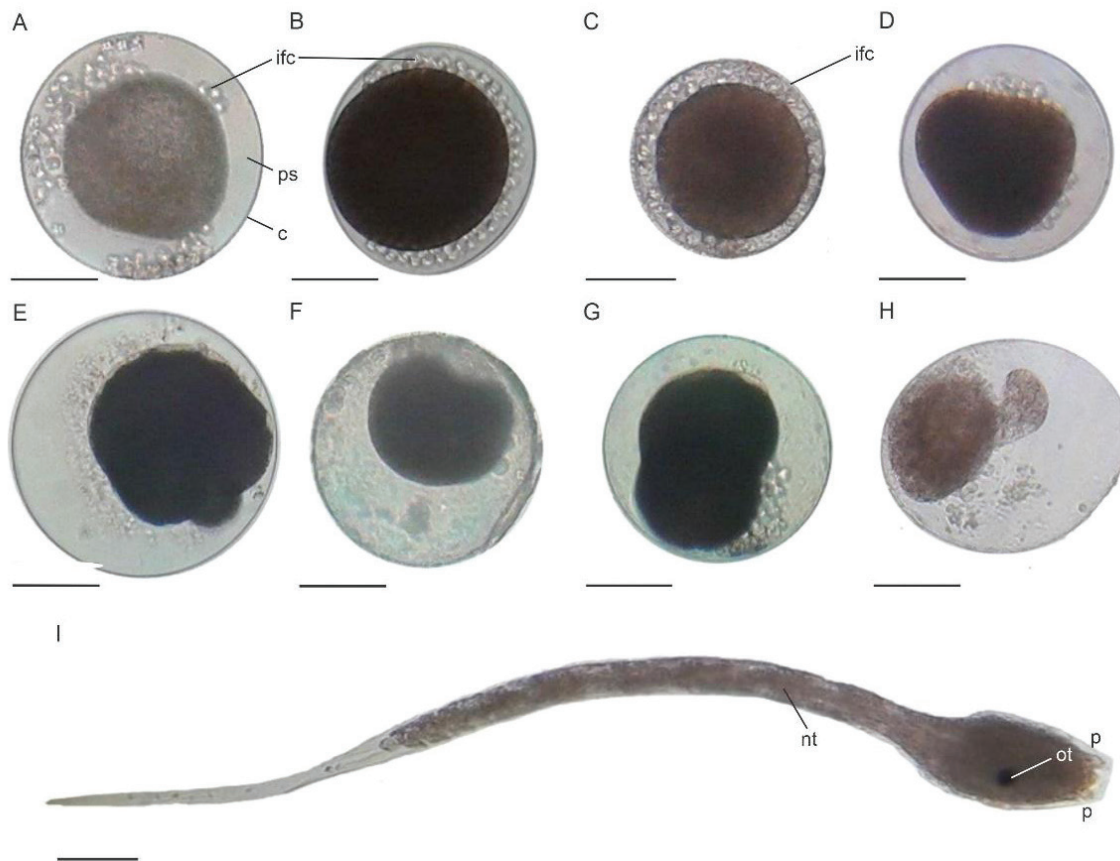


Figure 3. External morphology of developing embryos of *Asterocarpa humilis*. Stages of Hotta *et al.* (2007) are indicated. A. Fertilized egg with a large perivitelline space. B. Stage 1, with the ovum laterally positioned. C. Stage 2, marking the beginning of the cleave period. D. Stage 5. E. Stage 8, the embryo has a square-like shape. F. Stage 10, initial gastrula. G. Stage 14, early neurula with its specific shape. H. Stage 20, early tail bud with the initiation of tail bend. I. Hatching larva. Abbreviations: c= chorion; ifc= inner follicular cells; nt= notochord; ot= otolith; p= papillae; ps= perivitelline space. Scale bar= 100 μ m.

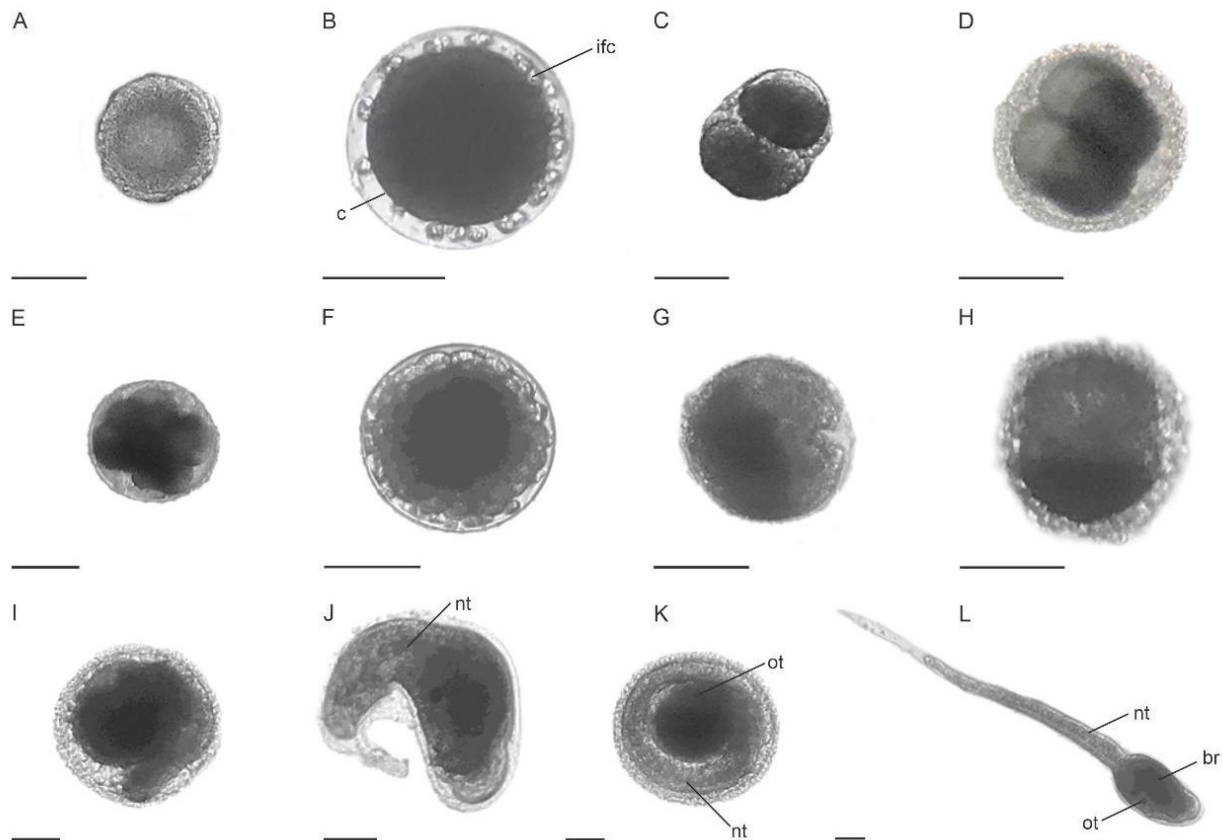


Figure 4. External morphology of developing embryos of *Paramolgula gregaria*. Stages of Hotta *et al.* (2007) are indicated. A. Egg. B. Fertilized egg with increased perivitelline space with inner follicular cells. C. Stage 2, with two first cleavage plane separates the left and right halves of the embryo. D. Stage 3, the second cleavage plane separates the anterior from the posterior halves of the embryos. E. Stage 8, embryo has an almost circle shape. F. Stage 9, indicates the end of the cleavage period. G. Stage 10, gastrula. H. Stage 14, early neurula, the embryo has a characteristic oval shape. I. Stage 20, early tail bud stage in which the tail bends. J. Stage 22, the body adopts a half circle shape. K. Stage 24, the body curves in a circular shape and the tail is most acutely bending; the otolith is discernible. L. Hatching larva. Abbreviations: br= brain; c= chorion; ifc= inner follicular cells; nt= notochord; oc= ocellus; ot= otolith; p= papillae. Scale bar= 100 µm.

chronization with favorable conditions for larval release (Hoegh-Guldberg & Pearse, 1995). Therefore, the differences observed in *P. gregaria* may reflect analogous developmental plasticity associated with local conditions in northern Patagonia. In parallel, *A. humilis* shows delayed perivitelline space formation, distinguishing it from both *C. robusta* and *P. gregaria*.

The development time across the three species varied notably. The embryonic period in *C. robusta* was shorter (~5 h) compared to *P. gregaria* (~18 h), a difference that remained consistent regardless of temperature adjustments. This aligns with findings for *C. intestinalis*, where developmental rates are known to accelerate at higher temperatures but exhibit robust temporal staging at standardized conditions (Hotta *et al.*, 2007).

The prolonged development observed in *P. gregaria*, particularly during the neurula and tailbud stages, may be related to the species' adaptation to cooler environments, as indicated by its higher survival rate at 9°C. In contrast, *A. humilis* exhibited minimal variation in egg size during early stages, which may limit its plasticity across different

environmental conditions. Morphological differences, particularly in tail and trunk ratios during the tailbud period, were significant. *Ciona robusta* showed a more streamlined morphology, with a higher tail-to-trunk length ratio, resembling descriptions of *C. intestinalis* larvae (Hotta *et al.*, 2007). This streamlined body plan is associated with enhanced swimming efficiency, facilitating larval dispersal and the finding of appropriate habitats, a critical trait for invasive success in marine environments (Hodin *et al.*, 2018; Hoyer *et al.*, 2024). Conversely, the shorter tail and larger trunk observed in *P. gregaria* suggest a trade-off favoring attachment and settlement efficiency over dispersal (Huber *et al.*, 2000), consistent with its native status and adaptation to stable habitats. While the larval tail is a defining feature of chordates, enabling active dispersal, its absence or reduction in some Stolidobranch species (Molgulidae) suggests an alternative ecological strategy that prioritizes settlement over motility (Berrill, 1931; Huber *et al.*, 2000; Fodor *et al.*, 2021). This adaptation likely reflects evolutionary pressures in stable, localized habitats, where dispersal via swimming larvae is less advantageous compared to direct attachment to a suitable substrate, in proximity to other individuals of the same population.

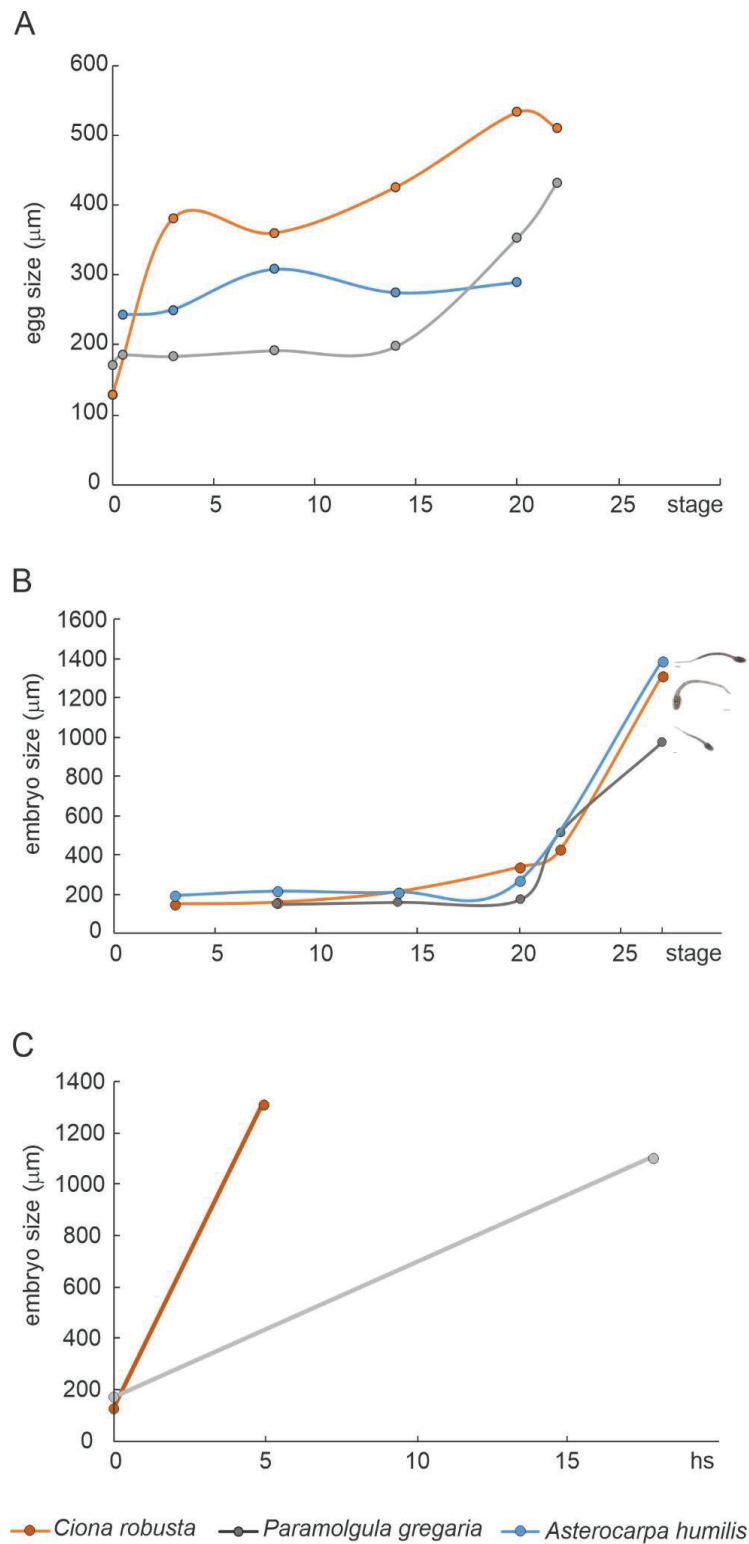


Figure 5. Size variation during the embryonic period of *Ciona robusta* (orange), *Paramolgula gregaria* (grey), and *Asterocarpa humilis* (blue). **A.** Variation in egg size across embryonic developmental stages. *Ciona robusta* exhibits a rapid increase in size during early development, followed by a second increment during the cleavage period. *Paramolgula gregaria* shows a more gradual size increase, starting during the neurula stage. In *A. humilis*, the egg size remains relatively stable across development. **B.** Embryo size at corresponding stages reveals a divergence during the tailbud period, where growth accelerates, ultimately leading to different larval sizes. **C.** Summarized diagram of embryo size as a function of time (hours post-fertilization) highlighting rapid growth rate in *C. robusta* compared to *P. gregaria*.

The reduced dispersal potential associated with short-tailed larvae may influence the biogeographic patterns and ecological niche of *P. gregaria*. Species with non-motile larvae often exhibit patchy distributions, closely tied to specific substrates or environmental conditions (Zhan *et al.*, 2015; Dias *et al.*, 2021). This contrasts with motile larvae like those of *C. robusta*, which facilitate colonization across diverse and broad spatial ranges, including artificial habitats such as docks and aquaculture structures (Hirose & Sensui, 2021; Giachetti *et al.*, 2022; Hoyer *et al.*, 2024).

The embryological transparency of *A. humilis* and its pronounced perivitelline space formation are features shared with *Ascidella aspersa* (Müller, 1776), another widely distributed species (Shito *et al.*, 2020; Funakoshi *et al.*, 2021). These traits have been postulated as a form that may enhance its adaptability by improving oxygen diffusion and resistance to hypoxic conditions, thus contributing to its potential for colonization across diverse habitats (Berrill, 1930; Marshall & Bolton, 2007). Its trunk morphology during the tailbud period was distinct, with a more pronounced anterior trunk (Hoyer *et al.*, 2024). This may provide a competitive edge in colonizing available substrates in new environments.

The ability of *A. humilis* to thrive in diverse environments, coupled with its reproductive and developmental traits, suggests a high potential for ecological success and possibly invasive behavior (Bishop *et al.*, 2012). Its larval morphology, settlement mechanisms, and physiological resilience could allow it to exploit niches in areas disturbed by human activity, as seen in other species (Marins *et al.*, 2010; Bishop *et al.*, 2012; Nydam *et al.*, 2022). Understanding these traits is essential for predicting its ecological impacts and managing its spread in regions, such as the Patagonian coasts, where it is considered cryptogenic and/or its invasive potential remains unclear (Taverna *et al.*, 2021).

The observed interspecific differences in embryonic development have direct implications for the species' ability to disperse, colonize, and invade new habitats. Rapid development and motility in *C. robusta* larvae can enhance their highly invasive potential (Robinson *et al.*, 2017). In a close area (Puerto Madryn), the species showed mature gonads throughout the year, similar to its native range (Giachetti *et al.*, 2022). These traits, combined with its tolerance to a wide range of environmental stressors, make *C. robusta* an effective colonizer of artificial structures, as seen in other *Ciona* species (Robinson *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2018). The slower development and reduced motility of *P. gregaria* larvae suggest an evolutionary trade-off favoring localized settlement over extensive dispersal. In the case of *A. humilis*, its intermediate traits and adaptability to varied conditions underscore its ability to colonize different habitats and its invasive potential. The species is considered exotic in the North Atlantic after its appearance just over two decades ago, being cryptogenic in areas characterized by temperate-cold waters throughout the southern hemisphere (Taverna *et al.*, 2021).

Incubation is a mechanism that also potentially favors the success of the larvae in *A. humilis*. Brooding species retain embryos and can self-fertilize. After hatching, larvae remain in the atrium until they are able to exit through the atrial siphon, being able to disperse for a short time and finally settle (Lambert *et al.*, 1995). Ovoviviparous reproduction in solitary ascidians is rare. Incubation decreases the dispersal capacity of gametes, embryos or even larvae (Lambert, 2005). This is an essential factor that also influences the degree of genetic differentiation between populations (Bradbury *et al.*, 2008). However, it can present

advantages in the case of reduced populations after the transport of propagules by human means through disjunct areas (Alurralde *et al.*, 2013; Castilla & Guiñez, 2000). Likewise, incubation reduces the time that gametes and embryos remain in the water, avoiding their potential risk of predation.

Understanding embryonic development is crucial for predicting the ecological success and invasive potential of ascidians. The staging tables developed in this study, combined with descriptive morphological and temporal analyses, provide a framework for assessing how developmental traits contribute to species distribution and adaptability. Such data are invaluable for future studies on invasion biology, as they enable the identification of key traits associated with invasive success, such as rapid development, dispersal efficiency, and environmental tolerance.

CONCLUSIONS

Besides the description of the embryonic development of *C. robusta*, the study contains unprecedented information on *P. gregaria* and *A. humilis*, revealing interspecific variations in fertilization and reproductive success, development time, growth, and morphological traits. In the case of *C. robusta*, rapid development to larva implies less free time and risk of predation. Although the development of *P. gregaria* is slower, a higher success of embryos to the mobile larval stage is an advantageous characteristic in relation to the other species studied. Unlike other Molgulidae, the larva of *P. gregaria* is a short-tailed urodele, which suggests mobility and displacement and therefore, a relative potential for dispersal and finding a suitable habitat for the adult. Likewise, the larvae smaller size compared to the other studied species, would result in less energy expenditure and decrease the possibility of being preyed upon. Incubation and delayed release of larvae in *A. humilis* reduce their risk of being preyed upon, despite their large size. The examination of the development of native and invasive ascidians allows us to better understand the mechanisms driving their establishment and spread, particularly the invasive ones, providing essential knowledge for managing their impacts on marine ecosystems.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was carried out with the support of the Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales and the funding of subsidies from the Secretaría de Ciencia y Tecnología (Universidad Nacional de Córdoba) and the Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación (MinCyT Pampa Azul C-14, Argentina). The manuscript was critically reviewed by two anonymous referees.

REFERENCES

- ALURRALDE, G., L. TORRE, E. SCHWINDT, J. C. CASTILLA & M. TATIAN. 2013. A re-evaluation of morphological characters of the invasive ascidian *Corella eumyota* reveals two different species at the tip of South America and in the South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Biology* 36 (7): 957-968. DOI: 10.1007/s00300-013-1319-3
- BERRILL, N. J. 1930. Studies in tunicate development. Part I. General physiology of development of simple ascidians. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 218: 37-78.

- BERRILL, N. J. 1931. Studies in tunicate development. Part II. Abbreviation of development in the Molgulidae. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 219: 281-346.
- BISHOP, J. D. D., C. ROBY, A. L. E. YUNNIE, C. A. WOOD, L. LÉVÊQUE, X. TURON & F. VIARD. 2012. The Southern Hemisphere ascidian *Asterocarpa humilis* is unrecognised but widely established in NW France and Great Britain. *Biological Invasions* 15: 253-260. DOI: 10.1007/s10530-012-0286-x
- BRADBURY I. R., B. LAUREL, V. R. SNELGROVE, P. BENTZEN & S. E. CAMPANA. 2008. Global patterns in marine dispersal estimates: the influence of geography, taxonomic category and life history. *Proceedings of the Royal Society B* 275: 1803-1809. DOI: 10.1098/rspb.2008.0216
- BUSTEROS, A., R. GIACOSA, H. LEMA & M. ZUBIA. 1998. Hoja Geológica 4166-IV Sierra Grande. Provincia de Río Negro. Programa Nacional de Cartas Geológicas de la República Argentina 1:250.000. Boletín 241. 85 p. y 1 mapa. Buenos Aires, Servicio Geológico Minero Argentino. Instituto de Geología y Recursos Minerales. Disponible en: <http://repositorio.segemar.gov.ar/308849217/2844>
- BYRNE, M. 2011. Impact of ocean warming and ocean acidification on marine invertebrate life history stages: Vulnerabilities and potential for persistence in a changing ocean. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 49: 1-42. DOI: 10.1201/b11009-2
- CARLTON, J. T. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77: 1653-1655. DOI: 10.2307/2265767
- CASTILLA, J. C. & R. GUIÑEZ. 2000. Disjoint geographical distribution of intertidal and nearshore benthic invertebrates in the Southern Hemisphere. *Revista Chilena de Historia Natural* 73 (4): 585-603.
- CHEN, Y., N. SHENKAR, P. NI, Y. LIN, S. LI & A. ZHAN. 2018. Rapid microevolution during recent range expansion to harsh environments. *BMC Evolutionary Biology* 18 (1): 187. DOI: 10.1186/s12862-018-1311-1
- CLUTTON, E. A., G. ALURRALDE & T. REPOLHO. 2021. Early developmental stages of native populations of *Ciona intestinalis* under increased temperature are affected by local habitat history. *Journal of Experimental Biology* 224: jeb233403. DOI: 10.1242/jeb.233403
- CONKLIN, E. G. 1905. The organization and cell-lineage of the ascidian egg. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 13: 1-119.
- CREAN, A. J. & D. J. MARSHALL. 2015. Eggs with larger accessory structures are more likely to be fertilized in both low and high sperm concentrations in *Styela plicata* (Ascididae). *Marine Biology* 162: 2251-2256.
- DIAS, P. J., S. S. LUKEHURST, T. SIMPSON, R. M. ROCHA, M. A. TOVAR-HERNÁNDEZ, C. WELLINGTON, J. I. McDONALD, M. SNOW & W. J. KENNINGTON. 2021. Multiple introductions and regional spread shape the distribution of the cryptic ascidian *Didemnum perlucidum* in Australia: an important baseline for management under climate change. *Aquatic Invasions* 16 (2): 297-313.
- FODOR, A. C. A., M. M. POWERS, K. ANDRYKOVICH, J. LIU, E. K. LOWE, C. T. BROWN, A. DI GREGORIO, A. STOLFI & B. J. SWALLA. 2021. The degenerate tale of ascidian tails. *Integrative and Comparative Biology* 61 (2): 358-369. DOI: 10.1093/icb/icab022
- FUNAKOSHI, H. M., T. T. SHITO, K. OKA & K. HOTTA. 2021. Developmental table and three-dimensional embryological image resource of the ascidian *Ascidella aspersa*. *Frontiers in Cell and Developmental Biology* 9: 789046. DOI: 10.3389/fcell.2021.789046
- GIACHETTI, C. B., M. TATIAN & E. SCHWINDT. 2022. Differences in the gonadal cycle between two ascidians species, *Ascidella aspersa* and *Ciona robusta*, help to explain their invasion success in a cold temperate port. *Polar Biology* 45: 1689-1701. DOI: 10.1007/s00300-022-03100-w
- HAVENHAND, J. N. 1991. Fertilisation and the potential for dispersal of gametes and larvae in the solitary ascidian *Ascidia mentula* Müller. *Ophelia* 33: 1-15.
- HAVENHAND, J. N. 1995. Evolutionary ecology of larval types. In: McEdward, L. R. (Ed.). *Ecology of marine invertebrate larvae*. CRC Press, London, pp. 79-122.
- HIROSE, E. & N. SENSUI. 2021. Substrate selection of ascidian larva: wet-ability and nano-structures. *Journal of Marine Science and Engineering* 9: 634. DOI: 10.3390/jmse9060634
- HODIN, J., M. C. FERNER, A. HEYLAND & B. GAYLORD. 2018. I feel that! Fluid dynamics and sensory aspects of larval settlement across scales. In: Carrier, T. J., A. M. Reitzel & A. Heyland (Eds.). *Evolutionary Ecology of Marine Invertebrate Larvae*. Oxford University Press, pp. 190-207. DOI: 10.1093/oso/9780198786962.003.0013
- HOEGH-GULDBERG, O. & J. S. PEARSE. 1995. Temperature, food availability, and the development of marine invertebrate larvae. *American Zoologist* 35: 415-425.
- HOTTA, K., K. MITSUHASHI, H. TAKAHASHI, K. INABA, K. OKA, T. GOJOBORI & K. IKEO. 2007. A web-based interactive developmental table for the ascidian *Ciona intestinalis*, including 3D real-image embryo reconstructions: I. From fertilized egg to hatching larva. *Developmental Dynamics* 236: 1790-1805. DOI: 10.1002/dvdy.21188
- HOTTA, K., D. DAUGA & L. MANNI. 2020. The ontology of the anatomy and development of the solitary ascidian *Ciona*: the swimming larva and its metamorphosis. *Scientific Reports* 10: 17916. DOI: 10.1038/s41598-020-73544-9
- HOYER, J., K. KOLAR, A. ATHIRA, M. VAN DEN BURGH, D. DONDORP, Z. LIANG & M. CHATZIGEORGIOU. 2024. Polymodal sensory perception drives settlement and metamorphosis of *Ciona* larvae. *Current Biology* 34: 1168-1182. DOI: 10.1016/j.cub.2024.01.041
- HUBER, J. L., K. BURKE DA SILVA, W. R. BATES & B. J. SWALLA. 2000. The evolution of anural larvae in molgulid ascidians. *Seminars in Cell & Developmental Biology* 11: 419-426. DOI: 10.1006/scdb.2000.0195
- JANTZEN, T. M., R. DE NYS & J. N. HAVENHAND. 2001. Fertilization success and the effects of sperm chemoattractants on effective egg size in marine invertebrates. *Marine Biology* 138: 1153-1161. DOI: 10.1007/s002270100537

- JEFFERY, W. R. 1992. A gastrulation center in the ascidian egg. *Development* 116 (suppl.): 53-63.
- JEFFERY, W. R. 1994. A model for ascidian development and developmental modifications during evolution. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 74: 35-48.
- LAGGER, C., V. HÄUSSERMANN, G. FÖRSTERRA & M. TATÍAN. 2009. Ascidiaceans from the southern Chilean Comau Fjord. *Spixiana* 32 (2): 173-185.
- LAGGER, C. & M. TATÍAN. 2013. Two new species of *Distaplia* (Tunicata: Ascidiacea) from the SW Atlantic, Argentina. *Zootaxa* 3620 (2): 192-200. DOI: 10.11646/zootaxa.3620.1.10
- LAMBERT, C. C. 2005. Historical introduction, overview, and reproductive biology of the protochordates. *Canadian Journal of Zoology* 83: 1-7. DOI: 10.1139/Z04-160
- LAMBERT, C. C. 2014. Obtaining gametes and embryos of ascidians. In: Carroll, D. J. & S. A. Stricker (Eds.). *Developmental biology of the sea urchin and other marine invertebrates. Methods and protocols*. Humana Totowa, New Jersey. DOI: 10.1007/978-1-62703-974-1_2
- LAMBERT, C. C., I. M. LAMBERT & G. LAMBERT. 1995. Brooding strategies in solitary ascidians: *Corella* species from north and south temperate waters. *Canadian Journal of Zoology* 73: 1666-1671. DOI: 10.1139/z95-198
- LEMAIRE, P. 2009. Unfolding a chordate developmental program, one cell at a time: invariant cell lineages, short-range inductions and evolutionary plasticity in ascidians. *Developmental Biology* 332: 48-60.
- LEMAIRE, P. 2011. Evolutionary crossroads in developmental biology: the tunicates. *Development* 138: 2143-2152. DOI: 10.1242/dev.048975
- MANRÍQUEZ, P. H. & J. C. CASTILLA. 2010. Fertilization efficiency and gamete viability in the ascidian *Pyura praeputialis* in Chile. *Marine Ecology Progress Series* 409: 107-119.
- MARINS, F. O., R. L. M. NOVAES, R. M. ROCHA & A. O. R. JUNQUEIRA. 2010. Non indigenous ascidians in port and natural environments in a tropical Brazilian bay. *Zoologia* 27 (2): 213-221. DOI: 10.1590/S1984-46702010000200009
- MARSHALL, D. J. & T. F. BOLTON. 2007. Effects of size on the development time of non-feeding larvae. *Biological Bulletin* 212: 6-11.
- MUNRO, E., F. ROBIN & P. LEMIRE. 2006. Cellular morphogenesis in ascidians: how to shape a simple tadpole. *Current Opinion in Genetics & Development* 16: 399-405.
- NALL, C. R., A. J. GUERIN & E. J. COOK. 2015. Rapid assessment of marine non-native species in northern Scotland and a synthesis of existing Scottish records. *Aquatic Invasions* 10: 107-121.
- NISHIDA, H. 1987. Cell lineage analysis in ascidian embryos by intracellular injection of a tracer enzyme. III. Up to the tissue restricted stage. *Developmental Biology* 121: 526-541.
- NISHIDA, H. & N. SATOH. 1983. Cell lineage analysis in ascidian embryos by intracellular injection of a tracer enzyme: I. Up to the eight-cell stage. *Developmental Biology* 99 (2): 382-394. DOI: 10.1016/0012-1606(83)90288-9
- NYDAM, M. L., L. M. STEFANIAK, G. LAMBERT, B. COUNTS & S. LÓPEZ-LEGENTIL. 2022. Dynamics of ascidian-invaded communities over time. *Biological Invasions* 24: 3489-3507. DOI: 10.1007/s10530-022-02852-0
- OCAMPO REINALDO, M. & L. P. STORERO. 2007. Síntesis de datos físico-químicos del agua de mar obtenidos durante las campañas del Proyecto PID N° 371 en el Golfo San Matías y Bahía de San Antonio, durante el período 2004 - 2007. Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Argentina. 20 p.
- PHILLIPPI, A., E. HAMANN & P. O. YUND. 2004. Fertilization in an egg-brooding colonial ascidian does not vary with population density. *Biological Bulletin* 206 (3): 152-160.
- PINEDA, M. C., C. D. MCQUAID, X. TURON, S. LÓPEZ-LEGENTIL, V. ORDÓÑEZ & M. RIUS. 2012. Tough adults, frail babies: an analysis of stress sensitivity across early life-history stages of widely introduced marine invertebrates. *PLoS ONE* 7 (10): e46672. DOI: 10.1371/journal.pone.0046672
- PRZESLAWSKI, R. 2004. A review of the effects of environmental stress on embryonic development within intertidal gastropod egg masses. *Molluscan Research* 24: 43-63.
- REYNA, P. B., G. ALURRALDE, A. TAVERNA, E. CALCAGNO, F. SCARABINO, G. VÉLEZ-RUBIO, M. TATÍAN & E. SCHWINDT. 2023. Hotspot areas of marine introduced species in the Southwestern Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 725: 15-28. DOI: 10.3354/meps14471
- RHEE, J. M., I. ODA-ISHII, Y. J. PASSAMANECK, A. K. HADJANTONAKIS & A. DI GREGORIO. 2005. Live imaging and morphometric analysis of embryonic development in the ascidian *Ciona intestinalis*. *Genesis* 43: 136-147.
- RIUS, M., M. C. PINEDA & X. TURON. 2009. Population dynamics and life cycle of the introduced ascidian *Microcosmus squamiger* in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions* 11: 2181-2194. DOI: 10.1007/s10530-008-9375-2
- ROBINSON, T. B., B. HAVENGA, M. VAN DER MERWE & S. JACKSON. 2017. Mind the gap – context dependency in invasive species impacts: a case study of the ascidian *Ciona robusta*. *NeoBiota* 32: 127-141. DOI: 10.3897/neobiota.32.9373
- ROSNER, A. & B. RINKEVICH. 2024. Harnessing ascidians as model organisms for environmental risk assessment. *Environments* 11: 232. DOI: 10.3390/environments11110232
- SATOH, N. 1994. *Developmental biology of ascidians. XVIII*. Cambridge University Press, New York. 234 p.
- SCHWINDT, E., J. T. CARLTON, J. M. ORENSANZ, F. SCARABINO & A. BORTOLUS. 2020. Past and future of the marine bioinvasions along the Southwestern Atlantic. *Aquatic Invasions* 15 (1): 11-29. DOI: 10.3391/ai.2020.15.1.02
- SHENKAR, N., A. GITTENBERGER, G. LAMBERT, M. RIUS, R. MOREIRA DA ROCHA, B. J. SWALLA & X. TURON. 2024. Ascidiacea World Database. Available

- online at: <https://www.marinespecies.org/ascidiacea> (downloaded December 18, 2024). DOI: 10.14284/353
- SHITO, T. T., N. HASEGAWA, K. OKA & K. HOTTA. 2020. Phylogenetic comparison of egg transparency in ascidians by hyperspectral imaging. *Scientific Report* 10: 1-12. DOI: 10.1038/s41598-020-77585-y
- TAVERNA, A., M. C. DE ARANZAMENDI, T. MAGGIONI, G. ALURRALDE, X. TURON & M. TATIAN. 2021. Morphology, genetics, and historical records support the synonymy of two ascidian species and suggest their spread throughout areas of the Southern Hemisphere. *Invertebrate Systematics* 35: 675-687. DOI: 10.1071/IS20060
- WILSON, E. R., K. J. MURPHY & R. C. WYETH. 2022. Ecological review of the *Ciona* species complex. *Biological Bulletin* 242 (2): 153-171. DOI: 10.1086/719476
- ZHAN, A., E. BRISKI, D. G. BOCK, S. GHABOOLI & H. J. MACISAAC. 2015. Ascidians as models for studying invasion success. *Marine Biology* 162 (12): 2449-2470. DOI: 10.1007/s00227-015-2734-5

Distribución y abundancia de especies invasoras acuáticas en tres cuencas del sureste mexicano (macroinvertebrados y peces)

Distribution and abundance of aquatic invasive species in three basins of southeastern Mexico (macroinvertebrates and fish)

Juan Juárez-Flores¹, Everardo Barba-Macías^{1*} y Cinthia Trinidad-Ocaña¹

Recibido: 21 de diciembre de 2024.

Aceptado: 09 de mayo de 2024.

Publicado: diciembre de 2025.

RESUMEN

Antecedentes: Las especies exóticas invasoras (EEI) introducidas tienen una elevada capacidad de colonizar y desplazar a especies nativas, por lo que su introducción en ecosistemas acuáticos causa diversos impactos ambientales que afectan la biodiversidad contribuyendo a la extinción local de especies, así como en las relaciones tróficas. **Objetivos:** Por lo cual es importante conocer su distribución y abundancia, para poder plantear propuestas de manejo, control o erradicación. **Métodos:** Se realizaron muestreos diurnos en las cuencas Grijalva, Usumacinta, y Papaloapan. La colecta de los organismos se realizó con diversas artes de muestreo. **Resultados:** Se colectaron 189,071 organismos totales, los peces representaron 7.8 % y los macroinvertebrados 92.2 % del total de organismos. Los moluscos exóticos invasores *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774) y *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) con registro en 45, 21 y 32 localidades respectivamente, donde *T. granifera* presentó la mayor densidad en las tres cuencas. Estas especies representaron más del 90 % de la densidad en las cuencas Grijalva y Papaloapan y 39 % en la cuenca Usumacinta. Además, se registraron ocho especies de peces exóticos invasores (PEI): *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *O. aureus* (Steindachner, 1864), *Parachromis motaguensis* (Gunther, 1867), *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), *Ctenopharygodon idella* (Valenciennes, 1844), *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855), *P. disjunctivus* (Weber, 1991) y *Agamyxis pectinifrons* (Cope, 1870). *O. niloticus*, *O. aureus*, *C. idella*, están presentes en las tres cuencas. Los PEI representaron 10 % de la densidad total y 44 % de la biomasa. Los géneros *Pterygoplichthys* y *Oreochromis* se registraron en 56 % y 20 % de las localidades respectivamente. **Conclusiones:** Es importante emprender acciones de manejo y control de las EEI poco aprovechadas, como los moluscos invasores y de los peces del género *Pterygoplichthys* y *Agamyxis* que conlleven a disminuir sus poblaciones y las problemáticas ambientales y económicas que causan.

Palabras clave: especies-exóticas, moluscos-invasores, peces-invasores, Tabasco, Veracruz.

*Corresponding author:

Everardo Barba-Macías: e-mail: ebarba@ecosur.mx

To quote as:

Juárez-Flores, J., E. Barba-Macías & C. Trinidad-Ocaña. 2025. Distribución y abundancia de especies invasoras acuáticas en tres cuencas del sureste mexicano (macroinvertebrados y peces). *Hidrobiológica* 35 (3): 265-275.

ABSTRACT

Background: Introduced invasive alien species (IAS) have a high capacity to colonize and displace native species. Therefore, their introduction into aquatic ecosystems causes various environmental impacts that affect biodiversity, contributing to the local extinction of species, as well as trophic relationships. **Goals:** Therefore, it is important to understand their distribution and abundance in order to develop management, control, or eradication proposals. Daytime sampling was conducted in Grijalva, Usumacinta and Papaloapan basins. **Methods:** Organisms were collected using various sampling techniques. **Results:** A total of 189,071 organisms were collected; fish represented 7.8% and macroinvertebrates 92.2% of the total organisms. The invasive exotic mollusks *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774) and *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) were recorded in 45, 21 and 32 localities respectively, where *T. granifera* had the highest density in the three basins. These species represented more than 90 % of the density in the Grijalva and Papaloapan basins and 39 % in the Usumacinta basin. In addition, eight species of invasive alien fish (IEF) were recorded: *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *O. aureus* (Steindachner, 1864), *Parachromis motaguensis* (Gunther, 1867), *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), *Ctenopharygodon idella* (Valenciennes, 1844), *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855), *P. disjunctivus* (Weber, 1991) and *Agamyxis pectinifrons* (Cope, 1870). *O. niloticus*, *O. aureus*, and *C. idella*, are present in all three basins. IEFs represented 10 % of the total density and 44 % of the biomass. The genera *Pterygoplichthys* and *Oreochromis* were recorded in 56 % and 20 % of the locations, respectively. **Conclusions:** It is important to undertake management and control measures for underutilized IAS, such as invasive mollusks and fish of the genera *Pterygoplichthys* and *Agamyxis*, which will lead to a reduction in their populations and the environmental and economic problems they cause.

Keywords: exotic-species, invasive-mollusks, invasive-fish, Tabasco, Veracruz.

