



<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12>

CIBIOS - BUAP

Estructura y función de la fauna bentónica en el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México

Interacciones ecosistémicas: El Poder Oculto que Sostiene la Vida en la Tierra

Fagus mexicana
Martínez: Propuesta para la conservación de zonas núcleo del bosque de niebla

Macrofauna en el Pacífico mexicano: estado del conocimiento y retos metodológicos para evaluar el estado de salud de los fondos marinos.

Revista Científica de Ciencias Biológicas
Órgano de Difusión de la Red de Sustentabilidad
Facultad de Ciencias Biológicas
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla



BUAP



Facultad de Ciencias Biológicas
BUAP

CINTILLO LEGAL

CIBIOS - BUAP, Año 4, No. 12, septiembre 2025 a diciembre 2025, es una publicación periódica cuatrimestral editada por la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP), con domicilio en 4 sur No. 104, Colonia Centro Histórico, CP. 72000, Puebla, Pue., difundida a través de la Facultad de Ciencias Biológicas, con domicilio en Edif. 1 BIO 1, Ciudad Universitaria, Puebla, Pue. C.P. 72570. Tel. 01 (222) 229 5500. Ext. 7084, 7085, 7086 y 7087, <https://csbiologicas.buap.mx/content/cibios-buap>, Editor Responsable: Dr. Salvador Galicia Isasmendi, <salvador.galicia@correo.buap.mx>. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo 04-2023-110810342500-203, ISSN 2954-5218, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor de la Secretaría de Cultura. Responsable de la última actualización de este número, Revista CIBIOS -BUAP, Dra. Verónica Cepeda Cornejo, veronica.cepeda@correo.buap.mx, Edif. 1 BIO 1, Ciudad Universitaria, Puebla, Pue. C.P. 72570. Fecha de la última modificación agosto 2025.

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

La revista CIBIOS-BUAP lleva a cabo un proceso editorial de revisión por pares.

DIRECTORIO

Dra. María Lilia Cedillo Ramírez
Rectora

Dr. Ygnacio Martínez Laguna
Vicerrector de Investigación y Estudios de
Posgrado

Dr. Manuel Sandoval Delgado
Coordinador General de Desarrollo
Sustentable

Mtro. Diego Ariel Riva
Director de Gestión Ambiental

Dra. Dolores López Morales
Directora Facultad de Ciencias Biológicas

Salvador Galicia Isasmendi
Verónica Cepeda-Cornejo
Agustina Rosa Andrés Hernández
Red de Sustentabilidad, Facultad de Ciencias
Biológicas

CIBIOS - BUAP
Revista Científica de Ciencias Biológicas
Órgano de difusión de la Red de
Sustentabilidad
Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita
Universidad Autónoma de Puebla

Dirección
Blvd. Valsequillo y Av. San Claudio, Edificio
1BIO1.
Ciudad Universitaria, Col. Jardines de San
Manuel, Puebla, Puebla,
México. C.P. 72570.
Teléfono +52(222) 2295500, Ext. 7082, al 86.
E-mail: cibios.buap.fcb@correo.buap.mx
2025



CIBIOS - BUAP

Revista Científica de Ciencias Biológicas

Órgano de difusión de la Red de
Sustentabilidad

Facultad de Ciencias Biológicas

Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Editor responsable

Salvador Galicia Isasmendi

Comité directivo editorial

Dr. Salvador Galicia Isasmendi (FCB-BUAP)

Dra. Verónica Cepeda-Cornejo (FCB-BUAP)

Dra. Agustina Rosa Andrés Hernández (FCB-
BUAP)

Comité revisor

Dr. Agustín Maceda Rodríguez

Dr. David Martínez Moreno

Dr. José Antonio González Oreja

Dr. Ángel Borja

Dr. Pablo Hernández Alcántara

Dra. Karla Rodríguez

Dra. Adriana Martínez Guevara

Dr. Osvaldo Eric Ramírez Bravo

Diseño editorial

Carmen Gutiérrez Cornejo

Ilustradores

Carmen Gutiérrez Cornejo

Carlos Ortega Contreras

Administrador web

Gerardo Mendoza Castillo

Editorial

Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita
Universidad Autónoma de Puebla (BUAP)

Puebla, Puebla. México 2025

E.mail: cibios.buap.fcb@correo.buap.mx

ISSN 2954-5218

Ilustración de portada: Árbol maduro de *Fagus mexicana* (Foto Ernesto Chanes).

ÍNDICE

EDITORIAL

5

Vol. 4 Núm. 12 (2025): Vida en ambientes terrestres y marinos

<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12>

Artículos de investigación científica

1. **Estructura y función de la fauna bentónica en el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México.** 6
Autores: Norma Angélica Santibañez Aguascalientes y Luis Alfonso Ascencio-Aguirre.
<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12.29>

Artículo de divulgación

2. **Interacciones ecosistémicas: El Poder Oculto que Sostiene la Vida en la Tierra.** 17
Autores: Hernán Celaya-Michel, Maryela Celaya Rosas.
<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12.22>
3. ***Fagus mexicana* Martínez: Propuesta para la conservación de zonas núcleo del bosque de niebla.** 23
Autores: Ernesto C. Rodríguez-Ramírez*, Alfonso Suárez-Islas, y Agustina R. Andrés-Hernández.
<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12.33>

Trabajo de revisión

4. **Macrofauna en el Pacífico mexicano: estado del conocimiento y retos metodológicos para evaluar el estado de salud de los fondos marinos.** 31
Autoras: Karla Mariana Rivera Juárez, Victoria María Díaz Castañeda y Norma Angélica Santibañez Aguascalientes*
<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12.33>

EDITORIAL

La diversidad biológica constituye el fundamento estructural y funcional de los ecosistemas terrestres y acuáticos; y su comprensión es esencial para la conservación y gestión ambiental. Entre ellos, el bosque mesófilo de montaña —conocido como bosque de niebla— se distingue por su complejidad y riqueza única. La humedad constante, los gradientes altitudinales y la heterogeneidad del dosel han dado lugar a comunidades vegetales singulares y al refugio de especies raras. Entre estos gigantes, los *Fagus* se alzan como guardianes silenciosos, filtrando la luz, manteniendo la frescura y la humedad, y sosteniendo un universo de epífitas, musgos y líquenes, y contribuyendo a la estabilidad ecológica del bosque.

Cada hoja que cae inicia un viaje que conecta el bosque con los arroyos de montaña, llevando nutrientes y energía al bentos, ese delicado ejército de macroinvertebrados que transforma el fondo del agua en un mosaico dinámico de vida y procesos. Este número de CIBIOS se centra en esa visión integradora: comprender la diversidad biológica no solo como un catálogo de especies, sino como una red de interacciones que articula sistemas terrestres y acuáticos, reflejando la complejidad y vulnerabilidad de los ecosistemas frente al cambio ambiental global.

Los capítulos presentados invitan al lector a descubrir que cada organismo cumple un papel y que cada interacción sostiene la armonía del ecosistema: depredadores y presas, herbívoros que regulan algas, parasitismos entre plantas, y detritívoros que reciclan materia. Asimismo, el estudio del bentos marino revela que la riqueza de la vida no siempre es visible: incluso en el silencio del fondo, la diversidad se manifiesta en formas,

colores y funciones que sostienen la productividad, la estabilidad y la belleza del océano. Así, explorar la diversidad desde el bosque de niebla hasta el bentos es adentrarse en un viaje donde cada ser, por pequeño que parezca, contribuye a la armonía de la vida; ofreciendo un panorama integral sobre la complejidad de la vida en los sistemas montañosos y marinos.

Por Dra. Agustina Rosa Andrés Hernández



ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA FAUNA BENTÓNICA EN EL CORREDOR ARRECIFAL DEL SUROESTE DEL GOLFO DE MÉXICO

STRUCTURE AND FUNCTION OF BENTHIC FAUNA IN THE REEF CORRIDOR OF THE SOUTHWEST GULF OF MEXICO

Norma Angélica Santibañez Aguascalientes^{1*} y Luis Alfonso Ascencio-Aguirre²

¹Laboratorio de Índices Bentónicos de Ecosistemas Acuáticos,
Facultad de Ciencias Biológicas, BUAP CU2

²Departamento de Recursos del Mar, Cinvestav Unidad Mérida.