INTRODUCCIÓN

Las especies exóticas invasoras (EEI) son aquellas que son trasladadas e introducidas de manera incidental o intencionada fuera de su área natural, presentan gran adaptabilidad a las condiciones ambientales de los nuevos hábitats y una alta capacidad de colonización y establecimiento. Presentes en todos los grupos taxonómicos y se estiman cerca de 480,000 especies introducidas en todo el mundo (Pimentel *et al.*, 2001), invadiendo todos los ecosistemas del planeta (Kettunen *et al.*, 2008). Las invasiones biológicas son uno de los factores más importantes en la reducción del número de especies en todo el mundo, sólo después de la pérdida de hábitat (Fausch *et al.*, 2001; Ruzicky *et al.*, 2003; Reid *et al.*, 2005). Las especies invasoras provocan la extinción de las especies nativas en todo el planeta (Miller *et al.*, 1989; McNeely, 2001) representando 54 % de la extinción de éstas (Harrison & Stiasny, 1999) y 70 % de los peces en Norteamérica (Lassuy, 1995). En donde las islas y las aguas continentales son los ecosistemas más afectados por las especies invasoras (Fuller *et al.*, 1999; Harrison & Stiasny, 1999). Actualmente cientos de especies de peces, moluscos, crustáceos y anfibios están consideradas como amenazadas y se estima que para el año 2100, la mitad de los mejillones de agua dulce, un tercio de los langostinos, un cuarto de los anfibios y un quinto de los peces habrán desaparecido (Master *et al.*, 1998) con una tasa de extinción para las aguas continentales de Norteamérica de 4 % por década (Ricciardi & Rasmussen, 1999), lo que es importante si se considera que actualmente 39 % de los peces dulceacuicolas están en peligro de extinción o amenaza (Jelks *et al.*, 2008). En el contexto nacional, se conocen al menos cerca de 800 especies exóticas invasoras, de las que 665 son plantas, que incluyen exóticas invasoras, malezas y especies traslocadas (IMTA *et al.*, 2007); La contribución sobre moluscos dulceacuicolas se centra en tres especies introducidas que han sido registradas en México: dos Prosobranchia, *Melanooides tuberculata* y *Tarebia granifera*, y un Bivalvia, *Corbicula fluminea* (López *et al.*, 2019) y una especie nativa, *Pomacea flagellata*, que fue traslocada de la vertiente del golfo de México a la vertiente del Pacífico mexicano. La importancia de las cuatro especies consideradas tiene que ver con aspectos ecológicos, económicos y médicos. En México, el número de especies de peces invasores es menor (113 especies exóticas, cf. Contreras-Balderas *et al.*, 2008), seguramente aumentara sin la existencia de planes de control y erradicación debidamente implementados en tiempo y lugar. Las especies invasoras representan uno de los problemas más severos y menos controlados en México, como lo demuestra el hecho de haber pasado de 113 especies en 2008 (Contreras-Balderas *et al.*, 2008) a 118 en 2009 (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2009). Estos mismos autores, con base en datos de Contreras-Balderas (1999), mencionan que las especies invasoras son la principal amenaza para 76 especies enlistadas por la NOM-059-Semarnat-2010 (SEMARNAT, 2010). En el sureste de México (Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo) se tenía el registro de 12 especies de peces invasores, seis cíclidos, dos ciprínidos, dos loricáridos, un esciénido y un escorpénido (Amador-del Angel & Wakida-Kusunoki, 2014 a; b), lista a la cual se suma la familia Doradidae con la especie *Agamyxis pectinifrons* (Álvarez-Pliego *et al.*, 2021). Por lo anterior, y tomando en cuenta la importancia ecológica de los ecosistemas del sureste de México, muchos de los cuales son considerados regiones prioritarias, resulta urgente el desarrollo de programas de prevención que impidan la introducción de nuevas especies, y la erradicación o control y manejo de las especies ya introducidas (IMTA *et al.*, 2007). Por lo que el objetivo de este trabajo es conocer la distribución y abundancia de las EEI de macroinvertebrados acuáticos (moluscos) y peces dulceacuicolas de las tres principales cuencas del Golfo de México: Grijalva, Usumacinta y

Papaloapan, en el sureste mexicano. Con esto se pretende documentar y actualizar el estado del conocimiento sobre estas especies invasoras, para poder evaluar la diversidad en general en nuestros ecosistemas, así como evitar la propagación y aumento de sus poblaciones ya que estos factores pueden generar cambios en la composición, distribución y abundancia en la comunidad acuática, sobre todo en las especies nativas, aunado al efecto negativo en los procesos ecológicos (Simberloff, 2011; Díaz-Pardo *et al.*, 2016; Brito *et al.*, 2020) y en las relaciones tróficas. Además, hay que considerar no solo a la especie invasora, también es importante la presencia como vectores de parásitos y patógenos que los acompañan y que pueden afectar la salud humana (Chornesky *et al.*, 2005; Holmes *et al.*, 2009; Nghiem *et al.*, 2013; Cunningham *et al.*, 2012; Blackburn *et al.*, 2014; Conn, 2014; Mazza *et al.*, 2014; Schindler *et al.*, 2015; Fenoglio *et al.*, 2016; Gallardo *et al.*, 2016; Flood *et al.*, 2020). Así como la afectación socioeconómica en la actividad pesquera de aguas continentales (Limón-Hernández *et al.*, 2023). Lo más preocupante es que una vez establecidas en los nuevos hábitats son capaces de desarrollar poblaciones densas que hacen poco probable su erradicación (Bax *et al.*, 2001).

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende tres de las cuencas más importantes de la región sureste de México: Grijalva, Usumacinta, y Papaloapan. La cuenca Grijalva-Usumacinta se encuentra ubicada entre los paralelos 14°55' y 18°35' de latitud Norte y los meridianos 91° 20' y 94° 15' de longitud Oeste. La cuenca Grijalva cuenta con una superficie aproximada de 52,547 km² y la cuenca Usumacinta abarca una extensión aproximada de 73,192 km² (Plascencia-Vargas, *et al.*, 2014) y comprende municipios del estado de Chiapas y del estado de Tabasco. La cuenca del río Papaloapan geográficamente se localiza entre los paralelos 19°03' y 16°53' de latitud norte y los meridianos 94°39' y 97°45' de longitud oeste cuenta con un área aproximada de 47,517 km² y abarca parte del territorio de las entidades federativas de Puebla, Oaxaca y Veracruz (INEGI, 2022; CONAGUA, 2024). Los organismos corresponden a muestreos de diferentes proyectos realizados entre los años 2017 y 2018, los cuales no contemplan los mismos meses de muestreo, pero las localidades en las cuencas se distribuyeron bajo la misma estructura de diseño por zona (alta, media y baja). Los organismos analizados son parte de la "Colección de Referencia Sobre Organismos Acuáticos del Sureste: Macroinvertebrados y Peces" de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Se realizaron muestreos diurnos en 79 localidades distribuidas en las zonas alta, media y baja correspondientes a las cuencas, Grijalva (21), Usumacinta (45) y Papaloapan con 13 (Figura 1). Los organismos fueron colectados con diversas artes de colecta, con muestras por triplicado para cada arte. Para la epifauna y peces se emplearon red de cuchara tipo "D" con una luz de malla de 500 µ y un área de 0.87 m², red de barra tipo Renfro con área de 50 m² y luz de malla de 1 mm, un chinchorro de 60 m² de área de barrido, con luz de malla de 1 cm, y una atarraya con luz de malla de 3 puntas (12 lances por replica con atarraya en cada localidad) para cubrir un área de 60 m² para la atarraya, mientras que la infauna se colectó con una draga de un área de 0.024 m² y un nucleador con área de 0.0033 m². El uso de las artes en cada localidad dependió de las características del sitio y facilidad para su empleo. Los organismos se fijaron y preservaron con etanol al 96 %, la determinación de los organismos se realizó al nivel más bajo posible mediante claves especializadas, para moluscos (Thompson, 1957; Pennak, 1978; Thompson, 2004; Thorp & Covich, 2001) y para peces (Weber, 1992; Armbruster, 2004; Miller *et al.*, 2005; Armbruster &

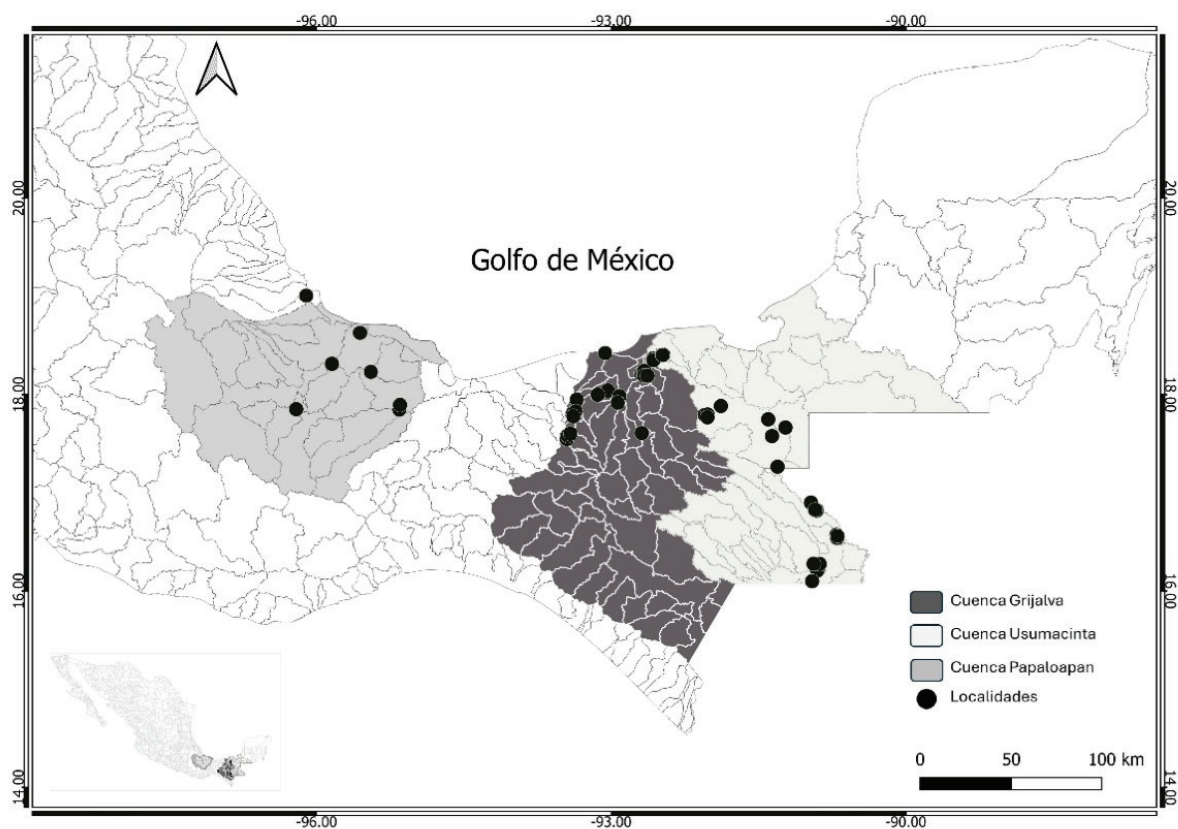


Figura 1. Área y ubicación de localidades de muestreo.

Page, 2006). La abundancia y peso de los organismos se estandarizó transformándolos a densidad (Org./m²) y biomasa (w/m²) para determinar la distribución de la densidad y biomasa de las especies de interés a lo largo de las cuencas. Donde, “g” es el peso en gramos de los organismos.

RESULTADOS

Distribución de la abundancia de la comunidad de macroinvertebrados y peces

Se colectaron 189,071 organismos en total en las localidades de muestreo, de los cuales 92 % corresponden a macroinvertebrados y 8 % a peces de la abundancia total. Los macroinvertebrados representados por 105 familias, 164 géneros y 186 especies y los peces por 34 familias 71 géneros y 100 especies. Dentro de las cuales se registraron 11 especies exóticas invasoras tres de moluscos y 8 de peces en las localidades de monitoreo de las tres cuencas. Es importante mencionar que los moluscos registraron los valores más altos de densidad y biomasa en cada cuenca (Tabla 1) en la cual se puede apreciar que la densidad y biomasa de los moluscos representan más del 80 % correspondiente a cada cuenca.

Las especies de moluscos exóticos invasores (MEI): *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774) registrada en 21 localidades, *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) en 32 y *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) en 45 de las 79 localidades de muestreo representaron un elevado porcentaje de la

Tabla 1. Porcentaje de la densidad y biomasa total de macroinvertebrados por cuenca y grupo de organismos

Cuenca/Grupo	Densidad (Org./m ²) %	Biomasa (w/m ²) %
Grijalva	20.59	26.64
Crustacea	0.24	0.22
Insecta	0.05	0.01
Mollusca	20.3	26.42
Usumacinta	8.68	16.33
Crustacea	1.35	1.26
Insecta	0.17	0.03
Mollusca	7.15	15.04
Papaloapan	70.73	57.03
Crustacea	0.78	0.33
Insecta	0.12	0.04
Mollusca	69.84	56.66

densidad en cada cuenca. Las tres especies en la cuenca Grijalva, representaron el 97 % de la densidad total de organismos, mientras que para la cuenca Papaloapan fue el 90 % y Usumacinta con el 39 % del total. Con respecto a la biomasa registrada por los MEI, el valor más alto corresponde a la cuenca Papaloapan con 89 %, seguida de la cuenca Grijalva con 83 % y Usumacinta con 51 % del total.

En las tres cuencas, la especie *T. granifera* registró los valores más altos de densidad, con porcentajes de 61 % en la cuenca Papaloapan, seguida por la cuenca Grijalva con 19 % y Usumacinta con solo 3.5 % de la densidad para esta especie. Mientras que *M. tuberculata* y *C. fluminea* registraron porcentajes de densidad menores a 5 % en las tres cuencas. El mayor porcentaje de biomasa correspondió a *T. granifera* en la cuenca Papaloapan con cerca del 50 % mientras que la biomasa de *C. fluminea* registró valores más altos en la cuenca Grijalva; Mientras que, *M. tuberculata* tuvo los valores mínimos de densidad y de biomasa (Figura 2).

La distribución de la densidad y biomasa de los MEI en las 3 zonas de cada cuenca permite apreciar que en la zona media de las cuencas se registraron los porcentajes más elevados de densidad y biomasa. En la zona media de las cuencas Grijalva (Figura 3 A) y Papaloapan (Figura 3 C), *T. granifera* registró los valores de densidad más altos, mientras que en la cuenca Usumacinta la biomasa fue mayor en las zonas media y baja (Figura 3 B). Es importante mencionar que las tres especies de moluscos invasores se registraron en las diversas zonas de cada cuenca, con excepción de *T. granifera* la cual estuvo ausente en la zona alta de la cuenca Usumacinta. En general *C. fluminea* y *M. tuberculata* registraron los porcentajes más bajos de densidad y biomasa, por el contrario, *T. granifera* fue la especie con mayor representatividad a lo largo de las tres cuencas de estudio (Figura 3).

Del total de peces colectados, el porcentaje más alto de densidad se registró en la cuenca Grijalva con 41.8 % seguida por la Cuenca Papaloapan con 29.8 % y la cuenca Usumacinta con 28.3 %, por el contrario, el porcentaje más alto de la biomasa se registró en la cuenca Usumacinta con 63 % seguida de la cuenca Grijalva y Papaloapan con 29 y 8 % respectivamente (Figura 4 A).

De las cien especies de peces registradas, ocho son invasoras: *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *O. aureus* (Steindachner, 1864), *Parachromis motaguensis* (Gunther, 1867), *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), *Ctenopharygodon idella* (Valenciennes, 1844), *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855), *P. disjunctivus* (Weber, 1991) y *Agamyxis pectinifrons* (Cope, 1870). De las cuales *O. niloticus*, *O. aureus*, y *C. idella*, se registraron en las tres cuencas, *P. pardalis*, *P. disjunctivus* en las cuencas Grijalva y Usumacinta; *P. motaguensis*, *C. carpio* y *A. pectinifrons* en la cuenca Gri-

jalva. Los géneros *Pterygoplichthys* y *Oreochromis* presentaron mayor frecuencia de aparición con registro en 56 % y 20 % de todas las localidades de muestreo, mientras que *A. pectinifrons* y *P. motaguensis*, se registraron en 1.3 % de las localidades (Figura 4 B).

Las especies de peces invasores representaron 10 % de la densidad y 44 % de la biomasa total, de las cuales las especies del género *Pterygoplichthys* en conjunto representaron 9.8 % y 34 % de la densidad y biomasa respectivamente, mientras que las especies restantes representaron densidades menores a 0.05 % del total, de igual forma la biomasa del resto de las especies registraron valores menores al 5 % del total (Figura 5).

Con respecto a la distribución de los peces invasores por cuenca en la figura 6 se aprecia que en conjunto las especies del género *Pterygoplichthys* representaron el mayor porcentaje de densidad y biomasa y tienen registro sólo en las cuencas Grijalva y Usumacinta, sin embargo, tiene mayor representatividad en la cuenca Grijalva, mientras que el género *Oreochromis* tuvo mejor representatividad con respecto a la biomasa en la cuenca Papaloapan. Cabe mencionar que el género *Oreochromis* representado por *O. niloticus*, *O. aureus* y *Oreochromis* sp. tuvo registro en las tres cuencas. Es importante resaltar el registro de *Agamyxis pectinifrons* ya que esta especie ha tenido registros recientes en la parte baja de la cuenca Grijalva.

Con respecto a la distribución de peces invasores por zona en cada cuenca, es apreciable que en las cuencas Grijalva y Usumacinta las especies que comprenden el género *Pterygoplichthys* son las que registraron valores más altos de densidad y biomasa a lo largo de la cuenca, sin embargo, para la cuenca Grijalva el valor más alto de densidad correspondió a la zona baja, mientras que en la cuenca Usumacinta se presentó en la zona media. En general en la cuenca Grijalva la densidad fue más baja que la biomasa, por el contrario, en la cuenca Usumacinta la densidad es menor que la biomasa en las zonas media y baja, mientras que en la zona alta la biomasa es más alta que la densidad. En la cuenca Papaloapan las especies que componen el género *Oreochromis*, son las que registraron los valores de densidad y biomasa más altos a lo largo de la cuenca, es importante destacar que en esta cuenca no tuvo registro del género *Pterygoplichthys*, para este estudio (Figura 7).

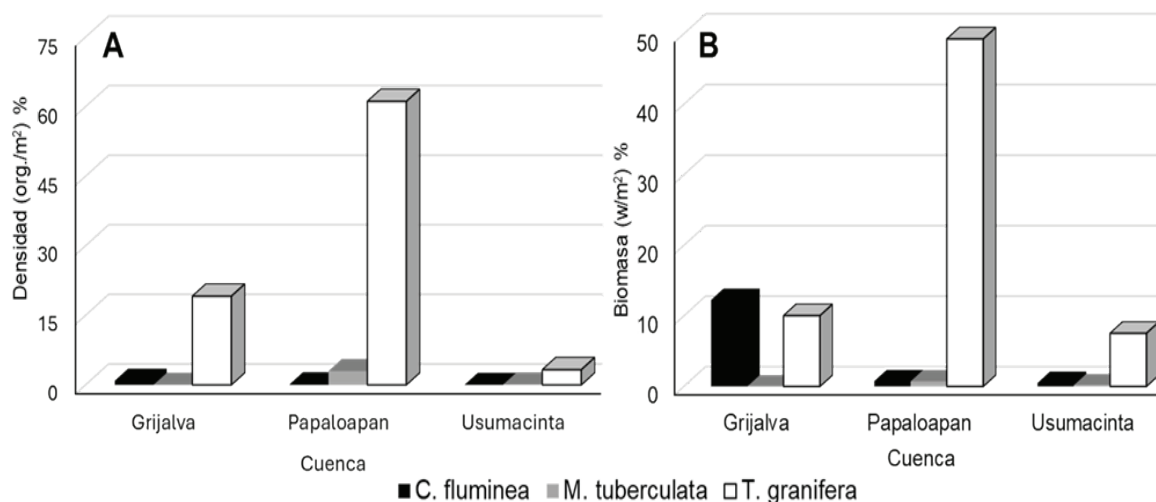


Figura 2. Densidad (A) y biomasa (B) de moluscos invasores por cuenca.

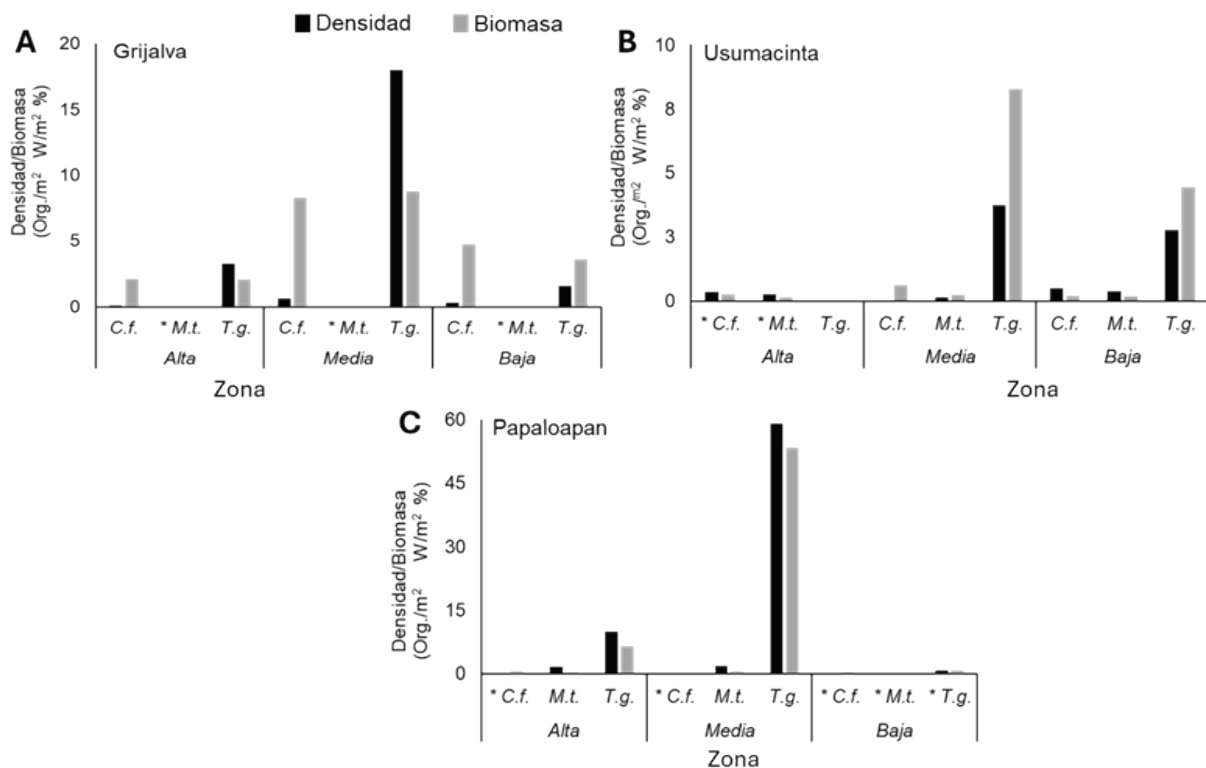


Figura 3. Densidad y biomasa de moluscos invasores por zona en las cuencas Grijalva (A), Usumacinta (B) y Papaloapan (C); C.f., *Corbicula fluminea*; M.t., *Melanoides tuberculata*; T.g., *Tarebia granifera*.

DISCUSIÓN

La presencia de especies invasoras es un proceso que se ha venido acelerando debido a actividades antropogénicas como el transporte marítimo (agua de lastre y organismos incrustados en el casco del barco) y el acuarismo. Dichas especies al encontrarse en sistemas acuáticos en los cuales no tiene competidores naturales son capaces de provocar cambios fuertes en la biota de estos sistemas, como el desplazamiento de especies nativas además de provocar cambios en el proceso ecológico y fisiográfico de los mismos (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2000; Holmes *et al.*, 2009; Simberloff, 2011; Blackburn *et al.*, 2014; Gallardo *et al.*, 2016; Brito *et al.*, 2020). Un claro ejemplo de estas especies invasoras en el Sureste Mexicano son la presencia de tres especies de moluscos y ocho de peces dulceacuicolas registrados en el presente estudio.

Los moluscos invasores *C. fluminea*, *T. granifera* y *M. tuberculata* han sido registrados en diversos puntos de monitoreo en las tres principales cuencas del sureste (Grijalva, Usumacinta y Papaloapan) en el caso de *C. fluminea*, aunque no se tuvieron densidades grandes, se sabe que es una especie muy exitosa en la colonización de otros ambientes lo cual explica su presencia en 45 de las 79 localidades de monitoreo, lo cual coincide con lo registrado por Trinidad-Ocaña *et al.*, (2017) y de acuerdo con Tiemann, *et al.*, (2024) quien comenta que esta es una especie ampliamente distribuida en el territorio mexicano ya que se encuentra en 26 Estados de la República Mexicana. En el caso de *C. fluminea* se cree que el acuarismo, la deriva pasiva y la dispersión debida por el paso intestinal de los peces, son vías probables

de dispersión para esta especie (Sousa *et al.*, 2008; Gatlin *et al.*, 2013; Naranjo-García & Castillo-Rodríguez, 2017).

Con respecto a los moluscos de la familia Thiaridae, estas presentaron mayores abundancias en sistemas ribereños o canales que presentaron modificaciones o impactos fuertes por actividades antropogénicas (obras hidráulicas) lo cual favorece una elevada densidad de *T. granifera* en las tres cuencas (Peso *et al.*, 2010; Rangel-Ruiz *et al.*, 2011; Trinidad-Ocaña *et al.*, 2017), las cuales representaron más del 90 % en las cuencas Grijalva y Papaloapan y 40 % Usumacinta. Estas especies de thiaridos *M. tuberculata* y *T. granifera* son de las especies de moluscos invasores en conjunto con la almeja asiática *C. fluminea* que han sido consideradas como especies invasoras registradas a nivel nacional y en el sureste mexicano (López-López *et al.*, 2009; Naranjo-García & Olivera-Carrasco, 2014; Barba *et al.*, 2014; Tiemann *et al.*, 2024). Estas especies además de contar con una elevada capacidad competitiva presentan una gran adaptabilidad a las diversas condiciones locales de los sistemas acuáticos (Guo & Symstad, 2008). Es importante el control de estas especies ya que de acuerdo con diversos autores además de los daños ecológicos y a la biodiversidad, son portadoras de parásitos que afectan a otras especies acuáticas (Salgado-Maldonado *et al.*, 1995; Mitchell *et al.*, 2005; Pinto & Melo, 2010), lo cual es de importancia para la salud pública ya que pueden afectar a la salud humana (Derraik, 2008; Amador-del Ángel *et al.*, 2009; Appleton *et al.*, 2009).

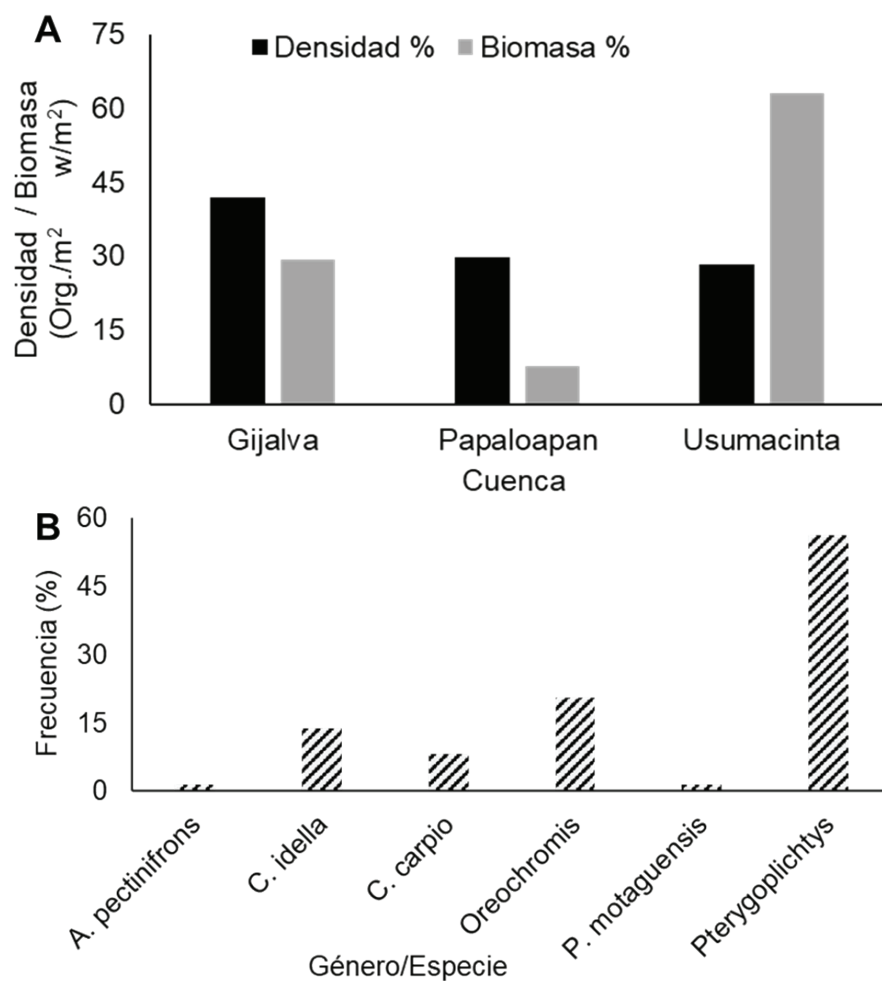


Figura 4. Densidad y Biomasa total de la ictiofauna (A) y frecuencia de aparición de peces invasores (B).

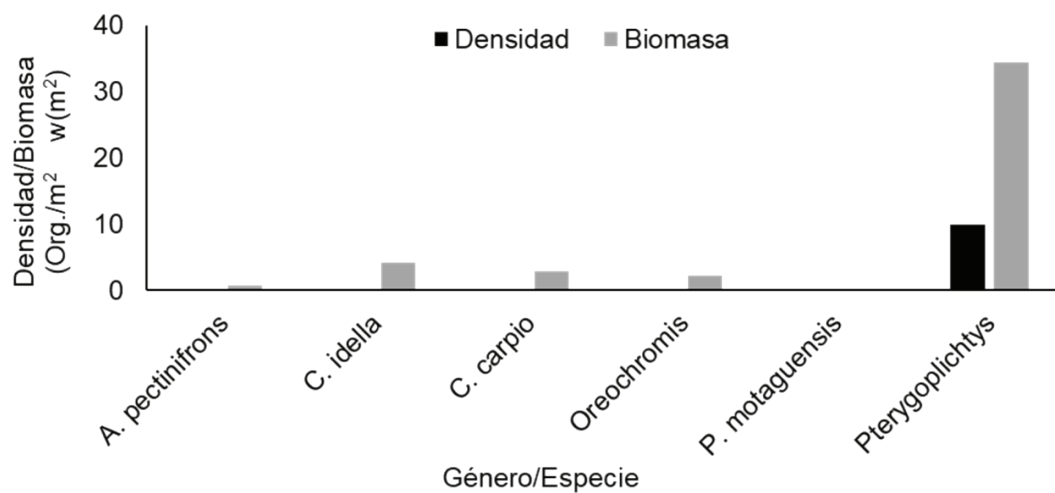


Figura 5. Aporte de la densidad y biomasa de las especies de peces invasores.

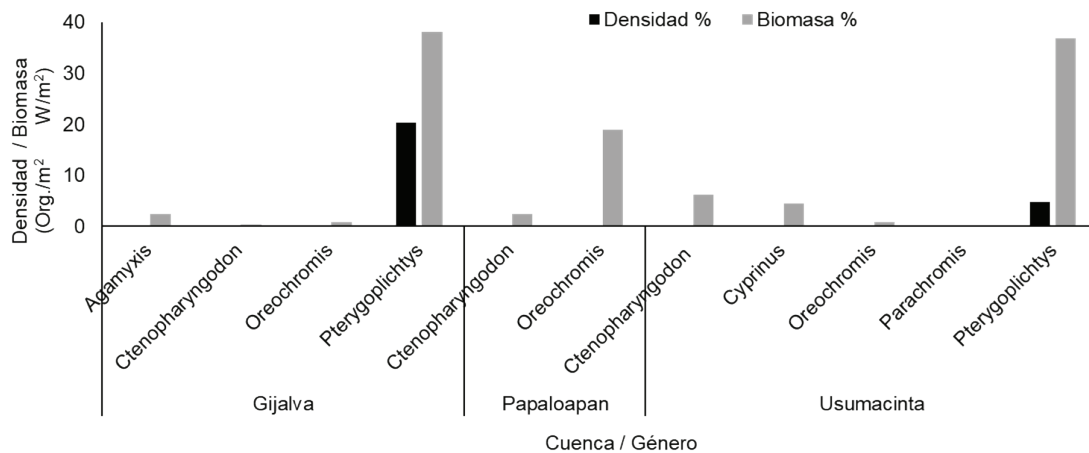


Figura 6. Distribución de la densidad y biomasa de peces invasores por cuenca.

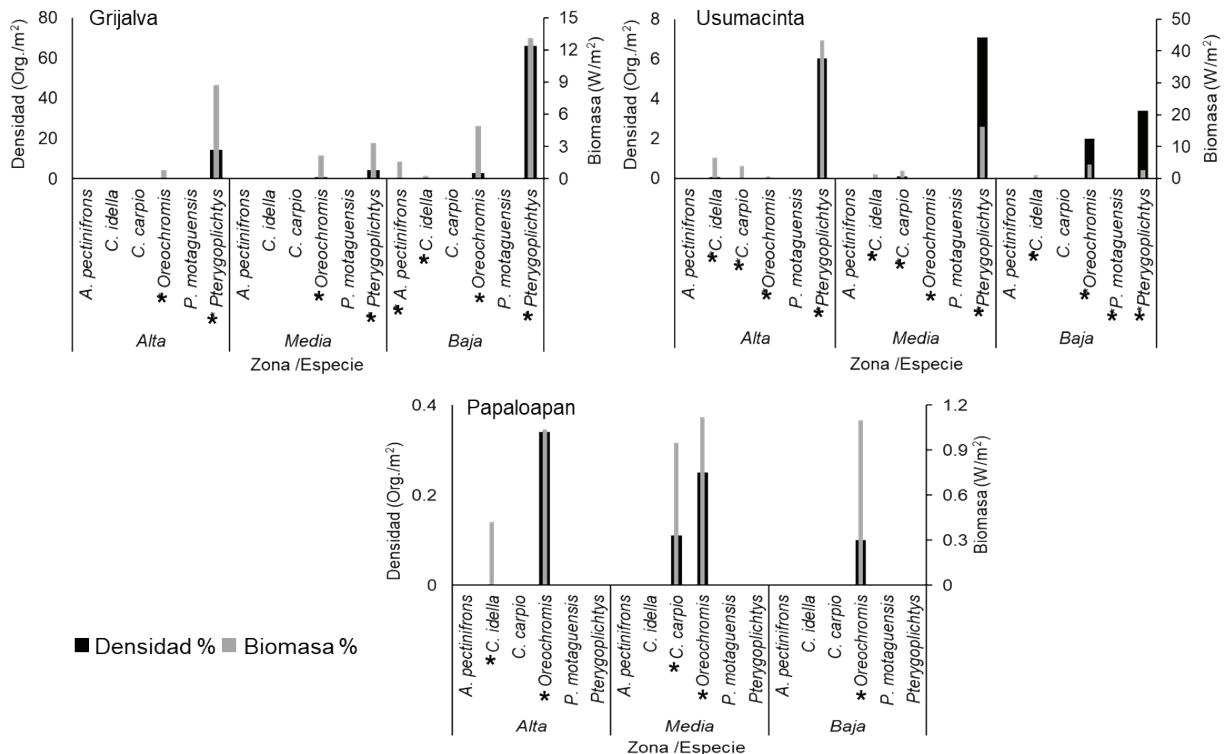


Figura 7. Distribución de peces invasores por zona en las cuencas Grijalva, Usumacinta y Papaloapan (* especies registradas por zona).

Con respecto al grupo de peces invasores se registraron siete de las 11 especies mencionadas por Amador-del Ángel & Wakida-Kusunoki (2014 a; b), lista a la cual se anexa la especie *Agamyxis pectinifrons* recientemente ubicada en el sureste de México por Álvarez-Pliego *et al.*, (2021) en diversos humedales en la parte baja de la cuenca Grijalva, así como la captura de 25 organismos en la laguna Luis Gil Pérez, en el municipio de Centro Tabasco. Es importante destacar la presencia de esta especie de la cual aún no se conoce el impacto ecológico que pueda generar en los sistemas acuáticos del sureste mexicano. La falta

de desconocimiento de la biología de esta especie es una desventaja que puede derivar en el desplazamiento de otras especies nativas, debido a factores como la competencia por la alimentación, o tipo de hábitat, entre otros (Olden *et al.*, 2006; Liang *et al.*, 2020). Más aún que la introducción a territorio mexicano, esta especie de ornato cuenta con autorización por la Norma Oficial Mexicana NOM-011-PESC-1993, en la cual se permite su importación como pez de ornato, por lo cual es necesario más estudios referentes a esta especie para tener un mejor conocimiento de los impactos que pueda provocar en los siste-

mas acuáticos (Fuller, 2024). Las especies correspondientes al género *Pterygoplichthys* al igual que *A. pectinifrons*, pertenecen al grupo de los siluriformes y se caracterizan por ser un grupo dominante en Sudamérica (Van der Sleen & Albert 2017), la presencia de *A. pectinifrons* en la cuenca Grijalva se considera de alto riesgo no solo para México sino para Mesoamérica (Orfinger & Gooding, 2018; Lardizabal *et al.*, 2020). Esto dado por su elevada capacidad de adaptación, sus hábitos nocturnos, la ausencia de depredadores naturales, aunado a que las cuencas del sureste mexicano presentan condiciones ambientales similares a las encontradas en el área natural de distribución (Correa *et al.*, 2008). Sin embargo, existen diversas especies que son invasoras, pero son aprovechadas y representan beneficios económicos para la población de pescadores como es el caso de los ciclidos pertenecientes al género *Oreochromis*, y las carpas del género *Cyprinus* (Amador-del Ángel & Wakida-Kusunoki, 2014 a). Es necesario el planteamiento de diversas opciones para el manejo y control de las especies invasoras, dependiendo si son o no de importancia comercial (mojarra y carpas) o si son especies poco probables de ser aprovechadas por la población como es el caso de los siluriformes, ya que la presencia de especies invasoras conlleva a la pérdida de diversidad biológica y afectaciones socioeconómicas (Barba-Macias & Estrada, 2007; Cucherousset & Olden, 2011; Álvarez-Pliego *et al.*, 2015).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo a las fuentes de financiamiento por los recursos otorgados para la realización de los proyectos que alimentan la base de datos con la cual se trabajó para el presente documento, Perteneciente a la "Colección de Referencia Sobre Organismos Acuáticos del Sureste: Macroinvertebrados y Peces" de El Colegio de la Frontera Sur, unidad Villahermosa (CROASUR).

REFERENCIAS

- ÁLVAREZ-PLIEGO N., A. GARRIDO-MORA, A. J. SÁNCHEZ, M. A. SALCEDO & R. FLORIDO. 2021. First records of a non-native spotted raphael catfish *Agamyxis pectinifrons* (Cope, 1870) (Siluriformes: Doradidae) in the floodplain of the Grijalva basin. *BiolInvasions Records* 10(3): 691-700. DOI:10.3391/bir.2021.10.3.19
- ÁLVAREZ-PLIEGO N, A. J. SÁNCHEZ, R. FLORIDO & M. S. SALCEDO. 2015. First record of south american suckermouth armored catfishes (Loricariidae, *Pterygoplichthys* spp.) in the Chumpán River system, southeast Mexico. *BiolInvasions Records* 4: 309-314, DOI:10.3391/bir.2015.4.4.14
- AGUIRRE-MUÑOZ, A., R. E. MENDOZA-ALFARO, H. A. PONCE-BERNAL, L. ARRIAGA-CABRERA E. CAMPOS-GONZÁLEZ, S. CONTRERAS-BALDERAS, M. E. GUTIÉRREZ, F. J. ESPINOSA-GARCÍA I. FERNÁNDEZ-SALAS, L. GALAVIZ-SILVA, F. J. GARCÍA-DE LEÓN, D. LAZCANO-VILLARREAL, M. MARTÍNEZ-JIMÉNEZ, M. E. MEAVE-DEL CASTILLO, R. A. MEDELLIN, E. NARANJO-GARCÍA, M. T. OLIVERA-CARRASCO, M. PÉREZ-SANDI, G. RODRÍGUEZ-ALMARAZ, G. SALGADO-MALDONADO, A. SAMANIEGO-HERRERA, E. SUÁREZ-MORALES, H. VIBRANS & J. A. ZERTUCHE-GONZÁLEZ. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. In: Dirzo, R., R. González & I. J. March (Eds.). *Capital natural de México: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Vol. II. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 277-318.
- Amador-del Ángel, L. E. & A. T. Wakida-Kusunoki. 2014a. Peces invasores en el Sureste de México. In: Mendoza-Alfaro, R. E. & P. Koff-Orsorio (Eds.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). pp. 425-433
- AMADOR-DEL ÁNGEL, L. E. & A. T. WAKIDA-KUSUNOKI. 2014b. Especies acuáticas exóticas e invasoras del estado de Tabasco, México. In: Low-Pfeng, A. M., P. A. Quijón & E. M. Peters-Recagno (Eds.). *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto de Ecología y Cambio Climático y University of Prince Edward Island. pp. 177-198
- AMADOR-DEL ÁNGEL, L. E., A. T. WAKIDA-KUSUNOKI, E. GUEVARA, R. BRITO & P. CABRERA-RODRÍGUEZ. 2009. Peces invasores de agua dulce en la región de la laguna de Términos, Campeche. *Tecnociencia* 3 (2): 11-28.
- APPLETON, C. C., A. T. FORBES & N. T. DEMETRIADES. 2009. The occurrence, bionomics and potential impacts of the invasive freshwater snail *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) (Gastropoda: Thiaridae) in South Africa. *Zoologische Mededelingen* 83: 525-536
- ARMBRUSTER, J. W. 2004. Phylogenetic relationships of the suckermouth armored catfishes (Loricariidae) with emphasis on the Hypostominae and the Ancistrinae. *Zoological Journal of the Linnean Society* 141: 1-80.
- ARMBRUSTER, J. W. & L. M. PAGE. 2006. Redescription of *Pterygoplichthys punctatus* and description of a new species of *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae). *Neotropical Ichthyology* 4 (4): 401-409.
- ARRIAGA-CABRERA, L., V. AGUILAR-SIERRA & J. ALCOCER-DURAND. 2000. *Aguas continentales y diversidad biológica de México*, Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, México. p. 327
- BARBA-MACÍAS, E. & F. ESTRADA. 2007. Taller sobre el aprovechamiento y manejo integral del plecos (pez diablo) en los municipios de Tenosique y Balancán, Tabasco. *Produce Tabasco* 1 (4): 5-6.
- BARBA, M., M. MAGAÑA-VÁZQUEZ & J. JUÁREZ-FLORES. 2014. Nuevos registros de los gasterópodos *Melanoides tuberculata* (Muller, 1974) y *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) en las cuencas Grijalva, Usumacinta y Tonala, Pajonal-Machona, Tabasco. In: Low-Pfeng, M. A., P. A. Quijón & E. M. Peters-Recagno (Eds.). *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y University of Prince Edward Island. México, D.F. pp. 359-379.
- BAX, N., J. T. CARLTON, A. MATHEWS-AMOS, R. L. HAEDRICH, F. G. HOWARTH, J. E. PURCELL, A. RIESER & A. GRAY. 2001. The control of biological invasions in the world's oceans. *Conservation Biology* 15: 1234-1246. DOI:10.1111/j.1523-1739.2001.99487.x
- BLACKBURN, T. M., F. ESSL, T. EVANS, P. E. HULME, J. M. JESCHKE, I. KUHN, S. KUMSCHICK, Z. MARKOVA, A. MRUGALA, W. NENTWIG, J. PERGL, P. PYSEK, W. RABITSCH, A. RICCIARDI, D. M. RICHARDSON, A. SENDEK, M. VILA, J. R. U. WILSON, M. WINTER, P. GENOVESI & S. BACHER. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology* 12: e1001850. DOI:10.1371/journal.pbio.101850
- BRITO, M. F., V. S. DAGA & J. R. VITULE. 2020. Fisheries and biotic homogenization of freshwater fish in the Brazilian semiarid region. *Hydrobiologia* 847:3877-3895.

- CHORNESKY, E. A., A. M. BARTUSKA, G. H. APLET, K. O. BRITTON, J. CUMMINGS-CARLSON, F. W. DAVIS, J. ESKOW, D. R. GORDON, K. W. GOTTSCHALK, R. A. HAACK, A. J. HANSEN, R. N. MACK, F. J. RAHEL, M. A. SHANNON, L. A. WAINGER & T. B. WIGLEY. 2005. Science Priorities for Reducing the Threat of Invasive Species to Sustainable Forestry. *BioScience*, 55(4): 335-348. DOI:10.1641/0006-3568(2005)055[0335:SPFRTT]2.0.CO;2
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2024. Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero cuenca Río Papaloapan (3019), Estado de Veracruz. Ciudad de México, 33 p.
- CONN, D. B. 2014. Aquatic invasive species and emerging infectious disease threats: a one health perspective. *Aquatic Invasions* 9: 383-390.
- CONTRERAS-BALDERAS, S. 1999. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions. In: Claudi, R. & J.H. Leach (Eds.), *Non-indigenous freshwater fishes: Vectors, biology, and impacts*. Lewis Publ., Washington, pp. 33-54.
- CONTRERAS-BALDERAS, S., G. RUIZ, J. J. SCHMITTER, E. DÍAZ, T. CONTRERAS, M. MEDINA, L. ZAMBRANO, A. VARELA, R. MENDOZA, C. RAMÍREZ, M. A. LEJA, P. ALMADA, D. A. HENDRICKSON & J. LYONS. 2008. Freshwater fishes and water status in Mexico: A country-wide appraisal. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 11 (3): 246-256.
- CORREA S. B., W. G. R. CRAMPTON, L. J. CHAPMAN & J. S. ALBERT. 2008. A comparison of flooded forest and floating meadow fish assemblages in an upper Amazon floodplain. *Journal of Fish Biology* 72: 629-644. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2007.01752.x
- CUCHEROUSSET J. & J. D. OLDEN. 2011. Ecological Impacts of Nonnative Freshwater Fishes. *Fisheries* 36: 215-230. DOI:10.1080/03632415.2011.574578
- CUNNINGHAM, A. A., A. P. DOBSON & P. J. HUDSON. 2012. Disease invasion: impacts on biodiversity and human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 367: 2804-2806
- DERRAIK, J. G., 2008. The potential significance to human health associated with the establishment of the snail *Melanoides tuberculata* in New Zealand. *The New Zealand Medical Journal* 121 (1280): 25-32
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN 1994. NORMA Oficial Mexicana NOM-011-PESC-1993, para regular la aplicación de cuarentenas, a efecto de prevenir la introducción y dispersión de enfermedades certificables y notificables, en la importación de organismos acuáticos vivos en cualesquiera de sus fases de desarrollo, destinados a la acuicultura y ornato en los Estados Unidos Mexicanos. También disponible en la página web: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/857603/1_NOM-011-PESC-1993_16AGO1994.pdf
- DÍAZ-PARDO, E., A. CAMPOS-MENDOZA, T. CONTRERAS-MACBEATH, O. MEJÍA-GUERRERO, E. SOTO-GALERA & G. CEBALLOS. 2016. Situación actual y conservación. In: Ceballos, G., E. Díaz-Pardo, L. Martínez-Estévez & H. Espinosa-Pérez (Eds.). *Los peces dulceacuícolas de México en peligro de extinción*. Ciudad de México, México, pp 31-46.
- FAUSCH, K., Y. TANIGUCHI, S. NAKANO, G. GROSSMAN & C. TOWNSEND. 2001. Flood disturbances regimes influence rainbow trout invasion success among five holartic regions. *Ecology Applications* 11 (5): 1438-1455.
- FENOGLIO, S., N. BONADA, S. GUARESCHI, M. J. LÓPEZ-RODRÍGUEZ, A. MILLÁN & J. M. T. FIGUEROA. 2016. Freshwater ecosystems and aquatic insects: a paradox in biological invasions. *Biology Letters* 12 (4): 2015.1075. DOI:10.1098/rsbl.2015.1075
- FLOOD, P. J., A. DURAN, M. BARTON, A. E. MERCADO-MOLINA & J. C. TREXLER. 2020. Invasion impacts on functions and services of aquatic ecosystems. *Hydrobiologia* 847: 1571-1586.
- FULLER, P., L. NICO & D. WILLIAMS. 1999. *Non-indigenous fishes introduced into inland waters of the United States*. American Fisheries Society, Bethesda, MA.
- FULLER, P. 2024. *Agamyxis pectinifrons* (Cope, 1870): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. También disponible en la página web: <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=2786> (consultado el 25 de noviembre 2024)
- GALLARDO, B., M. CLAVERO, M. I. SÁNCHEZ & M. VILÀ. 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22: 151-163.
- GATLIN, M. R., D. E. SHOUP & J. M. LONG. 2013. Invasive Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and Asian clams (*Corbicula fluminea*) survive gut passage of migratory fish species: implications for dispersal. *Biological Invasions* 15: 1195-1200. DOI:10.1007/s10530-012-0372-0
- GUO, Q. & A. SYMSTAD. 2008. A two-part measure of degree of invasion for cross-community comparisons. *Conservation Biology* 22: 666-672.
- HARRISON, I. & M. STIASNY. 1999. The quiet crisis: A preliminary listing of the Freshwater fishes of the world that are extinct or "missing in action". In: MacPhee R. D. E. (Ed.). *Extinctions in near time. Causes, contexts, and consequences*. Kluwer Academic, Nueva York, pp. 271-331.
- HOLMES, T. P., J. E. AUKEMA, B. VON HOLLE, A. LIEBHOLD & E. SILLS. 2009. Economic impacts of invasive species in forest past, present, and future. In *The Year in Ecology and Conservation Biology. Annals of the New York Academy of Sciences* 1162: 18-38
- IMTA (INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA), CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD), GECI (GRUPO DE ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN DE ISLAS, A.C.), ARIDAMÉRICA, A. C. & THE NATURE CONSERVANCY, PROGRAMA MÉXICO. 2007. Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México, Jiutepec, Morelos.
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA). 2022. Estudio de información integrada de la Cuenca Río Papaloapan. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 117 p.
- JELKS, H., S. WALSH, N. BURKHEAD, S. CONTRERAS-BALDERAS, E. DÍAZ-PARDO, D. HENDRICKSON, J. LYONS, N. E. MANDRAK, F. MCCORMICK, J. S. NELSON, S. P. PLATANIA, B. A. PORTER, C. B. RENAUD, J. J. SCHMITTER-SOTO, E. B. TAYLOR & M. L. WARREN JR. 2008. Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries* 33 (8): 372-407.
- KETTUNEN, M., P. GENOVESI, S. GOLLASCH, D. S. PAGA, U. STARFINGER, P. TENBRINK & C. SHINE. 2008. Technical Support to EU Strategy on Invasive Species (IAS) Assessment of the Impacts of IAS in Europe and the EU (Final Module Report for the European Commission) Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium.

- LASSUY, D. 1995. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. *American Fisheries Society Symposium* 15: 391-396.
- LARDIZABAL, C. C., E. M. BENÍTEZ & W. A. MATAMOROS. 2020. Record of the Non-native suckermouth armored catfish hybrid *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1985) y *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991) (Siluriformes: Loricariidae) in Honduras. *Zootaxa* 4778(3): 593-599. DOI:10.11646/zootaxa.4778.3.10
- LIANG S. H., B. A. WALTHER & B. S. SHIEH. 2020. Determinants of establishment success: Comparing alien and native freshwater fishes in Taiwan. *PLoS ONE* 15 (7): e0236427. DOI:10.1371/journal.pone.0236427
- LIMÓN-HERNÁNDEZ, L. E., M. DE L. JIMÉNEZ-BADILLO & C. MEINERS-MANDUJANO. 2023. El pez diablo, una especie exótica invasora en la mira de la cuenca del río Papaloapan. *Revista Multidisciplinaria de Ciencia, Innovación y Desarrollo* 2 (1): 9-13
- LÓPEZ E, L. GARRIDO-OLVERA, F. BENAVIDES-GONZÁLEZ, Z. BLANCO-MARTÍNEZ, R. PÉREZ-CASTAÑEDA, J. G. SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, A. CORREA-SANDOVAL, M. L. VÁZQUEZ-SAUCEDA & J. L. RÁBAGO-CASTRO. 2019. New records of invasive mollusks *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) and *Tarebia granifera* (Lamarck, 1816) in the Vicente Guerrero reservoir, Mexico. *BiolInvasions Records* 8(3):640-652 DOI:10.3391/bir.2019.8.3.21
- LÓPEZ-LÓPEZ, E., J. E. SEDEÑO-DÍAZ, P. T. VEGA & E. OLIVEROS. 2009. Invasive mollusks *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) and *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the Tuxpan and Tecolutla rivers, Mexico: spatial and seasonal distribution patterns. *Aquatic Invasions* 4: 435-450. DOI:10.3391/ai.2009.4.3.2
- MASTER, L., S. FLACK & B. STEIN. 1998. *Rivers of life: Critical watersheds for protecting freshwater biodiversity*, The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- MAZZA, G., E. TRICARICO, P. GENOVESI & F. GHERARDI. 2014. Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethology Ecology & Evolution* 26: 112-129.
- MCNEELY, J. A., H. A. MOONEY, L. E. NEVILLE, P. SCHEI & J. K. WAAGE. 2001. *Estrategia mundial sobre especies exóticas invasoras*. UICN: Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- MILLER, R. R., W. L. MINCKLEY & S. M. NORRIS. 2005. Freshwater fishes of México. The Chicago University Press, Chicago. 490 p.
- MILLER, R. R., J. D. WILLIAMS & J. E. WILLIAMS. 1989. Extinctions of North America fishes during the past century. *Fisheries* 14 (6): 4. 22-38.
- MITCHELL, A. J., R. M. OVERSTREET, A. E. GOODWIN & T. M. BRANDT. 2005. Spread of an exotic fish-gill trematode: a far-reaching and complex problem. *Fisheries* 30: 11-16 DOI:10.1577/1548-8446(2005)30[11:SOAEFT]2.0.CO;2
- NARANJO-GARCÍA, E. & Z. G. CASTILLO-RODRÍGUEZ. 2017. First inventory of the introduced and invasive mollusks in Mexico. *The Nautilus* 131: 107-126.
- NARANJO-GARCÍA, E. & M. T. OLIVERA-CARRASCO. 2014. Moluscos dulceacuícolas introducidos e invasores. *In: Mendoza, R. & P. Koleff (Eds.), Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. pp. 337-345.
- NGHIEM, L. T., T. SOLIMAN, D. C. YEO, H. T. TAN, T. A. EVANS, J. D. MUMFORD, R. P. KELLER, R. H. A. BAKER, R. T. CORLETT & L. R. CARRASCO. 2013. Economic and environmental impacts of harmful non-indigenous species in Southeast Asia. *PLoS One* 8(8): e71255. DOI:10.1371/journal.pone.0071255
- OLDEN, J. D., N. L. POFF & K. R. BESTGEN. 2006. Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. *Ecological Monographs* 76: 25-40 DOI:10.1890/05-0330
- ORFINGER, A. B. & D. GOODING. 2018. The Global Invasion of the Suckermouth Armored Catfish Genus *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae): Annotated List of Species, Distributional Summary, and Assessment of Impacts. *Zoological Studies* 57: 1-16. DOI:10.6620/ZS.2018.57-07
- PENNAK, R. W. 1978. *Fresh Water Invertebrates of the United States*. John Wiley & Sons. New York.
- PESO, J. G., R. E. VOGLE & N. D. PVIDORI. 2010. Primer registro del gasterópodo invasor *Melanoides tuberculata* (Gastropoda, Thiariidae) en el río Uruguay (Argentina-Brasil). *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay* 9 (93): 231-235.
- PIMENTEL, D., S. MCNAIR, J. JANECKA, J. WIGHTMAN, C. SIMMONDS, C. O'CONNELL, E. WONG, L. RUSSEL, J. ZERN, T. AQUINO & T. TSOMONDO. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 1-20.
- PINTO, H. A. & A. L. D. MELO. 2010. *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiariidae) as an intermediate host of *Centrocestus formosanus* (Trematoda: Heterophyidae) in Brazil. *Revista Do Instituto De Medicina Tropical De Sao Paulo* 52: 207-210.
- PLASCENCIA-VARGAS, H., M. GONZÁLEZ-ESPINOSA, N. MARCIAL, J. ÁLVAREZ-SOLÍS & K. MUSALEM. 2014. Características físico-bióticas de la cuenca del río Grijalva. *In: González-Espinosa, M. & M. C. Brunel-Manse (Eds.) Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva*. pp.29-72
- RANGEL-RUIZ, L. J., J. GAMBOA AGUILAR, M. GARCÍA-MORALES & O. M. ORTIZ-LEZAMA. 2011. *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) en la región hidrológica Grijalva-Usumacinta en Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana* 27(1):103-114.
- REID, W., H. MOONEY, A. CROPPER, D. CAPISTRANO, S. CARPENTER & K. CHOPRA (Eds.). 2005. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- RICCIARDI, A. & J. RASMUSSEN. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13 (5): 1220-1222.
- RUZYCKI, J., D. BEAUCHAMP & D. YULE. 2003. Effects of introduced lake trout on native cutthroat trout in Yellowstone Lake. *Ecology Applications* 13 (1): 23-37.
- SALGADO-MALDONADO, G., M. I. RODRÍGUEZ-VARGAS, J. J. CAMPOS-PÉREZ. 1995. Metacercariae of *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) (Trematoda) in freshwater fishes in Mexico and their transmission by the thiarid snail *Melanoides tuberculata*. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 30: 245-250, DOI:10.1080/01650529509360963

- SCHINDLER, S., B. STASKA, M. ADAM, W. RABITSCH & F. ESSL. 2015. Alien species and public health impacts in Europe: a literature review. *NeoBiota* 27: 1-23.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES). 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.
- SIMBERLOFF, D. 2011. How common are invasion-induced ecosystem impacts?. *Biological Invasions* 13: 1255-1268.
- SOUSA, R., C. ANTUNES & L. GUILHERMINO. 2008. Ecology of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 44 (2): 85-94. DOI:10.1051/limn:2008017
- THOMPSON, E. G. 1957. A collection on land and freshwater mollusks from Tabasco, México. *The Nautilus* 70: 97-102.
- THOMPSON, F. G. 2004. Freshwater Snails of Florida: A Manual for Identification. 2nd ed. University of Florida, Gainesville, 92 p.
- THORP, J. H. & A. P. COVICH. 2001. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates (Second Edition), Academic Press. 1056 p.
- TIEMANN, J., K. CUMMINGS, E. BARBA & C. RANDKLEV. 2024. Distribution of nonindigenous Basket clams (*Corbicula* spp.) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 95: e955284. DOI:10.22201/ib.20078706e.2024.95.5284
- TRINIDAD-OCAÑA, C., J. F. MIRANDA-VIDAL, J. JUÁREZ-FLORES & E. BARBA-MACÍAS. 2017. Distribución y densidad de moluscos invasores de la familia Thiaridae en diferentes ambientes dulceacuícolas de Tabasco, México. *Hidrobiológica* 27 (1) 59-68.
- VAN DER SLEEN P. & J. S. ALBERT. 2017. Field Guide to the Fishes of the Amazon, Orinoco, and Guianas. Princeton University Press, Princeton, NJ, 464 p. DOI:10.2307/j.ctt1qv5r0f
- WEBER, C. 1992. Révision du genre *Pterygoplichthys* sensu lato (Pisces, Siluriformes, Loricariidae. *Revue Francaise d'Aquariologie Herpétologie* 19:1-36.

Indicadores para la gestión multiescalar de invasiones biológicas aplicados a *Aquarana catesbeiana* en Uruguay

Indicators for the multiscale management of biological invasions applied to *Aquarana catesbeiana* in Uruguay

Marcelo Iturburu¹, Hugo Coitiño², Ernesto Brugnoli³ y José C. Guerrero⁴

Recibido: 22 de diciembre de 2024.

Aceptado: 11 de junio de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

RESUMEN

Antecedentes. Uruguay aún no cuenta con indicadores para gestionar las invasiones biológicas, de las cuales solo una, la especie exótica invasora (EEI) *Aquarana catesbeiana* (rana toro) podría ser erradicable. **Objetivos.** Identificar y determinar indicadores, alineados con la meta 6 del Marco Global de Biodiversidad de Kunming-Montreal (Convención de Diversidad Biológica) y al Objetivo de Desarrollo Sostenible 15.8 para mejorar la gobernanza de las bioinvasiones. **Métodos.** Se utilizaron datos –a diferentes escalas– disponibles en plataformas de información abierta para calcular indicadores del modelo impulsores/vías-presión-estado-respuesta (IPER). **Resultados.** Se presenta un sistema IPER de ocho indicadores para la gestión de las bioinvasiones a escala país (Uruguay): 1) Vías de introducción, –mapas de registros de EEI priorizadas de actuación– (8); 2) Número (Nº) de registros de nuevas EEI documentadas (86), 3) Lista oficial de EEI (42); 4) Nº de EEI en áreas protegidas (53); 5) Nº EEI priorizadas (8), 6) Especies amenazadas por EEI en Listas Rojas de Uruguay (1); 7) indicador ODS 15.8.1, y 8) Nº de planes en ejecución para EEI priorizadas / Nº EEI priorizadas (4/8). Cuatro de los ocho indicadores propuestos se calcularon para gestionar la bioinvasión de la rana toro a escala país (4): 1) Vías de introducción: Nº de ranarios (23); 2) Nº de cuerpos de agua invadidos (71, en 3 de 19 departamentos); 3) EEI que amenazan a la biodiversidad nativa (1, rana toro); y 4) ODS 15.8.1; y a escala local –Canelones– (4): 1) Nº de ranarios (2); 2) Nº de charcos invadidos (7); 3) Nº de charcos invadidos priorizados de actuación (3); y 4) Nº de planes de control / Nº charcos invadidos (3/7). **Conclusiones.** Se identifica para Uruguay un sistema de indicadores establecidos con bases de datos de soporte disponible en línea. Se recomienda aplicar indicadores del marco conceptual IPER a otras EEI y escalas espaciales para contribuir a la protección de la biodiversidad ante bioinvasiones.

Palabras clave: Especies Exóticas Invasoras, Meta 6 Kunming-Montreal, Rana toro

ABSTRACT

Background. Uruguay still does not have indicators to manage biological invasions, of which only one, the invasive alien species (IAS) *Aquarana catesbeiana* (bullfrog) could be eradicated. **Goals.** Identify and determine indicators, aligned with goal 6 of the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (Convention on Biological Diversity) and Sustainable Development Goal 15.8 to improve the governance of bioinvasions. **Methods.** Data – at different scales – available on open information platforms were used to calculate indicators of the drivers/pathways-pressure-state-response (IPER) model. **Results.** An IPER system of eight indicators is presented for the management of bioinvasions at the country level (Uruguay): 1) Routes of introduction, - maps of prioritized IAS records of action – (8); 2) Number (Nº) of records of new documented IAS (86), 3) Official list of IAS (42); 4) No of IAS in protected areas (53); 5) No prioritized IAS (8), 6) Species threatened by IAS on Uruguayan Red Lists (2); 7) SDG indicator 15.8.1, and 8) No of plans in execution for prioritized IAS / No prioritized IAS (4/8). Four of the eight proposed indicators were calculated to manage the bioinvasion of the bullfrog on a country scale (4): 1) Routes of introduction: No of frogs farms (23); 2) No of invaded water bodies (71, in 3 of 19 departments); 3) IAS that threaten native biodiversity (1, bullfrog); and 4) SDG 15.8.1; and at a local scale –Canelones– (4): 1) No frogs (2); 2) No of invaded puddles (7); 3) No of invaded puddles prioritized for action (3); and 4) No control plans / No invaded puddles (3/7). **Conclusions.** A system of established indicators with supporting databases available online is identified for Uruguay. It is recommended to apply indicators from the IPER conceptual framework to other IAS and spatial scales to contribute to the protection of biodiversity from bioinvasions.

Keywords: Invasive Alien Species, Bullfrog, Target 6 Kunming-Montreal

¹ Coordinador del Comité de Especies Exóticas Invasoras, Ministerio de Ambiente.

² Comité de Especies Exóticas Invasoras, Ministerio de Ambiente.

³ Oceanografía y Ecología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

⁴ Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

*Corresponding author:

Marcelo Iturburu: e-mail: marceloiturburu@gmail.com

To quote as:

Iturburu, M., H. Coitiño, E. Brugnoli & J. Guerrero. 2025. Indicadores para la gestión multiescalar de invasiones biológicas aplicados a *Aquarana catesbeiana* en Uruguay. *Hidrobiológica* 35 (3): 277-288.

INTRODUCCIÓN

La introducción de especies fuera de su rango de distribución natural, de forma accidental o intencional, es una de las principales causas de extinción de especies y pérdida de la biodiversidad en el planeta (Roy *et al.*, 2024). El número de nuevas especies exóticas (EE) continúa aumentando a nivel global, —presión— (Seebens *et al.*, 2017; Blackburn *et al.*, 2019) al igual que el estado de conservación de especies nativas amenazadas por las bioinvasiones (Pauchard *et al.*, 2004; Carreira & Maneyro, 2015). Las especies exóticas invasoras (EEI) son un factor importante en el 60% de las extinciones globales y el principal impulsor de extinciones locales, —218 EEI causaron 1215 extinciones—. El costo económico de las bioinvasiones se cuadruplica cada década y las EEI tienen en el 85% de los casos un impacto negativo en la calidad de vida de las personas (Roy *et al.*, 2024).

Para el seguimiento de los objetivos de una determinada gestión, una de las herramientas más comunes es el uso de indicadores que resumen datos de cuestiones complejas para indicar el estado y tendencias, señalar puntos claves y retroalimentar información para su mejoría. Los indicadores son estadísticas, o cualquier forma de indicación que nos facilita estudiar dónde estamos y hacia dónde nos dirigimos con respecto a nuestros objetivos; son instrumentos para aprehender a: 1) describir y valorar dimensiones de la realidad, 2) identificar tendencias de cambio y 3) configurar un sistema de realimentación para la planificación (Bauer 1966; McGeoch *et al.*, 2010; Iturburu & Mello, 2022). Los indicadores de biodiversidad para evaluar tendencias nacionales, tienen puentes entre la formulación de políticas y la ciencia (CDB, 2022).

En la última década, el cumplimiento de objetivos y metas para las invasiones biológicas, como la Meta 9 de Aichi del Plan Estratégico para la Biodiversidad 2011-2020 o la Meta 15.8 de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible mostró avances limitados (Roy *et al.*, 2024). Por otra parte, recopilar y compartir continuamente información actualizada sobre invasiones biológicas puede ayudar a evaluar la eficacia de los instrumentos de políticas y las acciones de gestión. Una plataforma de información de este tipo podría mantener y ofrecer indicadores de las diferentes dimensiones de las bioinvasiones (Roy *et al.*, 2024), como herramienta de apoyo a la toma de decisiones y monitoreo de la efectividad de las respuestas en gestionar las EEI.

Para identificar y determinar indicadores que promuevan la gobernanza ambiental se requiere de un marco o modelo conceptual que permita estructurar la información y facilitar su acceso e interpretación. Entre los diferentes marcos conceptuales destaca el de presión-estado-respuesta —PER—, o el de Impulsor-Presión-Estado-Respuesta —IPER— (OECD, 2003). Los mismos están diseñados para vincular el seguimiento del problema con acciones para enfrentarlo y son herramientas de gobernanza estratégica para las invasiones biológicas porque, por diseño (OECD, 2019), conectan explícitamente las causas —impulsores o vías— de la bioinvasión, el tamaño del problema —presión—, su impacto —estado— y las respuestas para enfrentarlo (McGeoch *et al.*, 2010). Mediante el seguimiento de los cambios en cada uno de estos componentes —por ejemplo, a través del uso de indicadores—, es posible diseñar políticas basadas en pruebas, específicas para las EEI (McGeoch *et al.*, 2010).

Las introducciones de EEI en Uruguay, estuvieron asociadas con la llegada de oleadas migratorias, sus costumbres y culturas: uso de ganadería y árboles frutales para alimentación en el siglo XVIII, pos-

teriormente en el siglo XIX y XX introducción de especies forestales y ornamentales, así como la introducción de organismos acuáticos con fines de cría o cultivo (Carrere, 1994; Nebel, 1997; Amestoy *et al.*, 1998, Nebel *et al.*, 2006). El desconocimiento de los valores y servicios de la biodiversidad nativa por profesionales y técnicos condujo a los organismos públicos a definir políticas de introducción de EEI con diversos fines, derivando en la sustitución de ecosistemas, establecimiento de especies exóticas y el desarrollo de bioinvasiones muy difíciles o imposibles de controlar y erradicar (Brazeiro *et al.*, 2022). Un ejemplo es la rana toro (*Aquarana catesbeiana* Shaw, 1892), introducida en Uruguay en 1986 con fines comerciales, donde luego de 10 años la mayoría de los ranarios —criaderos— (23) dejaron de funcionar y a partir de 2005 se detectaron las primeras poblaciones en estado silvestre en Canelones (Maneyro *et al.*, 2005). Más recientemente se han reportado poblaciones también en los departamentos de Cerro Largo y Maldonado (Laufer *et al.*, 2023). Iturburu *et al.* (2024) describen que, en Canelones, hay siete charcos invadidos y un Plan en ejecución para los 3 charcos invadidos prioritarios.

A pesar de la situación actual de los ambientes amenazados por EEI, la preocupación gubernamental es reciente (Iturburu & Mello, 2022) y con escasa normativa legal al respecto (Iturburu *et al.*, 2024). A nivel de país, el desarrollo de indicadores para monitorear las invasiones biológicas es necesario para medir los niveles cambiantes de invasiones causadas por nuevas incursiones, así como la influencia de la gestión de las bioinvasiones. Se presenta un sistema de ocho indicadores del modelo *IPER* para la gestión de las bioinvasiones de Uruguay y seguimiento de la Meta 6 Kunming-Montreal y el ODS 15.8. Se determinan además cuatro indicadores, para controlar/erradicar *A. catesbeiana* (rana toro), considerando dos escalas: nivel país y local (Canelones).

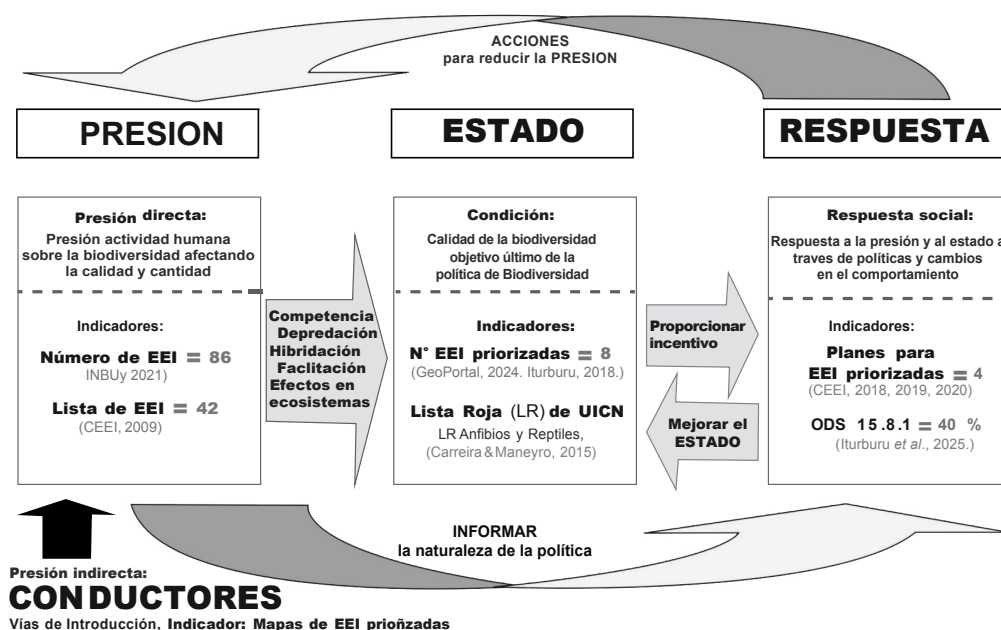
MATERIALES Y MÉTODOS

El marco conceptual Impulsor-Presión-Estado-Respuesta —*IPER*—, conecta explícitamente las causas —impulsores o vías— de la bioinvasión, el tamaño del problema —presión—, su impacto —estado— y las respuestas para enfrentarlo (McGeoch *et al.*, 2010). Los indicadores seleccionados para *Vías de Introducción, Presión, Estado y Respuesta* (Anexo I), corresponden al modelo *IPER* (OECD, 1993; EPA y SEMARNAT, 1997). Los mismos están propuestos para el seguimiento de objetivos y metas internacionales en el Marco Global de Biodiversidad de Kunming-Montreal (CDB, 2022), y se adaptaron para gestionar las bioinvasiones en Uruguay (Soutullo *et al.*, 2014; Mvotma, 2016; PANDES, 2019). Para el control/erradicación de *A. catesbeiana* (rana toro) se consideraron dos escalas: nivel país y local, correspondiendo a uno de los tres sitios invadidos (Canelones) desde marzo de 2018 (Iturburu *et al.*, 2024).

Para definir los indicadores se realizaron búsquedas en bases de datos —Anexo I— y fuentes bibliográficas —Referencias— que constituye un enfoque de “datos publicados”. Los mismos se incorporaron en un sistema de información geográfica (SIG) que se utilizó para completar los ocho indicadores del modelo *IPER* para las invasiones biológicas en Uruguay (Fig. 1, Tabla 1, Anexo I), así como cuatro indicadores para la rana toro a escala país y local (Tablas 2 y 5). Para la determinación de los indicadores a escala país se seleccionaron en la dimensión *Presión* (3): Nº de EEI documentadas; Lista oficial de EEI y Nº de EEI en áreas protegidas; en la dimensión *Estado*: se integraron los indi-

cadores propuestos en el PANDES (2019): 1) clasificación de riesgo realizada, con priorización de EEI; 2) porcentaje (%) de EEI definidas como de alta prioridad que cuentan con planes de control y 3) porcentaje (%) de EEI con planes de control en ejecución. Para indicadores de *Respuesta* se calculó de las ocho EEI priorizadas para Uruguay en cuántas se estaban ejecutando planes de control (Fig. 1, Tabla 1). La rana toro, actualmente está registrada en tres de los 19 departamentos del país (Canelones, Maldonado y Cerro Largo), corresponde a una de las ocho EEI priorizadas para su manejo en Uruguay (Aber *et al.*,

2010; 2012) y la única EEI, posible de erradicar (Iturburu & Mello, 2022; Iturburu *et al.*, 2024). A escala país, para gestionar la invasión de esta especie se calcularon los indicadores propuestos del modelo *IPER* (Fig. 1), mientras que, a escala local, se seleccionaron y determinaron cuatro de los indicadores propuestos a nivel nacional (Tabla 2): N° de ranarios – vía de introducción–; N° de charcos invadidos –*Presión*–; N° de charcos invadidos priorizados de actuación –*Estado*–; y de estos, cuantos contaban con planes en control/erradicación en ejecución –*Respuesta*–.



McGeoch *et al.* 2010.

Figura 1. Sistema de indicadores del modelo vías-impulsores, presión, estado y respuesta –IPER– (OECD, 1993; EPA y SEMARNAT, 1997) para la gestión de invasiones biológicas (modificada de McGeoch *et al.*, 2010).

Tabla 1.- Nombre y forma de cálculo de los indicadores para la gestión de las invasiones biológicas en Uruguay.

CATEGORÍA	NOMBRE	MÉTODO DE CÁLCULO
VIAS	1) Mapas de distribución de EEI	SIG elaborado a partir de los registros de presencia de EEI
	2) Número (N°) de EEI	N° de EEI documentadas, registradas por lo menos en una localidad (https://siecei.udelar.edu.uy/)
PRESIÓN	3) Lista de las EEI	Lista de EEI acordada por el CEEI, Ministerio de Ambiente
	4) N° de EEI en Áreas protegidas	N° de EEI registradas por lo menos en un Área Protegida
ESTADO	5) Lista Roja de UICN	N° de especies amenazadas por EEI en Listas Rojas
	6) N° de EEI priorizadas	SIG de registros de presencia de EEI (INBUy)
RESPUESTA	7) Indicador ODS 15.8.1	Medición de la adopción de políticas, legislación y recursos para EEI a partir de 5 indicadores (Iturburu <i>et al.</i> , 2025 sometido)
	8) Planes para EEI priorizadas	Planes definidos por el CEEI, e implementados en territorio

SIG: Sistema de Información Geográfica, CEEI: Comité Nacional de Especies Exóticas e Invasora

RESULTADOS

En la Figura 1 se presenta el sistema de ocho indicadores modificado de McGeoch *et al.* (2010), clasificados según el modelo *IPER* en indicadores de Vías de Introducción (1), Presión (3), Estado (2), Respuesta (2). Los mismos se adecuaron para la gestión de las invasiones biológicas en Uruguay. Posteriormente se describe su cuantificación discriminando por dimensión, y finalmente se calculan para la rana toro a escala país (4) y local (4, Canelones).

Indicadores *IPER* (8) para gestionar las invasiones biológicas de Uruguay Indicadores de Vías de Introducción:

1) A partir del indicador N° de EEI documentadas se elaboraron los indicadores con mapas de distribución para las ocho EEI priorizadas de actuación (MA, 2020).

Indicadores de Presión (3):

2) N° de EEI documentadas en Uruguay = 86 (InBUy, 2024) (*Presión*, indicador principal para la meta 6 MGB Kunming). El primer registro de presencia en ambientes naturales de *A. catesbeiana* se documentó en el año 2005 (Maneyro *et al.*, 2005) y desde esa fecha el número de charcos invadidos continuó creciendo hasta totalizar 71 en 2025 (GeoPortal EEI, 2024).

3) Lista oficial de EEI para Uruguay: para Uruguay se identifican 42 EEI (MA, 2020), donde *A. catesbeiana* integra la mencionada Lista.

4) Número de EEI en áreas protegidas (AP): La primera cuantificación se realizó en un Taller con los directores de las AP en 2016 dónde se identificaron 49 EEI en 16 AP (Horta *et al.*, 2016; 2018). Recientemente en 2024 se registraron 53 EEI en 18 de las 19 AP en Uruguay (Horta *com. pers*). *Aquarana catesbeiana* estaba presente en una AP, Humedales del Río Santa Lucía (Laufer *et al.*, 2018).

Indicadores de Estado (2):

5) Número de EEI priorizadas = 8 (MA, 2020), se identifican en la lista ocho EEI (Tabla 3), que incluye a la rana toro (*Aquarana catesbeiana*), de acuerdo con los análisis de riesgo de invasividad (CONABIO, 2015) realizados por el CEEI (INBUy, 2021).

6) Lista Roja de anfibios y reptiles de Uruguay: la misma permite identificar las especies amenazadas por EEI. Entre las amenazas a los anfibios se destaca la rana toro (Carreira y Maneyro, 2015) con efectos significativos en la estructura de las comunidades acuáticas (Laufer *et al.*, 2008), un alto potencial de infección con patógenos que pueden ser letales para los anfibios autóctonos –hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* (Mazzoni *et al.*, 2003)–, algunos *Ranavirus* (Galli *et al.*, 2006), o parásitos que provocan lesiones cutáneas (Borteiro *et al.*, 2015).