*Correo de autor de correspondencia: norma.santibanez@correo.buap.mx

<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12.29>

Resumen

El Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México (CASGM) es un sistema de alta relevancia ecológica. Las instancias gubernamentales como la CONABIO disponen de información histórica sobre la fauna bentónica. Sin embargo, estos datos están dispersos y carecen de un tratamiento analítico que facilite su uso en la toma de decisiones. Este estudio analizó dicho acervo (1994-2020) para identificar la sensibilidad y tolerancia de las especies bentónicas del CASGM. Se utilizó un índice de diversidad beta para identificar qué especies explican la variación entre comunidades bentónicas. Posteriormente, dichas especies se clasificaron en cinco grupos ecológicos según su nivel de sensibilidad y tolerancia al disturbio. La mayoría de los registros se concentraron en las regiones norte y centro, mientras que el sur fue poco explorado. Especies de crustáceos, equinodermos y poliquetos mostraron la mayor

variabilidad espacial, siendo claves en la diferenciación de comunidades. Predominaron especies sensitivas e indiferentes en el norte y centro, reflejando resiliencia, aunque se registraron especies tolerantes y oportunistas en zonas costeras expuestas a presiones antrópicas. En el sur, dominaron especies tolerantes y oportunistas, posiblemente influenciadas por descargas fluviales, enriquecimiento orgánico y actividad portuaria-petroquímica. Este enfoque subraya la importancia de integrar información histórica para la gestión del CASGM.

Palabras clave: especies sensitivas, tolerantes, oportunistas, crustáceos, equinodermos, poliquetos, diversidad beta, CONABIO

Abstract

The Reef Corridor of the Southwest Gulf of Mexico (RCSGM) is a system of high ecological importance. Government agencies such as CONABIO provide open dataset on benthic fauna. However, these data are dispersed and lack an analytical framework and support evidence-based decision-making in the RCSGM. Here, we analyzed long-term benthic fauna data (1994-2020) to identify species' levels of sensitivity and tolerance. A beta diversity index was used to determine which species contribute most to variation among benthic communities. Subsequently, these species were classified into five ecological groups according to their level of sensitivity and tolerance to disturbance. Most benthic fauna records were concentrated in the northern and central regions, while the southern region remained poorly explored. Crustaceans, echinoderms, and polychaetes exhibited the greatest spatial variability, playing a key role in community differentiation. Sensitive and indifferent species predominated in the north and center, reflecting ecosystem resilience, although tolerant and opportunistic species were recorded in coastal areas exposed to anthropogenic pressures. In the south, tolerant and opportunistic species dominated, likely influenced

by riverine discharges, organic enrichment, and port-petrochemical activities. This approach highlights the importance of integrating long-term open datasets to support the management of the RCSGM.

Keywords: sensitive, tolerant, opportunistic species, crustaceans, echinoderms, polychaetes, beta diversity, CONABIO

Introducción

El Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México (CASGM) constituye un sistema ecológico de alta relevancia conformado por formaciones arrecifales que se extienden aproximadamente 500 km a lo largo de la costa del estado de Veracruz, México ([Granados-Barba et al., 2019](#)). Este corredor está integrado por tres complejos arrecifales principales: Lobos-Tuxpan, Arrecifal Veracruzano y Los Tuxtles, separados entre sí por distancias que oscilan entre 60 y 200 km. A pesar de esta separación geográfica, estos sistemas son considerados una unidad funcional debido a la alta conectividad biológica entre las especies que los habitan ([Ortiz-Lozano et al., 2013](#); [Ortiz-Lozano et al., 2021](#)).

La zona costera de Veracruz presenta elevados niveles de contaminación asociados a múltiples actividades antropogénicas, lo que genera una carga significativa de residuos y contaminantes en los ecosistemas marinos ([Castañeda-Chávez et al., 2025](#)). En particular, los sistemas arrecifales del CASGM han sido afectados por diversos agentes contaminantes, incluyendo agroquímicos, coliformes fecales, hidrocarburos y sus derivados, materia orgánica, residuos sólidos, desechos industriales y metales pesados ([Martínez-Esponda et al., 2021](#)). Estas sustancias alteran tanto la estructura taxonómica como la funcionalidad ecológica de los grupos faunísticos presentes.

Uno de los grupos más sensibles a dichas alteraciones es la infauna bentónica, definida como el conjunto de organismos de pequeño tamaño (63 μm a 30 μm) que desarrollan su ciclo de vida total o parcialmente dentro del sedimento marino ([Giere & Schratzberger, 2023](#)). La composición específica de la infauna bentónica responde de manera direc-

ta a las condiciones ambientales del sustrato, permitiendo detectar desde especies indicadoras de ambientes prístinos hasta taxones tolerantes u oportunistas característicos de hábitats degradados (Raymond, 2022). Además, su elevada capacidad de resiliencia —en comparación con organismos de mayor tamaño— posibilita procesos de sustitución ecológica que reflejan cambios ambientales a lo largo del tiempo (Schwing *et al.*, 2020).

Estas características han motivado el desarrollo de índices bentónicos (e.g. Índice Biótico Marino de Azti, AMBI y el multivariado de AMBI, M-AMBI) orientados a la evaluación del estado ecológico de los fondos marinos, consolidándolos en herramientas clave para la gestión y conservación de ecosistemas costeros (Borja *et al.*, 2015, 2019). Recientemente en México, los índices AMBI y M-AMBI fueron calibrados y validados para el sur del Golfo de México, demostrando su utilidad para identificar distintos niveles de sostenibilidad y apoyar a la toma de decisiones para el sector energético nacional (Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2021). No obstante, aunque dichos avances apoyan la efectividad de estas herramientas para el CASGM, su representatividad en esta región aún es limitada (Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2023a).

Ante esta limitación, una estrategia complementaria es la utilización de datos provenientes de fuentes secundarias oficiales, como el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB). Esta plataforma compila, organiza y divulga información sobre la diversidad biológica de México, genera mediante la colaboración de instituciones académicas, gubernamentales y expertos nacionales e internacionales. No obstante, en la práctica gran parte de su información se encuentra dispersa y carecen de un tratamiento analítico que facilite su aplicación por tomadores de decisiones no especializados, lo que ha restringido su potencial en procesos de gestión. Este estudio busca aprovechar este acervo para reducir el vacío de información en el CASGM, organizando y analizando los registros históricos (1994-2020) con la finalidad de identificar el nivel de sensibilidad y tolerancia de las especies bentónicas. La información generada puede constituir una base científica para la aplicación futura de índices como herramientas de gestión y conservación de esta región.

Metodología

Área de estudio

La información analizada corresponde a los estudios realizados en el CASGM desde Cabo Rojo (laguna de Tamiahua) hasta la región sur de la desembocadura del río Coatzacoalcos. El corredor arrecifal presenta una plataforma continental complejidad fisiográfica, la cual es angosta (6-33 km), somera (<70 m) y sinuosa (Ortiz-Lozano *et al.*, 2013). Más de 40 ríos corren hacia el Golfo de México y se encuentran clasificados en tres principales cuencas, que son superficies donde se capta el agua que escurre hacia los ríos: Cuenca del Tuxpan al Jamapa, Cuenca del río Papaloapan, y Cuenca del río Coatzacoalcos (Landeros-Sánchez *et al.*, 2011). Los ríos más importantes en el norte del estado de Veracruz son Pánuco (promedio anual en 2021, 415.363 hm³), Tuxpan (2,621.904 hm³) y Nautla (2,413.309 hm³); en el centro, Tecolutla (6,181.090 hm³) y Jamapa (2,047.019 hm³); y en el sur, Papaloapan (4,064.730 hm³) y Coatzacoalcos (16,627.945 hm³, (<http://sina.conagua.gob.mx/>)). El aporte de las descargas de los ríos que desembocan en el corredor arrecifal genera una fuerte interacción dinámica estacional con los sistemas de corrientes que influyen a lo largo de la costa, favoreciendo un intercambio de nutrientes, materia orgánica y contaminantes. La dirección esta interacción dependerá de los patrones de dirección de las corrientes marinas (Salas-Pérez y Granados-Barba, 2008).

Las actividades socioeconómicas que se desarrollan en el estado de Veracruz ejercen presión sobre la zona costera (Mendoza-González *et al.*, 2018). Veracruz ocupa el cuarto lugar a nivel nacional en población, concentrando el 36% de sus habitantes en municipios costeros (INEGI, 2021). También, el estado se sitúa en el sexto lugar en turismo a nivel nacional, contribuyendo con el 4.5 del PIB del país (<https://datatur.sectur.gob.mx>). En el ámbito pesquero, Veracruz alberga el 15% de la flota nacional, destacando la captura de camarón (52%) y robalo (35%). Asimismo, el 16% de las emergencias ambientales del país ocurren en esta entidad, superando a otros estados costeros como Tabasco, Tamaulipas y Campeche (COTEA, 2019). En cuanto a las actividades agrícolas y ganaderas, Veracruz ocupa el segundo y cuarto lugar nacional, respectivamente (<https://datos.gob.mx>).

Obtención de los datos y análisis numérico

Los datos sobre la fauna bentónica se obtuvieron del Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad de México (SNIB) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2023). Los metadatos son de acceso abierto (<https://www.snib.mx>). Se analizaron registros de abundancia de distintos grupos de la fauna bentónica como esponjas, cnidarios, poliquetos, equinodermos y crustáceos, recolectados durante un periodo de 88 años (1933-2021) (Figura 1A). Para este estudio, se consideraron únicamente los registros correspondientes al CASGM (1994-2020) (Figura 1B).

Para determinar la respuesta ecológica de la fauna bentónica, se utilizó el índice de diversidad beta SCBD (*Species Contribution to Beta Diversity*) (Legendre, 2014), a partir de un total de 1,064 especies registradas en la base de la CONABIO (1994-2020). El índice SCBD mide la

contribución ecológica individual de cada especie a la variación en la composición de los ensamblajes bentónicos entre distintos sitios. Su fundamento radica en que ciertas especies, por su distribución más amplia o por presencia exclusiva en determinados lugares, tienen un mayor peso en la diferenciación de comunidades, aportando así información clave sobre los patrones de diversidad y puede ser de utilidad en la gestión de los ecosistemas.

El índice SCBD se calcula utilizando una matriz de datos donde las filas representan los sitios de muestreo y las columnas a las especies. Aunque pueden aplicarse a datos de presencia/ausencia, en este estudio se utilizaron datos de abundancia. El valor de SCBD para cada especie representa la proporción de la varianza total de la matriz comunitaria que puede atribuirse a dicha especie, es decir, cuantifica cuánto contribuye la variación en su abundancia a la disimilitud global entre comunidades (Borcard *et al.*, 2011). El aná-

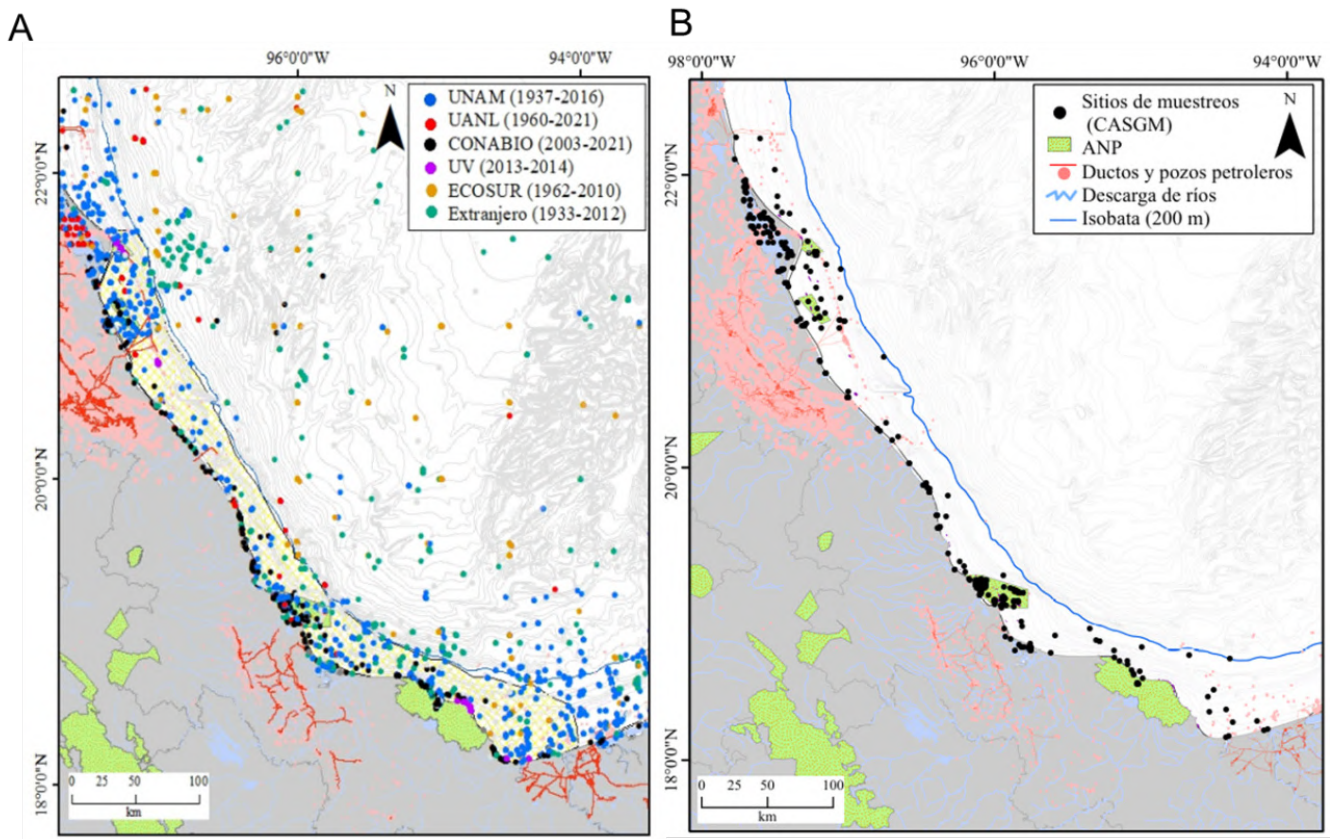


Figura 1. A) Registros históricos (1933-2021) de abundancias de las especies de la fauna bentónica disponibles en el Sistema Nacional Información sobre la Biodiversidad de México. **B)** Registros correspondientes al Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México.

lisis se realizó en el programa R versión 4.2.2, usando la función *beta.div* con la paquetería *adespatial* (Dray *et al.*, 2012; R Development Core Team, 2022). De esta manera se identificaron las especies con mayor contribución ecológica al CASGM.

Posteriormente, las especies se clasificaron en cinco grupos ecológicos (GE) acorde a su nivel de sensibilidad y tolerancia ante el disturbio. En la ecología marina y en estudios de calidad ambiental, los grupos ecológicos descritos por Borja *et al.* (2000) se utilizan ampliamente para evaluar la salud de los ecosistemas acuáticos, particularmente los bentónicos. Estos grupos se definen en función de la tolerancia de las especies a los disturbios ambientales, y se emplean comúnmente en índices bentónicos como AMBI (AZTI Marine Biotic Index) (<https://ambi.azti.es/>), siendo este una herramienta para evaluar la calidad ambiental de los ecosistemas marinos. Los grupos ecológicos (GE) de especies bentónicas se clasifican de acuerdo con su respuesta al enriquecimiento orgánico (*sensu* Borja *et al.*, 2000). Esta clasificación reconoce cinco grupos que abarca desde especies altamente sensitivas (GEI), presentes en condiciones no perturbadas; especies indiferentes (GEII), que muestran escasa respuesta ante enriquecimiento; especies tolerantes (GEIII), asociadas con desequilibrios leves; especies oportunistas de segundo orden (GEIV), características de condiciones moderadamente alteradas; y especies oportunistas de primer orden (GEV), dominantes en ambientes fuertemente enriquecidos en materia orgánica.