Indicadores de Respuesta (2):

7) Indicador ODS 15.8.1: Según Iturburu *et al.* (2025, sometido), el resultado del cálculo del Indicador ODS 15.8.1, para Uruguay fue el 40% del total de las recomendaciones del CDB. Se observan carencias en la capacidad de respuesta política, legislativa y asignación de recursos para la prevención y control de las EEI –presentes y potenciales– en Uruguay.

8) N° de Planes para EEI priorizadas (8) = 4 (*Estado*, indicador complementario meta 6 MGB, meta 9c (Mvotma, 2016; PANDES, 2019). Entre 2018-2025 se implementaron cuatro planes 1) erradicación de *A. catesbeiana* por el Sistema Nacional de Emergencias (SINAE),

CECOED de Canelones y CEEI, Dinama (actual Ministerio de Ambiente); 2) control de capín Annoni (*Eragrostis plana* Nees, 1841) en la localidad de Pan de Azúcar; 3) control del tojo (*Ulex europaeus*, Linnaeus, 1753) en el Paisaje Protegido Paso Centurión y Sierras de Ríos; 4) control de la Acacia tres espinas (*Gleditsia triacanthos*, Linnaeus, 1753) en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay. En la Tabla 3 se presenta la síntesis de la cuantificación de los mencionados indicadores de las invasiones biológicas a nivel país.

Indicadores del modelo *IPER* para *Aquarana catesbeiana* (rana toro)

Se presentan cuatro indicadores determinados para *A. catesbeiana* a escala país (Tabla 4) y a escala local (Tabla 5). Los indicadores calculados a escala departamental (Canelones) de Vías de Introducción favorecen las probabilidades de erradicación de la especie ya que no van a presentarse nuevas introducciones porque no hay más ranarios –criaderos de ranas–, ni se comercializan como mascotas. La determinación del indicador de Presión –charcos invadidos– calculado a partir de Iturburu *et al.* (2024) determinaron que la bioinvasión estaba limitada a cuatro productores rurales y siete cuerpos de agua artificiales. Esto favoreció la toma de decisión por las autoridades departamentales que elaboró y ejecutó un Plan de control –respuesta a nivel local, Tabla 5– (Cecoed, 2018), considerando que el problema estaba focalizado en cuatro predios, siete charcos–; se contaba con presupuesto del Ministerio de Ambiente y un protocolo de erradicación de EEI del SINAE –respuesta a nivel nacional, Tabla 4– (Mvotma, 2018); y por la probabilidad de éxito en la erradicación al ser embalses de agua artificiales pequeños, someros, bien localizados, que cuenta con apoyo de la academia, autoridades, productores afectados y vecinos (Iturburu *et al.*, 2025 en edición). Los indicadores calculados para la gestión local (Canelones) de la rana toro se presentan en la Tabla 2 y Figura 2.

DISCUSIÓN

Para gestionar la pérdida de biodiversidad a nivel global y local, se requiere conocer su estado, distribución geográfica, dinámica poblacional, éxito reproductivo, capacidad de dispersión, así como evaluaciones de la eficacia de decisiones políticas y de gestión que consideren acciones para su preservación y conservación. En este sentido, el desarrollo de indicadores –cuantitativos como los presentados en este estudio– contribuye al definir mecanismos para el monitoreo de tendencias de EEI (McGeoch *et al.*, 2010), donde su seguimiento, es clave para la gestión de las invasiones biológicas.

La escala país es la unidad más relevante para evaluar y monitorear el cumplimiento con las disposiciones establecidas en el CDB (McGeoch *et al.*, 2006; 2010). Las tendencias en las EEI –N° EEI documentadas para el país y la elaboración de listas (Pauchard *et al.*, 2004)–, fue uno de los primeros indicadores de amenaza a la biodiversidad del CDB para monitorear su progreso hacia su objetivo de lograr una reducción significativa en el ritmo actual de pérdida de biodiversidad a nivel mundial, regional y nacional, como contribución al alivio de la pobreza y en beneficio de toda la vida en la Tierra (McGeoch *et al.*, 2006, 2010). En Uruguay, el Plan nacional de desarrollo sostenible (PANDES, 2019) propone cinco indicadores para la gestión de EEI: 1) Clasificación de riesgo realizada con priorización de EEI; 2) Porcentaje de EEI definidas de alta prioridad que cuentan con planes de control; 3) Porcentaje de EEI con planes de control en ejecución; 4) N° de EEI que se mantienen como de alta prioridad según la clasificación de riesgo y 5) Porcentaje de áreas protegidas que no presentan EEI.

Tabla 2. Nombre y forma de cálculo de los indicadores para la gestión de la invasión biológica de la rana toro a escala país y local (Canelones).

CATEGORÍA	NOMBRE	MÉTODO DE CÁLCULO
VIAS	1) N° y ubicación de ranarios	N° de registros y mapa SIG con la ubicación de los ranarios (Iturburu <i>et al.</i> , 2024)
PRESION	2) N° y ubicación de charcos invadidos por <i>A. catesbeiana</i>	N° de registros y SIG de ubicación de los charcos invadidos (Iturburu <i>et al.</i> , 2024)
ESTADO	3) N° de charcos invadidos por <i>A. catesbeiana</i> priorizados	N° de registros de presencia y SIG (GeoPortal EEI) (Iturburu <i>et al.</i> 2024)
RESPUESTA	4) Planes en ejecución / N° charcos invadidos priorizados	Resoluciones y ejecución de planes de control N° registros de Planes de Control (Iturburu <i>et al.</i> 2024)

SIG: Sistema de Información Geográfica, CEEI: Comité de Especies Exóticas e Invasora.

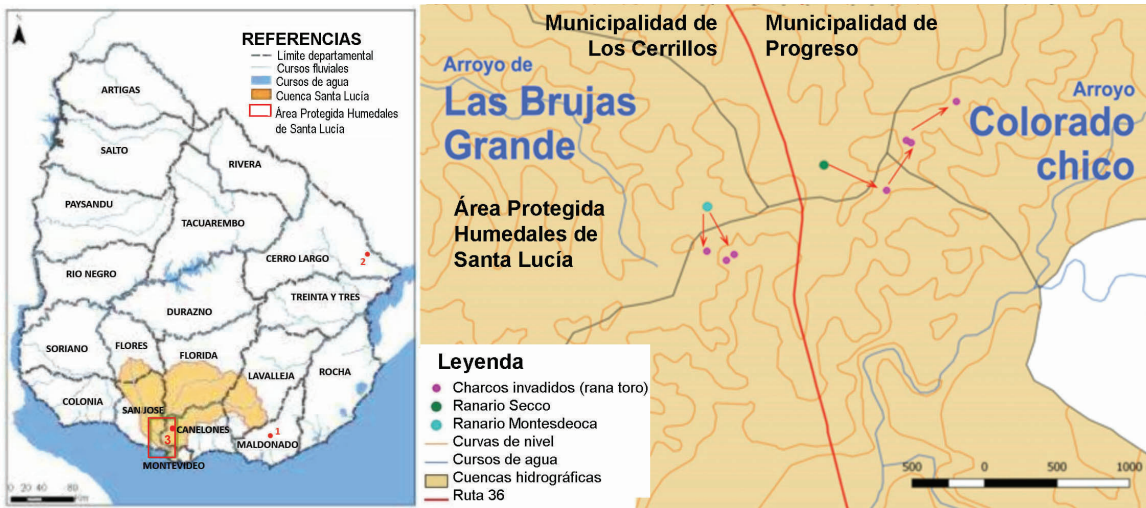


Figura 2. Indicadores de Presión. Izquierda: Uruguay con charcos invadidos por *Aquarana catesbeiana* en tres departamentos (Canelones, Maldonado, Cerro Largo, 1-3). Derecha: Indicadores para Canelones: Vías de introducción: ubicación de ranarios (2); Presión: charcos invadidos dentro (3) y fuera (4) del área protegida Humedales de Santa Lucía.

En 2018 se publicaron los primeros indicadores de EEI priorizadas para el país (Iturburu, 2018) y en 2019 para EEI vegetales (Iturburu *et al.*, 2019). Posteriormente en 2020 se desarrolló el GeoPortal de EEI en la web de la Infraestructura de Datos Espaciales (IDE) de Presidencia de la República (https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/GeoportalEEI/) y se actualizó –de 2011 a 2023– la base de datos de EEI de Uruguay, InBuy (Iturburu & Mello, 2022). Los indicadores mencionados corresponden a antecedentes relevantes para la gestión de las invasiones biológicas en Uruguay. Complementariamente en este trabajo se determinó un conjunto de ocho indicadores considerando el marco conceptual *IPER*, aunque se identifican en los mismos fortalezas y debilidades:

Indicadores de vías de introducción: A nivel mundial se han identificado las vías principales de introducción –transporte, comercio, turismo, producción, acuarismo– de EEI (SCDB, 2014; Saúl *et al.*, 2017; Nelufule *et al.*, 2020). Sin embargo, se desconocen las causas de más de un tercio de los eventos de introducción (Mc Grannachan *et al.*, 2021). Los indicadores utilizados como tendencias en las *Vías de Introducción* o en la dispersión de la bioinvasión se expresan en una forma

general –N° EEI documentadas para el país– o a una especie particular, país o sitio (Roy *et al.*, 2024). En el presente estudio se determinaron ocho indicadores a nivel general para Uruguay y cuatro para la rana toro a escala país y sitio (Canelones). El relevamiento y disponibilidad de registros en forma de mapas de distribución espacial de la especie, facilita la identificación de las vías –escapes de ranarios– y el grado de avance de la dispersión de la EEI de interés (Indicador *Vías de Introducción*). En los indicadores propuestos para *Vías de Introducción* de las EEI priorizadas de Uruguay (Iturburu, 2018; Iturburu *et al.*, 2019; Iturburu & Coitíño, 2020; MA, 2020), se incluyen los mapas con registros georreferenciados que permiten visualizar las vías de introducción y dispersión.

Indicadores de presión: A nivel mundial el número de nuevas introducciones de EEI documentadas continúa aumentando (Seebens *et al.*, 2017). En muchos países se han tomado medidas para desarrollar listas de verificación de EEI (SCDB, 2014) y algunas EEI representan una amenaza a la biodiversidad (MA, 2005; Mooney *et al.*, 2005). Un indicador de *número de EEI* permite indicar el estado de la invasión y monitorear su cambio en el tiempo (McGeoch *et al.*, 2007). Contar con registros de presencia de la especie –número de registros georrefe-

renciados— permite monitorear el estado actual de la invasión, aunque este indicador no evalúa directamente el impacto de las EEI sobre la biodiversidad. Más bien es una medida del alcance de la amenaza o indicador de presión. *El número de EEI* es quizás el indicador más directo y simple para indicar la amenaza —Presión— de invasión de especies exóticas a escala nacional, global y monitorear sus tendencias a nivel espacio-temporal (McGeoch *et al.*, 2007). Una disminución en el número, implica una disminución en la presión a la biodiversidad, pero es un indicador insuficiente porque las amenazas están distribuidas de manera muy desigual entre especies (Ogden & Rejmanek, 2005). Es necesario alguna medida de distribución relativa o abundancia de individuos, para indicar el estado de las EEI. La primera Lista de 42 EEI acordada por el CEEI se publicó en 2009 (Aber & Ferrari, 2010 pág. 23): “estas especies constituyen riesgos para la salud humana, los cultivos, y la biodiversidad causando pérdidas económicas y ecológicas de gran magnitud (Brugnoli *et al.*, 2009, Aber *et al.*, 2015, 2016). Se requiere “una Lista de EEI y categorías permanentemente actualizadas”. En el Informe del estado del ambiente de Uruguay 2013, se incluyó como indicador de presión la Lista de las 42 EEI consensuada por el CEEI (Mvotma, 2013 pág. 157-158). En 2018, el CEEI priorizó ocho EEI de actuación por sus impactos negativos (MA, 2020) a partir del análisis de riesgo específico para EEI, mediante el Método de evaluación rápida de invasividad —MERI— (González *et al.*, 2017; CONABIO, 2015; Barrios *et al.*, 2014).

Indicadores de estado: Los indicadores de esta dimensión, deberían reflejar una mejoría en el estado de conservación de las especies amenazadas por las EEI. En particular, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) tiene entre sus objetivos la conservación de especies, hábitats y ecosistemas; una de las herramientas para este fin, son las Listas de especies en riesgo de extinción o *Listas Rojas —LR—*. Las LR, son reconocidas como el sistema más objetivo y autorizado para clasificar especies en términos de su riesgo de extinción y una herramienta para la planificación, gestión, monitoreo y toma de decisiones de la conservación (Rodríguez *et al.*, 2006). Para proporcionar un indicador representativo y mostrar los impactos de las EEI en un conjunto amplio de la biodiversidad, se deben realizar evaluaciones en forma periódica para permitir la actualización de las LR (McGeoch *et al.*,

2010). Para medir los impactos de las EEI en la biodiversidad, se utiliza el índice de la Lista Roja —ILR— (Butchart *et al.*, 2005), que muestra cambios a lo largo del tiempo en el riesgo de extinción. Una tendencia negativa en el estado de conservación de las especies amenazadas en el ILR (McGeoch *et al.*, 2010) sugiere que no se ha logrado reducir el impacto de las amenazas y en particular de las EEI —ODS 15.8—. Los ILR se pueden calcular para cualquier especie que haya sido evaluada al menos dos veces (BirdLife, 2004). La información de los Libros Rojos de fauna amenazada en Sudamérica, coincide con predicciones de que el 25% de peces, y 33% de anfibios amenazados deben su situación a la introducción de las EEI, mientras que para aves, mamíferos y reptiles las invasiones biológicas constituyen un factor de riesgo menor (Rodríguez, 2001). Sin embargo, para Uruguay aún no se pueden aplicar los mencionados índices ya que, hasta la fecha, únicamente se ha realizado una sola LR para aves (2012) y otra para anfibios y reptiles (2020), sugiere a nivel país. De acuerdo con los criterios de UICN ambas deberían repetirse y estarían desactualizadas.

Especies de fauna nativa amenazada por las EEI: La LR de anfibios y reptiles (Carreira & Maneyro, 2015), evalúa 49 especies de anfibios y 12 se encuentran en alguna categoría de amenaza. Entre las amenazas se identifica la presencia de la rana toro (*A. catesbeiana*) en la cabecera del arroyo San Carlos, un tributario del arroyo Maldonado (Lombardo *et al.*, 2016), donde están los únicos registros recientes de *Melanophryniscus montevidensis* (Phillippi, 1902) conocido como sapito de Darwin. *A. catesbeiana* tiene una incidencia negativa sobre anfibios nativos (Carreira & Maneyro, 2019), como consecuencia de interacciones biológicas —competencia, depredación— o como agente dispersor de patógenos (Kaefer *et al.*, 2007; Urbina-Cardona *et al.*, 2011) y es considerada una amenaza de otros anfibios nativos —en peligro— como el sapito De Devincenzi (*Melanophryniscus devincenzii*, Klappenbach, 1968), o el sapito de São Lourenço (*M. pachyrhynchus*, Miranda-Ribeiro, 1920). Además, en Uruguay se han encontrado anfibios infectados con el hongo quitridio *Batrachochytrium* (Borteiro *et al.*, 2009), por lo que podrían estar expuestos a este patógeno considerado también una EEI de la cual la rana toro es su vector.

Tabla 3. Indicadores para gestionar las bioinvasiones en Uruguay.

CATEGORÍA	INDICADOR	Nº EEI	
VIAS	1) Tasa de Establecimiento de EEI priorizadas de actuación. Mapas de distribución EEI priorizadas (MA, 2020)	8	
	2) Tasa de Propagación de nuevas EEI en Uruguay. Nº de EEI documentadas (CEEI, InBUy)	86	
PRESION	3) Lista de EEI (Mvotma, CEEI 2009)	42	
	4) Número (Nº) de EEI en Áreas Protegidas (actualizado 2016 y 2024)	53	
ESTADO	5) Número (Nº) de EEI priorizadas	8	
	6) Nº de grupos de especies amenazadas por EEI (Lista Rojas de UICN)	1	
			Avance (%)
RESPUESTA	7) Adopción de políticas, legislación y recursos para EEI (indicador ODS 15.8.1)	n/a	40
	8) Planes en ejecución para las 8 EEI priorizadas (PANDES, 2020-2030)	4/8	50

Tabla 4. Indicadores del modelo *IPER* para la gestión de la rana toro en Uruguay.

Escala país (Uruguay)		
CATEGORÍA	INDICADOR	Nº
VIAS	1) Nº de ranarios (criaderos registrados por el MGAP-DINARA)	23
PRESION	2) Nº de charcos invadidos (Canelones, Cerro Largo, Maldonado)	71
ESTADO	3) Especies de las LR amenazadas por EEI <i>Aquarana catesbeiana</i>	1
RESPUESTA	4) ODS 15.8.1: Resolución y asignación de recursos para el control de la rana toro por el Ministerio de Ambiente (MA, 2017)	1

Número de EEI en áreas protegidas: El Sistema Nacional de Áreas Protegidas –SNAP– creado en el 2000, Ley 17.234 22-02-2000, reglamentada por el decreto Nº 52/005, 16-02-2005, es un instrumento de aplicación de las políticas y planes de protección y conservación de la biodiversidad en Uruguay. En 2016 se evaluó la presencia de EEI en las AP (16) se priorizaron en base a la urgencia para su control por los problemas que ocasionan en los ecosistemas naturales, reportando 39 EEI –ocho de fauna y 31 de flora–. El 47% de las EEI fueron reportadas en más de un AP y 23 fueron identificadas de máxima prioridad (Horta *et al.*, 2018). De las 16 AP (2016) en 11 de ellas se estaban implementando medidas de control de EEI (Horta *et al.*, 2016). Recientemente, en 2024, se reportó la presencia de 53 EEI invadiendo 18 de las 19 AP. En marzo de 2018 se comunica a las autoridades ambientales de la presencia de la rana toro en Canelones, en el AP Humedales del Santa Lucía (Laufer *et al.*, 2018). Para gestionar las invasiones biológicas a nivel del SNAP se recomienda aplicar el modelo *IPER* propuesto a escala de sitio –AP–. Se identifican las EEI presentes en el AP –presión–; se priorizan –estado– de situación; como el proceso de invasión y sus diferentes etapas es distinta en cada EEI y además depende de la vulnerabilidad del sitio, es necesario repetir sistemáticamente estas evaluaciones para cada sitio. Para reportar el indicador a nivel de las AP de Uruguay, se cuenta con los registros mencionados correspondiente al 2016 y 2024.

Indicadores de respuesta: Uruguay, aprobó el Plan Nacional Ambiental de Desarrollo Sostenible (PANDES, 2019), donde las invasiones biológicas son consideradas una de las principales amenazas –tanto actuales como potenciales– a la biodiversidad y a los sistemas productivos. En particular, se identifica que las EEI son una de las principales causas de la degradación del campo natural –pastizales– y bosque nativo, dos

de los ecosistemas más relevantes en el país. En el mencionado Plan se establece la Meta de gestión al 2030, relacionada con las EEI: “Los planes de control de las EEI han resultado en una reducción del 30% en el número de especies definidas como de alta prioridad y se ha logrado que el 75% de las áreas protegidas no presentan abundancias significativas de estas especies. En el presente trabajo se proponen dos indicadores para evaluar la respuesta a las EEI a nivel nacional: 1) Se propone el seguimiento del *Indicador ODS 15.8.1*, determinado por Iturburu *et al.* (2024 sometido) (Indicador 7, Tablas 2 y 3). Se integran los tres primeros indicadores propuestos en el PANDES (2019) en un indicador: *Número (Nº) de planes de control en ejecución de EEI priorizadas por el CEEI* (Indicador 8, Tabla 3). Finalmente, un indicador no determinado en el presente trabajo para la gestión de las áreas protegidas corresponde al *Número (Nº) de planes de control en ejecución de EEI priorizadas en las diferentes AP* que integran el SNAP, el cual se recomienda determinar a futuro.

Indicadores para rana toro a escala país (Uruguay): Se determinaron cuatro indicadores propuestos para las invasiones biológicas (Fig.1, Tabla 1), adaptados para *A. catesbeiana*: 1) *Nº y ubicación de ranarios abandonados*: el indicador de vías de introducción propuesto a nivel nacional para rana toro, (*Nº de criaderos habilitados por el MGAP-DINARA*, 23), podría estar subestimado. Esto se debe a que los dos criaderos identificados en Canelones (Los Cerrillos y Progreso, Iturburu *et al.*, 2024) no se encontraban en el registro de los ranarios habilitados. De esta manera, el número de ranarios a nivel país podría ser mayor a los 23 criaderos registrados oficialmente y que posteriormente fueron abandonados sin medidas de bioseguridad, generando los focos de invasión de la especie en Uruguay (Flores Nava, *et al.*, 2008; Laufer *et al.*, 2018; Iturburu *et al.*, 2018; 2024).

Tabla 5. Indicadores del modelo *IPER* para la gestión de rana toro en Canelones.

Escala local (Canelones)		
CATEGORÍA	INDICADOR	Nº
VIAS	1) Nº de ranarios (Los Cerrillos/Progreso)	2
PRESION	2) Nº de charcos invadidos por <i>Aquarana catesbeiana</i> en Canelones	7
RESPUESTA	3) ODS 15.8.1: Resolución y asignación de recursos para control de la rana toro por la Intendencia de Canelones (Cecoe, 2018)	1
RESPUESTA	4) Planes en ejecución / Nº de charcos invadidos en Canelones	7/7

2) *Nº charcos invadidos*: es uno de los indicadores más difíciles de elaborar por el esfuerzo de investigación que requiere y al mismo tiempo uno de los más necesarios considerando lo rápido y cambiante del proceso de invasión biológica de la rana toro. Contar con un sistema de información en línea y acceso libre sobre de EEI como son el GeoPortal de EEI y la base de datos de EEI InBUy desarrollado por el CEEI es una condición necesaria para la gestión de invasiones biológicas, pero no suficiente, ya que se requiere además de investigación para su identificación, disponibilidad de los registros georreferenciados en estos sistemas informáticos y la actualización periódica en el tiempo.

3) *Especies de las LR amenazadas por EEI rana toro*: De las 49 especies de especies de anfibios evaluadas en la LR de los anfibios y reptiles del Uruguay se identifica como una de las principales amenazas la presencia de *A. catesbeiana* (Carreira & Maneyro, 2015). Dicha especie presenta un alto potencial invasor e impacto sobre la estructura de las comunidades acuáticas (Laufer et al., 2008; Gobel, 2018), además puede ser vector de patógenos como *Ranavirus* (Galli et al., 2006) o el hongo quitridio *Batrachyrium dendrobatidis* (Mazzoni et al., 2003), responsables del declive de anfibios a nivel mundial.

Indicadores para rana toro a escala local (Canelones): A nivel local, a partir de la denuncia a las autoridades ambientales de la presencia de la rana toro en el AP humedales de Santa Lucía (Canelones), se realizó un relevamiento de los cuerpos de agua que incluyó el muestreo de las comunidades acuáticas del perímetro de los tajamares invadidos (3) dentro del área protegida humedales de Santa Lucía y los tajamares de los predios más cercanos (12). Se realizaron entrevistas a pobladores de la zona, lo que permitió identificar otros cuatro tajamares invadidos y la existencia de dos antiguos criaderos de ranas toro –ranarios– a ambos lados de la Ruta 36, a 8 km de la ciudad de Los Cerrillos. El *número (Nº) de tajamares invadidos* –indicador de presión– correspondió a siete charcos de agua ubicados en cuatro establecimientos rurales (Iturburu et al., 2024). A partir de los registros georreferenciados de los cuerpos de agua con presencia de la rana toro (7) –indicador de presión– y los antiguos ranarios identificados (2) –indicador de Vías de Introducción– se incorporaron en un Sistema de Información Geográfica (SIG) donde los indicadores se representaron en forma de mapa (Fig. 2).

La Intendencia de Canelones y el Ministerio de Ambiente, priorizaron tres de los siete cuerpos de agua invadidos y ejecutaron un plan de erradicación 2018-2020 (Cecoed 2018). La elaboración de mapas SIG y representación gráfica de estos indicadores (Fig. 2) es clave para la gestión de EEI donde se pueden incluir otras capas de análisis (ej. cuencas hidrográficas) así como elaborar nuevos indicadores (ej. Nº de charcos invadidos por cuenca hidrográfica). El sistema de indicadores del modelo *IPER* se aplicó con éxito para la erradicación de la rana toro en el área protegida humedales de Santa Lucía, Los Cerrillos, Canelones.

La elaboración y cálculo de los indicadores propuestos fue parte de un proceso, primero se identificó las vías de introducción y dimensión del problema –número de ranarios y charcos invadidos en Canelones– que permitió elaborar un Plan de control y asignación de fondos –indicador ODS 15.8.1–. Por último, a partir de la intervención en territorio en charcos invadidos priorizados –respuesta–, permitió el cálculo de los indicadores propuestos.

La representación cartográfica (SIG) del modelo *IPER* a escala local (Fig. 2) es determinante para entender el proceso de invasión biológica en el territorio y sus diferentes etapas. Se visualiza el punto de origen

–*Vía de Introducción*– ranarios (2) y el avance –número de charcos invadidos– hacia el arroyo Colorado chico. Esto nos permite diseñar medidas preventivas para evitar el avance hacia esa zona del arroyo.

Por último, de acuerdo con la experiencia en este estudio se recomienda el trabajo a diversas escalas y la interrelación entre escalas. Si bien una EEI es posible erradicarla a escala predial, si no se eliminan las vías de introducción el problema persiste. De la misma forma podemos erradicarla de una microcuenca o municipio o departamento que parece ser el camino a emprender considerando la interrelación de los indicadores de respuesta como la experiencia realizada en Canelones con apoyo del Sinae y Ministerio de Ambiente.

CONCLUSIONES

El sistema de indicadores determinados considerando el marco conceptual *IPER*, resultó ser aplicable a diferentes escalas (nacional y local), así como para la EEI *Aquarana catesbeiana*. La incorporación de este sistema de indicadores en la toma de decisiones ante las invasiones biológicas contribuirá a mejorar la gobernanza de las EEI en Uruguay. El mismo permitirá fortalecer el cumplimiento de los compromisos internacionales asumidos por el país, en particular el artículo 8(h) del CDB, así como leyes nacionales relacionados con aspectos ambientales y protección a la biodiversidad (artículo 22º LGPA –Ley 17.283/00–; artículo 424 Ley de presupuesto Nº 20.212, 6-11-2023). Complementariamente permitirán evaluar el avance a mediano (2030) y largo plazo del ODS 15.8; la meta 6 del MGB Kunming-Montreal (CDB, 2022) y la Visión 2050, donde la biodiversidad se valora, conserva y restaura.

REFERENCIAS

- ABER A., & FERRARI G. 2010. *Lineamientos para la gestión nacional de Especies Exóticas Invasoras*. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. Mvotma, Unesco, 144p. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/lineamientos-para-gestion-nacional-especies-exoticas-invasoras-2010>
- ABER A., FERRARI G, PORCILE J.F, RODRÍGUEZ E. & S. ZERBINO, 2012. *Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras*. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, Mvotma Unesco. 100p. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/identificacion-prioridades-para-gestion-nacional-especies-exoticas>
- AMESTOY, F., SPINETTI, M. & FABIANO, G., 1998. Aquatic species introduced in Uruguay. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 26(5), 2170-2173. DOI:1080/03680770.1995.11901129
- ANDONOVA, L. B., & MITCHELL, R. B., 2010. The Rescaling of Global Environmental Politics. *Annual review of environment and resources*, 35, 255-282. DOI: 10.1146/annurev-environ-100809-125346
- AZPIROZ, A. B., ALFARO, M., & JIMÉNEZ, S., 2012. *Lista roja de las aves del Uruguay: una evaluación del estado de conservación de la avifauna nacional con base en los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Nº. 598.2 (899) AZP)*.
- BARRIOS, Y., G. BORN-SCHMIDT, A.I. GONZÁLEZ, P. KOLEFF Y R. MENDOZA, 2014. Avances en el desarrollo de criterios para definir y priorizar las es-

- pecies invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coord.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 113-121.
- BAUER, R. (edit.) Social Indicators. Cambridge (Mass.) *The M.I.T. Press*. 1966.
- BIRD LIFE INTERNATIONAL, 2004. Aves amenazadas del mundo, CD-ROM Bird-Life International. Disponible en: <http://www.birdlife.org/datazone/species/index.html>
- BLACKBURN, T. M., ESSL, F., EVANS, T., HULME, P. E., JESCHKE, J. M., KÜHN, I., & S.BACHER, 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLOS Biology*, 12(5), e1001850. DOI:10.1371/journal.pbio.1001850
- BRAZEIRO, A., BRESCIANO D, BRUGNOLI E & ITURBURU M (eds). 2022. Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. Retema, Udelar – CEEI, Ministerio de Ambiente, Montevideo, 115p. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/eei-control-prioritario-uruguay-distribucion-impactos-socioambientales>
- BORTEIRO, C., CRUZ, J. C., KOLENC, F., & ARAMBURU, A., 2009. Chytridiomycosis in frogs from Uruguay. *Diseases of aquatic organisms*, 84(2), 159-162. DOI: 10.3354/dao02035
- BUTCHART, S. H. M., STATTERSFIELD, A. J., BENNUN, L. A., SHUTES, S. M., AKÇAKAYA, H. R., BAILLIE, J. E. M., ... & G. M. MACE, 2004. Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds. *PLOS Biology*, 2(12), e383. DOI: 10.1371/journal.pbio.0020383
- CARREIRA, S., & MANEYRO, R., 2015. *Lista Roja de los Anfibios y Reptiles del Uruguay: Una Evaluación del Estado de Conservación de la Herpetofauna de Uruguay sobre la Base de los Criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza*. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Dirección Nacional de Medio Ambiente, Montevideo.
- CARREIRA, S., & MANEYRO, R. 2019. *Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles del Uruguay: Biología y conservación de los Anfibios y Reptiles en peligro de extinción a nivel nacional*. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Dirección Nacional de Medio Ambiente, Montevideo.
- CARRERE, R. 1994. Monteindígena: la invasión de las exóticas. Tierra amiga, 22.
- CBD, 2022. 15/4. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Decision Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. Fifteenth meeting (Part II) of Conference of the parties to the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada. Available in: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf> <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>
- CEEI (2009). Lista de Especies Exóticas Invasoras de Uruguay. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras (CEEI), Dinama, MVOTMA. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/lista-especies-exoticas-invasoras-uruguay>
- CEEI, 2018. *Protocolo de Respuesta ante Invasiones Biológicas de Especies Exóticas Invasoras*. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/protocolo-respuesta-ante-invasiones-biologicas-especies-exoticas>
- CECOED CANELONES, 2018. Canelones trabaja en acciones para evitar la propagación de la rana toro. Disponible en: <https://imcanelones.gub.uy/es/noticias/cecoed-trabaja-en-acciones-para-evitar-la-propagacion-de-la-rana-toro>
- CONABIO, 2015. Metodología de Evaluación Rápida de Invasividad MERI. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Disponible en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/herramientas/>
- EPA & SEMARNAT. United States - Mexico Border Environmental Indicators, 1997. EPA/909/R-98/001. US-Mexico Border XXI Program, USEPA, 1997, 5. Disponible en: <http://www.epa.gov/usmexicoborder/progress/eng/index.htm>
- EVANS, J. M., WILKIE, A. C., & BURKHARDT, J., 2008. Adaptive management of nonnative species: Moving beyond the “either-or” through experimental pluralism. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 27(6), 521–539. DOI:10.1007/s10806-008-9118-5
- FLORES NAVA, A., & ANTOGNAZZA, P. 2008. Estrategia general para el desarrollo de la acuicultura sostenible en la República Oriental del Uruguay. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/estrategia-general-para-desarrollo-acuicultura-sostenible-uruguay>
- GALLI, L., PEREIRA, A., MÁRQUEZ, A., & MAZZONI, R. 2006. *Ranavirus* detection by PCR in cultured tadpoles (*Rana catesbeiana* Shaw, 1802) from South America. *Aquaculture*, 257(1-4), 78-82. DOI:10.1016/j.aquaculture.2005.06.019
- GEOPORTAL EEI, 2024. Ubicación de charcos invadidos por EEI, *Aquarana catesbeiana*. Disponible en: https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/GeoportalEEI
- GOBEL, N., 2018. Robustez y vulnerabilidad de las redes tróficas frente a la invasión de rana toro. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/26652>
- GONZÁLEZ, I, BARRIOS Y, & DE JESÚS S., 2017. Análisis de riesgo para especies invasoras en México. En: El impacto de las Especies exóticas invasoras en México (pp.24-29). Chapter: 4 Publisher: *Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública de la Cámara de Diputados*. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/316883526_Analisis_de_riesgo_para_especies_invasoras_en_Mexico
- HORTA, S.; ERMAN, D.; RÍOS, M.; MEDINA, S.; TRONCOSO, A.; SALAZAR, A. & L. BARTESAGHI, 2018. Especies Exóticas Invasoras en Áreas Protegidas: Taller de intercambio de experiencias de control en el SNAP, en *Ecología, Manejo de Especies Exóticas Invasoras en Uruguay, del diagnóstico a la Acción* (Pp 38-44), CEEI, Mvotma 70 pp.
- HORTA, S.; ERMAN, D.; RÍOS, M.; MEDINA, S.; TRONCOSO, A.; SALAZAR, A., & L. BARTESAGHI, 2016. Especies exóticas invasoras en las áreas protegidas: taller de intercambio de experiencias de control en el SNAP. *V Congreso Uruguayo de Zoología*, 08 de diciembre.
- INBUy, 2021. Sistema de información y monitoreo de especies exóticas invasoras. *Base de datos sobre invasiones biológicas en Uruguay*. Comité de Especies Exóticas Invasoras. Disponible en: <https://sieei.udelar.edu.uy/base-dados-nacional>

- ITURBURU M., 2018. Indicadores de presencia de especies exóticas invasoras prioritarias de Uruguay. Mapas con registros georreferenciados. CEEI, Mvotma. Montevideo.
- ITURBURU M.; IGLESIAS, G.; BRUGNOLI, E., & J.C. GUERRERO. International Law Solutions for Invasive Alien Species: the Sustainable Development Goal (15.8) applied to Uruguay (sometido Revista Academia Environmental Sciences and Sustainability, 25 septiembre 2025).
- ITURBURU M., & H. COITIÑO, 2020. Indicadores de presencia de especies exóticas invasoras prioritarias de Uruguay. Mapas con registros georreferenciados 2020. CEEI, Mvotma. Montevideo.
- ITURBURU M., PORCILE J.F. & M. L. GARCÍA DE SOUZA, 2019. Indicadores de presencia de especies exóticas invasoras vegetales de Uruguay: Mapas con registros georreferenciados. CEEI, Mvotma. Montevideo.
- ITURBURU, M., BRUGNOLI, E., & J. C. GUERRERO. Erradicación con participación social de la especie invasora rana toro en un área protegida (Uruguay) (aceptado para su publicación en revista revista Bioinvasiones).
- ITURBURU, M., COUSILLAS, M., BRUGNOLI, E., & J. C. GUERRERO, 2024. Situación del marco normativo ambiental con énfasis en especies exóticas invasoras en Uruguay. *Revista de la Facultad de Derecho*, (57), e20245705-e20245705. Disponible en: <https://revista.fder.edu.uy/index.php/rfd/article/view/915>
- ITURBURU, M., MANEYRO, R., ELGUE, E., BRUGNOLI, E., & J. C. GUERRERO, 2024. Eficiência de técnicas de controle da bioinvasão da rã-touro (*Aquarana catesbeiana*) em área protegida e propriedades privadas (Canelones, Uruguai). *DELLOS: Desarrollo Local Sostenible*, 17(51), 164-186. <https://doi.org/10.55905/rdelosv17.n51-009>
- ITURBURU, M., & A. L. MELLO, 2022. Comité de Especies Exóticas Invasoras de Uruguay: del diagnóstico a la acción, prioridades y desafíos de gestión. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds.): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socio ambientales y estrategias de gestión*. Pp. 41-58. Rete-ma-Udelar - CEEI - Ministerio de Ambiente, Montevideo. Disponible en: <https://es.scribd.com/document/604485995/CEEI-Invasiones-Biologicas-WEB>
- KAEFER, Í. L., BOELTER, R.A. & S. Z. CECHEIN, 2007. Biología reproductiva de la rana toro invasora *Lithobates catesbeianus* en el sur de Brasil. En: *Annales Zoologici Fennici* (págs. 435-444). Junta finlandesa de Publicaciones Zoológicas y Botánicas.
- LAUFER, G., GOBEL, N., KACEVAS, N., & LADO, I., 2018. Una nueva población feral de rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en Uruguay, encontrada con participación ciudadana. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 1(2), 47-50. DOI: DOI:10.22201/fc.25942158e.2018.2.23
- LAUFER, G., CANAVERO, A., NÚÑEZ, D., & MANEYRO, R., 2008. Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. *Biological Invasions*, 10, 1183-1189. DOI:10.1007/s10530-007-9178-x
- LOMBARDO, I., ELGUE, E., VILLAMIL, J. & MANEYRO, R. 2016. Registro de una población asilvestrada de rana toro (*Lithobates catesbeianus*) (Amphibia: Anura: Ranidae) en el departamento de Maldonado, Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*, 25 (1), 61-65. Disponible en: https://journal.szu.org.uy/index.php/Bol_SZU/article/view/20. Maneyro, R., G. Laufer, D. Nuñez & A. Canavero, 2005. Especies invasoras: primer registro de Rana Toro, *Rana catesbeiana* (Amphibia, Anura, Ranidae) en Uruguay. *Actas de las VIII Jornadas de Zoología del Uruguay*: 139.
- MANEYRO, R. 2002. Las Listas de Fauna Amenazada del Uruguay: Diagnóstico de situación y perspectivas (Nº. 504.06 (899) PER). Disponible en: https://www.academia.edu/1059567/Las_listas_de_fauna_amenazada_del_Uruguay_diagn%C3%B3stico_de_situaci%C3%B3n_y_perspectivas_Perfil_ambiental_del_Uruguay_2002
- MANEYRO, R. & J. A. LANGONE, 2001. Categorización de los anfibios del Uruguay. *Cuadernos de Herpetología*. 15 (2): 107-118. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/6355>
- MARINO, L., 2006. Especies exóticas invasoras, propuesta para la estrategia del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Montevideo: MVOTMA-DINAMA, SNAP. Disponible en: https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/dt8_martino_08.pdf
- MAZZONI, G., & MEMON, A., 2003. Imagination can create false autobiographical memories. *Psychological Science*, 14(2), 186-188. DOI: 10.1046/j.1432-1327.1999.00020.x
- MCGEOCH, M. A., BUTCHART, S. H. M., SPEAR, D., MARAIS, E., KLEYNHANS, E. J., SYMES, A., CHANSON, J., & HOFFMANN, M., 2010. Global indicators of biological invasion: Species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, 16(1), 95-108. DOI:10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x
- MCGEOCH, M. A., CHOWN, S. L., & KALWIJ, J. M., 2006. A global indicator for biological invasion. *Conservation Biology*, 20(6), 1635-1646. DOI:10.1111/j.1523-1739.2006.00579.x
- MCGRANNACHAN, C. M., PAGAD, S., & M. A. MCGEOCH, 2021. A multiregional assessment of transnational pathways of introduction. *NeoBiota*, 64, 43-67. DOI:10.3897/neobiota.64.60642
- MGAP-DGSA, 2017. Relevamiento capín Annoni. Disponible en: <https://www.planagropecuario.org.uy/web/292/plantv/relevamiento-de-la-presencia-del-capim-annoni-en-caminos-y-rutas-de-uruguay.html>
- MINISTERIO DE AMBIENTE, INFORME DEL ESTADO DEL AMBIENTE DE URUGUAY (MA), 2020. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/informe-del-estado-del-ambiente-2020>
- MOONEY, H. A., 2005. Invasive alien species: a new synthesis. (*No Title*).
- MINISTERIO DE VIVIENDA ORDENAMIENTO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE (MVOTMA), CEEI, 2018. Plan de Erradicación de la rana toro en Aceguá, Uruguay. Disponible en: https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerioambiente/files/documentos/publicaciones/Plan_Piloto_Erradicacion_Rana_toro_Acegua_2018.pdf
- MINISTERIO DE VIVIENDA ORDENAMIENTO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE (MVOTMA), 2016. Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica del Uruguay, Montevideo. Disponible en: <https://www.unccd.int/sites/default/files/prais-legacy/Uruguay/2018/annexes/estrategia%20de%20biodiversidad.pdf>
- MINISTERIO DE VIVIENDA ORDENAMIENTO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE (MVOTMA), SNAP, 2015. Plan Estratégico del Sistema Nacional de Áreas Pro-