La asignación de las especies en grupos ecológicos se basó en los siguientes criterios: 1) se revisó cada una de las especies en la página de Worms (<https://www.marinespecies.org/>) ya que proporciona el grupo ecológico de la mayoría de las especies bentónicas, 2) se consultó literatura científica sobre rasgos biológicos de las especies (por ejemplo, tipo de alimentación, hábitat, distribución, tipo de larva, etc), encontrada especialmente

en Google académico o en páginas como TESISunam: https://tesiunam.dgb.unam.mx/F?func=find-b-0&local_base=TESO1

Resultados

Se obtuvo un total de 1,064 registros de especies de la fauna bentónica, distribuidos en 459 sitios a lo largo del CASGM. Las regiones centro y norte tuvieron una mayor representatividad de los registros analizados (50% y 42%, respectivamente); mientras que el sur presentó un bajo porcentaje de registros (8%).

De las 1,064 especies, 269 especies tuvieron un intervalo de valores de índice SBD que osciló de 0.000950641 a 0.01697254, y un promedio de 0.0031; mientras que su abundancia varió desde un solo individuo hasta 14,264 individuos. Solo 91 especies tuvieron valores de SBD mayores al promedio (0.0031), pertenecientes principalmente a los grupos de crustáceos, equinodermos y poliquetos (Figura 2A). Las especies con mayores valores de SBD fueron principalmente crustáceos (*Callinectes sapidus*, *Uca*, *Clibanarius antillensis*), y secundariamente, equinodermos (*Mellita quinquesperforata*, *Echinometra*).

En términos generales, los grupos taxonómicos con mayor abundancia fueron los anélidos (19,276 individuos), seguidos por los crustáceos (5,063 individuos), equinodermos (1,221 individuos) y moluscos (635 individuos). En cuanto a la riqueza, los crustáceos dominaron con 109 especies, seguido por los anélidos con 50 especies (Figura 2B).

Respecto a los grupos ecológicos, se observó que las especies sensitivas fueron las más abundantes (15,711 individuos), seguidas por las especies tolerantes (6,531 individuos), las indiferentes (2,654 individuos) y, en menor medida, las especies oportunistas (<1,190 individuos). En cuanto a la riqueza, se registró un mayor número de especies tolerantes (111) e indiferentes (80); mientras que las especies oportunistas y sensitivas estuvieron representadas en menor proporción con 33 y 31, respectivamente. Además, se identificaron 14 especies a las cuales no se les asignó un grupo ecológico (Figura 3A). Tanto los anélidos como los crustáceos estuvieron presentes en la mayoría de los grupos ecológicos, desde especies sensitivas hasta oportunistas. En cambio, los platelmintos se concentraron únicamente en el grupo oportunista de pri-

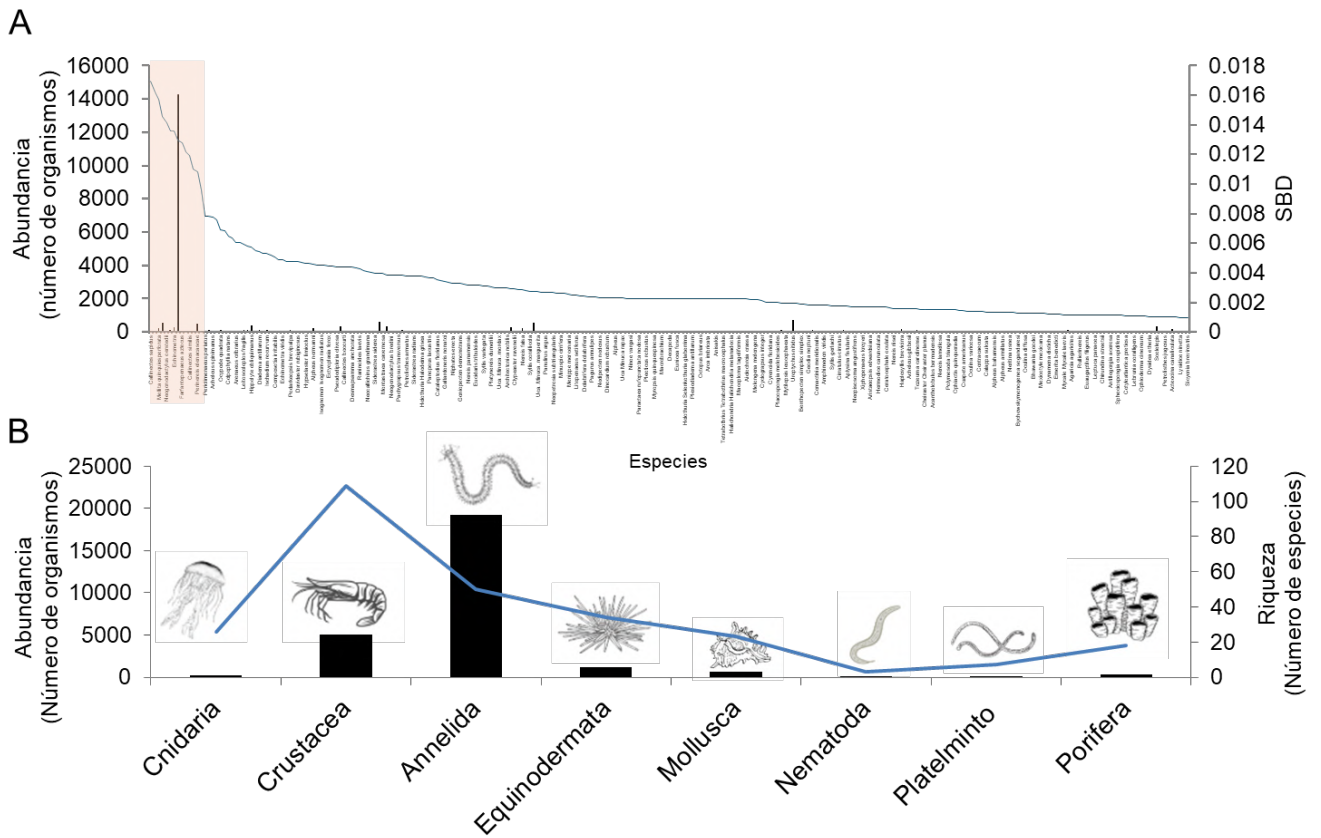


Figura 2. A) Representación de las 256 especies obtenidas del análisis del índice SBD (*Species Contribution to Beta Diversity*), especies con valores >0.007 (marcadas con el recuadro de color). B) Abundancia y riqueza de los diferentes grupos de la fauna bentónica.

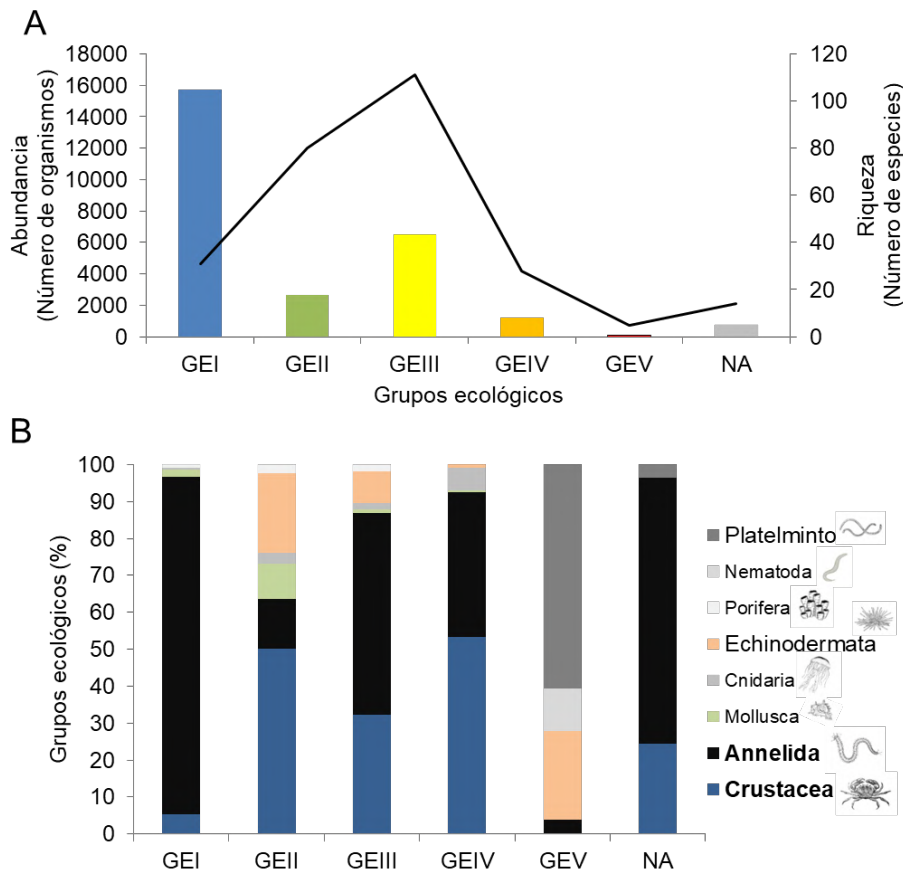


Figura 3. A) Abundancia de la fauna bentónica asignada a un grupo ecológico (GE). B) Porcentaje de cada grupo ecológico: GEI, especies sensibles; GEII, especies indiferentes; GEIII, especies tolerantes; GEIV, especies oportunistas de segundo orden; GEV, especies oportunistas de primer orden.

mer orden, mientras que los equinodermos mostraron respuestas ecológicas desde grupos indiferentes hasta los oportunistas (Figura 3B).

A lo largo del CASGM se observó una distribución variable de los grupos ecológicos en las tres regiones. En las zonas norte y centro dominaron las especies sensibles e indiferentes (>73%), mientras que las especies tolerantes y oportunistas tuvieron una menor representación, entre 23% y 27% (Figura 4 A-H). Contrariamente en la región sur se observó una dominancia por especies tolerantes y oportunistas (81%) que por las especies sensibles e indiferentes (19%) (Figura 4 I-J). A mayor detalle para la región norte, se observó que en la mayoría de los sitios (~77%) de la Laguna de Tamiahua (Figura 4 A) y en sitios dentro y fuera del polígono Tuxpan (Figura 4 C) presentaron especies tolerantes y oportunistas. No obstante, más de la mitad de los sitios (53%-58%) del polígono de Lobos y en la zona costera desde los municipios costeros de Pueblo Viejo hasta La Antigua mostraron especies sensibles e indiferentes (Figura 4 B, D y E). Para la región centro dentro del Parque Nacional del Sistema Arrecifal Veracruzano, se observó que el 52% de los sitios cercanos a la zona costera tuvieron dominancia por especies tolerantes y oportunistas (Figura 4 H); mientras que el 64% de los sitios alejados de la zona costera estuvieron dominados por especies sensibles e indiferentes (Figura 4 G). En los sitios de la Laguna de Alvarado y la zona costera se observó una ligera dominancia de especies sensibles e indiferentes (53%) (Figura 4 H). En la zona sur, se observó que la mayoría de los sitios (60%) tuvieron dominancia por especies tolerantes y oportunistas, lo cual fue más notorio frente a las costas de la Reserva de la Biosfera de los Tuxtlas que en la pendiente continental frente al municipio costero Coatzacoalcos (Figura 4 I y J).

Discusión

Este estudio muestra la importancia de utilizar información biológica de largo plazo (1994-2020), que es pública y disponible en la CONABIO (<https://www.snib.mx>), se analizó la estructura y función de la fauna bentónica en el CASGM. El análisis de estos datos per-

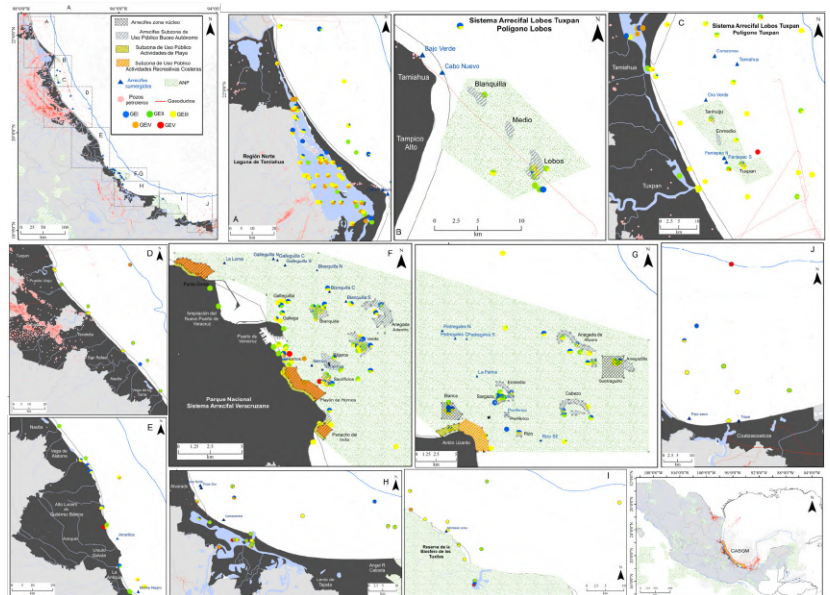


Figura 4. Distribución de los grupos ecológicos (GE) a lo largo del CASGM. Región norte (A-E), región centro (F-H) y región sur (I y J).

mite evaluar las respuestas ecológicas de las especies ante disturbios y facilita su integración en metodologías estandarizadas como índices bentónicos (e.g. AMBI y M-AMBI) que pueden ser de utilidad en la toma de decisiones. Se identificó que el mayor esfuerzo de muestreo se ha concentrado en las regiones centro y norte del CASGM, mientras que la región sur permanece poco explorada, lo que resalta la ausencia de un área marina protegida. Asimismo, se evidenció que los actuales polígonos de protección son insuficientes para abarcar la distribución y conectividad de las respuestas ecológicas de la fauna bentónica. Esta investigación resalta la importancia de considerar la composición, distribución y funcionalidad de la fauna bentónica en la gestión de corredores biológicos como el CASGM, especialmente en zonas costeras donde convergen múltiples actividades socioeconómicas. Este enfoque puede contribuir al fortalecimiento de políticas de conservación (Política Nacional de Mares y Costas de México), al proveer herramientas que integren indicadores biológicos en la toma de decisiones a nivel regional y nacional.

A lo largo del CASGM, los registros se han acumulado mayormente en las regiones central y norte. En contraste, la región sur

presenta una menor cantidad de registros, debido a que los esfuerzos de muestreo se han centrado históricamente en el centro del corredor arrecifal, dejando el sur con escasa exploración (Ortiz-Lozano *et al.*, 2013; Santander-Monsalvo *et al.*, 2018; Jordán-Garza *et al.*, 2017). En este estudio se calculó el índice SCBD, el cual mide qué especies explican las diferencias entre comunidades biológicas en distintos sitios, y el valor promedio (0.003) fue similar a la de otras comunidades biológicas (e.g. bosque SCBD 0.004, Wang *et al.*, 2023; macroinfauna SCBD 0.004, Alves *et al.*, 2024). En tanto en otros estudios se han registrado valores promedio de SCBD de 0.04 para comunidades de crustáceos (De Mello Cionek *et al.*, 2022) y peces (Cecapoli *et al.*, 2024). Mientras que, para ambientes marinos profundos, las comunidades del megabentos tienen valores promedios de SCBD desde 0.02 a 0.06 (Victorero *et al.*, 2018; Girard *et al.*, 2023). Esto demuestra que los valores reportados para el CASGM son consistentes con patrones observados en otros sistemas tropicales y subtropicales, donde la heterogeneidad ambiental determina la diversidad beta.

Los crustáceos, equinodermos y poliquetos mostraron mayor variabilidad entre sitios, es decir, la presencia y abundancia de estas especies cambiaron notablemente de un lugar a otro, lo que generó diferencias significativas en la composición de las comunidades bentónicas. Aunque los crustáceos y equinodermos han sido históricamente poco estudiados para esta región (Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2023b), su alta variabilidad sugiere que contribuyen de manera importante a la diversidad beta, por lo que deberían recibir mayor atención en programas de monitoreo, manejo y conservación. En contraste, los poliquetos, pese a su amplia distribución en los fondos marinos del CASGM, también mostraron una alta variación espacial, confirmando su relevancia en la estructura de las comunidades bentónicas. Estos resultados enfatizan que no solo la abundancia de las especies es determinante, sino también su aporte a la diversidad beta, lo que posiciona a esas taxa como posibles indicadores sensibles frente a cambios ambientales o impactos antropogénicos (Legendre, 2014).