- tegidas (SNAP) 2015 - 2020. Red Física de Sitios de interés SNAP. Información detallada Los Cerrillos, humedales de Santa Lucía, K28. Disponible en: <https://chm.cbd.int/api/v2013/documents/50CCF748-F428-8010-744B-D5B1BD5F3A66/attachments/205640/PlanEstrategico2015-2020SNAP.pdf>
- MINISTERIO DE VIVIENDA ORDENAMIENTO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE (MVOTMA), 2013. Informe del estado del ambiente de Uruguay – Indicadores ambientales.
- MINISTERIO DE VIVIENDA ORDENAMIENTO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE (MVOTMA), DINAMA, CEEI, 2009. Lista de Especies Exóticas Invasoras de Uruguay. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras (CEEI). Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicación/publicaciones/lista-especies-exóticas-invasoras-uruguay>
- NEBEL, J.P. 1997. Bosque nativo. Gestión de la conservación. *Uruguay Forestal* 1(1): 4-7. Disponible en: http://www.guayubira.org.uy/monte/Contaminacion_monte_nativo_exoticas.pdf
- NEBEL, J. P. & J. F., PORCILE, 2006. La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. Montevideo: MGAP-DGF.
- NELUFULE, T., ROBERTSON, M. P., WILSON, J. R., FAULKNER, K. T., SOLE, C., & S., KUMSCHICK, 2020. The threats posed by the pet trade in alien terrestrial invertebrates in South Africa. *Journal for Nature Conservation*, 55, 125831. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125831>
- OECD, 2019. “The Post-2020 Biodiversity Framework: Targets, indicators and measurability implications at global and national level”, November version. Disponible en: <https://www.oecd.org/environment/resources/biodiversity/report-the-post-2020-biodiversity-framework-targets-indicators-and-measurability-implications-at-global-and-national-level.pdf>
- OECD, 2003. OECD Environmental Indicators. Development, measurement and use. Disponible en: <https://www.oecd.org/env/indicators-modellingoutlooks/24993546.pdf>
- OECD, 1993. Marco de referencia e indicadores medioambientales de Presión-Estado-Respuesta. Disponible en: <http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/es/lead/toolbox/Refer/Envindi.htm>
- OGDEN, J. A. E., & M. REJMANEK, 2005. Recovery of native plant communities after the control of a dominant invasive plant species, *Foeniculum vulgare*: implications for management. *Biological Conservation*, 125(4), 427-439. DOI:10.1016/j.biocon.2005.03.025
- PAUCHARD, A., QUIROZ, C., GARCÍA, R., ANDERSON, C. B., & M. T. KALIN, 2011. Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación. Conservación biológica: perspectivas desde América Latina, 79-94.
- PLAN NACIONAL PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE (PANDES), 2019. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicación/publicaciones/plan-nacional-ambiental-para-desarrollo-sostenible>
- REED, MS & R. CURZON, 2015. Mapeo de partes interesadas para la gobernanza de la bioseguridad: una revisión de la literatura. *Revista de Ciencias Ambientales Integrativas*, 12 (1), 15-38. <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/1943815X.2014.975723>
- RODRIGUES, A.S., PILGRIM, J.D., LAMOREUX, J.F., HOFFMANN, M. & T. M. BROOKS, 2006. El valor de la Lista Roja de la UICN para la conservación. *Tendencias en ecología y evolución*, 21 (2), 71-76.
- Rodríguez, J.P., 2001. La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericana. *Interciencia*, 26 (10), 479-483. Disponible en: http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442001001000010&lng=es&tlng=es
- ROY, H., PAUCHARD, A., STOETT, P., RENARD TRUONG, T., MEYERSON, L., BACHER, S., GALIL, B., HULME, P., IKEDA, T., SANKARAN, K.V., MCGEOCH, M., NUÑEZ, M., ORDOÑEZ, A., RAHLAO, S., SCHWINDT, E., SEEBENS, H., SHEPPARD, A., VANDVIK, V., ALEKSANYAN, A., ANSONG, M., AUGUST, T., BLANCHARD, R. BRUGNOLI, E. ET AL. (+65 AUTORES) 2024. Curbing the major and growing threats from invasive alien species is urgent and achievable. *Nature Ecology and Evolution*. DOI:10.1038/s41559-024-02412-w
- SAÚL, W. C., ROY, H. E., BOOY, O., CARNEVALI, L., CHEN, H.J., GENOVESI, P., HARROWER, C. A., HULME, P. E., PAGAD, S., PERGL, J., & JESCHKE, J. M., 2017. Assessing patterns in introduction pathways of alien species by linking major invasion databases. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 657-669. DOI:10.1111/1365-2664.12819
- SCBD & CBD, 2014. *Global Biodiversity Outlook 5: A mid-term assessment of progress towards the implementation of the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020* (p. 155). Secretariat of the Convention on Biological Diversity. DOI:10.1093/aje/kwq338
- SEEBENS, H., BLACKBURN, T. M., DYER, E. E., GENOVESI, P., HULME, P. E., JESCHKE, J. M., PAGAD, S., PYSEK, P., WINTER, M., ARIANOUTSOU, M., BACHER, S., BLASIU, B., BRUNDU, G., CAPINHA, C., CELESTI-GRAPOW, L., DAWSON, W., DULLINGER, S., FUENTES, N., JÄGER, H., & F., ESSL, 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8(1), 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- SOUTULLO, A., BARTESAGHI, L., RÍOS, M., SZEPHEGYI, M. N., & DI MININ, E., 2014. Plan Estratégico SNAP 2015-2020. Disponible en: https://www.gub.uy/ministerio-vivienda-ordenamiento-territorial/sites/ministerio-vivienda-ordenamiento-territorial-medio-ambiente/files/documentos/publicaciones/2_Documento_Subsidiario_2_compressed.pdf
- URBINA-CARDONA, J. N., NORI, J., & F., CASTRO, 2011. Áreas vulnerables a la invasión actual y futura de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*: Ranidae) en Colombia: estrategias propuestas para su manejo y control. *Biota Colombiana*, 12(2).

ANEXO I.

Descripción de indicadores para bioinvasiones en Uruguay

2.1. Indicadores de Vías de Introducción (impulsores o conductores):

Indicador 1. Mapas de los registros georreferenciados de presencia de las EEI priorizadas. Salida gráfica de un Sistema de Información Geográfica –SIG– donde se representan las coordenadas geográficas –latitud y longitud– de cada uno de los registros de presencia de las EEI priorizadas. A partir de su actualización en forma sistemática en el tiempo, permite identificar las vías de introducción y el avance en la propagación de la bioinvasión (Fig. 1).

2.2. Indicadores de Presión (P):

Indicador 2. Número de registros de presencia de EEI. El número –Nº– de EEI es el mejor indicador del estado del problema o del contexto o presión (McGeoch *et al.*, 2006). El indicador de presencia o N° de registros de EEI, fue elaborado en 2018 por el CEEI, a partir de recopilar e integrar registros georreferenciados de EEI por las instituciones que lo integran. Con estos registros se elaboró los indicadores de presencia de EEI (Iturburu, 2018, Iturburu & Coitiño, 2020), para cumplir con la meta nacional 9a: “Uruguay contará con un registro de EEI que servirá de insumo para el diseño de acciones de manejo” (Mvotma, 2016). Los indicadores se publicaron en el Informe del estado del ambiente de Uruguay 2020 (MA, 2020), y en el Sistema de información y monitoreo de EEI de Uruguay: <https://sieei.udelar.edu.uy/> (InBUy, 2025).

Indicador 3. Lista oficial de EEI. Comité Nacional de EEI –CEEI–, del Ministerio de Ambiente, como grupo asesor de la política ambiental en materia de invasiones biológicas es el ámbito competente en materia de invasiones biológicas –artículo N° 424 de la Ley N° 20.221 de 6 de noviembre de 2023–. Actualmente la lista de EEI, es un acuerdo consensuado –no vinculante legalmente–, que define el CEEI y se publica en los Informes del estado del ambiente de Uruguay (Mvotma-CEEI, 2009; Mvotma, 2013; 2020); y en la web del MA: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/lista-especies-exoticas-invasoras-uruguay>

2.3. Indicadores de Estado:

Indicador 4. Número (Nº) de registros de presencia de las EEI priorizadas. En 2018 el CEEI, a partir del análisis de riesgo MERI específico para EEI evaluó la Lista de EEI para Uruguay, (Mvotma-CEEI, 2009) y se priorizan para su control por su alto potencial invasor e impactos negativos. Los mapas de distribución –propagación– se publican en los Informes del estado del ambiente (MA, 2020) y en el GeoPortal de EEI de la IDE: https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/GeoportalEEI/

Indicador 5. Número de EEI priorizadas en áreas protegidas del SNAP. Son las especies de la totalidad de EEI identificadas en el SNAP, clasificadas a partir de talleres participativos como de impacto negativo muy alto a los objetos de protección (Horta *et al.*, 2018).

Indicador 6. Especies amenazadas por EEI, Listas Rojas –LR– de UICN. La LR evalúa el riesgo de extinción sobre la base de los criterios –Extinto (EX), En peligro crítico (PC), En peligro (EN), vulnerable (VU), casi amenazado (NT), preocupación menor (LC), datos insuficientes (DD), no aplicable (NA), no evaluada (NE)–. Las especies se clasifican de acuerdo a criterios, las tres primeras categorías –PC, EN, VU– corresponden a especies en alto riesgo de extinción. Registramos el número de especies amenazadas por EEI en las LR elaboradas para Uruguay de aves (Azpiroz *et al.*, 2012); anfibios y reptiles (Carreira y Maneyro, 2015); y la reciente LR de mamíferos, que propone una categoría de amenaza para estas especies y su justificación que actualmente está abierta a la consulta pública, para revisar la propuesta y enviar aportes, y/o sugerencias: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/noticias/consulta-publica-lista-roja-mamiferos>

2.4. Indicadores de Respuesta:

Indicador 7. Número de planes de control en ejecución para las EEI priorizadas. Es uno de los indicadores del PANDES (2019) que estableció la meta al 2030: Los planes de control para EEI han resultado en una reducción del 30% en el número de especies definidas de alta prioridad y se ha logrado que el 75% de las áreas protegidas no presentan abundancias significativas de estas especies.

Indicador 8. Indicador para el ODS 15.8.1. El Objetivo 15 para lograr un Desarrollo Sostenible –ODS–, “busca proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida biodiversidad” y para lograrlo, se estableció como meta 15.8: “Para 2030, adoptar medidas para prevenir la introducción de EEI y reducir sus efectos en ecosistemas y controlar o erradicar las priorizadas”. El Grupo de especialistas en especies invasoras –ISSG– de la UICN, para monitorear el progreso hacia los objetivos de los tratados CDB, CIPF, WHC, CMS, Ramsar, y elaborar informes e indicadores del Panel Intergubernamental para la Biodiversidad y los Servicios de los Ecosistemas –IPBES–, definieron el indicador 15.8.1: países que han aprobado legislación y han destinado recursos para EEI. El indicador mide el progreso hacia el ODS 15.8 (Iturburu *et al.*, 2025 sometido) a partir de cinco indicadores individuales que miden la adopción de: 1) acuerdos internacionales relevantes para EEI; 2) legislación para EEI (reglamentar artículo 8h CDB); 3) estrategia y/o plan nacional para EEI; 4) compromiso nacional (espacios interinstitucionales) y la 5) asignación de recursos.

ARTICULO DE REVISIÓN

Invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos del Pacífico sur de México: Una revisión preliminar

Non-native, invasive and cryptogenic marine invertebrates from the southern Pacific of Mexico: A preliminary review

José Rolando Bastida-Zavala¹ & María del Socorro García-Madrigal¹

Recibido: 31 de enero de 2025.

Aceptado: 09 de abril de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

RESUMEN

Antecedentes. El estudio de los invertebrados marinos no nativos del Pacífico sur de México (PSM) es muy reciente, considerando los trabajos donde se registra explícitamente la especie como no nativa. **Objetivos.** En este trabajo realizamos una revisión de los invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos registrados en el Pacífico sur de México, analizando las tendencias actuales de su estudio. **Métodos.** Se hizo una revisión bibliográfica abarcando desde 1938 a la actualidad, a partir de 25 referencias, donde se consultó el estatus taxonómico e invasor de las especies de acuerdo con el WoRMS, NEMESIS, y/o lo discutido por autores recientes. **Resultados.** Se encontraron 35 especies no nativas en el PSM pertenecientes a ocho filos de invertebrados: Porifera (5), Cnidaria (9), Annelida (7), Mollusca (1), Arthropoda (4), Entoprocta (1), Bryozoa (4) y Chordata (4). La mayoría de los registros, 31, fueron para Oaxaca, 11 para Guerrero y sólo uno para Chiapas; 19 de las especies son no nativas, 12 invasoras y cuatro criptogénicas. Se detalla la historia invasora de cinco especies. **Conclusiones.** La marina Chahué, el puerto de Salina Cruz y la laguna Corralero, son sitios críticos por facilitar la introducción de especies no nativas. Se debe ampliar la información sobre estas especies, en especial en sitios que no han sido estudiados antes, como algunas lagunas costeras de Guerrero y Chiapas, así como Puerto Chiapas. Se recomienda monitorear tres especies invasoras y una criptogénica, ya que son muy abundantes y se han propagado a dos o más sitios. Se debe promover la formación de grupos de investigación en invertebrados marinos, debido a que son muy escasos en la región, especialmente en Guerrero y Chiapas.

Palabras clave: Bioincrustante, Hydrozoa, Oaxaca, Polychaeta, Porifera.

ABSTRACT

Background. The study of non-native marine invertebrates from the Mexican South Pacific (MSP) is very recent, considering the works where the species is explicitly recorded as non-native. **Goals.** In this work we review the non-native, invasive, and cryptogenic marine invertebrates recorded in the Mexican South Pacific, analyzing the current trends in their study. **Methods.** A bibliographic review was carried out covering from 1938 to the present, based on 25 references, where the taxonomic and invasive status of the recorded species was consulted according to WoRMS, NEMESIS, and/or what recent authors have discussed. **Results.** Thirty-five non-native species were found in the MSP, belonging to eight invertebrate phyla: Porifera (5), Cnidaria (9), Annelida (7), Mollusca (1), Arthropoda (4), Entoprocta (1), Bryozoa (4), and Chordata (4). Most of the records, 31, are from Oaxaca, 11 from Guerrero, and only one from Chiapas; 19 of the species are non-native, 12 are invasive, and four are cryptogenic. The invasive history of five species is detailed. **Conclusions.** The Chahué Marina, the port of Salina Cruz, and the Corralero Lagoon are critical sites because they facilitate the introduction of non-native species. More information on these species is needed, especially in sites that have not been studied before, such as some coastal lagoons in Guerrero and Chiapas, as well as Puerto Chiapas. It is recommended that three invasive and one cryptogenic species be monitored since they are very abundant and have spread to two or more sites. The formation of research groups on marine invertebrates should be promoted, as they are very scarce in the region, especially in Guerrero and Chiapas.

Key words: Fouling, Hydrozoa, Oaxaca, Polychaeta, Porifera.

¹ Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Marinos (LABSIM), Universidad del Mar, campus Puerto Ángel, carretera Puerto Ángel-Zipolite s/n, Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Oaxaca, 70902. México

*Corresponding author:

José Rolando Bastida-Zavala: e-mail: rolando_bastida@yahoo.com.mx

To quote as:

Bastida-Zavala, J. R. & M. S. García-Madrigal. 2025. Invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos del Pacífico sur de México: Una revisión preliminar. *Hidrobiológica* 35 (3): 289-303.

INTRODUCCIÓN

Se considera que las especies no nativas e invasoras son la segunda causa de extinción de especies nativas, de ahí la importancia de su estudio (McNeely, 2001). Es un tema particularmente relevante en las regiones marinas tropicales, debido a que, por un lado, se conoce que estas regiones presentan una gran riqueza de especies, y por otro lado han sido menos estudiadas que los hábitats terrestres, lo cual también incide en el conocimiento desigual, falta de medidas preventivas y control, que existe de las especies no nativas e invasoras.

En el caso del Pacífico sur de México, una región formada por tres estados del sur del país, actualmente se sabe que tiene una elevada riqueza biológica, con casi 2,600 especies de invertebrados marinos y costeros (Bastida-Zavala & García-Madrigal, 2022a). Los principales taxones de invertebrados, por número de especies, son los moluscos, con 802 especies (Barrientos-Luján *et al.*, 2022), los crustáceos con 728 especies (García-Madrigal *et al.*, 2022) y los anélidos con 559 especies (Bastida-Zavala *et al.*, 2022). Otros invertebrados relevantes en el contexto de la diversidad y las especies no nativas e invasoras son las esponjas, de las cuales hay 51 especies registradas en el Pacífico sur de México (Carballo & Vega, 2022), los cnidarios están representados 189 especies (López-Pérez *et al.*, 2022), los briozoos y los cordados invertebrados comprenden 21 y nueve especies, respectivamente (Bastida-Zavala & García-Madrigal, 2022b).

El estudio de las especies acuáticas no nativas e invasoras en México es relativamente reciente. Por ejemplo, en el siglo XX ya se habían registrado en el Pacífico sur de México algunas especies de hidrozooos (Fraser, 1938), balanos (Henry, 1941; Henry & McLaughlin, 1975) y briozoos (Osburn, 1953; Salcedo-Martínez *et al.*, 1988), que estudios posteriores indicaron que en realidad eran especies no nativas o invasoras. Okolodkov *et al.* (2007) hicieron la primera revisión que compilaba la información que había hasta el momento de las “especies acuáticas no indígenas” (EANI), registrando 183 taxones: 73 EANI, 94 como potenciales EANI y 16 especies criptogénicas. Asimismo, ellos encontraron que los principales mecanismos de introducción de estos organismos fueron la actividad de la acuicultura (36.2%), transporte por medio del agua de lastre (32.6%), y las incrustaciones en sustratos artificiales móviles, como las embarcaciones (25%). De las 89 EANI confirmadas y criptogénicas, 54 son invertebrados marinos o de agua salobre, principalmente crustáceos (16), anélidos (12) y moluscos (10); el resto son bacterias, virus, dinoflagelados, macroalgas, plantas acuáticas y peces.

Estudios posteriores confirmaron que algunas especies del listado de Okolodkov *et al.* (2007) eran realmente especies nativas que fueron erróneamente sinonimizadas, como el caso del poliqueto neréido *Alitta succinea* (Leuckart, 1847), anteriormente considerada no nativa en el Pacífico oriental tropical (Villalobos-Guerrero, 2012), ahora se sabe que se trata de la especie nativa *A. acutifolia* (Ehlers, 1901), descrita para el Pacífico de Guatemala (Villalobos-Guerrero & Carrera-Parra, 2015). En cambio, algunas especies consideradas como “potenciales EANI”, como *Ficopomatus uschakovi* (Pillai, 1960) y *Terebrasabella heterouncinata* Fitzhugh & Rouse, 1999, fueron posteriormente registradas como no nativas en Chiapas (Bastida-Zavala & García-Madrigal, 2012) y Baja California (Villalobos-Guerrero *et al.*, 2025), respectivamente.

Unos años después, Low-Pfeng & Peters-Recagno (2012) coordinaron la edición de un libro colegiado sobre los invertebrados marinos exóticos del Pacífico mexicano, el cual incluyó capítulos con infor-

mación actualizada y estandarizada sobre los crustáceos, moluscos, poliquetos, esponjas, tunicados, briozoos, cnidarios y kamptozoos, así como fichas técnicas de cuatro poliquetos exóticos. Esta obra permitió concentrar el conocimiento que se tenía hasta ese momento de las especies exóticas del Pacífico mexicano, enfocados exclusivamente en invertebrados marinos. Esta obra fue frecuentemente consultada para el desarrollo del presente trabajo.

Posteriormente, Mendoza & Koleff (2014) coordinaron un esfuerzo colegiado para sintetizar el conocimiento de las especies acuáticas invasoras en México, con un libro que incluyó nueve secciones y 30 capítulos que abordan desde el uso de herramientas como los análisis de riesgo, legislación y una estrategia nacional sobre el manejo de las especies invasoras, hasta los dedicados a cubrir el estado de conocimiento de variados taxones que cuentan con registros de invasión, como algas y plantas acuáticas, patógenos y parásitos, plancton, varios grupos de invertebrados, así como peces, anfibios y reptiles. Para el caso del presente trabajo, fueron de particular interés los capítulos de invertebrados bénticos, que incluyó a las esponjas, poliquetos y ascidias (Bastida-Zavala *et al.*, 2014), y el de crustáceos (Rodríguez-Almaraz & García-Madrigal, 2014).

Más recientemente, Ramos-Morales *et al.* (2024) realizaron un estudio experimental de bioincrustantes en la marina Chahué usando placas de PVC, en Huatulco, Oaxaca, durante un año (2019-2020). En este trabajo encontraron 44 taxones, de los cuales identificaron 30 a nivel de especie, 18 de ellos son especies no nativas, un entoprocto, un molusco, dos briozoos, tres hidrozooos, tres balanos, cuatro poliquetos y cuatro ascidias.

Por último, Palma-Neri & Bastida-Zavala (2025) revisaron los poliquetos de tres puertos o marinas de Oaxaca, identificando 48 especies pertenecientes a 32 géneros y 14 familias, entre ellas encontraron tres especies no nativas: *Hydroides dirampha* Mörch, 1863, *H. elegans* (Haswell, 1883) y *Naineris setosa* (Verrill, 1900), y dos invasoras: *Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885) e *H. sanctaerucis* Krøyer in Mörch, 1863.

En este trabajo realizamos una revisión preliminar de los invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos que han sido registrados históricamente en el Pacífico sur de México, analizando, en general, las tendencias actuales de su estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio es la región del Pacífico sur de México, compuesta por los estados de Guerrero, Oaxaca y Chiapas, cuyos litorales suman 1,356 km (Fig. 1). Esta región no forma una entidad biogeográfica reconocida, de hecho, en esta región coinciden dos ecorregiones marinas (*sensu* Spalding *et al.*, 2007), pero se consideró así por criterios socioeconómicos (INEGI, 2019) y prácticos (Bastida-Zavala & García-Madrigal, 2022a-b).

Debido a la disparidad de los términos para denominar, en la literatura especializada, a las especies introducidas (*e.g.*, Tovar-Hernández *et al.*, 2010), no nativas (*e.g.*, Aguilar-Rosas *et al.*, 2014), no indígenas (*e.g.*, Okolodkov *et al.*, 2007), exóticas (*e.g.*, Low-Pfeng & Peters-Recagno, 2012; Bastida-Zavala *et al.*, 2016) o invasoras (*e.g.*, Mendoza & Koleff, 2014), en el presente trabajo se usará a lo largo del texto el término de “especies no nativas”, definido como “aquella población de una especie conocida introducida en el área geográfica de estudio como resultado de la intervención humana directa” (Guzmán-Méndez

et al., 2025); mientras que para las “especies invasoras”, se usará la definición de la IUCN (2025), pero modificada de la siguiente manera: “organismos introducidos por humanos, intencional o accidentalmente, en localidades fuera de su distribución natural, y que han tenido éxito para dispersarse en otras localidades y/o hábitat distintos al sitio de introducción”; mientras que para las “especies criptogénicas” se seguirá la definición de Carlton (1996): “aquellas especies en las que no se ha demostrado que son nativas o introducidas”.

A partir de una revisión bibliográfica exhaustiva se buscaron los registros de las especies de invertebrados no nativos, invasores y criptogénicos en el Pacífico sur de México. Para ello se consultaron las listas de especies en la obra de Bastida-Zavala & García-Madrigal (2022a). Asimismo, se revisó el estatus taxonómico e invasor de las especies registradas de acuerdo con el World Register of Marine Species (WoRMS, 2025), el National Estuarine and Marine Exotic Species Information System (NEMESIS) (Fofonoff *et al.*, 2018), contrastándolo con lo discutido por autores recientes.

Se tomó en cuenta el registro de las especies en cada estado que conforma el Pacífico sur de México, para realizar la Tabla 1. Para cada especie se incluyó su nombre y autoridad, su localidad tipo o su distribución nativa, incluyendo la referencia que la sustenta, y su estatus en alguna de las tres categorías (no nativa, invasora o criptogénica). Asimismo, se indicó el estado, del Pacífico sur de México, dónde están ubicados los registros de cada especie, y en la última columna se incluyeron las referencias que registran cada especie en cada uno de estos estados.

A partir del listado de estas especies si hicieron análisis generales que mostraran la tendencia histórica del registro de las especies no nativas, invasoras o criptogénicas en la región (curva acumulativa de especies), el número de especies en cada categoría (no nativa, invasora o criptogénica), en cada estado del Pacífico sur de México, así como por grupo taxonómico mayor (filos).

RESULTADOS

La revisión bibliográfica exhaustiva incluyó 25 referencias que registran invertebrados no nativos, invasores y criptogénicos en el Pacífico sur de México. Se enlista un total de 35 especies pertenecientes a ocho filos; todas las especies son bioincrustantes, excepto el poliqueto *Naineris setosa* que tiene una movilidad limitada (Tabla 1). La mayoría de estas especies fueron registradas en lo que va el presente siglo (27 especies, 77%), mostrando una evidente tendencia al alza de las especies no nativas descubiertas en la región (Fig. 2). Asimismo, 11 especies, entre nativas y no nativas, se registraron posteriormente al inventario de invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México (Bastida-Zavala & García-Madrigal, 2022a), por lo que la cantidad de especies registradas en la región se actualiza a 2,600.

En cuanto a las especies de invertebrados no nativos, invasores o criptogénicos registrados en cada estado, en Oaxaca se han contabilizado 31 especies (88.6%), seguido de Guerrero con 11 (31.4%) y por último Chiapas, con una sola especie (2.9%). La suma del porcentaje de los tres estados sobrepasa el 100% debido a que hay especies no nativas que se encuentran en más de un estado (Fig. 3).

De acuerdo a la localidad donde se han registrado los invertebrados no nativos, invasores y criptogénicos, en Huatulco se han encontrado 25 especies (71.4%), seguido de Puerto Ángel con nueve especies (25.7%), y la laguna Corralero y el puerto de Acapulco, con seis especies en cada localidad (17.1%). Otras localidades registradas son el puerto de Salina Cruz y la laguna de Chacahua, con cinco especies cada una (14.3%), Zihuatanejo, Petacalco y la plataforma continental del golfo de Tehuantepec, con dos especies en cada una (5.7%), y los complejos lagunares Huave (Oaxaca) y La Encrucijada (Chiapas), con una especie en cada una (2.9%) (Fig. 4).

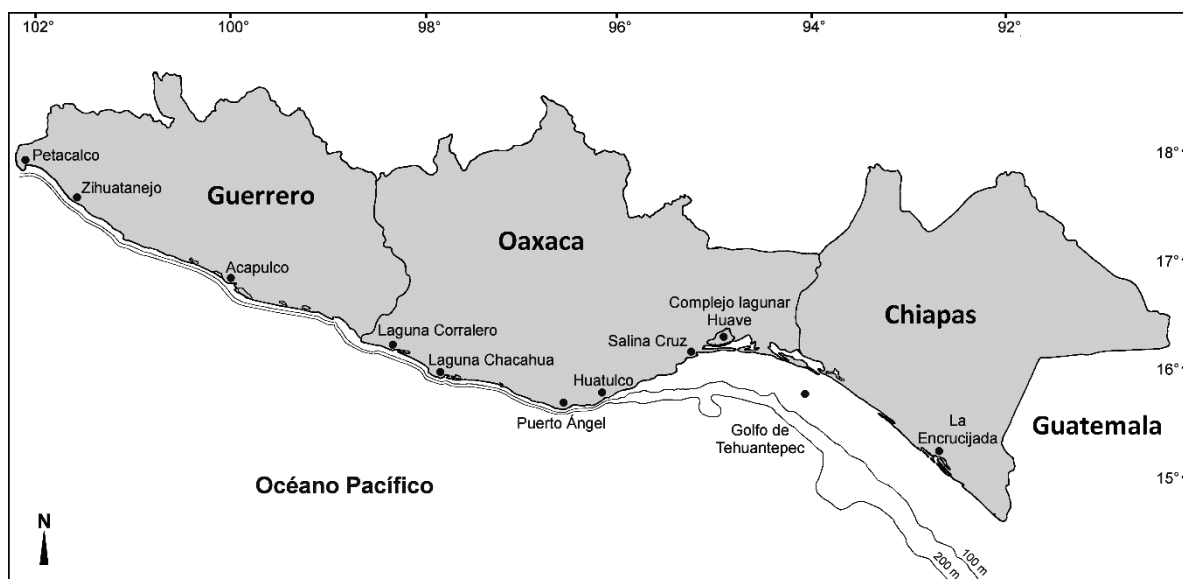


Figura 1. Área de estudio: Pacífico sur de México, indicando las localidades mencionadas en el texto.

Tabla 1. Especies de invertebrados marinos no nativos (NN), criptogénicos (Cripto) e invasores del Pacífico sur de México. Los círculos negros indican registros confirmados; círculos blancos son potenciales registros. Otras abreviaturas: Bastida-Zavala= BZ.

Especie	Localidad tipo u origen	Guerrero	Oaxaca	Chiapas	Estatus	Referencias
Porifera: Demospongiae						
<i>Gelliodes wilsoni</i> Carballo, Aguilar-Camacho, Knapp & Bell, 2013	Islas Pulau Kajoa y Togian, Indonesia (Wilson, 1925)	●			NN	Carballo & Aguilar-Camacho (2012)
<i>Haliclona (Reniera) tubifera</i> (George & Wilson, 1919)	Carolina del Norte, USA (George & Wilson, 1919)	●			NN	Carballo & Aguilar-Camacho (2012)
<i>Haliclona (Soestella) caerulea</i> (Hechtel, 1965)	Port Royal, Jamaica (Hechtel, 1965)	●	●		Invasora	Cruz-Barraza & Carballo (2008)
<i>Lissodendoryx (Waldoschmittia) schmidtii</i> (Ridley, 1884)	Port Jackson, Australia (Ridley, 1884)	●			Invasora	Carballo & Aguilar-Camacho (2012)
<i>Mycale (Carmia) magnirhaphidifera</i> van Soest, 1984	Curazao, Caribe (van Soest, 1984)		●		Invasora	Cruz-Barraza & Carballo (2008); Carballo & Cruz-Barraza (2010)
Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia						
<i>Carijoa riisei</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)	Índico y Pacífico occidental (Concepcion <i>et al.</i> , 2010)		●		Invasora	BZ <i>et al.</i> (2024)
Cnidaria: Hydrozoa						
<i>Bougainvillia muscus</i> (Allman, 1863)	Torquay, Devon, Reino Unido (Allman, 1863)		●		NN	Ramos-Morales <i>et al.</i> , (2024)
<i>Clytia linearis</i> (Thornely, 1900)	Papúa Nueva Guinea (Thornely, 1900)		●		NN	Humara-Gil & Cruz-Gómez (2018)
<i>Dynamena crisioides</i> Lamouroux, 1824	Islas Molucas, Indonesia (Lamouroux, 1824)		●		NN	Humara-Gil & Cruz-Gómez (2018)
<i>Obelia dichotoma</i> (Linnaeus, 1758)	Suroeste de Inglaterra (Cornelius 1975)	●	●		Cripto	Fraser (1938, 1948); Humara-Gil & Cruz-Gómez (2018)
<i>Obelia oxydentata</i> Stechow, 1914	Isla Santo Tomás, Caribe (Stechow, 1914)		●		NN	Ramos-Morales <i>et al.</i> , (2024)
<i>Pennaria disticha</i> Goldfuss, 1820	Golfo de Nápoles, Italia (Goldfuss, 1820)		●		Cripto	Humara-Gil & Cruz-Gómez (2018)
<i>Tridentata turbinata</i> (Lamouroux, 1816)	Australasia (Lamouroux, 1816)		●		NN	Humara-Gil & Cruz-Gómez (2018)
<i>Ventromma halecioides</i> (Alder, 1859)	Northumber-land, Reino Unido (Alder, 1859)		●		NN	Humara-Gil & Cruz-Gómez (2018); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
Annelida: Polychaeta						
<i>Branchiomma bairdi</i> (McIntosh, 1885)	Bermuda (McIntosh, 1885)	0	●	0	Invasora	BZ <i>et al.</i> , (2016); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024); Palma-Neri & BZ (2025)
<i>Ficopomatus uschakovi</i> (Pillai, 1960)	Panadura River, Sri Lanka (Pillai, 1960)		0	●	Invasora	BZ & García-Madriral (2012); Kupriyanova <i>et al.</i> , (2024)
<i>Hydroides dirampha</i> Mörch, 1863	Isla Santo Tomás, Caribe (Mörch, 1863)	●	●	0	NN	Rodríguez-Valencia (2004); BZ <i>et al.</i> (2016); Ramos-Morales <i>et al.</i> , (2024); Palma-Neri & BZ (2025)
<i>Hydroides elegans</i> (Haswell, 1883)	Port Jackson, Australia (Haswell, 1883)	●	●	0	NN	Rodríguez-Valencia (2004); BZ <i>et al.</i> (2016); Ramos-Morales <i>et al.</i> , (2024); Palma-Neri & BZ (2025)
<i>Hydroides gairacensis</i> Augener, 1934	Gairaca, Colombia (Augener, 1934)		●		NN	BZ <i>et al.</i> (2016)

Especie	Localidad tipo u origen	Guerrero	Oaxaca	Chiapas	Estatus	Referencias
<i>Hydroides sanctaecrucis</i> Krøyer in Mörch, 1863	Isla Santa Cruz, Caribe (Mörch, 1863)	0	●	0	Invasora	BZ & ten Hove (2003); BZ (2008); BZ <i>et al.</i> (2016); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024); BZ <i>et al.</i> (2025); Palma-Neri & BZ (2025)
<i>Naineris setosa</i> (Verrill, 1900)	Bermuda (Verrill, 1900)		●		NN	Chávez-López & Cruz-Gómez (2019); Palma-Neri & BZ (2025)
<i>Pseudovermilia occidentalis</i> (McIntosh, 1885)	Bermuda (McIntosh, 1885)	0	●		NN	Gómez <i>et al.</i> (1997); BZ (2008); BZ <i>et al.</i> (2016)
Mollusca: Bivalvia						
<i>Leiosolenus aristatus</i> (Dillwyn, 1817)	Senegal, África occidental (Dillwyn, 1817)	0	●		Invasora	Holguín-Quiñones & González-Pedraza (1989); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
Arthropoda: Crustacea: Cirripedia						
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)	Índico y Pacífico occidental (Carlton <i>et al.</i> , 2011)	●	●	0	Invasora	Henry & McLaughlin (1975); Gamboa-Contreras & Tapia-García (1998); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
<i>Amphibalanus eburneus</i> (Gould, 1841)	Atlántico occidental (Carlton <i>et al.</i> , 2011)	0	●	0	Invasora	Castro-Cubillos <i>et al.</i> (2022); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
<i>Balanus trigonus</i> Darwin, 1854	Java, Indonesia (Darwin, 1854)	●	●	0	Invasora	Henry (1941); Henry & McLaughlin (1975); Gamboa-Contreras & Tapia-García (1998); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
Entoprocta						
<i>Barentsia discreta</i> (Busk, 1886)	Isla Ruiseñor, Tristán de Acuña, Atlántico sur (Busk, 1886)		●		NN	Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
Bryozoa: Gymnolaemata						
<i>Amathia verticillata</i> (delle Chiaje, 1822)	Golfo de Nápoles, Italia (delle Chiaje, 1828)	●	●		NN	Salcedo-Martínez (1988); Humara-Gil & Cruz-Gómez (2019)
<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	Mediterráneo (Ryland <i>et al.</i> , 2011)	●	●		Cripto	Salcedo-Martínez <i>et al.</i> (1988); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
<i>Cryptosula pallasiana</i> (Moll, 1803)	Mediterráneo (Moll, 1803)		●		NN	Osburn (1953)
<i>Savignyella lafontii</i> (Audouin, 1826)	Mar Rojo y Mediterráneo (Audouin, 1826)		●		NN	Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
Chordata: Tunicata: Ascidiacea						
<i>Botrylloides niger</i> Herdman, 1886	Bermuda (Herdman, 1886)	0	●		NN	Moreno-Dávila (2010); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
<i>Botrylloides violaceus</i> Oka, 1927	Japón (Oka, 1927)	0	●		Invasora	Moreno-Dávila (2010); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne-Edwards, 1841)	Sur de Inglaterra (Lister, 1834)		●		Cripto	Moreno-Dávila (2010); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
<i>Symplegma brakenhielmi</i> (Michaelsen, 1904)	Veracruz, golfo de México (Michaelsen, 1904)		●		NN	Moreno-Dávila (2010); Ramos-Morales <i>et al.</i> (2024)
Total		11	31	1		

Con relación a las categorías, las especies no nativas fueron 19 (54.3%), seguido de las invasoras con 12 especies (34.3%) y las criptogénicas con cuatro especies (11.4%) (Fig. 3). En cuanto a los grupos principales, los cnidarios (octocorales e hidrozoos) fueron los más representados con nueve especies no nativas, invasoras y criptogénicas (25.7%), seguido de los poliquetos con siete especies no nativas e invasores (20%), y las esponjas, con cinco especies no nativas e invasoras (14.3%). Los demás grupos de invertebrados incluyeron a los crustáceos, briozoos y ascidias, cada uno con cuatro especies y, por último, una especie de molusco bivalvo y una de entoprocto (Fig. 5).

De las especies no nativas, invasoras y criptogénicas, 15 (42.9%) han sido registradas en el Pacífico sur de México en una sola ocasión; 11 especies (31.4%) han sido registradas en dos ocasiones; siete especies (20%) han sido registradas en tres ocasiones, una especie (2.9%), la esponja *Haliclona (Soestella) caerulea* (Hechtel, 1965), han sido registrada en cuatro ocasiones, y el poliqueto *Hydroides sanctaecrucis* ha sido registrada en seis ocasiones (Tabla 1).

Entre las especies más relevantes entre los invertebrados invasores y criptogénicos del Pacífico sur de México, debido a su abundancia, amplia distribución y/o su permanencia a través del tiempo, a partir del número de referencias que las registran, se encuentran cinco que a continuación se desarrollan:

Amphibalanus amphitrite (Darwin, 1854)

Fig. 6A-C

Es un balano que se distribuye en los océanos Índico y Pacífico occidental (Carlton *et al.*, 2011). La especie ha sido introducida en el Pacífico oriental, desde San Francisco, California, hasta Panamá (Henry & McLaughlin, 1975; Spivey, 1976; Gamboa-Contreras & Tapia-García, 1998; Carlton *et al.*, 2011; Ramos-Morales *et al.*, 2024) y Chile (Carlton *et al.*, 2021), así como en ambas costas del Atlántico, el mar Mediterráneo y el mar Negro (Henry & McLaughlin, 1975), siendo su principal medio de introducción la incrustación de los cascos de embarcaciones (Carlton *et al.*, 2011). En el Pacífico sur de México, Henry & McLaughlin (1975) fueron los primeros que registraron la especie en Acapulco, Guerrero. Posteriormente, Gamboa-Contreras & Tapia-García (1998) la registraron en la plataforma continental del golfo de Tehuantepec, pero no indicaron el sustrato en el que fue encontrada, por lo que este registro puede considerarse dudoso, toda vez que *A. amphitrite* prefiere zonas protegidas como puertos y es raro encontrarlo en playas rocosas expuestas (Henry & McLaughlin, 1975). En el verano de 2018 se encontraron algunas placas de incrustantes con un gran número de estos balanos (Fig. 6A), a partir de los muestreos en la marina Chahué, Oaxaca, durante el desarrollo del proyecto PANAMEX (Bastida-Zavala, datos no publicados). Posteriormente, Ramos-Morales *et al.* (2024), a partir de muestreos en 2020, la registraron de nuevo en

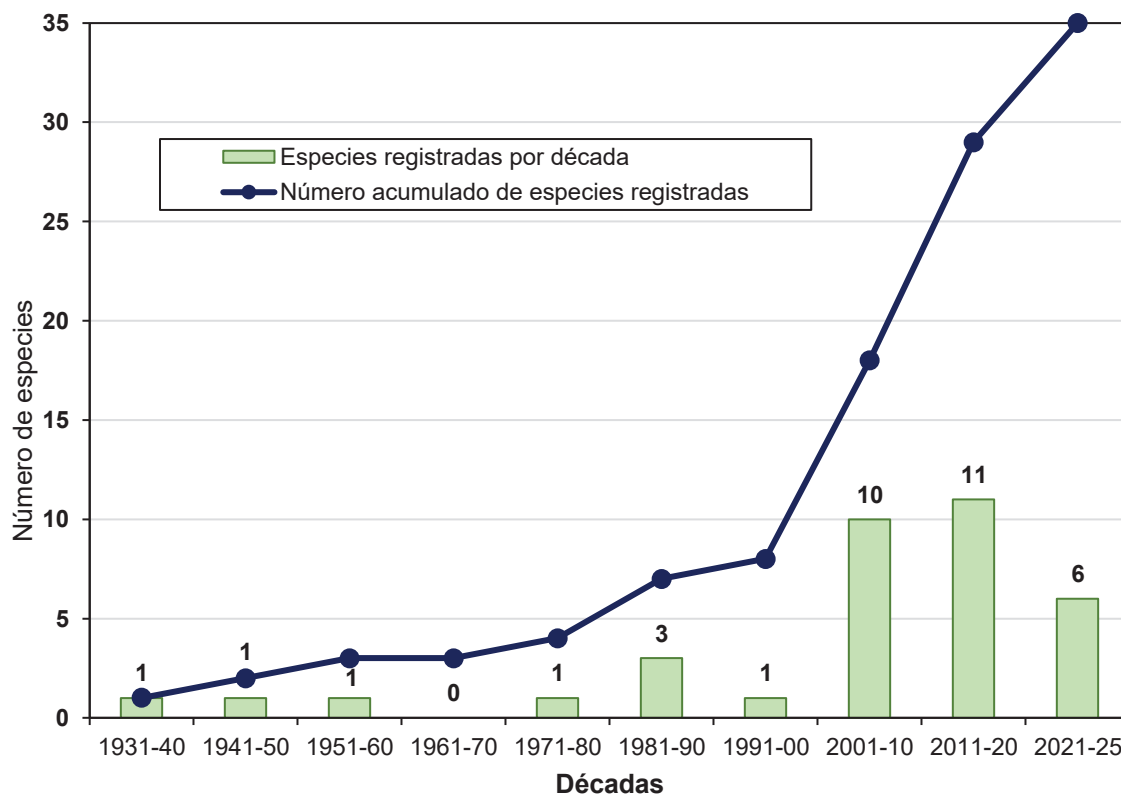


Figura 2. Curva acumulativa de especies de invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos registradas en el Pacífico sur de México, así como el número de especies registradas por década.

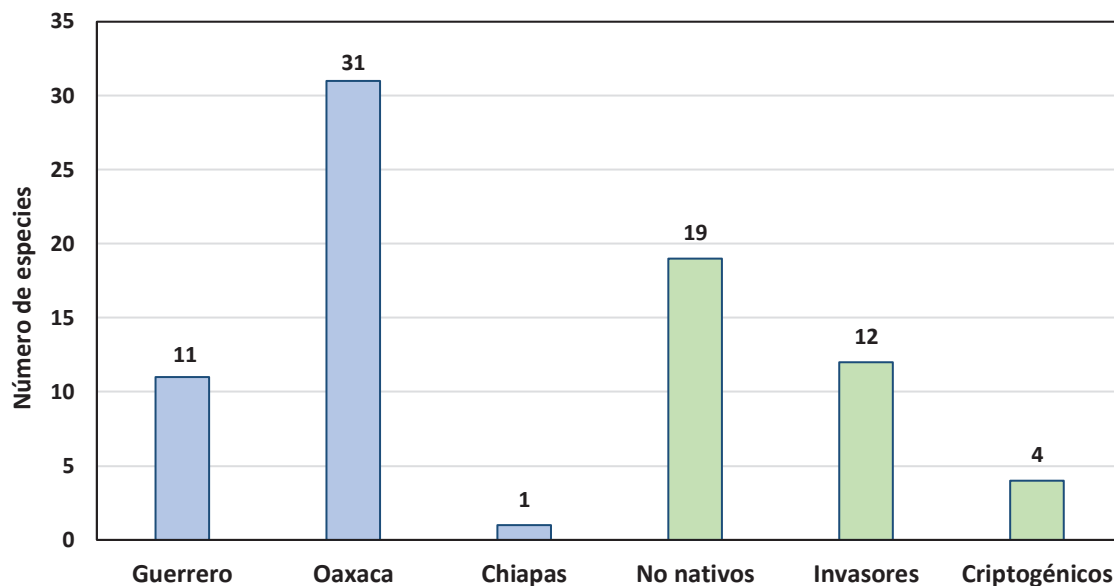


Figura 3. Número de especies de invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos registradas en los tres estados del Pacífico sur de México, así como el número de especies en cada categoría.

la marina Chahué, donde se contabilizaron más de 2,700 ejemplares de esta especie (Fig. 6B-C).

Amphibalanus amphitrite es parte del complejo que lleva su nombre y puede confundirse con otras especies del complejo, como *A. eburneus* (Gould, 1841) (Henry & McLaughlin, 1975), una especie también incluida en este trabajo como invasora en el Pacífico sur de México y que de hecho cohabita con *A. amphitrite* (Fig. 6A). Igual que la mayoría de los balanos, *A. amphitrite* es una especie hermafrodita y muy fecunda, llegando a producir entre 1,000 a 10,000 huevos por individuo (El-Komi & Kajihara, 1991). Este balano coloniza exitosamente casi todos los sustratos portuarios (muelles, pilotes, boyas) y los cascos de embarcaciones, llegando a ser una especie dominante en estos sitios, aunque otras especies incrustantes pueden sobrecrecer sobre ellos y matarlos, como es el caso del briozoo *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) (Bastida-Zavala, obs. pers.).

***Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885)**

Fig. 6D-E

Es un poliqueto de la familia Sabellidae, cuya distribución nativa incluye Bermuda, el mar Caribe y el golfo de México (Tovar-Hernández & Knight-Jones, 2006). Esta especie fue registrada por primera vez en el Pacífico mexicano por Tovar-Hernández *et al.* (2009a-b) en el puerto de Mazatlán, Sinaloa. Posteriormente Bastida-Zavala *et al.* (2016) la registraron en otras localidades del golfo de California y Oaxaca; en este último estado fue recolectada en 2006 en la laguna Corralero y en 2010 y 2011 en el puerto de Salina Cruz (Palma-Neri & Bastida-Zavala, 2025). Por último, Ramos-Morales *et al.* (2024), a partir del muestreo en la marina Chahué, Oaxaca, registraron en total más de 560 ejemplares de este sabélido que estuvo presente prácticamente durante todo

el año, observándose también una elevada cobertura de esta especie tubícola sobre las placas de incrustantes (Fig. 6D-E).

Tovar-Hernández *et al.* (2009b) informaron que la especie es hermafrodita y presenta una elevada fecundidad. Los sustratos artificiales (muelles, boyas, cuerdas, cascos de embarcaciones) en sitios como marinas y puertos de la península de Baja California, han facilitado la dispersión de *B. bairdi* (Bastida-Zavala *et al.*, 2014). Tovar-Hernández & Yáñez-Rivera (2012) y Bastida-Zavala *et al.* (2016) consideran a *B. bairdi* como una especie invasora en el Pacífico mexicano.

***Bugula neritina* (Linnaeus, 1758)**

Fig. 6F-G

Es una especie de briozoo (=Ectoprocta) calcificado, que presenta ramas erectas que asemejan a un arbusto (Fig. 6F-G). Fue descrita en el Mediterráneo en el siglo XVIII y se ha registrado como especie no nativa o invasora en muchas localidades costeras del mundo, tanto en aguas templadas como tropicales. Salcedo-Martínez *et al.* (1988) registraron la especie en Zihuatanejo, Guerrero. En el verano de 2018 se observaron grandes colonias de esta especie durante los muestreos en la marina Chahué, Oaxaca, durante el desarrollo del proyecto PANAMEX (Bastida-Zavala, datos no publicados). Posteriormente, Ramos-Morales *et al.* (2024), a partir de muestreos en 2020, la registraron de nuevo en la marina Chahué, donde se observó una elevada cobertura de la especie (Fig. 6F). En ese momento fue considerada como especie no nativa.

Varios estudios moleculares consideran que lo que se denomina como *B. neritina* es en realidad un complejo de especies cuyo origen aún es desconocido (Davidson & Haygood, 1999; McGovern & Helberg, 2003; Mackie *et al.*, 2006). Por lo anterior, en este trabajo se considera como una especie criptogénica, la cual debe ser monitoreada constan-

temente para analizar su dispersión y posibles impactos negativos hacia otras especies bioincrustantes, debido a que compite exitosamente por el espacio (Fig. 6F).

Ficopomatus uschakovi (Pillai, 1960)

Fig. 7A-B

Es una especie de poliqueto serpúlido cuya distribución nativa se encuentra en el océano Índico (Pillai, 1960). Fue registrada en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, a partir de muestreos realizados en el 2011, por Bastida-Zavala & García-Madrigal (2012). En un estudio posterior Bastida-Zavala *et al.* (datos no publicados) observaron que la especie se fija en las raíces de mangle en todo el complejo lagunar donde hubiera salinidades mayores a 9 ‰ (Fig. 7A-B). Como especie no nativa, en América ha sido registrada en Brasil (De Assis *et al.*, 2008), Venezuela (Liñero-Arana & Díaz-Díaz, 2012), el Caribe colombiano (Arteaga-Flórez *et al.*, 2014) y en el norte del golfo de México y el oriente de Florida (Bastida-Zavala *et al.*, 2017).

Recientemente, Kupriyanova *et al.* (2024), con ejemplares provenientes de Australia oriental, sur de Florida, La Encrucijada (Chiapas) y Coatzacoalcos (golfo de México), realizaron estudios moleculares y demostraron que las poblaciones no nativas de América pertenecen a la misma especie genética, apoyando la hipótesis que esta especie fue introducida recientemente en América desde el sudeste asiático.

Se desconoce aún el medio de introducción de *F. uschakovi* al complejo lagunar de La Encrucijada; sin embargo, por su permanencia a través del tiempo, cuando menos 15 años, así como por su dispersión en varias localidades de América (De Assis *et al.*, 2008; Liñero-Arana & Díaz-Díaz, 2012; Arteaga-Flórez *et al.*, 2014; Bastida-Zavala *et al.*, 2017; Kupriyanova *et al.*, 2024), y su elevada abundancia, se debe considerar a *F. uschakovi* como una especie invasora en América.

Hydroides sanctaecrucis Krøyer in Mörch, 1863

Fig. 7C-D

Es un poliqueto de la familia Serpulidae cuya distribución nativa se ubica en el mar Caribe y el golfo de México (Bastida-Zavala & ten Hove, 2002); fue registrada por primera vez en el Pacífico sur de México por Bastida-Zavala & ten Hove (2003), a partir de ejemplares abundantes recolectados en mayo del 2000 en la dársena de la marina Chahué, Oaxaca. Posteriormente fue registrada en la bahía Santa Cruz, Oaxaca (Bastida-Zavala, 2008); luego en los muelles y cascos de barcos pesqueros del puerto de Salina Cruz, así como en la laguna Inferior, Oaxaca (Bastida-Zavala *et al.*, 2016). En el estudio de Ramos-Morales *et al.* (2024) en la marina Chahué, Oaxaca, *H. sanctaecrucis* estuvo presente durante todo el año de los muestreos, registrándose más de 1,700 ejemplares. Asimismo, a partir de recolectas realizadas entre 2014 y 2017 en el complejo lagunar Huave (lagunas Superior e Inferior), Bastida-Zavala *et al.* (2025) registraron por primera vez agregaciones masivas de cientos a miles de ejemplares de *H. sanctaecrucis*, la cual forma pequeños arrecifes (Fig. 7C-D); sin embargo, aún se desconocen los impactos que puedan estar ocasionando en el complejo lagunar Huave. Por último, Palma-Neri & Bastida-Zavala (2025), a partir de muestras recolectadas en 2021, encontraron más de 100 ejemplares de *H. sanctaecrucis* en los muelles flotantes de la marina Chahué.

Se considera que el principal medio de introducción de *H. sanctaecrucis*, en el Pacífico mexicano, fue como bioincrustante de embarcaciones, principalmente de barcos turísticos. Por su permanencia a través del tiempo, cuando menos 25 años, así como por su dispersión a sitios distintos de puertos y marinas, tanto en Oaxaca como en el golfo de California (Tovar-Hernández *et al.*, 2012; Bastida-Zavala *et al.*, 2016, 2025), y su elevada abundancia, se debe considerar a *H. sanctaecrucis* como una especie invasora en el Pacífico oriental tropical.

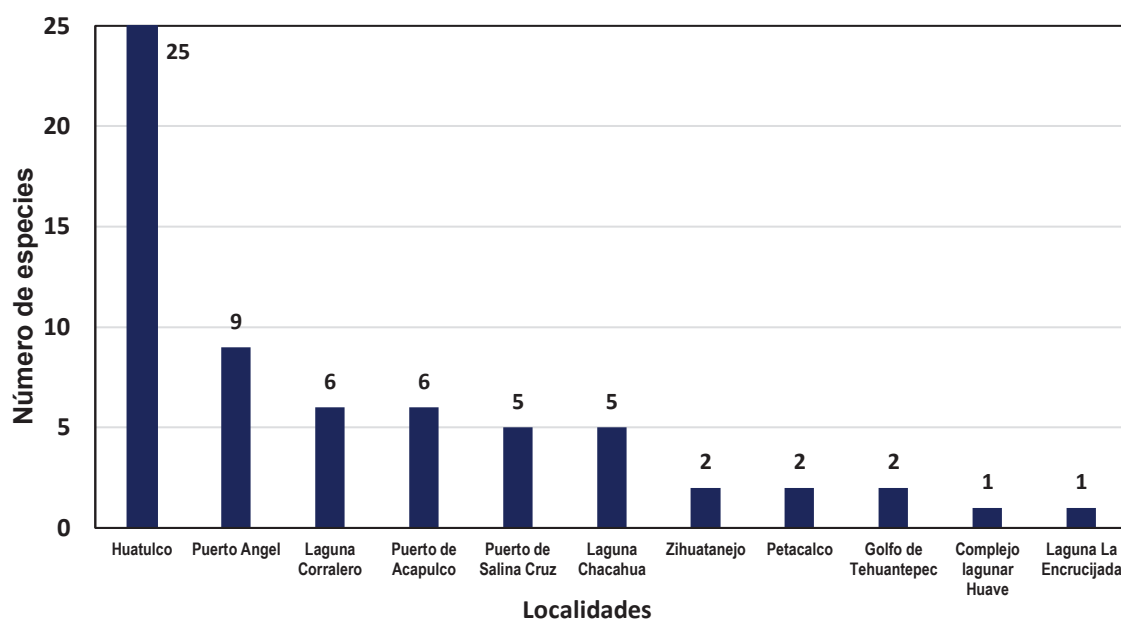


Figura 4. Número de especies de invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos registradas en las distintas localidades del Pacífico sur de México, declaradas en cada una de las referencias consultadas.

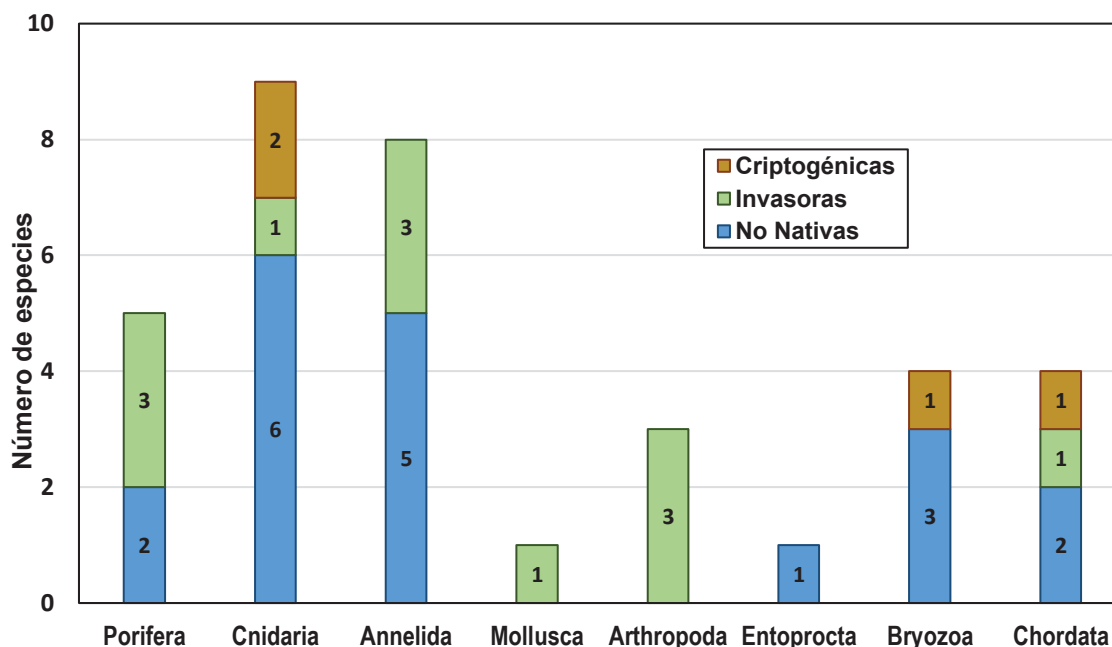


Figura 5. Número de especies de invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos registradas en el Pacífico sur de México, correspondientes a cada filo de invertebrados.

DISCUSIÓN

Desde la primera especie de invertebrado marino no nativa, el hidrozoo *Obelia dichotoma* (Linnaeus, 1758), registrada en el Pacífico sur de México por Fraser (1938), la cual actualmente es considerada una especie criptogénica (Okolodkov *et al.*, 2007; CONABIO, 2017) o incluso un complejo de especies (Cunha *et al.*, 2017), han pasado 87 años. En este periodo sólo se han contabilizado 25 referencias que registran 35 especies no nativas, invasoras o criptogénicas. Sin embargo, la mayoría de los registros (77%) se han realizado en los últimos 25 años, lo que demuestra que el estudio por estos organismos en la región es muy reciente.

Castro-Cubillos *et al.* (2022) realizaron un estudio de meta codificación de barras sobre las comunidades eucariotas bénticas de dos lagunas costeras de Oaxaca, encontrando algunas MOTU (Molecular Operational Taxonomic Units, por sus siglas en inglés) que corresponden a especies no nativas detectadas en la laguna Corralero: el balaño *Amphibalanus eburneus*, nativo del océano Atlántico y considerado como especie invasora en el presente trabajo (Tabla 1); y el copépodo *Cletocamptus deitersi* (Richard, 1897), descrito de Argentina y ampliamente registrado en el mundo; sin embargo, los especialistas consideran que todos los registros de este copépodo son realmente especies nuevas aún no descritas (Gómez *et al.*, 2004); incluso, WoRMS (2025) lista esta especie como *taxon inquirendum*.

Aunque el porcentaje de especies nativas, invasoras y criptogénicas es muy reducido (1.3%) con respecto a la fauna de invertebrados marinos y costeros de la región (2,600 especies; Bastida-Zavala & García-Madrugal 2022a), la tendencia indica que el número de especies no nativas e invasoras registradas se incrementará conforme aumenten los estudios de estos organismos en las lagunas costeras y puertos de

la región. Por otra parte, es relevante considerar que seis de las especies listadas en este trabajo han sido registradas formalmente desde el 2022, lo que indica que estudios más detallados de los hábitats artificiales, como marinas, puertos, boyas y cascos de barcos (Ramos-Morales *et al.*, 2024; Palma-Neri & Bastida-Zavala, 2025), posiblemente resultarán en más registros, tanto de especies nativas que no habían sido registradas previamente, como de especies no nativas.

Del mismo modo, el estudio de especies no nativas, invasoras y criptogénicas se ha concentrado en el estado de Oaxaca (Fig. 3), particularmente en Huatulco (24 especies), por lo que se recomienda realizar más estudios en Guerrero y Chiapas, toda vez que no hay registros de estas especies fuera de Petacalco, Zihuatanejo y Acapulco, en Guerrero, y en la reserva de la biosfera de La Encrucijada, en Chiapas. No se han estudiado las especies no nativas en las lagunas costeras de Guerrero, como las de Coyuca y de Tres Palos, ni de Chiapas, como las lagunas de Mar Muerto y Boca del Cielo, así como tampoco se han estudiado los bioincrustantes de Puerto Chiapas.

Las especies no nativas, invasoras y criptogénicas que se han registrado en este trabajo pertenecen a ocho filos de invertebrados, de éstos, los cnidarios, particularmente los hidrozoo, fueron los que tienen más especies registradas. No obstante, el estudio sobre los invertebrados ha sido desigual, concentrándose principalmente en los poliquetos. Asimismo, varias de las especies mencionadas, en especial las criptogénicas y algunas no nativas, requieren un estudio más profundo para comprobar su estatus taxonómico, ya que pueden ser parte de complejos de especies.

En el contexto de un posible control y remediación, se sugiere dar mayor prioridad al estudio y monitoreo de aquellas especies no nativas e invasoras que sean registradas con mayor frecuencia, con mayor área

de distribución y/o con elevada abundancia en la región, y que se estime presenten impactos significativos, ya sea negativos o positivos. Con base en estos criterios, tres especies invasoras *B. bairdi*, *F. uschakovi* e *H. sanctaecrucis*, y una especie criptogénica, *B. neritina*, serían las especies que ameritarían un estudio más profundo para conocer los impactos que puedan generar, especialmente si resultan un riesgo para las especies nativas, o para las actividades humanas, además de probar posibles acciones para controlar sus poblaciones con la intención de aminorar su impacto.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Gregory Ruiz, Gail Ashton, Mark Torchin, Amy Freestone y Emmett Duffy (Smithsonian Environmental Research Center y Temple University) por involucrarnos en el proyecto PANAMEX (Pan American Experimental Initiative Caging Experiment Protocol), que nos permitió asomarnos por la enorme brecha de conocimiento que tenemos de las especies no nativas e invasoras que se observan en las marinas y puertos. A Jesús Angel de León-González (Universidad Autónoma de

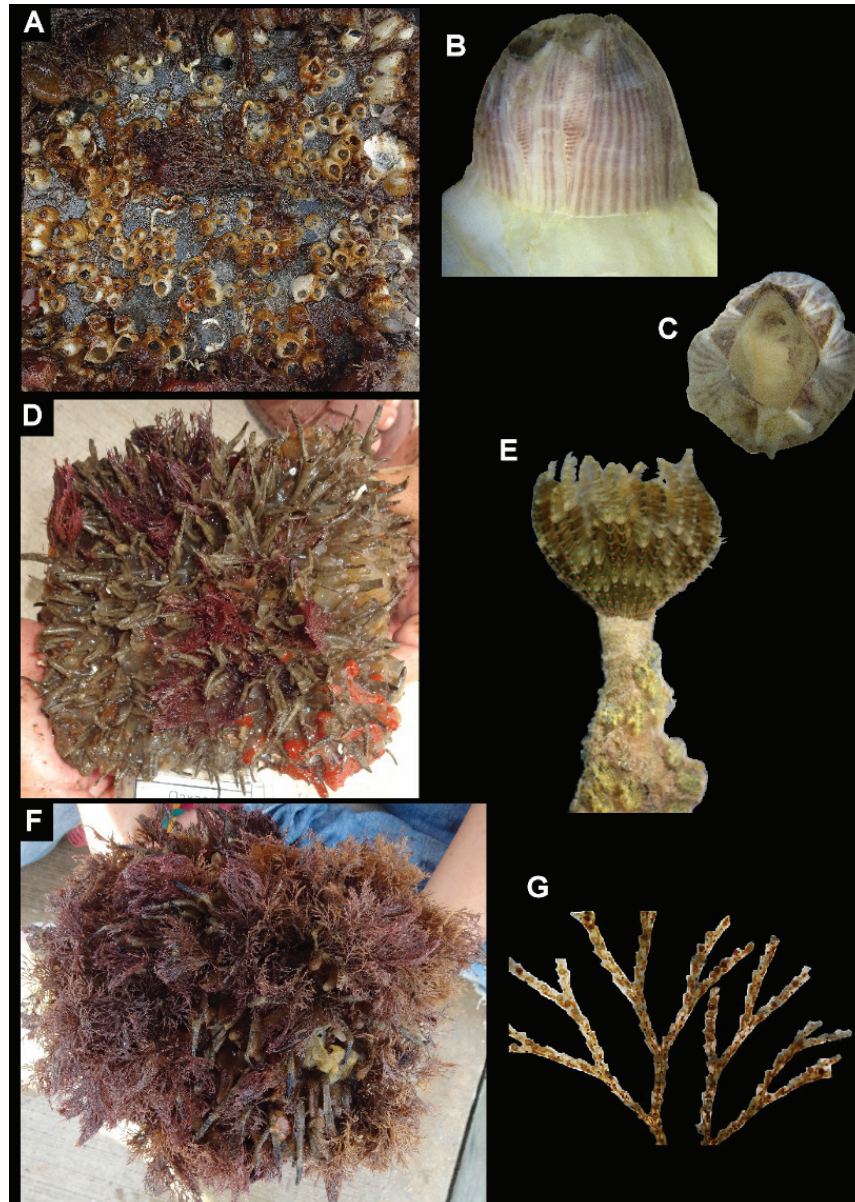


Figura 6. Algunas especies invasoras y criptogénicas presentes con mayor frecuencia en el Pacífico sur de México: A) Balanos (crustáceos sésiles), *Amphibalanus amphitrite* y *A. eburneus*, en una placa de PVC proveniente de la marina Chahué, Oaxaca; B-C) dos ejemplares de *A. amphitrite* en vista lateral y frontal; D) poliquetos sabélidos, *Branchiomma bairdi*, en una placa de PVC proveniente de la marina Chahué; E) ejemplar de *B. bairdi* parcialmente fuera de su tubo; F) briozoos, *Bugula neritina*, en una placa de PVC proveniente de la marina Chahué; G) detalle de unas de sus ramas con zoides. Créditos de fotos: E) J.A. de León-González; G) A. Ramos-Morales.

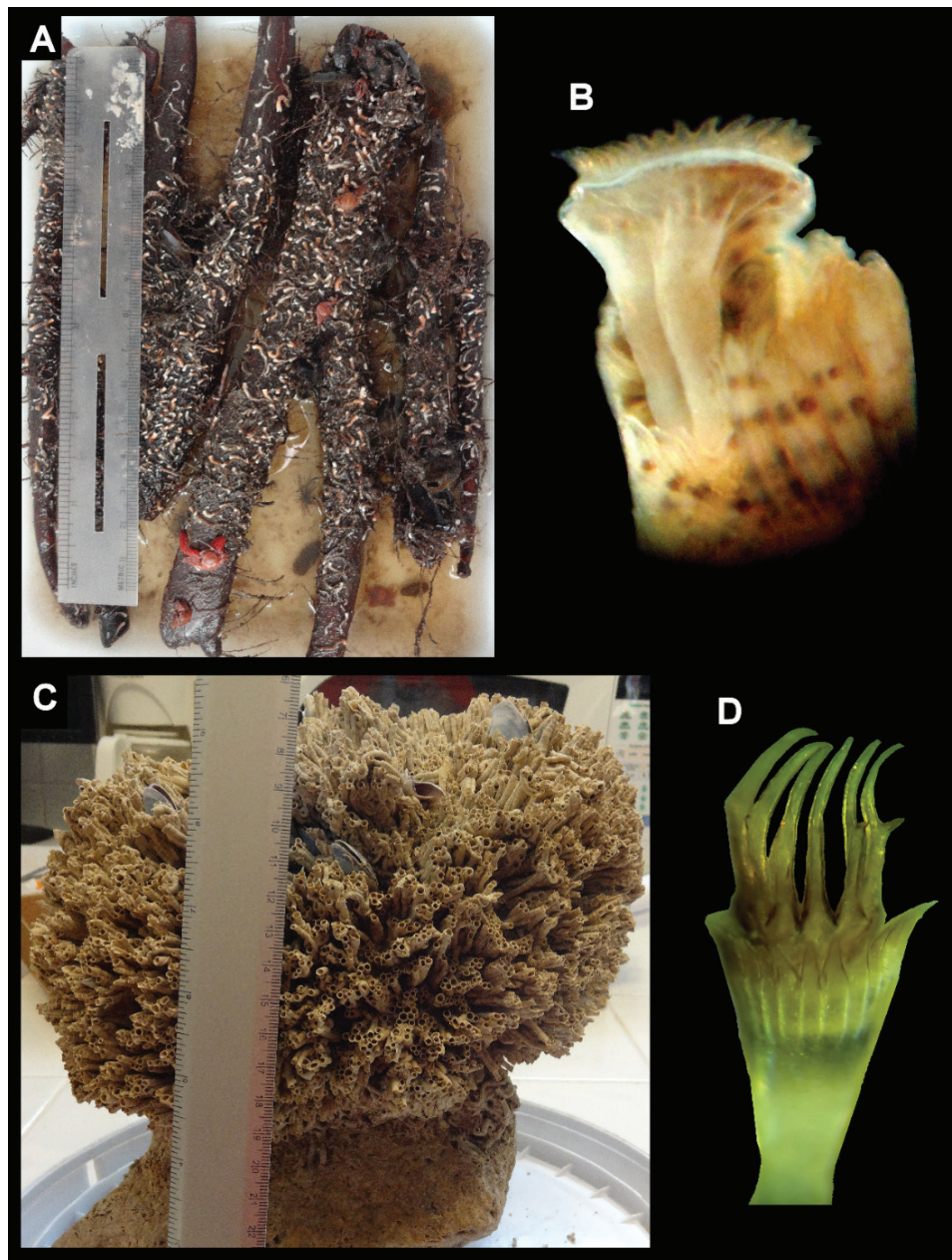


Figura 7. Especies invasoras y criptogénicas presentes con mayor frecuencia en el Pacífico sur de México: A) poliquetos serpúlidos, *Ficopomatus uschakovi*, en raíces de mangle de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada; B) detalle del opérculo de *F. uschakovi*; C) poliquetos serpúlidos, *Hydroides sanctaecrucis*, una agregación masiva de miles de tubos calcáreos sobre una roca proveniente de Playa Vicente, complejo lagunar Huave, Oaxaca; D) detalle del opérculo de *H. sanctaecrucis*.

Nuevo León), por su apoyo con el proyecto “Poliquetos exóticos invasores en marinas y puertos de México: vulnerabilidad y resiliencia ante el cambio climático” (SEMARNAT-CONACYT A3-S-73811). Gracias a Alexis Hernández Ángeles (UMAR, Puerto Ángel), por su apoyo en la verificación de las referencias. Agradecemos a dos revisores anónimos que hicieron correcciones y sugerencias que mejoraron la presentación de este trabajo.

REFERENCIAS

- AGUILAR-ROSAS, L. E., F. FLORES PEDROCHE & J. A. ZERTUCHE-GONZÁLEZ. 2014. Algas marinas no nativas en la costa del Pacífico mexicano. In: Mendoza R. & P. Koleff (Coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 211-222.

- ALDER J. 1859. Descriptions of three new species of Sertularian Zoo-phytes. *Annals and Magazine of Natural History* 3: 353-356.
- ALLMAN, G. J. 1863. Notes on the Hydroida. I. On the structure of *Corymorpha nutans*. II. Diagnoses of new species of Tubularidae obtained, during the autumn of 1862, on the coasts of Shetland and Devonshire. *Annals and Magazine of Natural History* 11 (3): 1-12.
- ARTEAGA-FLÓREZ, C., V. FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ & M. H. LONDOÑO-MESA. 2014. First record of the polychaete *Ficopomatus uschakovi* (Pillai, 1960) (Annelida, Serpulidae) in the Colombian Caribbean, South America. *ZooKeys* 371: 1-11. DOI: 10.3897/zookeys.371.5588
- AUDOUIN, J. V. 1826. Explication sommaire des planches de polypes de l'Égypte et de la Syrie, publiées par Jules-César Savigny. In: Audouin, J. V. (Ed.). *Description de l'Égypte, ou recueil des observations et des recherches qui ont été faites en Égypte pendant l'expédition de l'armée française, publié par les ordres de sa Majesté l'Empereur Napoléon le Grand*. Histoire Naturelle, Imprimerie Impériale, Paris 1 (4): 225-244.
- AUGENER, H. 1934. Polychaeten aus den Zoologischen Museen von Leiden und Amsterdam. – IV. (Schluss). *Zoologische Mededeelingen, Leiden* 17 (8): 67-160.
- BARRIENTOS-LUJÁN, N. A., E. RÍOS-JARA & M. C. ESQUEDA-GONZÁLEZ. 2022. Molluscos (Mollusca). In: Bastida-Zavala, J. R. & M. S. García-Madrigal (Eds.). *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México*. Universidad del Mar y Geomare, Puerto Ángel, Oaxaca, México, pp. 129-190. Disponible en línea en: <http://coralito.umar.mx:8383/jspui/handle/123456789/1524>
- BASTIDA-ZAVALA, J. R. 2008. Serpulids (Annelida: Polychaeta) from the Eastern Pacific, including a brief mention of Hawaiian serpulids. *Zootaxa* 1722: 1-61. DOI: 10.11646/zootaxa.1722.1.1
- BASTIDA-ZAVALA, J. R. & M. S. GARCÍA-MADRIGAL. 2012. First record in the Tropical Eastern Pacific of the exotic species *Ficopomatus uschakovi* (Polychaeta, Serpulidae). *ZooKeys* 238: 45-55. DOI: 10.3897/zookeys.238.3970
- BASTIDA-ZAVALA, J. R. & M. S. GARCÍA-MADRIGAL (Eds.). 2022a. *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México*. Universidad del Mar y Geomare, Puerto Ángel, Oaxaca, México. 295 p. Disponible en línea en: <http://coralito.umar.mx:8383/jspui/handle/123456789/1524>
- BASTIDA-ZAVALA, J. R. & M. S. GARCÍA-MADRIGAL. 2022b. La biodiversidad de invertebrados marinos del Pacífico sur de México. In: Bastida-Zavala, J. R. & M. S. García-Madrigal (Eds.). *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México*. Universidad del Mar y Geomare, Puerto Ángel, Oaxaca, México, pp. 1-20. Disponible en línea en: <http://coralito.umar.mx:8383/jspui/handle/123456789/1524>
- BASTIDA-ZAVALA, J. R., M. S. GARCÍA-MADRIGAL, B. N. PÉREZ-HERNÁNDEZ, H. RAMÍREZ-HERNÁNDEZ & C. M. GALVÁN-VILLA. 2024. Primer registro del coral copo de nieve, *Carijoa riisei* (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) en una laguna costera del Pacífico sur de México. *Ciencia y Mar* 28 (83): 23-28. DOI: 10.59673/cym.v28i83.4
- BASTIDA-ZAVALA, J. R. & H. A. TEN HOVE. 2002. Revision of *Hydroides* Gunnerus, 1768 (Polychaeta: Serpulidae) from the Western Atlantic Region. *Beaufortia* 52 (9): 103-178. Disponible en línea en: <https://repository.naturalis.nl/pub/504958>
- BASTIDA-ZAVALA, J. R. & H. A. TEN HOVE. 2003. Revision of *Hydroides* Gunnerus, 1768 (Polychaeta: Serpulidae) from the Eastern Pacific Region and Hawaii. *Beaufortia* 53 (4): 67-110. Disponible en línea en: <https://repository.naturalis.nl/pub/505009>
- BASTIDA-ZAVALA, R., J. A. DE LEÓN-GONZÁLEZ, J. L. CARBALLO CENIZO & B. MORENO-DÁVILA. 2014. Invertebrados bénticos exóticos: Esponjas, poliquetos y ascidias. In: Mendoza, R. & P. Koleff (Eds.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, pp. 317-336. Disponible en línea en: <https://archive.org/details/Especiesacuatic00Mend>
- BASTIDA-ZAVALA, J. R., L. D. McCANN, E. KEPPEL & G. M. RUIZ. 2017. The fouling serpulids (Polychaeta: Serpulidae) from United States coastal waters: an overview. *European Journal of Taxonomy* 344: 1-76. DOI: 10.5852/ejt.2017.344
- BASTIDA-ZAVALA, J. R., L. PIÑA-MEJÍA & K. CAMACHO-CRUZ. 2022. Anélidos (Annelida: Polychaeta, Clitellata). In: Bastida-Zavala, J. R. & M. S. García-Madrigal (Eds.). *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México*. Universidad del Mar y Geomare, Puerto Ángel, Oaxaca, México, pp. 67-121. Disponible en línea en: <http://coralito.umar.mx:8383/jspui/handle/123456789/1524>
- BASTIDA-ZAVALA, J. R., A. S. RODRÍGUEZ BUELNA, J. A. DE LEÓN-GONZÁLEZ, K. A. CAMACHO-CRUZ & I. CARMONA. 2016. New records of sabellids and serpulids (Polychaeta: Sabellidae, Serpulidae) from the Tropical Eastern Pacific. *Zootaxa* 4184 (3): 401-457. DOI: 10.11646/zootaxa.4184.3.1
- BASTIDA-ZAVALA, J. R., J. P. SÁNCHEZ-OVANDO, M. RAMOS-SÁNCHEZ, I. SILVA-MORALES, J. D. GÓMEZ-VÁSQUEZ & M. S. GARCÍA-MADRIGAL. 2025. Massive aggregations by the invasive serpulid, *Hydroides sanctaerucis* (Polychaeta: Serpulidae), in a coastal lagoon system from the Southern Mexican Pacific. *Boletín del Instituto de Oceanografía de Venezuela* 63 (2): 68-83.
- BUSK, G. 1886. Report on the Polyzoa collected by H.M.S. Challenger during the years 1873-1876. Part 2. The Cyclostomata, Ctenostomata and Pedicellinea. *Report on the Scientific Results of the Voyage of H.M.S. Challenger during the years 1873-76, Zoology* 17 (part 50): 1-47.
- CARBALLO, J. L. & J. M. AGUILAR-CAMACHO. 2012. Porifera. In: Low Pfeng, A. M. & E. M. Peters Recagno (Eds.). *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A. C., INE-SEMARNAT, pp. 69-82.
- CARBALLO, J. L. & J. A. CRUZ-BARRAZA. 2010. A revision of the genus *Mycale* (Poecilosclerida: Mycalidae) from the Mexican Pacific Ocean. *Contributions to Zoology* 79 (4): 165-191. DOI: 10.1163/18759866-07904003
- CARBALLO, J. L. & C. VEGA. 2022. Esponjas (Porifera). In: Bastida-Zavala, J. R. & M. S. García-Madrigal (Eds.). *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México*. Universidad del Mar y Geomare, Puerto Ángel, Oaxaca, México, pp. 21-30. Disponible en línea en: <http://coralito.umar.mx:8383/jspui/handle/123456789/1524>
- CARLTON, J. T. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77 (6): 1653-1655. DOI: 10.2307/2265767
- CARLTON, J. T., M. MUNIZAGA & M. THIEL. 2021. The rediscovery of the only introduced barnacle in Chile: *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) (Crustacea: Cirripedia) in Estero Tongoy, Northern-Central Chile. *BioInvasions Records* 10 (4): 869-874. DOI: 10.3391/bir.2021.10.4.11