La distribución de los grupos ecológicos estuvo dominada por la abundancia de especies sensitivas e indiferentes durante el período

analizado (1994-2020). Este patrón coincide con lo observado en el Golfo de México (Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2023a), donde las especies sensibles e indiferentes representaron entre el 30% y el 70% de la macroinfauna total a lo largo de nueve campañas oceanográficas (2005-2020), y con lo registrado en la zona costera del País Vasco (Borja *et al.*, 2025), donde la presencia continua de especies sensibles no necesariamente indican ausencia de impacto, sino que refleja una combinación de resiliencia del sistema y posiblemente refugios locales que protegen estas especies. Este tipo de asignaciones de sensibilidad y tolerancia resultó particularmente útil, dado el bajo número de especies no asignadas (14), lo que convierte al índice AMBI en una herramienta robusta y confiable para evaluar la calidad ambiental en esta región del CASGM (<https://ambi.azti.es/>).

En este estudio se identificó una alta concentración de especies sensibles e indiferentes en el CASGM, con patrones diferenciados entre la región norte y la región central. En la región norte, dentro del polígono de protección Lobos, se registró la presencia de estas especies, aun cuando la zona se encuentra expuesta a una intensa actividad petrolera y a un considerable tráfico marítimo (Ortiz-Lozano *et al.*, 2021). Estos resultados sugieren que el sistema conserva cierto grado de resiliencia frente a las presiones antrópicas, aunque su permanencia a largo plazo dependerá de la implementación de medidas de manejo que prevengan un deterioro ambiental irreversible. En la región central, la mayor concentración de especies sensibles e indiferentes se observó en áreas más alejadas de la costa, mientras que las especies tolerantes y oportunistas se registraron en sitios costeros del PNSAV. Esto indica que, aunque el área cuenta con protección legal, la cercanía a la costa incrementa su vulnerabilidad a diversas perturbaciones (p. ej., contaminantes, procesos de eutrofización, actividades portuarias, tráfico marítimo y turismo), lo que dificulta el control efectivo de las presiones antrópicas (Ortiz-Lozano *et al.*, 2018).

En la región sur de Los Tuxtlas, los registros históricos (1994-2021) tuvieron una mayor abundancia de especies tolerantes y oportunistas, probablemente influenciada por los aportes continentales y la dinámica ambiental local. La descarga de los ríos aporta sedimentos, abundante materia orgánica y nutriente al

litoral, generando condiciones heterogéneas en las comunidades bentónicas (Pérez-Rojas *et al.*, 2000). La acumulación de materia orgánica alóctona en sedimentos someros y la estratificación temporal del agua crean ambientes con fluctuaciones de oxígeno y altos niveles de nutrientes disponibles, esto favorecen a especies tolerantes y oportunistas capaces de aprovechar recursos abundantes y resistir cambios físicos y químicos, mientras que las especies sensibles requieren ambientes más estables y oxigenados. Además, la región sur carece de protección legal marina, lo que limita la regulación de actividades humanas y la conservación de hábitats críticos (Ortiz-Lozano *et al.*, 2013). Esta ausencia de gestión formal contribuye a una conectividad ecológica reducida entre los sistemas arrecifales del CASGM, afectando la dispersión de especies y procesos biológicos esenciales, y favoreciendo a comunidades dominadas por especies generalistas y oportunistas capaces de persistir en condiciones ambientales menos estables. Por otra parte, en los sitios de la plataforma de Coatzacoalcos se registró una predominancia de especies tolerantes y oportunistas, lo cual podría estar asociado a la intensa actividad portuaria y petroquímica de la región. Este puerto moviliza más de 20 millones de toneladas de carga, principalmente vinculada a la producción petroquímica, lo que ha generado una contaminación crónica por compuestos aromáticos (Ruiz-Fernández *et al.*, 2016). Esta combinación de resistencia local y vulnerabilidad regional refuerza la necesidad de establecer estrategias de conservación que integren la conectividad biológica y la variabilidad funcional de las comunidades bentónicas, extendiendo la protección más allá de los polígonos actuales.

Conclusiones

La disponibilidad de datos en portales gubernamentales, como el SNIB de la CONABIO, representa un recurso valioso, pero por sí sola no garantiza su uso efectivo en la gestión de los ecosistemas marinos. Este estudio propone un enfoque que integra registros históricos (1994-2020) de la fauna bentónica, a través del análisis de diversidad beta que permitió identificar a las especies que contribuyeron a la variabilidad de las comunidades bentónicas, destacando su rol ecológico más allá

de su abundancia. Los resultados mostraron que crustáceos, equinodermos y poliquetos presentaron la mayor variabilidad espacial, siendo claves para la diferenciación de comunidades. Predominaron especies sensibles e indiferentes en el norte y centro, reflejando resiliencia, aunque se registraron especies tolerantes y oportunistas en zonas costeras expuestas a presiones antrópicas. En el sur, dominaron especies tolerantes y oportunistas, posiblemente influenciadas por descargas fluviales, enriquecimiento orgánico y actividad portuaria-petroquímica. Estos resultados confirman que no solo la abundancia de las especies, sino su contribución a la diversidad beta y su respuesta ecológica, son determinantes para comprender la estructura y funcionalidad del CASGM. Este enfoque metodológico proporciona información clave que puede apoyar la toma de decisiones y orientar en el diseño de las estrategias de gestión.

Agradecimientos

Los datos usados en este estudio fueron proporcionados por la Subcoordinación de enlace y transparencia del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México. También agradecemos a Paulina A. Rivera Alonso por su apoyo en la curación de las bases de datos y en la asignación de los grupos ecológicos.

Referencias

- Alves, C. M., Gomes, M. A., Neto, R., Troncoso, J. S., & Gomes, P. T. (2024). Patterns of diversity in subtidal marine macrofaunal communities: Insights from a semi-enclosed bay system in the Northeast Atlantic. *Regional Studies in Marine Science*, 72, 103441. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103441>
- Borcard, D., Gillet, F. y Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R* (Vol. 2, 688 p.). New York: Springer.
- Borja, A., Franco, J. y Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos with European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 1100-1114.
- Borja, A., Marín, S. L., Muxika, I., Pino, L. y Rodríguez, J. G. (2015). Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine Pollution Bulletin*, 97(1-2), 85-94. <https://>

doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.030

Borja, A., Chust, G. y Muxika, I. (2019). Forever young: the successful story of a marine biotic index. *Advances in Marine Biology*, 82, 93-127. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2019.05.001>

Borja, A., Adarraga, I., Bald, J., Belzunce-Segarra, M. J., Cruz, I., Franco, J., Garmendia, J. M., Larreta, J., Laza-Martínez, A., Manzanos, A., Marquiegui, M. A., Martín, I., Martínez, J., Menchaca, I., Pouso, S., Revilla, M., Rodríguez, J. G., Ruiz, J. M., Sagarmí-naga, Y., Solaun, O., Uriarte, A., Zorita, I. y Muxika, I. (2025). Marine biodiversity and environmental data: an AI-ready, open dataset from the long term (1995-2023) Basque Country monitoring network. *Frontiers in Ocean Sustainability*, 2, 1528837. <https://doi.org/10.3389/focsu.2024.1528837>

Castañeda-Chávez, M., Navarrete-Rodríguez, G. y Lango-Reynoso, F. (2025). Fuentes puntuales de contaminación de la zona costera adyacente al PNSAV (pp. 207-226). En A. Granados-Barba, L. D. Ortiz-Lozano y A. L. Gutiérrez-Velázquez (Eds.), *Nuevo conocimiento sobre el Corredor Arrecifal del suroeste del Golfo de México: integrando los ambientes costeros*. EPOMEX-UAC eBooks. <https://doi.org/10.26359/epomex02202508>

Cecapolli, E., Russo, T., Calò, A., Giakoumi, S., & Di Lorenzo, M. (2024). Sandy bottoms have limited species richness but substantially contribute to the regional coastal fish β -diversity: A case study of the Central Mediterranean Sea. *Ecological Indicators*, 184, 114794. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.114794>

CONABIO (2023). *Catálogo de autoridades taxonómicas de especies de flora y fauna con distribución en México*. Base de datos SNIB-CONABIO, México.

COTEA. (2019). *Información y análisis estadístico de las emergencias en México*. Centro de Orientación para la Atención de Emergencias Ambientales. Recuperado el 12 de enero de 2026, de <https://www.gob.mx/profepa/acciones-y-programas/coatea-operacion>

de Mello Cionek, V., Rodrigues-Filho, J. L., Petsch, D. K., & Branco, J. O. (2022). Ecological uniqueness and species contribution to beta diversity differ between fishes and crustaceans' bycatch in subtropical shallow marine ecosystems. *Aquatic Sciences*, 84, 41. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00872-5>

Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S. y Guenard, G. (2012). Multivariate multiscale spatial analysis. *R package version 0.0-3*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=adespatial>

Granados-Barba, A., Ortiz-Lozano, L., González-Gándara, C. y Salas Monreal, D. (2019). Estu-

dios científicos en el Corredor arrecifal del Suroeste del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. 376 p. ISBN 978-607-8444-54-0.

Giere, O. y Schratzberger, M. (2023). *New horizons in meiobenthos research: profiles, patterns, and potentials*. New York: Springer. 407 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-21622-0>

Girard, F., Litvin, S. Y., Sherman, A., McGill, P., Lovera, C., DeVogelaere, A., Burton, E., & Barry, J. P. (2023). Epibenthic faunal community dynamics and seasonal species turnover in a deep-sea coral ecosystem. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 196, 104048. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2023.104048>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2021). Censo de Población y Vivienda 2020. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>

Jordán-Garza, A. G., González-Gándara, C., Salas-Pérez, J. J. y Morales-Barragán, A. M. (2017). Coral assemblages are structured along a turbidity gradient on the Southwestern Gulf of Mexico, Veracruz. *Continental Shelf Research*, 138, 32-40. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2017.03.002>

Landeros-Sánchez, C., Moreno-Seceña, J. C., Martínez-Dávila, J. P., & Palacios-Vélez, Ó. L. (2011). *Ecohidrología*. En *La biodiversidad en Veracruz: Estudio de estado* (pp. 65-72). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana e Instituto de Ecología A.C.

Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 1324-1334.

Martínez-Esponda, F. X., Escorcía-Quintana, M., García-Maning, G. y Ramos-Pedruza, X. (2021). Los factores de presión al Sistema Arrecifal Lobos Tuxpán (SALT), Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) y Sistema Arrecifal de los Tuxtles (SAT) (pp. 60-78). En L. Ortiz-Lozano, F. X. Martínez-Esponda y L. Hensler (Eds.), *El corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México: retos y oportunidades para su protección y manejo*. Centro Mexicano de Derecho Ambiental A.C. 427 p. ISBN 978-607-95248-9-0.

Mendoza-González, G., Martínez, M. L., Guevara, R., Pérez-Maqueo, O., Garza-Lagler, M. C. y Howard, A. (2018). Towards a sustainable sun, sea, and sand tourism: the value of ocean view and proximity to the coast. *Sustainability*, 10, 1012. <https://doi.org/10.3390/su10041012>

Ortiz-Lozano, L., Pérez-España, H., Granados-Barba, A., González-Gándara, C., Gutiérrez-Velázquez, A. L. y Martos, J. (2013). The Reef Corridor of the Southwest Gulf of Mexico: challenges for its ma-

- agement and conservation. *Ocean & Coastal Management*, 86, 22–32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.006>
- Ortiz-Lozano, L., Colmenares-Campos, C. y Gutiérrez-Velázquez, A. (2018). Submerged coral reefs in the Veracruz Reef System, Mexico, and its implications for marine protected area management. *Ocean & Coastal Management*, 158, 11–23. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.03.012>
- Ortiz-Lozano, L., Gutiérrez-Velázquez, A., Aja-Arteaga, A., Argüelles-Jiménez, J. y Ramos-Castillo, V. (2021). Distribution, threats, and management of submerged reefs in the north of the reef corridor of the Southwest Gulf of Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 201, 105428. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105428>
- Pérez-Rojas, A., Torres-Orozco, R. B., Morales-Gutiérrez, E. y Pérez-Méndez, E. (2000). Textura, composición y contenido de materia orgánica de los sedimentos recientes de un lago tropical de México. *Hidrobiológica*, 10(1), 41–50. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972000000100006
- R Development Core Team (2022). *R: A language and environment of statistical computing* (Version 4.2.2). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de <http://www.R-project.org/>
- Raymond, C. (2022). Ecological succession of benthic macrofauna following disturbance: Effects of contaminants and in situ sediment remediation. Tesis doctoral, Department of Ecology, Environment and Plant Sciences, Stockholm University.
- Ruiz-Fernández, A. C., Betancourt-Portela, J. M., Sericano, J. L., Sanchez-Cabeza, J. A., Espinosa, L. F., Cardoso-Mohedano, J. G., Pérez-Bernal, L. H. y Garay-Tinoco, J. A. (2016). Coexisting sea-based and land-based sources of contamination by PAHs in the continental shelf sediments of Coatzacoalcos River discharge area (Gulf of Mexico). *Chemosphere*, 144, 591–598.
- Santander-Monsalvo, J., Espejel, I. y Ortiz-Lozano, L. (2018). Distribution, uses, and anthropic pressures on reef ecosystems of Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 165, 39–51.
- Santibañez-Aguascalientes, N. A., Borja, Á., & Ardisson, P.-L. (2021). Sustainability situations for the southern Gulf of Mexico seafloor, based on environmental, benthic, and socioeconomic indicators. *Science of the Total Environment*, 787, Article 147726. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147726>
- Santibañez-Aguascalientes, N. A., Borja, A. y Ardisson, P.-L. (2023a). Assessing the large-scale and long-term changes in the southern Gulf of Mexico benthic ecological status under natural and human-induced disturbances. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 283, 108282. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2023.108282>
- Santibañez-Aguascalientes, N. A., Ortiz-Lozano, L. D. y Gutiérrez-Velázquez, A. L. (2023b). Arrecifes sumergidos en Veracruz: nuevos retos de conservación. *Avance y Perspectiva* (CINVESTAV), México. Recuperado de <https://avanceyperspectiva.cinvestav.mx/arrecifes-sumergidos-en-veracruz-nuevos-retos-de-conservacion/>
- Schwing, P. T., Montagna, P. A., Joye, S. B., Paris, C. B., Cordes, E. E., McClain, C. R., Kilborn, J. P. y Murawski, S. A. (2020). A synthesis of deep benthic faunal impacts and resilience following the Deepwater Horizon oil spill. *Frontiers in Marine Science*, 7, 560012. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.560012>
- Victorero, L., Robert, K., Robinson, L. F., Taylor, M. L., & Huvenne, V. A. I. (2018). Species replacement dominates megabenthos beta diversity in a remote seamount setting. *Scientific Reports*, 8(1), 4152. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22296-8>
- Wang, W., Jiang, Y., Li, B., & Luo, W. (2023). How does functional distinctiveness affect single species contribution to β diversity? Evidence from a subtropical forest plot in southern China. *Ecological Indicators*, 146, 109736. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109736>

INTERACCIONES ECOSISTÉMICAS: EL PODER OCULTO QUE SOSTIENE LA VIDA EN LA TIERRA

Hernán Celaya-Michel^{1*}, Maryela Celaya Rosas²

¹Universidad de Sonora, Departamento de Agricultura y Ganadería, Km 21 Carr. Bahía de Kino, CP. 83000. Hermosillo, Sonora, México. *hernan.celaya@unison.mx

²University of Arizona, Ecology and Evolutionary Biology, USA. maryelacelaya@arizona.edu

*Correo de autor de correspondencia: hernan.celaya@unison.mx

<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12.22>

Resumen

Las interacciones ecosistémicas son fundamentales para mantener la resiliencia y la diversidad en los ecosistemas, ya que regulan las relaciones entre especies y su entorno. Estas interacciones pueden ser entre individuos de la misma especie o entre diferentes especies, y se clasifican según los efectos que provocan: depredación, parasitismo, comensalismo, amensalismo, neutralismo, competencia y mutualismo. Cada tipo de interacción puede beneficiar, perjudicar o no afectar a los organismos involucrados. En este trabajo se menciona un ejemplo destacado del desierto de Sonora, sobre las múltiples interacciones de la planta nativa palo fierro (*Olneya tesota*). Sin embargo, factores como el cambio climático, la pérdida de hábitats y las invasiones biológicas amenazan estas complejas relaciones, y ponen en riesgo la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Lo anterior hace más importante el conocer las interacciones bióticas y cuidar los ecosistemas.