- CARLTON, J. T., W. A. NEWMAN & F. B. PITOMBO. 2011. Barnacle Invasions: Introduced, cryptogenic, and range expanding Cirripedia of North and South America. In: Galil, B., P. Clark & J. Carlton. (Eds.). *In the wrong place - Alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts*. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, vol. 6. Springer, Dordrecht, pp. 159-213. DOI: 10.1007/978-94-007-0591-3_5
- CASTRO-CUBILLOS, M. L., J. D. TAYLOR, A. MASTRETTA-YANES, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS & V. ISLAS-VILLANUEVA. 2022. Monitoring of benthic eukaryotic communities in two tropical coastal lagoons through eDNA metabarcoding: a spatial and temporal approximation. *Scientific Reports* 12: 10089. DOI: 10.1038/s41598-022-13653-9
- CHÁVEZ-LÓPEZ, Y. & C. CRUZ-GÓMEZ. 2019. New records of polychaetes (Annelida: Polychaeta) from three locations of Oaxaca, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 67 (S5): 157-168. DOI: 10.15517/rbt.v67is5.38941
- CONABIO. 2017. Análisis de riesgo rápido de *Obelia dichotoma*. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 8 pp.
- CONCEPCION, G. T., S. E. KAHNG, M. W. CREPEAU, E. C. FRANKLIN, S. L. COLES & R. J. TOONEN. 2010. Resolving natural ranges and marine invasions in a globally distributed octocoral (genus *Carijoa*). *Marine Ecology Progress Series* 401: 113-127. DOI: 10.3354/meps08364
- CORNELIUS, P. F. S. 1975. The hydroid species of *Obelia* (Coelenterata, Hydrozoa: Campanulariidae), with notes on the medusa stage. *Bulletin of the British Museum (Natural History) Zoology* 28 (6): 249-293. DOI: 10.5962/p.314143
- CRUZ-BARRAZA, J. A. & J. L. CARBALLO. 2008. Taxonomy of sponges (Porifera) associated with corals from the Mexican Pacific Ocean. *Zoological Studies* 47: 741-758. Disponible en línea en: <https://zoostud.sinica.edu.tw/Journals/47.6/741.pdf>
- CUNHA, A. F., A. COLLINS & A. C. MARQUES. 2017. Phylogenetic relationships of Proboscoida Broch, 1910 (Cnidaria, Hydrozoa): Are traditional morphological diagnostic characters relevant for the delimitation of lineages at the species, genus and family levels? *Molecular Phylogenetics and Evolution* 106: 118-135. DOI: 10.1016/j.ympev.2016.09.012
- DARWIN, C. 1854. *A monograph on the sub-Class Cirripedia with figures of all the species. The Balanidae, (or Sessile Cirripedia); the Vericidae, etc., etc., etc.* The Ray Society, London, 684 p.
- DAVIDSON, S. K. & M. G. HAYGOOD. 1999. Identification of sibling species of the bryozoan *Bugula neritina* that produce different anticancer bryostatins and harbor distinct strains of the bacterial symbiont "*Candidatus endobugula sertula*". *Biological Bulletin* 196: 273-280. DOI: 10.2307/1542952
- DE ASSIS, J. E., C. ALONSO & M. L. CHRISTOFFERSEN. 2008. First record of *Ficopomatus uschakovi* (Pillai, 1960) Serpulidae (Polychaeta: Annelida) for the Western Atlantic. *Revista Nordestina de Biología* 19 (1): 51-58.
- DELLE CHIAJE, S. 1828. *Memorie sulla storia e notomia degli animali senza vertebre del regno di Napoli*. Fratelli Fernandes and Società Tipografica, Napoli, vol. 3, 232 p.
- DILLWYN, L. W. 1817. *A descriptive catalogue of Recent shells, arranged according to the Linnean method; with particular attention to the synonymy*. John and Arthur Arch, London, Vol. 1, 580 p.
- EL-KOMI, M. M. & T. KAJIHARA. 1991. Breeding and moulting of barnacles under rearing conditions. *Marine Biology* 108: 83-89. DOI: 10.1007/BF01313474
- FOFONOFF, P. W., G. M. RUIZ, B. STEVES, C. SIMKANIN & J. T. CARLTON. 2018. National Exotic Marine and Estuarine Species Information System. Disponible en línea en: <https://invasions.si.edu/nemesis> (consultado el 15 de febrero de 2025).
- FRASER, C. M. 1938. Hydroids of the 1934 Allan Hancock Pacific Expedition. *Allan Hancock Pacific Expeditions* 4 (1): 1-105. Disponible en línea en: <https://www.biodiversitylibrary.org/part/193898>
- FRASER, C. M. 1948. Hydroids of the Allan Hancock Pacific Expeditions since March 1938. *Allan Hancock Pacific Expeditions* 4 (5): 179-335. Disponible en línea en: <https://www.biodiversitylibrary.org/part/193898>
- GAMBOA-CONTRERAS, J. A. & M. TAPIA-GARCÍA. 1998. Invertebrados bentónicos de la plataforma continental interna. In: Tapia-García (Ed.). *El golfo de Tehuantepec. El ecosistema y sus recursos*. Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa, México, pp. 103-128.
- GARCÍA-MADRIGAL, M. S., V. I. PÉREZ-ENRIQUEZ & U. JARQUIN-MARTÍNEZ. 2022. Crustáceos (Arthropoda: Crustacea). In: Bastida-Zavala, J. R. & M. S. García-Madrigal (Eds.). *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México*. Universidad del Mar y Geomare, Puerto Ángel, Oaxaca, México, pp. 199-275. Disponible en línea en: <http://coralito.umar.mx:8383/jspui/handle/123456789/1524>
- GEORGE, W. C. & H. V. WILSON. 1919. Sponges of Beaufort (N.C.) Harbor and Vicinity. *Bulletin of the Bureau of Fisheries, Washington* 36: 129-179. Disponible en línea en: <https://spo.nmfs.noaa.gov/content/sponges-beaufort-n-c-harbor-and-vicinity>
- GOLDFUSS, G. A. 1820. Handbuch der Zoologie. In: Schubert, G. H. (Ed.). *Handbuch der Naturgeschichte, zum Gebrauch bei Vorlesungen*. Erste Abteilung pp. 1-696, 1-510.
- GÓMEZ, P., J. A. MERCADO, L. M. MITCHEL & S. SALAZAR-VALLEJO. 1997. Poliquetos de fondos duros (Polychaeta) de bahías de Huatulco y Puerto Ángel, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 45 (3): 1067-1074. Disponible en línea en: <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/21116>
- GÓMEZ, S., J. W. FLEEEGER, A. ROCHA & D. FOLTZ. 2004. Four new species of *Cletocamptus* Schmankewitsch, 1875, closely related to *Cletocamptus deitersi* (Richard) (Copepoda: Harpacticoida). *Journal of Natural History* 38: 2669. DOI: 10.1080/0022293031000156240
- GUZMÁN-MÉNDEZ, I. A., F. PEDROCHE, R. BASTIDA-ZAVALA, J. SALAS-PÉREZ, J. ARGÜELLES-JIMÉNEZ, C. GALVÁN-VILLA, O. VALENCIA MÉNDEZ, T. VILLALOBOS-GUERRERO, H. PÉREZ-ESPAÑA, E. ÁVILA & Y. OKOLODKOV. 2025. Diagnosis and risk assessment of invasive species in Mexican reefs. In: Arias, E. (Ed.). *Coral reefs of Mexico*. Cham: Springer International Publishing, pp. xx-xx (En prensa).
- HASWELL, W. A. 1883. On some new Australian tubicolous Annelids. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales* 7: 633-638. Disponible en línea en: <http://biodiversitylibrary.org/page/6462370>

- HECHTEL, G. J. 1965. A systematic study of the Demospongiae of Port Royal, Jamaica. *Bulletin of the Peabody Museum of Natural History* 20: 1-103.
- HENRY, D. P. 1941. Notes on some sessile barnacles from Lower California and the west coast of Mexico. *Proceedings of the New England Zoological Club* 23: 99-106.
- HENRY, D. P. & P. A. McLAUGHLIN. 1975. The barnacles of the *Balanus amphitrite* complex (Cirripedia, Thoracica). *Zoologische Verhandlungen* 141: 3-254. Disponible en línea en: <https://repository.naturalis.nl/pub/317846/ZV1975141001.pdf>
- HERDMAN, W. A. 1886. Report on the tunicata collected during the voyage of H.M.S. "Challenger" during the years 1873-1876. Part. II. Ascidiae compositae. *Report on the Scientific Results of the Voyage of H.M.S. Challenger during the years 1873-76, Zoology* 14 (part 38): 1-432.
- HOLGUÍN-QUIÑONES, O. E. & A. C. GONZÁLEZ-PEDRAZA. 1989. Moluscos de la franja costera del Estado de Oaxaca, México. *Atlas CICIMAR* 7: 1-228.
- HUMARA-GIL, K. J. & C. CRUZ-GÓMEZ. 2018. New records of benthic hydroids (Cnidaria: Hydrozoa) from the coast of Oaxaca, México. *Zootaxa* 4455 (3): 454-470. DOI: 10.11646/zootaxa.4455.3.3
- HUMARA-GIL, K. J. & C. CRUZ-GÓMEZ. 2019. First record of the non-indigenous bryozoan *Amathia verticillata* (delle Chiaje, 1822) (Bryozoa, Vesiculariidae) in the southern Mexican Pacific. *Check List* 15 (3): 515-522. DOI: 10.15560/15.3.515
- INEGI. 2019. Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2019. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México, 628 p. Disponible en línea en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825192242>
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE). 2025. Invasive alien species. Disponible en línea en: <https://www.iucn.org/es/node/33709> (consultado el 28 de enero de 2025).
- KUPRIYANOVA, E. K., M. A. TOVAR-HERNÁNDEZ, G. MEJÍA-GONZÁLEZ, P. R. JAYACHANDRAN, I. C. BRANDÃO & J. A. DE LEÓN-GONZÁLEZ. 2024. Confirming the invasion by tubeworm *Ficopomatus cf. uschakovi* (Pillai, 1960) (Annelida, Serpulidae) in Mexico. *BiolInvasions Records* 13 (4): 979-991. DOI: 10.3391/bir.2024.13.4.11
- LAMOUROUX, J. V. F. 1816. *Histoire des polypiers coralligènes flexibles, vulgairement nommés zoophytes*. F. Poisson, Caen, pp. 1-558.
- LAMOUROUX, J. V. F. 1824. Description des polypiers flexibles. In: Freycinet, d. L. (Ed.). *Voyage autour du monde, entrepris par ordre du Roi, exécuté sur les corvettes l'Uranie et la Physicienne, pendant les années 1817, 1818, 1819 et 1820*. Zoologie, rédigé par MM. J. R. C. Quoy et J. P. Gaimard, Pillet Aîné, Paris, pp. 603-643.
- LIÑERO-ARANA, I. & O. DÍAZ-DÍAZ. 2012. Presencia del poliqueto exótico *Ficopomatus uschakovi* (Polychaeta: Serpulidae) en Venezuela: descripción y comentarios sobre su distribución. *Interciencia* 37 (3): 234-237. Disponible en línea en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33922725012>
- LISTER, J. J. 1834. Some observations on the structure and functions of tubular and cellular Polypi, and of Ascidiae. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 124 (2): 365-388. DOI: 10.1098/rstl.1834.0020
- LÓPEZ-PÉREZ, A., H. REYES-BONILLA, L. E. CALDERÓN-AGUILERA, G. CRUZ-PINÓN, A. CUPUL-MAGAÑA, P. MEDINA-ROSAS, Z. MORA-VALLÍN & R. MELÉNDEZ-ROSAS. 2022. Cnidarios (Cnidaria). In: Bastida-Zavala, J. R. & M. S. García-Madrigal (Eds.). *Invertebrados marinos y costeros del Pacífico sur de México*. Universidad del Mar y Geomare, Puerto Ángel, Oaxaca, México, pp. 31-51. Disponible en línea en: <http://coralito.umar.mx:8383/jspui/handle/123456789/1524>
- LOW-PFENG, A. M. & E. M. PETERS RECAGNO (Eds.). 2012. Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano. Geomare, A.C., INE-SEMAR-NAT, México. 235 p.
- MACKIE, J. A., M. J. KEOUGH & L. CHRISTIDIS. 2006. Invasion patterns inferred from cytochrome oxidase I sequences in three bryozoans, *Bugula neritina*, *Watersipora subtorquata*, and *Watersipora arcuata*. *Marine Biology* 149: 285-295. DOI: 10.1007/s00227-005-0196-x
- McGOVERN, T. M. & M. E. HELLBERG. 2003. Cryptic species, cryptic endosymbionts, and geographical variation in chemical defenses in the bryozoan *Bugula neritina*. *Molecular Ecology* 12: 1207-1215. DOI: 10.1046/j.1365-294x.2003.01758.x
- McINTOSH, W. C. 1885. Report on the Annelida Polychaeta collected by H.M.S. Challenger during the years 1873-1876. *Report on the Scientific Results of the Voyage of H.M.S. Challenger during the years 1873-76, Zoology* 12 (part 34): 1-554. Disponible en línea en: <https://biodiversitylibrary.org/page/50688426>
- McNEELY, J. 2001. Invasive species: A costly catastrophe for native biodiversity. *Land Use and Water Resources Research* 1 (2): 1-10. DOI: 10.22004/ag.econ.47850
- MENDOZA, R. & P. KOLEFF (Eds.). 2014. Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 555 p. Disponible en línea en: <https://archive.org/details/Especiesacuatic00Mend>
- MICHAELSEN, W. 1904. Revision der compositen Styeliden oder Polyzoen. *Jahrbuch der Hamburgischen Wissenschaftlichen Anstalten* 21 (2): 1-124.
- MOLL, J. P. C. 1803. *Eschara*, ex zoophytorum, seu, phytozoorum ordine pulcherrimum ac notatu dignissimum genus, novis speciebus auctum, methodice descriptum et iconibus ad naturam delineatis illustratum. *Camesiniana, Vindobonae* pp.1-70.
- MÖRCH, O. A. L. 1863. Revisio critica Serpulidarum. Et bidrag til røromenes naturhistorie. *Naturhistor Tidsskrift Henrik Krøyer, København*, series 3(1): 347-470.
- MORENO-DÁVILA, B. B. 2010. *Ascidias (Tunicata: Ascidae) de Oaxaca, México*. Tesis de Licenciatura (Biología Marina), Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México, 116 p.
- Oka, A. 1927. Zur kenntnis der japanischen Botryllidae (Vorläufige Mitteilung). *Proceedings of the Imperial Academy* 3: 607-609. DOI: 10.2183/pjab1912.3.607
- OKOLODKOV, Y. B., R. BASTIDA-ZAVALA, A. L. IBÁÑEZ, J. W. CHAPMAN, E. SUÁREZ-MORALES, F. PEDROCHE & F. J. GUTIÉRREZ-MENDIETA. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar* 11 (32): 29-67. Disponible en línea en: <https://biblat.unam.mx/hevila/Cienciaymar/2007/no32/2.pdf>

- OSBURN, R. 1953. Bryozoa of the Pacific coast of America III. Part 3, Cyclostomata, Ctenostomata, Entoprocta and Addenda. *Allan Hancock Pacific Expeditions* 14 (3): 613-841. DOI: 10.5962/bhl.title.6542
- PALMA-NERI, M. Z. D. & J. R. BASTIDA-ZAVALA. 2025. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) en estructuras artificiales de tres puertos de Oaxaca, Pacífico sur de México. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 63 (2): 102-167.
- PILLAI, T. G. 1960. Some marine and brackish-water serpulid Polychaeta from Ceylon, including new genera and species. *Ceylon Journal of Science (Biological Sciences)* 3: 1-40.
- RAMOS-MORALES, A., J. D. GÓMEZ-VÁSQUEZ, M. S. GARCÍA-MADRIGAL & J. R. BASTIDA-ZAVALA. 2024. Fouling invertebrates from PVC plates at Chahué Marina, Oaxaca, Southern Pacific coast of Mexico. *Check List* 20 (3): 728-760. DOI: 10.15560/20.3.728
- RIDLEY, S. O. 1884. Spongiida. In: *Report on the Zoological Collections made in the Indo-Pacific Ocean during the Voyage of H.M.S. 'Alert', 1881-2*. British Museum of Natural History, London pp. 366-482, 582-630.
- RODRÍGUEZ-ALMARAZ, G. A. & M. S. GARCÍA-MADRIGAL. 2014. Crustáceos exóticos invasores. In: Mendoza, R. & P. Koleff (Eds.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 347-371. Disponible en línea en: <https://archive.org/details/Especiesacuatic00Mend>
- RODRÍGUEZ-VALENCIA, J. A. 2004. Respuesta de los poliquetos bentónicos a la variabilidad ambiental y condiciones de El Niño en bahía Petacalco (Guerrero, México). *Ciencias Marinas* 30 (4) 515-526. DOI: 10.7773/cm.v30i4.346
- RYLAND, J. S., J. D. D. BISHOP, H. DE BLAUWE, A. EL NAGAR, D. MINCHIN, C. A. WOOD & A. L. E. YUNNIE. 2011. Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. *Aquatic Invasions* 6 (1): 17-31. DOI: 10.3391/ai.2011.6.1.03
- 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* 15 (1): 73-96.
- SPALDING, M. D., H. E. FOX, G. R. ALLEN, N. DAVIDSON, Z. A. FERDANA, M. FINLAYSON, B. S. HALPERN, M. A. JORGE, A. LOMBANA, S. A. LOURIE, K. D. MARTIN, E. MCMAHON, J. MOLNAR, C. A. RECCHIA & J. ROBERTSON. 2007. Marine ecoregions of the World: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* 57 (7): 573-583. DOI: 10.1641/B570707
- SPIVEY, H. R. 1976. The cirripeds of the Panama Canal. *Corrosion Marine-Fouling* 1: 43-50.
- STECHOW, E. 1914. Zur Kenntnis neuer oder seltener Hydroidpolypen, meist Campanulariden, aus Amerika und Norwegen. *Zoologischer Anzeiger* 45: 120-136.
- THORNELEY, L. R. 1900. The hydroid zoophytes collected by Dr. Willey in the Southern Seas. In: Willey, A. (Ed.). *Zoological results based on material from New Britain, New Guinea, Loyalty Islands and elsewhere collected during the years 1895, 1896 and 1897*. Cambridge University Press, part 4, pp. 451-458.
- TOVAR-HERNÁNDEZ, M. A. & P. KNIGHT-JONES. 2006. Species of *Branchiomma* (Polychaeta: Sabellidae) from the Caribbean Sea and Pacific coast of Panama. *Zootaxa* 1189: 1-37. DOI: 10.11646/zootaxa.1189.1.1
- TOVAR-HERNÁNDEZ, M. A., N. MÉNDEZ & J. SALGADO-BARRAGÁN. 2009a. *Branchiomma bairdi*: A Caribbean hermaphrodite fan worm in the south-eastern Gulf of California (Polychaeta: Sabellidae). *Marine Biodiversity Records* 2: 1-8. DOI: 10.1017/S1755267209000463
- TOVAR-HERNÁNDEZ, M. A., N. MÉNDEZ & T. F. VILLALOBOS-GUERRERO. 2009b. Fouling polychaete worms from the southern Gulf of California: Sabellidae and Serpulidae. *Systematics and Biodiversity* 7: 319-336. DOI: 10.1017/S1477200009990041
- TOVAR-HERNÁNDEZ, M. A., T. F. VILLALOBOS-GUERRERO, B. YÁÑEZ-RIVERA, J. M. AGUILAR-CAMACHO & I. D. RAMÍREZ-SANTANA. 2012. *Guía de invertebrados acuáticos exóticos en Sinaloa*. Geomare, A.C., USFWS, INE-Semarnat, Mazatlán, Sinaloa. 41 p.
- TOVAR-HERNÁNDEZ, M.A., B. YÁÑEZ RIVERA, S. RENDÓN RODRÍGUEZ & N. MÉNDEZ. 2010. Poliquetos y especies introducidas en México. *Biodiversitas* 92: 1-5.
- TOVAR-HERNÁNDEZ, M. A. & B. YÁÑEZ RIVERA. 2012. Ficha técnica y análisis de riesgo de *Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885) (Polychaeta: Sabellidae). In: Low-Pfeng, A. M. & E. M. Peters-Recagno (Eds.). *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A.C., INE-Semarnat, México, D.F., pp. 167-190.
- VAN SOEST, R. W. M. 1984. Marine sponges from Curaçao and other Caribbean localities. Part III. Poecilosclerida. *Studies on the Fauna of Curaçao and other Caribbean Islands* 66 (199): 1-167. Disponible en línea en: <https://repository.naturalis.nl/pub/506067>
- VERRILL, A. E. 1900. Additions to the Turbellaria, Nemertina, and Annelida of the Bermudas, with revisions of some New England genera and species. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences* 10 (2): 595-671.
- VILLALOBOS-GUERRERO, T. F. 2012. Ficha técnica y análisis de riesgo de *Alitta succinea* (Leuckart in Frey & Leuckart, 1847) (Polychaeta: Nereididae). In: Low-Pfeng, A. M. & E. M. Peters-Recagno (Ed.). *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A.C., INE-Semarnat, México, D.F., pp. 131-165.
- VILLALOBOS-GUERRERO, T. F. & L. F. CARRERA-PARRA. 2015. Redescription of *Alitta succinea* (Leuckart, 1847) and reinstatement of *A. acutifolia* (Ehlers, 1901) n. comb. based upon morphological and molecular data (Polychaeta: Nereididae). *Zootaxa* 3919 (1): 157-178. DOI: 10.11646/zootaxa.3919.1.7
- VILLALOBOS-GUERRERO, T. F., F. LAFARGA-DE LA CRUZ, M. A. TOVAR-HERNÁNDEZ & V. DÍAZ-CASTAÑEDA. 2025. Early detection warrants rapid response: the sabellid polychaete *Terebrasabella heterouncinata* in cultured abalone. *Biological Invasions* 27: 69. DOI: 10.1007/s10530-024-03514-z
- WILSON, H. V. 1925. Silicious and horny sponges collected by the U.S. Fisheries Steamer 'Albatross' during the Philippine Expedition, 1907-10. In: *Contributions to the biology of the Philippine Archipelago and adjacent regions*. Bulletin of the United States National Museum 100 (2, part 4), pp. 273-532.
- WoRMS. 2025. Animalia. Disponible en línea en: <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=2> (consultado el 10 de enero de 2025).

NOTA CIENTIFICA

Presencia de la medusa *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 (Cnidaria: Scyphozoa: Rhizostomeae) en el Sistema Arrecifal Veracruzano

Presence of the jellyfish *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 (Cnidaria: Scyphozoa: Rhizostomeae) in the Sistema Arrecifal Veracruzano

Elisee Quevedo-Chaparro¹ & Victor Manuel Tellez-Soria^{*2}

Recibido: 31 de enero de 2025.

Aceptado: 06 de mayo de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

RESUMEN

Antecedentes: *Phyllorhiza punctata* es una medusa originaria del Pacífico Occidental. Desde 1933, ha ampliado su rango de distribución. En México, se avistó por primera vez en 2006 en la laguna de Mandinga, Veracruz, y entre marzo y julio de 2024, su presencia fue reportada en el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV). **Objetivo:** Documentar la presencia de *P. punctata* en el SAV y evidenciar la expansión de su rango de distribución. **Métodos:** Se realizaron muestreos mediante buceo libre en la escollera del Faro Verde, Veracruz. Se tomaron fotografías y se recolectaron cinco ejemplares, preservados en formaldehído al 4% para su análisis en laboratorio. Se midió el diámetro de la campana y la longitud de los brazos orales. **Resultados:** Se identificó un adulto con coloración pálida a 2 m de profundidad, con una campana de 300 mm y brazos orales de 140 mm. Además, se hallaron cuatro juveniles a 0.50 m de profundidad, con campanas promedio de 47.5 ± 19.36 mm y brazos orales de 22.5 ± 14.43 mm. Se observó comensalismo con peces juveniles de la familia Carangidae. **Conclusiones:** La expansión de *P. punctata* en Veracruz resalta la necesidad de monitorear su dinámica poblacional y condiciones ambientales. Presenta interacción con peces nativos, lo que sugiere una adaptación con la fauna del SAV. Se recomienda un continuo monitoreo con el apoyo de la ciencia ciudadana para identificar más puntos de distribución.

Palabras clave: Escollera Faro Verde, Especie no nativa, Medusa moteada australiana, Puerto de Veracruz, Sistema Arrecifal Veracruzano.

¹ Carrera de Biología Marina, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Veracruzana, Av. Miguel Ángel de Quevedo S/N esquina Yáñez, Veracruz, C.P. 91710, México

² Maestría en Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Mar Mediterráneo 314, Fracc. Costa Verde, Boca del Río, Veracruz, CP. 94294

***Corresponding author:**

Victor Manuel Tellez-Soria: e-mail: vtellezsoria@gmail.com

To quote as:

Quevedo-Chaparro, E. & V. M. Tellez-Soria. 2025. Presencia de la medusa *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 (Cnidaria: Scyphozoa: Rhizostomeae) en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *Hidrobiológica* 35 (3): 305-309.

ABSTRACT

Background: *Phyllorhiza punctata* is a jellyfish native to the Western Pacific. Since 1933, it has expanded its distribution range. In Mexico, it was first sighted in 2006 in the Mandinga lagoon, Veracruz, and between March and July 2024, its presence was reported in the Veracruz Reef System (SAV). **Goals:** To document the presence of *P. punctata* in the SAV and to evidence the expansion of its distribution range. **Methods:** Sampling was conducted by free diving at the breakwater of Faro Verde, Veracruz. Photographs were taken, and five specimens were collected, preserved in 4% formaldehyde for laboratory analysis. The bell diameter and the length of the oral arms were measured. **Results:** One adult with pale coloration was identified at a depth of 2 m, with a bell of 300 mm and oral arms of 140 mm. In addition, four juveniles were found at a depth of 0.50 m, with average bells of 47.5 ± 19.36 mm and oral arms of 22.5 ± 14.43 mm. Commensalism with juvenile fish of the Carangidae family was observed. **Conclusions:** The expansion of *P. punctata* in Veracruz highlights the need to monitor its population dynamics and environmental conditions. It presents interaction with native fish, suggesting an adaptation with the fauna of the SAV. Continuous monitoring with the support of citizen science is recommended to identify more distribution points.

Keywords: Australian spotted jellyfish, Faro Verde breakwater, Port of Veracruz, Sistema Arrecifal Veracruzano.

Phyllorhiza punctata von Lendenfeld, 1884 es una especie de medusa que pertenece a la familia Mastigiidae, originaria del océano Pacífico Occidental desde Australia hasta el sudeste asiático que comprende parte de Filipinas y Tailandia (Mayer, 1910; Kramp, 1965; Heeger *et al.* 1992). Su hábitat nativo son los estuarios y lagunas, y son tolerantes a los cambios de temperatura y salinidad del ambiente (Rato *et al.* 2021). Se caracteriza por tener una coloración café a transparente o azul que varía dependiendo de los pigmentos presentes en las zooxantelas o su ausencia, presenta una campana semiesférica con puntos blancos que incorpora brazos orales y cuenta con tentáculos que varían su abundancia de acuerdo con la región (Bolton & Graham, 2004).

Desde 1933 se han reportado avistamientos fuera de su área de distribución (Bolton & Graham, 2004), expandiéndose a diferentes océanos y mares del mundo, por lo que su expansión ha sido documentada globalmente.

En el océano Atlántico se han reportado diversos avistamientos (Morejón-Arrojo *et al.* 2025). En el Atlántico occidental se ha reportado a *P. punctata* desde 1940 por da Silveira y Cornelius (2000), en Brasil (Moreira, 1961; Haddad & Nogueira, 2006); en Puerto Rico (Cutress, 1971; Larson & Arneson 1990; García & Durbin 1993); en Cuba donde se reportó por primera vez (Morejón-Arrojo, *et al.*, 2023) y en el Golfo de México en 1993 (Bolton & Graham, 2004) donde años más tarde Graham *et al.* (2003) registró que *P. punctata* ocasionó daños a las pesquerías de camarón en el Norte del Golfo de México.

En México, *P. punctata* fue registrada por primera vez en junio de 2006 por Ocaña-Luna *et al.* (2010) en la laguna de Mandinga, estado de Veracruz; sin embargo, de marzo a julio del año 2024 se reportó su presencia en medios de comunicación locales, los cuales se encontraron mediante la búsqueda de “Medusas en Veracruz” en Facebook y Google.

Se encontraron reportes del programa de noticias de la XEU (Domínguez, 2024; Olivia-Pérez, 2024), en Imagen Veracruz (Murillo, 2024) y en redes sociales de Tv Azteca (Tv Azteca Veracruz, 2024), incluso, diferentes personas añadieron en la sección de comentarios evidencia de sus avistamientos en playas de Veracruz, Boca del Río y en la zona portuaria. El objetivo de este trabajo es contribuir en el registro de la observación y colecta de la medusa *P. punctata* demostrando el aumento de su rango de distribución en la zona del Sistema Arrecifal Veracruzano.

El presente estudio se realizó en la escollera del Faro Verde, en el puerto de Veracruz. Esta es una estructura de protección costera que se extiende aproximadamente 1500 metros mar adentro desde la costa, ubicando el Faro en el extremo final. La profundidad de la escollera alcanza los 14 m aproximadamente, lo cual permite el tránsito de embarcaciones que ingresan al puerto.

Se realizó una salida en el mes de mayo en donde se hicieron dos recorridos de buceo libre en la escollera del Faro Verde, Puerto de Veracruz de 800 m de largo con 3 m ancho aproximadamente en la zona protegida (19.197765° N, -96.122723° O) y en la zona expuesta (19.195219° N, -96.122913° O) fue de 700 m de largo y 3 m de ancho (Fig. 1). Las fotografías y videos se capturaron con una cámara GoPro

10 y se colectaron cinco ejemplares de diferentes tallas para confirmar la identificación de la especie. Posteriormente se conservaron en agua de mar y formaldehído al 4% (Ocaña-Luna *et al.* 2010). En laboratorio se analizaron las características morfológicas del ejemplar siguiendo los criterios continuos y nominales establecidos por Bolton & Graham (2004). Se tomaron medidas biométricas con una cinta métrica (precisión: 1 mm), registrando el diámetro de la campana, la longitud de los brazos orales y tentáculos, así como la coloración que estos presentaban.

El individuo más grande se encontró a una profundidad aproximada de 2 m, con un diámetro de campana de 300 mm y 140 mm de longitud total de los brazos. Los cuatro individuos juveniles restantes se localizaron a una profundidad de 0.50 m aproximadamente, con un diámetro de campana de 47.5 ± 19.36 mm y longitud de los brazos de 22.5 ± 14.43 mm. Sólo un organismo conservó sus tentáculos, los cuales midieron 95 mm. Además, la medusa adulta presentó palidez y pulsaciones débiles (Fig. 2).

Las medusas juveniles (<150 mm) (Haddad & Nogueira, 2006) presentaron una desviación estándar de la campana de alrededor del 40%, mientras que la de los brazos fue mayor al 50%, esto fue debido al tamaño de la muestra y que en su mayoría los individuos midieron entre 30 a 45 mm, a excepción de la medusa de 75 mm.

En Veracruz, la medusa *Phyllorhiza punctata* se había registrado únicamente dentro de la laguna de Mandinga (Ocaña-Luna *et al.* 2010), y se planteaba que había ingresado por el *fouling* de los barcos que llegan al Puerto de Veracruz (Okolodkov *et al.* 2007). Actualmente se cuenta con estos nuevos registros de ejemplares juveniles y un adulto en playas de Veracruz, Boca del Río y en la zona portuaria.

P. punctata, al igual que otros cnidarios, como corales y otras medusas, mantiene una relación simbiótica con dinoflagelados denominados zooxantelas, las cuales son sensibles a los cambios de temperatura, lo que sugiere que la coloración pálida de la medusa adulta fue ocasionada por el fenómeno conocido como “blanqueamiento” (Graham *et al.* 2001). Esta condición se ha reportado anteriormente en medusas del género *Cassiopea* en Cuba (Morejón-Arrojo, *et al.* 2024). Así mismo, esto coincidió con el evento de blanqueamiento en arrecifes coralinos del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano en 2024, en el que colonias coralinas se vieron afectadas por el incremento de temperatura del agua de mar y, por ende, presentaron blanqueamiento (Vargas *et al.* 2024; Ramírez *et al.* 2025).

Por otro lado, se observó un conjunto de peces de la familia Carangidae alrededor de las campanas de medusas juveniles aprovechando el transporte y protección de estas, además de que no se observó ningún tipo de depredación de los peces hacia la medusa, lo cual sugiere una interacción de comensalismo, la cual ya se ha reportado en el Océano Índico por Karunarathne & de Cross (2022) lo que sugiere que la especie no nativa presenta una adaptación con especies locales del SAV.

En este estudio nos limitamos a mencionar alguna problemática derivada de la presencia de *P. punctata* con relación a la fauna nativa, debido a que no se han realizado los estudios correspondientes, sin

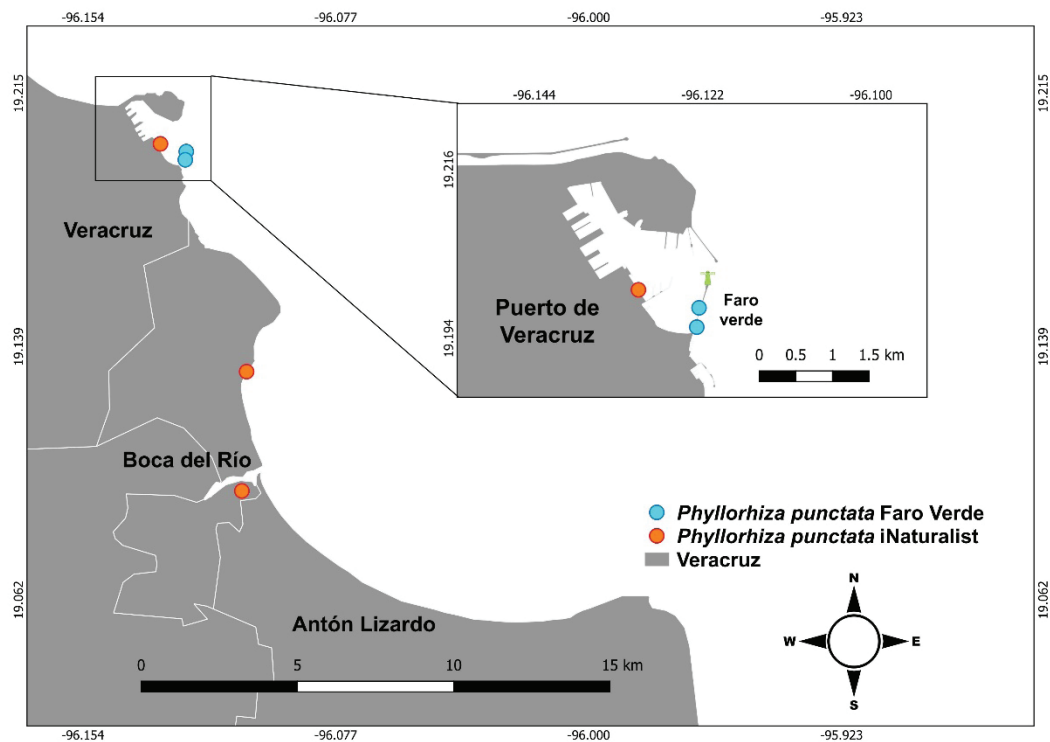


Figura 1. Mapa del Puerto de Veracruz con los registros de *Phyllorhiza punctata* colectados y obtenidos por iNaturalist mediante Gbif (2025). Elaboración propia **CC BY-NC 4.0**

embargo, es importante destacar que puede generar problemas ecológicos y económicos si hay un aumento de las poblaciones como se observó en estudios en el norte del Golfo de México (Graham *et al.* 2003; Gueroun *et al.* 2014; Rosales-Catalán *et al.* 2021).

Otra problemática potencial de esta especie es que se ha visto en otros sitios, es que las poblaciones suelen ser dinámicas en el tiempo y en el espacio, esto debido a que se han reportado registros únicos de la especie y en años posteriores se observa un *bloom* de las poblaciones (Moreira, 1961; Haddad & Nogueira, 2006; Verity *et al.* 2011), por lo que con los presentes reportes de individuos en playas, zonas portuarias y en el SAV, planteamos la necesidad de realizar monitoreos que abarquen la laguna de Mandinga y zonas del Sistema Arrecifal Veracruzano, para estudiar aspectos de la dinámica poblacional, así como un monitoreo fisicoquímico y un estudio sobre sus presas o sus potenciales depredadores.

Asimismo, el primer paso para dar un seguimiento de la especie es brindar difusión de *P. punctata* en redes sociales (Rizgalla & Crocetta, 2020), e implementar un monitoreo de ciencia ciudadana donde los avistamientos con fotografías se puedan subir a plataformas como iNaturalist, y así se inicie una base de datos que puede obtenerse desde la plataforma de acceso gratuito de Gbif (*Global Biodiversity Information Facility*), así como en el estudio realizado por Cedeño-Posso & Ortiz-Gómez (2022) en el Caribe Colombiano.

Tabla 1. Biometrías de *Phyllorhiza punctata* en mm.

Medusa	Campana (mm)	Brazos (mm)	Tentáculos (mm)
1	300	140	N/D
2	75	40	95
3	45	25	N/D
4	30	5	N/D
5	40	20	N/D
*Prom juv	47.5	22.5	N/D
**DE juv	19.36	14.43	N/D

*Promedio juveniles, **Desviación estándar juveniles

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano por brindar las instalaciones para tomar las biometrías y mantener el espécimen recolectado. A la M.E.P. Tatiana Medel-Alvarado por los comentarios de la especie. Y al Dr. Jimmy Arguelles-Jiménez y sus alumnos de licenciatura Diana y Bladimir por el acompañamiento a la escollera Faro Verde.

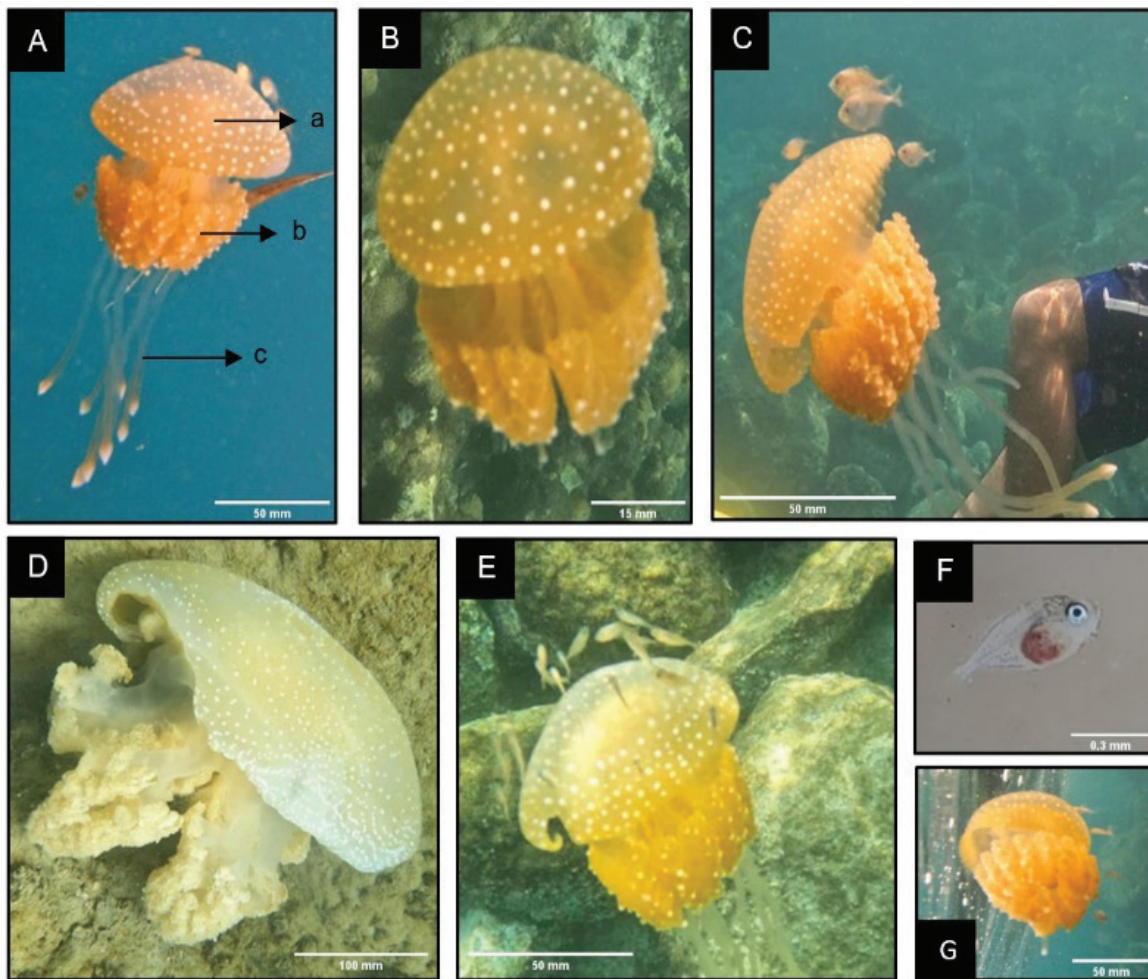


Figura 2. Fotografías de *Phyllorhiza punctata* colectadas en la esollera del Faro Verde. **A.** *P. punctata* con una coloración marrón, (a) campana bien definida con un patrón de lunares blancos, (b) brazos orales frondosos y (c) tentáculos terminales alargados; **B.** Vista lateral de *P. punctata* con campana y brazos orales bien definidos; **C, E & G.** Evidencia de una interacción biológica comensalista de *P. punctata* con peces juveniles de la familia Carangidae; **D.** *P. punctata* pálida por pérdida de zooxantelas encontrada en el fondo marino; **F.** Pez juvenil de la familia Carangidae encontrado en la campana de *P. punctata*. CC BY-NC 4.0

REFERENCIAS

- BOLTON T.F. & W.M. GRAHAM. 2004. Morphological variation among populations of an invasive jellyfish. *Marine Ecology Progress Series*, 278: 125-139. DOI: 10.3354/meps278125
- CEDENO-POSSO, C. & E. ORTIZ-GÓMEZ. 2022. Primeros avistamientos de la medusa *Phyllorhiza punctata* (Cnidaria: Mastigidae) en aguas del caribe colombiano. *Ciencia e Ingeniería*, 9(2), e7495256-e7495256.
- CUTRESS C. E. 1971. *Phyllorhiza punctata* in the Tropical Atlantic. *Proceedings Associations Island Marine Laboratories of Caribbean*. Cumana. 9:14
- DA SILVEIRA F. L. & P. F. S. CORNELIUS. 2000. Novas observações sobre medusas (Cnidaria, Scyphozoa, Rhizostomeae) no nordeste e sul do Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia*. 22:9-18.
- DOMÍNGUEZ, J. 25 ABRIL 2024. ¿Qué características tienen las medusas que se observaron en el Malecón de Veracruz? XEU noticias Veracruz. Disponible en línea en: <https://xeu.mx/veracruz/1320775/que-caracteristicas-tienen-las-medusas-que-se-observaron-en-el-malecon-de-veracruz> (consultado el 01 abril 2025)
- GARCÍA, J. R. & E. DURBIN. 1993. Zooplanktivorous predation by large scyphomedusae *Phyllorhiza punctata* (Cnidaria: Scyphozoa) in Laguna Joyuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 173(1), 71-93. DOI: 10.1016/0022-0981(93)90208-6
- GBIF.ORG (GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY) 09 April 2025. GBIF Occurrence. Available online at: DOI:10.15468/dl.svgdvn (downloaded April 09, 2025)
- GRAHAM, W., D. MARTIN, D. FELDER, V. L. ASPER, & H. PERRY. 2003. Ecological and economic implications of a tropical jellyfish invader in the Gulf

- of Mexico. *Marine bioinvasions: Patterns, processes and perspectives*. 5. 53-69. DOI: 10.1023/A:1024046707234
- GUEROUN, S. K. M., O. KÉFI-DALY-YAHIA, A. DEIDUN, V. FUENTES, S. PIRAINO, & M. N. DALY-YAHIA. 2014. First record and potential trophic impact of *Phyllorhiza punctata* (Cnidaria: Scyphozoa) along the north Tunisian coast (Southwestern Mediterranean Sea). *Italian Journal of Zoology*, 82(1), 95–100. DOI:10.1080/11250003.2014.981306
- HADDAD, M. A. & M. NOGUEIRA-JÚNIOR. 2006. Reappearance and seasonality of *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld (Cnidaria, Scyphozoa, Rhizostomeae) medusae in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23, 824-831.
- HEEGER, T., U. PIATKOWSKI, & H. MÖLLER. 1992. Predation on jellyfish by the cephalopod *Argonauta argo*. *Marine Ecology Progress Series*, 88, 293-296.
- KARUNARATHNE, K. D., & M. D. S. T. DE GROOTS. 2022. First record of *Mastigias sidereus* Chun, 1896 and *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 (Cnidaria: Scyphozoa) from Sri Lanka. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 38(1), 213-225.
- KRAMP, P.L. 1965. Some medusae (mainly Scyphomedusae) from Australian coastal waters. *Transactions of the Royal Society of South Australia* 89: 257–273.
- LARSON R. J & A. C. ARNESON. 1990. Two medusae new to the coast of California: *Carybdea marsupialis* (Linnaeus 1758), a cubomedusae and *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884, a rhizostome scyphomedusae. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 89(3), 130-136.
- MAYER, A. G. 1910. Medusae of the world. Vol. III. The Scyphomedusae. *Washington, DC: Carnegie Institute*. 499-735.
- MOREIRA M.G.B.S. 1961. Sobre *Mastigias scintillae* sp. nov. (Scyphomedusae, Rhizostomeae) das costas do Brasil. *Boletim do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo*, 11: 5-30. DOI:10.1590/S0373-55241961000100001
- MOREJÓN-ARROJO, R. D., P. GONZÁLEZ-DÍAZ, & L. RODRÍGUEZ-VIERA. 2023. Medusas del Parque Nacional Jardines de la Reina: Primer reporte de *Phyllorhiza punctata* (Cnidaria: Rhizostomeae) en Cuba. *Revista de investigaciones marinas*, 43(1), 121-129. DOI: 10.5281/zenodo.8018826
- MOREJÓN-ARROJO, R. D., R. SELLARES-BLASCO, S.D. GUENDULAIN-GARCÍA, M. DEL CID, & L. RODRÍGUEZ-VIERA. 2025. First occurrence of the invasive jellyfish *Phyllorhiza punctata* in the Dominican Republic: seasonal trend and invasion in the Atlantic Ocean. *Bulletin of Marine Science*. DOI:10.5343/bms.2024.0061
- MOREJÓN-ARROJO, R.D., C.J. ANTHONY, & L. RODRÍGUEZ-VIERA. 2024 Asymmetrical bleaching of upside-down jellyfish *Cassiopea* during high water temperatures in Cuba. *Mar. Biodivers*. 54, 41. DOI:10.1007/s12526-024-01434-8.
- MURILLO, L. 25 ABRIL 2024. Captan medusas gigantes en zona de muelles del puerto de Veracruz | VIDEO. Voz en libertad Imagen de Veracruz. Disponible en <https://imagendeveracruz.mx/veracruz/captan-medusas-gigantes-en-zona-de-muelles-del-puerto-de-veracruz--video/50517461> (Consultado el 01 abril 2025)
- OCAÑA-LUNA, A., M. SANCHEZ-RAMIREZ, R. AGUILAR-DURAN. 2010. First record of *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 (Cnidaria: Scyphozoa, Mastigiidae) in Mexico. *Aquatic Invasions*. DOI: 5. S79-S84. 10.3391/ai.2010.5.S1.017.
- OKOLODKOV, Y., R. BASTIDA-ZAVALA, A. L. IBÁÑEZ, J. W. CHAPMAN, E. SUÁREZ-MORALES, F. PEDROCHE, & F. J. GUTIÉRREZ-MENDIETA. 2007. Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar*, 11(32), 29-67.
- OLIVIA-PÉREZ, B. 25 ABRIL 2024. ¡Medusas en el malecón de Veracruz! (Videos). Xeu noticias Veracruz. Disponible en: <https://xeu.mx/veracruz/1320661/medusas-en-el-malecn-de-veracruz-videos> (Consultado el 01 abril 2025)
- RAMÍREZ, E., J. BELLO-PINEDA & G. HORTA-PUGA. 2025. Monitoreo del blanqueamiento coralino drones. Artículo de difusión. *Ciencia y Mar*, 29(85), 85-90. DOI: 10.59673/cym.v29i85.9
- RATO, L. D., C. PINTO, I. M. DUARTE, S. M. LEANDRO, & S. C. MARQUES. 2021. Euryhalinity and thermal tolerance of *Phyllorhiza punctata* (Scyphozoa) scyphostomae: life history and physiological trade-offs. *Marine Biology*, 168(11), 158.
- RIZGALLA, J., & F. CROCETTA. 2020. First record of *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 (Cnidaria: Scyphozoa: Rhizostomeae) in Libya through social media data mining. *BioInvasions Records*, 9(3), 490-495.
- ROSALES-CATALÁN, L., M. C. ESTRADA-GONZÁLEZ, C. RIVERA-PÉREZ, M. A. SÁNCHEZ, E. GAMERO-MORA, A. C. MORANDINI, & M. A. MENDOZA-BECERRIL. 2021. Genetic and morphological evidence of the presence of *Phyllorhiza punctata* in the southwestern Gulf of California (NE Pacific Ocean). *Aquatic Invasions*, 16(4), 637-652.
- TV AZTECA VERACRUZ. 25 ABRIL 2024. Noticias. Captan MEDUSAS en el malecón de VERACRUZ. (Video). Facebook. Disponible en <https://www.facebook.com/watch/?v=415722748067797&rdid=K6uv4f5zB-0Qx3319> (Consultado el 01 abril 2025)
- VARGAS-HERNÁNDEZ, J. M., H. PÉREZ-ESPAÑA, J. MIRANDA-ZACARÍAS, J. PIZAÑA-SOTO, A.M. POUCHOULEN-ALEMÁN, M. CONTRERAS-JUÁREZ, M. FLORES-VARGAS, E. QUEVEDO-CHAPARRO, S.J. MARTÍNEZ-COLLIN, M. PEÑA-LINARES, T. MEDEL-ALVARADO, P.S. ÁVILA-GUTIÉRREZ. 2024. *Informe del Blanqueamiento Coralino en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano*. (Informe Técnico 02, noviembre). Conanp-PNSAV, Universidad Veracruzana, Laboratorio de Ecosistemas de Arrecifes, U.V., Grupo consultor EcoOcéano.
- VERITY, P. G., J. E. PURCELL, & M. E. FRISCHER. 2011. Seasonal patterns in size and abundance of *Phyllorhiza punctata*: an invasive scyphomedusa in coastal Georgia (USA). *Marine biology*, 158, 2219-2226.

NOTA CIENTIFICA

Expansión de Pez gato Rafael moteado, *Agamyxis pectinifrons* (Cope 1870) (Siluriformes: Doradidae), en el sureste de México

Expansion of the spotted Raphael catfish, *Agamyxis pectinifrons* (Cope 1870) (Siluriformes: Doradidae), in Southeastern Mexico

Armando T. Wakida-Kusunoki¹, Luis Fernando Del Moral-Flores², y Vicente Anislado-Tolentino³

Recibido: 21 de noviembre de 2024.

Aceptado: 02 de octubre de 2025.

Publicado: diciembre de 2025.

RESUMEN

¹ Centro Regional de Investigación Acuicola y Pesquera en Yucaltepen, Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentable (IMIPAS). Boulevard del Pescador Sn, Yucalpetén, Progreso, Yucatán, México, 97320. armando.wakida@imipas.gob.mx

² Facultad de Estudios Superiores Profesionales Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepanitla de Baz, Estado de México, 54090, México.

³ Grupo de Investigadores Libres Sphyrna (GILS). Boulevard del Cimatario 439, Constelación, Santiago de Querétaro, Querétaro, 76087, México.

Antecedentes. El pez gato Rafael punteado, *Agamyxis pectinifrons*, es nativo de la cuenca del Río Amazonas. Su presencia en el sureste de México fue reportada por primera vez en el 2021. **Objetivo.** Documentar la expansión del pez gato punteado en la cuenca del Grijalva-Usumacinta. **Métodos.** Se realizaron encuestas a pescadores de escama y de camarón de río, para detectar la presencia de *A. pectinifrons*, esto se realizó con la utilización de fotografías en las comunidades pesqueras cercanas, donde se realizaron los primeros reportes. **Resultados.** Se detectó la presencia de *A. pectinifrons* en las localidades de Tabasquillo y Chichicastle 1era Sección, Tabasco, en octubre y noviembre del 2023, respectivamente. Los primeros reportes de esta especie fueron registrados en septiembre del 2020 en Villahermosa, Tabasco y en diciembre del 2021 en la zona de Pichucalco, Chiapas. Por lo que en este trabajo se registra un aumento en su extensión de aproximadamente 50 km en tres años. Este avance se podría considerar lento, si lo comparamos con el de *Pterygoplichthys* spp., que en pocos años tuvo un avance significativo en toda la cuenca del Grijalva-Usumacinta. Para analizar esta situación será necesario realizar estudios sobre las posibles causas. **Conclusión.** La velocidad de extensión es lenta, y se extiende la presencia de *A. pectinifrons* en 50 km en la cuenca Grijalva-Usumacinta.

Palabras claves: cuenca Usumacinta Grijalva, especie invasora, pez gato Rafael moteado, Tabasco,

ABSTRACT

Background. Spotted Raphael catfish, *Agamyxis pectinifrons*, is native to the Amazon River basin. Its presence in southeastern Mexico was reported for the first time in 2021. **Objective.** Document the expansion of the spotted catfish in the Grijalva-Usumacinta basin. **Methods.** Surveys were carried out on finfish and river shrimp fishermen to detect the presence of *A. pectinifrons*. This was done with the use of photographs in nearby fishing communities, where the first reports were made. **Results.** The presence of *A. pectinifrons* was detected in the towns of Tabasquillo and Chichicastle 1st Section, Tabasco, in October and November 2023, respectively. The first reports of this species had been recorded in September 2020 in Villahermosa, Tabasco and in December 2021 in the Pichucalco area, Chiapas. Therefore, in this work an increase in its extension of approximately 50 km in three years is recorded. This progress could be considered slow, if we compare it with that of *Pterygoplichthys* spp, which in a few years made significant progress throughout the Grijalva-Usumacinta basin. To analyze this situation, it will be necessary to carry out studies on the possible causes. **Conclusion.** The speed of extension is slow, and the presence of *A. pectinifrons* extends over 50 km in the Grijalva-Usumacinta basin

Keywords: invasive species, Spotted catfish Raphael, Tabasco, Usumacinta Grijalva basin

*Corresponding author:

Armando T. Wakida-Kusunoki: e-mail: armando.wakida@imipas.gob.mx

To quote as:

Wakida-Kusunoki, A. T., L. F. Del Moral-Flores & V. Anislado-Tolentino. 2025. Expansión de Pez gato Rafael moteado, *Agamyxis pectinifrons* (Cope 1870) (Siluriformes: Doradidae), en el sureste de México. *Hidrobiológica* 35 (3): 311-314.

El pez gato Rafael moteado *Agamyxis pectinifrons* (Cope 1870) es originario de la cuenca del Amazonas y del río Orinoco en Brasil, Bolivia, Perú, Colombia y Venezuela (Sabaj & Ferraris, 2003). Por su aspecto físico, es uno de los peces ornamentales más vendido en la acuariofilia (Arce *et al.*, 2013). Es un pez relativamente pequeño ya que alcanza los 15 cm de longitud total. Es conocido como bagre parlante porque produce sonidos a través de la vejiga natatoria y la parapófisis de la cuarta vértebra, conocida como rama de Müller (Birindelli *et al.*, 2009).

Es una especie demersal, que habita lugares de aguas lentas, asociado con macrofitas flotantes libres y selvas tropicales inundadas durante la temporada de crecientes (Correa *et al.*, 2008). Su actividad es nocturna y su alimentación es considerada omnívora, pero consume pequeños peces y crustáceos (Birindelli & de Sousa 2018).

En septiembre de 2020, fue detectada esta especie, por primera vez en el medio natural en México, en zonas aledañas a Villahermosa, Tabasco (Álvarez-Pliego *et al.*, 2021) y posteriormente en diciembre 2021 en Chiapas en (Reyes-Grajales *et al.*, 2022). El presente trabajo tiene como objetivo, conocer la expansión del pez gato Rafael moteado *A. pectinifrons*, en la cuenca del Grijalva-Usumacinta.

Durante el periodo de marzo del 2023 a noviembre del 2024 se realizaron campañas de muestreo mensuales, aprovechando el mo-

nitoreo que realiza el Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentable (IMIPAS) a las pesquerías de redes de enmalle de escama de agua dulce y de langostino en Tabasco. Los monitoreos consistieron en entrevistas a pescadores de langostino y escama, donde se preguntó con apoyo de fotografías de la especie, si durante sus faenas normales de pesca la habían visto. Estas entrevistas se realizaron en las comunidades de Simón Sarlat, Tabasquillo, Ribera Alta y Chichicastle, en Tabasco. También se realizaron en Jonuta, Tabasco y Palizada, Campeche, aunque en estas últimas zonas, la periodicidad fue trimestral (Fig. 1).

Por medio de las entrevistas se detectó la presencia de esta especie en tres zonas: Tabasquillo, Chichicastle y Ribera Alta, Tabasco, según lo mencionado por pescadores en Tabasquillo se comenzó a detectar en octubre del 2023, en Chichicastle en diciembre del 2023 y en Ribera alta en noviembre del 2024. Se obtuvieron dos organismos de esta especie en Chichicastle donado por los pescadores y colectados en mayo del 2024 cuyas tallas fueron de 8.8 cm de LT y peso total de 17 g. Los especímenes fueron depositados en la colección ictiológica de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala (CIFI), UNAM bajo el número de colección CIFI-2403.

Los nuevos registros se encuentran entre 30 a 50 km de los reportes cercanos en Villahermosa, Tabasco.

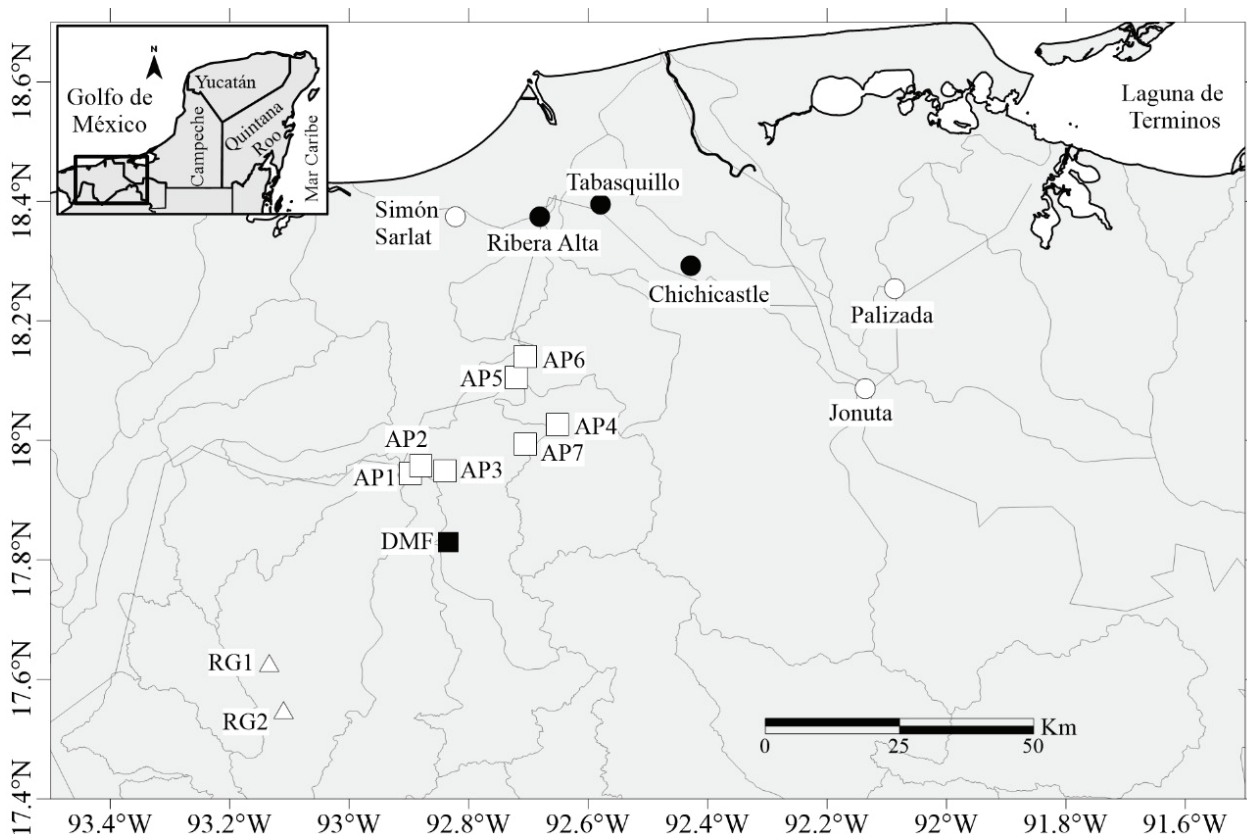


Figura 1.- Área de presencia de *Agamyxis pectinifrons*. Los cuadrados blancos representan las zonas reportadas por Álvarez-Pliego *et al.*, 2021 (AP1 – AP6), los triángulos, los reportados por Reyes-Grajales *et al.*, 2022 (RG1 y RG2) y el cuadro negro es el avistamiento proporcionado Del Moral-Flores. Los círculos negros, son las localidades donde se detectó la presencia de *A. pectinifrons*. Los círculos blancos son las localidades donde no se encontró. Mapa de creación propia.

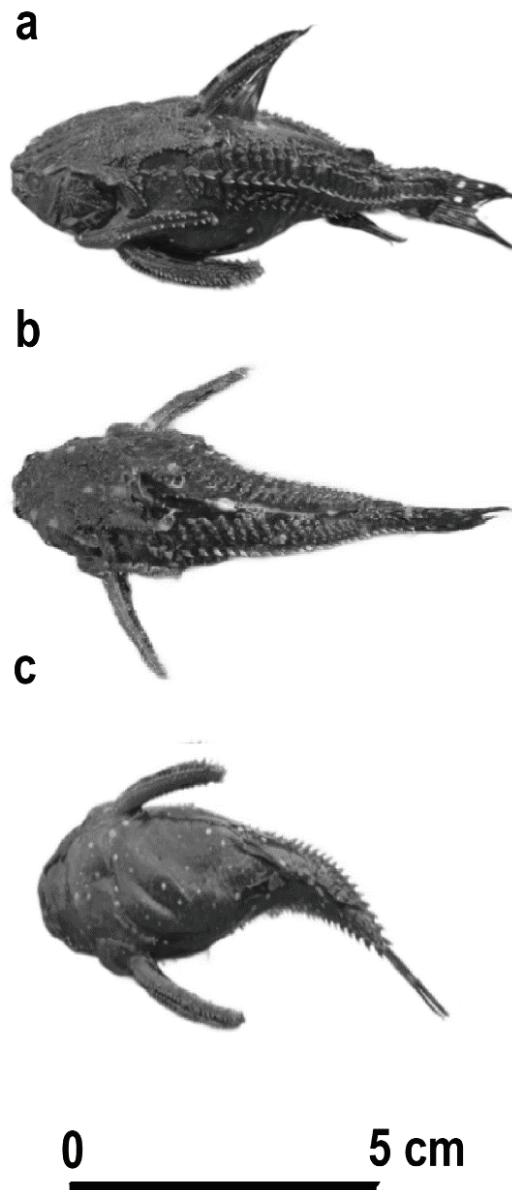


Figura 2.- a) vista lateral, b) vista dorsal y c) vista ventral de uno de los organismos encontrados en la comunidad de Chichicastle 1era Seccion, Tabasco. Fotos Armando T. Wakida-Kusunoki.

El avance que ha tenido esta especie en la cuenca se podría considerar lento, si lo comparamos con *Pterygoplichthys* spp., que en pocos años tuvo un avance significativo en toda la cuenca del Grijalva-Usamacinta (Wakida- Kusunoki & Amador del Ángel 2008). Esta situación posiblemente se deba a varias causas: a) menor adaptabilidad de esta especie a vivir en zonas diferentes a las lólicas y de poca corriente, b) su talla de adulto es muy pequeña que la hace más susceptible a especies depredadoras como aves y peces, y c) menor tolerancia a la salinidad. Por lo tanto, se puede inferir que la eficiencia del mecanismo de dispersión de esta especie es posiblemente diferente a los de *Ptery-*

goplichthys spp. Sin embargo, es necesario monitorear la expansión y proceso de dispersión de la especie no nativa, así como patrones biológicos que pudieran favorecerla en los nuevos ambientes. Por ejemplo, en su ambiente natural ha reportado una talla máxima de 12.7 cm de LT (Silva de Melo *et al.*, 2021), mientras que en México las tallas máximas han sido de 17.2 cm LT (Álvarez-Pliego *et al.*, 2021). Además, se ha visto que varias especies de peces armados de la familia Doradidae pueden ser susceptibles a parasitismo, y tener fuertes espinas y escudetes que brindan defensa y protección ante posible depredadores (Quan *et al.*, 2020).

La información biológica de esta especie en vida libre es escasa y, por lo tanto, es necesario implementar proyectos de investigación que sirvan para conocer elementos biológicos básicos de esta especie, que proporcionen el conocimiento sobre los mecanismos de dispersión de esa especie y así poder implementar medidas de control e erradicación.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los pescadores de las zonas donde se realizaron las entrevistas. Se agradece también al Programa SNII-SECIHTI por el apoyo otorgado.

REFERENCIA

- ÁLVAREZ-PLIEGO, N., A. GARRIDO-MORA, A. J. SÁNCHEZ, SALCEDO & R. FLORIDO. 2021. First records of a non-native spotted raphael catfish *Agamyxis pectinifrons* (Cope, 1870) (Siluriformes: Doradidae) in the floodplain of the Grijalva basin. *BiolInvasions Records* 10(3): 691–700. DOI: 10.3391/bir.2021.10.3.19
- ARCE, H. M., R.E. REIS, A.J. GENEVA & M. H. SABAJ-PÉREZ. 2013. Molecular phylogeny of thorny catfishes (Siluriformes: Doradidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 67: 560–577. DOI: 10.1016/j.ympev.2013.02.021
- BIRINDELLI, J.L.O. & L.M. DE SOUSA. 2018. Family Doradidae-Thorny Catfishes. In: Van der Sleen, P. & J. S. Albert JS (Eds.). *Field Guide to the Fishes of the Amazon, Orinoco, and Guianas*. Princeton University Press, Princeton, NJ, pp. 222–232.
- BIRINDELLI, J. L. O., L. M. DE SOUSA & M. N. SABAJ-PÉREZ. 2009. Morphology of the gas bladder in thorny catfishes (Siluriformes: Doradidae). *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 158: 261–296. DOI: 10.1635/053.158.0114
- CORREA, S. B., W. G. R. CRAMPTON, L. J. CHAPMAN & J. S. ALBERT. 2008. A comparison of flooded forest and floating meadow fish assemblages in an upper Amazon floodplain. *Journal of Fish Biology*, 72(3), 629–644. DOI:10.1111/j.1095-8649.2007.01752.x
- QUAN, H., W. YANG, Z. TANG, R.O. RITCHIE & M.A. MEYERS. 2020. Active defense mechanisms of thorny catfish. *Materials Today* 38: 35-48.
- REYES-GRAJALES, E., E. PERERA-TREJO, C. A. GUICHARD-ROMERO & A. A. GONZÁLEZ-DÍAZ. 2022. First records of *Agamyxis pectinifrons* (Cope, 1870) (Siluriformes, Doradidae) from the state of Chiapas, Mexico, and an extension of the geographic range in the Grijalva river basin. *Check List* 18(3):757-761. DOI:10.15560/18.3.757
- SABAJ, M.H. & C.J. FERRARIS JR. 2003. Doradidae (Thorny catfishes). In: Reis, R.E., Kullander S.O. & C.J. Ferraris, Jr. (eds), *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. EDIPUCRS. Porto Alegre, Brazil, pp. 456-469.
- SILVA DE MELO, H.P., I. SALGADO SAMPAIO & L. ROCHA VIRGILIO. 2021. Relação peso-comprimento de nove espécies de peixes da família Doradidae na Amazônia ocidental. South American. *Journal of Basic Education, Technical and Technological* 8(1): 961-965.
- WAKIDA-KUSUNOKI A. T. & L. AMADOR-DEL ANGEL. 2008. Nuevos registros de los plecos *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) y *P. disjunctivus* (Weber 1991) en el Sureste de México. *Hidrobiológica* 18(3):251-255.

Hidrobiológica

Índice del volumen 35, 2025

Número 1

Estrada-Vargas, L., H. Hernández-García and Y. B. Okolodkov
Estimation of the specific surface area in marine macroalgae using
Langmuir isotherms as an alternative technique for studies of
epibenthic assemblages 1-12

**M Centeno, C., A. Blanco-Jarvio, A. Bautista-García, Y. Beltrán
and O. Mejía**
“Diversity and community structure of microbial assemblages
from evaporitic ponds of Northwestern México” 13-23

Guerrero-Lizarazo, M. C. and G. Pinilla-Agudelo
Aproximación al conocimiento de los rasgos funcionales
de las algas perifíticas y su relación con la calidad del agua
en el complejo cenagoso de Zapatosa, Colombia 25-40

**González-Castro, A. L., M. Rojas-Contreras, M. Romero-Bastidas,
R. N. Águila-Ramírez, C. Rangel-Dávalos
and P. M. Arce-Amezquita**
Evaluation of some seaweed extracts from Baja Peninsula,
Mexico, against plant pathogens 41-48

**García-Zamora, G. M., M. Muñoz-Ochoa, D. L. Arvizu-Higuera,
Y. E. Rodríguez-Montesinos and J. M. López-Vivas**
Anticoagulant activity of sulfated polysaccharides obtained
from the brown seaweed *Stephanocystis dioica* 49-56

**Çolak Sabancı, F. F. Şahin, I. Gárate-Lizárraga, Edanur Erbaş
and İbrahim Tan**
First bloom report of *Polykrikos hartmannii* (Dinophyceae)
in the coastal waters of İzmir Bay, Aegean Sea
(Eastern Mediterranean) 57-65

**Valencia-Espinosa, J. A., O. Y. Durán-Rodríguez
y J. P. Ramírez-Herrejón**
Análisis del manejo de *Pontederia crassipes* (Liliopsida): una
perspectiva integral 67-96

Número 2

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

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

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

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

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

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

NOTA CIENTÍFICA

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

Instrucciones para autores 175-178

Instructions for authors 179-182

Número 3

F. Pedroche, F. and L. Aguilar-Rosas

Benthic marine macroalgae non-native to Mexico: An update (2024) for the Mexican Pacific 183-195

Hernández-Fernández, L., J. Carlos Lorenzo Feijoo, Yanier Acosta, R. González de Zayas, Ariel E. Turcios, S. Naidoo, J. Papenbrock and A. García-Moya

Concentration of chemical elements in dry mass of *Pontederia crassipes* Mart. for use as organic fertilizer in small-scale crops 183-203

Martínez-Muñoz, A. L., B. K. González-Pérez, A. Valdez-Calderón and M. A. Gayosso-Morales

Scientific and technological perspectives of the water lily (*Pontederia crassipes*): Innovative applications of its biomass 205-212

Galván-Villa, C. M. María, A. Tovar-Hernández, F. A. Rodríguez-Zaragoza, A. Olivos-Ortiz, A. Levi Cupul-Magaña, J. Sánchez-Rodríguez y E. Ríos-Jara

Dinámica de crecimiento del octocoral *Carijoa riisei* sobre un sustrato artificial en Manzanillo, Colima 213-224

Esquivel Blanco, T., R. Rangel Velasco, D. Ortigosa y E. Naranjo-García

Moluscos dulceacuícolas no nativos de México: estado actual y nuevos registros 225-230

Barba-Macías, E., J. Juárez-Flores, J. Tiemann y C. Trinidad-Ocaña

Diferenciación morfométrica del *Género Corbicula* (Megerle von Mühlfeld, 1811) en las cuencas Grijalva, Usumacinta y Papaloapan 231-241

Aguirre-Téllez, J. A., I. A. Guzmán-Méndez, A. E. Briceño-Vera, Á. Rodríguez-Muñoz, O. U. Hernández-Almeida, K. M. Estrada-Gutiérrez, P. J. Escobar-Turriza y E. Ávila

Are invasive barnacles displacing native species? Patterns of settlement and co-occurrence in the southwestern Gulf of Mexico 243-251

Goldberg, J., J. Topalian, A. Tello, G. Pettinari, M. E. Canio, T. Maggioni, M. Ruiz, A. Taverna, R. José Sahade y Marcos Tatián
Embryonic development and implication for colonization of three ascidian species with different biogeographic status in Patagonia, Argentina 253-264

RJuárez-Flores, J., E. Barba-Macías y C. Trinidad-Ocaña

Distribución y abundancia de especies invasoras acuáticas en tres cuencas del sureste mexicano (macroinvertebrados y peces) 265-275

Iturburu, M., H. Coitiño, E. Brugnoli y J. Guerrero

Indicadores para la gestión multiescalar de invasiones biológicas aplicados a *Aquarana catesbeiana* en Uruguay 277-288

Bastida-Zavala, J. R. y M. del S. García-Madrigal

Invertebrados marinos no nativos, invasores y criptogénicos del Pacífico sur de México: Una revisión preliminar 289-303

NOTAS CIENTIFICAS

Quevedo-Chaparro, E. y V. M. Tellez-Soria

Presencia de la medusa *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld, 1884 (Cnidaria: Scyphozoa: Rhizostomeae) en el Sistema Arrecifal Veracruzano 305-309

Wakida-Kusunoki, A. T., L. F. Del Moral-Flores y V. Anislado-Tolentino

Expansión de Pez gato Rafael moteado *Agamyxis pectinifrons* (Cope 1870) (Siluriformes: Doradidae) en el sureste de México 311-314

Índice de volumen 315-316

Índice de autores 317-318

Hidrobiológica

Índice de autores

Acosta Y.	183-203	Estrada-Vargas L.	1-12
Águila-Ramírez R. N.	41-48	Erbaş E.	57-65
Aguilar-Rosas L.	83-195	Esquivel Blanco, T.	225-230
Aguirre-Téllez, J. A.	243-251	Del Moral-Flores L. F.	311-314
Álvarez-Hernández S. H.	155-165	Durán-Rodríguez O. Y.	67-96
Anislado-Tolentino V.	311-314	Gamboa Delgado J.	117-128
Arce-Amezquita P. M.	41-48	Gárate-Lizárraga I.	57-65
Arvizu-Higuera D. L.	49-56	García-Madrigal M. del S.	289-303
Ávila E.	243-251	García-Moya A.	183-203
Barba-Macías E.	265-275	García Perez O. D.	117-128
Bautista-García A.	13-23	García-Ulloa M.	97-107
Bastida-Zavala, J. R.	289-303	Galván-Villa C. M.	213-224
Bernal Barrágan H.	117-128	García-Zamora G. M.	49-56
Beltrán Y.	13-23	Gayosso-Morales M. A.	205-212
Blanco-Jarvio A.	13-23	Goldberg, J.	253-264
Briceño-Vera E.	243-251	Gómez-Gutiérrez J.	167-174
Brugnoli E.	277-288	Góngora-Gómez A. M.	97-107
Canio M. E.	253-264	González-Castro A. L.	41-48
Castellanos-Juárez M.	155-165	González-Pérez B. K.	205-212
Centeno C. M	13-23	González de Zayas R.	183-203
Cervantes-Hernández P.	109-116	Guerrero J.	277-288
Coitiño H.	277-288	Guerrero-Lizarazo M. C.	25-40
Çolak Sabanci F.	57-65	Guerrero-Beltrán Y. L.	97-107
Cruz Valdez J. C.	117-128	Guzmán-Méndez I. A.	243-251
Estrada-Gutiérrez K. M.	243-251	Hernández-Almeida O. U.	243-251
Escobar-Turriza P. J.		Hernández-Fernández L.	183-203
243-251			

Hernández-García H.	1-12	Robinson C. J.	167-174
Hernández-Sepúlveda J. A.	97-107	Rojas-Contreras M.	41-48
Hernández-Zamora M.	139-153	Romero-Bastidas M.	41-48
Ibañez A. L.	109-116	Ramírez-Herrejón J. P.	67-96
Iturburu M.	277-288	Rangel-Dávalos C.	41-48
Juárez-Flores J.	231-241 y 265-275	Ríos-Jara E.	213-224
Leví Cupul-Magaña A.	213-224	Rodríguez-Montesinos Y. E.	49-56
López-Vivas J. M.	49-56	Rodríguez-Muñoz Á.	243-251
Lozano-Cobo H.	167-174	Rodríguez-Zaragoza F. A.	213-224
Lorenzo Feijoo J. C.	183-203	Ruiz M.	253-264
Lugo-Armenta A.	97-107	Sahade Marcos Tatián R. J.	253-264
Maggioni T.	253-264	Sánchez-Rodríguez J.	213-224
Martínez-Jerónimo F.	139-153	Şahin F.	57-65
Martínez-Muñoz A. L.	205-212	Sepúlveda C. H.	97-107
Mejía O.	13-23	Sosa-Rodríguez F. S.	129-138
Mendoza-Carranza M.	155-165	Tan İ.	57-65
Muñoz-Ochoa M.	49-56	Taverna A.	253-264
Naidoo S.	183-203	Tello A.	253-264
Naranjo-García E.	225-230	Tellez-Soria V. M.	305-309
Okolodkov Y. B.	1-12	Tiemann J.	231-241
Olivos-Ortiz A.	213-224	Trinidad-Ocaña C.	231-241 y 265-275
Ortigosa D.	225-230	Tovar-Hernández M. A.	213-224
Pacheco-Almanzar E.	155-165	Torres-Huerta A. M.	109-116
Papenbrock J.	183-203	Turcios A.E.	183-203
Pedroche F.	83-195	Topalian J.	253-264
Pérez-Luna, M. A.	139-153	Valdez-Calderón A.	205-212
Pettinari G.	253-264	Valencia-Espinosa, J. A.	67-96
Pinilla-Agudelo G.	25-40	Villarreal Cavazos D. A.	117-128
Quevedo-Chaparro E.	305-309	Villanueva-Fonseca L. C.	97-107
Quintero-Serrano, M. S.	139-153	Wakida-Kusunoki A. T.	311-314
Rangel Velasco R.	225-230	Xochipa Hernández L.	117-128

Revista del Departamento de Hidrobiología

2025

183-195

205-212

213-224

225-230

231-241

243-251

253-264

265-275

277-288

289-303

305-309

311-314

315-316

317-318

PUBLICADA EN DICIEMBRE DE 2025