Abstract

Ecosystem interactions are essential for maintaining balance and diversity in ecosystems, as they regulate the relationships between species and their environment. These interactions can occur between individuals of the same species or between diffe-

rent species, and are classified according to their effects: predation, parasitism, commensalism, amensalism, neutralism, competition, and mutualism. Each type of interaction can benefit, harm, or not affect the organisms involved. This paper presents a prominent example from the Sonoran Desert, focusing on the multiple interactions of the native ironwood plant (*Olneya tesota*). Factors such as climate change, habitat loss, and biological invasions threaten these complex relationships, putting biodiversity and ecosystem functioning at risk. This makes it even more important to understand biotic interactions and protect ecosystems.

Introducción

Las interacciones ecosistémicas constituyen la base invisible que sostiene el equilibrio dinámico (resiliencia) y la diversidad en los ecosistemas, regulando las complejas relaciones entre las especies y su entorno (De Bello et al., 2021). Estas interacciones, que pueden darse tanto entre individuos de la misma especie como entre diferentes especies, determinan no solo la supervivencia de los organismos, sino también la estabilidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Se clasifican en distintos tipos según el efecto que producen en los organismos involucrados: depredación, parasitismo, comensalismo, amensalismo, neutralismo, competencia y mutualismo (Franklin et al., 2016). Cada una de estas formas de interacción puede beneficiar, perjudicar o no afectar a los participantes, y su estudio es esencial para comprender la dinámica ecológica.

El desierto de Sonora, una vasta ecorregión que abarca territorios de México y Estados Unidos, representa un escenario ideal para analizar la riqueza y complejidad de estas relaciones (Celaya-Michel et al., 2020). En este entorno extremo, especies como el palo fierro (*Olneya tesota*) se convierten en nodos clave de interacción, no solo permiten la supervivencia de algunas especies involucradas, sino que también facilitan la existencia de comuni-

dades enteras y la regeneración del ecosistema (Suzán, 1994).

Sin embargo, la integridad de estas interacciones se ve amenazada por factores como el cambio climático, la pérdida de hábitats y la introducción de especies invasoras (Celaya-Michel et al., 2020). Este trabajo explora los principales tipos de interacciones ecosistémicas, ilustrando su importancia a través de ejemplos concretos del desierto sonorense.

Interacciones bióticas de los ecosistemas

Las interacciones ecosistémicas son el motor invisible que mantiene el equilibrio y la diversidad de todos los ecosistemas. Estas relaciones complejas entre especies y su entorno son fundamentales para el funcionamiento y la estabilidad de estos. Pueden ser entre individuos de la misma especie o entre diferentes especies, y se clasifican según los efectos que tienen sobre los organismos involucrados (De Bello et al., 2021).

A pesar de su importancia, el conocimiento actual de las interacciones bióticas en el desierto de Sonora es escaso (Franklin et al., 2016). En este trabajo, hemos complementado la información disponible en la literatura con casos específicos del desierto sonorense, una vasta ecorregión ubicada en el noroeste de México. Este desierto abarca los estados de Sonora, Baja California y Baja California Sur, y se extiende hacia Estados Unidos, cubriendo partes de Arizona y California (Celaya-Michel et al., 2020).

Tabla 1. Tipos de interacciones entre 2 especies (Gliessman, 2002).

| | Especie A | Especie B |
|---|-----------|-----------|
| Depredación | + | - |
| Parasitismo | + | - |
| Comensalismo | + | 0 |
| Amensalismo | - | 0 |
| Neutralismo | 0 | 0 |
| Competencia | - | - |
| Mutualismo | + | + |
| (+) <i>beneficia</i> , (-) <i>perjudica</i> y (0) <i>sin efecto</i> . | | |

Tipos de Interacciones Ecosistémicas

Las interacciones entre dos especies pueden resultar en beneficios, perjuicios o no tener efecto alguno, para los individuos de las especies que están interactuando. A su vez, estas interacciones se pueden dividir en “facultativas” u “obligadas”, según su nivel de dependencia con la otra especie. Las interacciones son facultativas si las especies sobreviven sin la otra. Las obligadas o especialistas requieren la presencia mutua para reproducirse o sobrevivir, como ciertos parasitoides que consumen un solo huésped. A continuación, se presentan los principales tipos de interacciones ecosistémicas:

Depredación: Un organismo consume parcial o totalmente a otro. Ejemplos incluyen la depredación estricta, como un coyote alimentándose de un conejo, y la herbivoría, donde un herbívoro consume partes de plantas, como cuando un venado consume un arbusto.

Parasitismo: El parásito vive a expensas del hospedador. Los muérdagos son plantas hemiparásitas que se hospedan en árboles, absorbiendo nutrientes, pero también realizando fotosíntesis. La principal diferencia entre el parasitismo y la depredación radica en el resultado para la víctima y la duración de la interacción. El parásito puede vivir mucho tiempo a expensas de su hospedero, mientras que la presa al ser capturada muere.

Amensalismo: Una especie sufre efectos negativos mientras la otra no se ve afectada. Por ejemplo, el pisoteo de pastos por bisontes al desplazarse en busca de agua.

Neutralismo: Ambas especies interactúan sin afectar significativamente a la otra. Las cebras y jirafas alimentándose de recursos distintos en el mismo hábitat, las primeras de pastos y las últimas ramoneando árboles altos. Aunque teóricamente puro, el neutralismo es raro en la naturaleza por redes complejas de interacciones indirectas; a menudo se confunde con efectos sutiles no medidos. En ecosistemas áridos, podría aproximarse en especies dispersas sin solapamiento de nicho.

Competencia: Ambas especies experimentan efectos negativos al competir por recursos limitados. El árbol mezquite en el desierto sonorense compete por espacios con otras plantas nativas como los zacates, una vez que alcanza un tamaño adulto el árbol al generar sombra limita el establecimiento de zacates bajo su dosel (Celaya-Michel et al., 2020).

Facilitación: La Facilitación es el término general que engloba cualquier interacción positiva donde al menos una especie se beneficia y ninguna es perjudicada (+/+, +/0). El Comensalismo es una forma específica de facilitación, definida estrictamente por la relación +/0. Es decir, el comensalismo es un beneficio unilateral donde la especie anfitriona no se ve afectada (es neutra), mientras que la facilitación puede ser también recíproca (Mutualismo, +/+; De Bello et al., 2021).

Un ejemplo de que ambas especies se benefician, puede ser las plantas y las micorrizas arbusculares, otro ejemplo son las plantas leguminosas y bacterias fijadoras de nitrógeno, que colonizan las raíces (Gliessman, 2002).

Las micorrizas arbusculares representan una de las formas más antiguas y extendidas de mutualismo, también conocido como “simbiosis”. En esta relación, los hongos colonizan las raíces de las plantas, lo que mejora significativamente su capacidad para absorber agua y nutrientes. A cambio, los hongos reciben productos fotosintéticos ricos en energía (Bahram y Netherway, 2022). Más del 70% de las plantas terrestres actuales están asociadas con este tipo de micorrizas. Esta interacción es crucial para la biodiversidad y la resiliencia de los ecosistemas terrestres, especialmente frente al cambio climático (Van Devender et al., 2010).

muérdago. Posteriormente, al moverse hacia otros árboles y defecar, estas aves dispersan las semillas, sembrando nuevas plantas parásitas (Celaya-Michel et al., 2020).

El palo fierro puede alcanzar los 800 años de vida, lo que lo convierte en uno de los árboles más longevos del desierto (Suzán, 1994). Son muchos los organismos que pueden beneficiarse indirectamente del árbol de palo fierro, por una determinada interacción, y medir temporalmente este impacto como planta nodriza, puede representar todo un reto, que vale la pena investigar.

Incluso después de completar su ciclo de vida, los troncos, hojas y raíces muertas son igualmente importantes para la fertilización del suelo, involucrando en este proceso la interacción con gusanos, insectos y microorganismos descomponedores, que facilitan la disponibilidad de importantes compuestos químicos para otras plantas.

En ocasiones podemos encontrar cadenas de interacciones como en este ejemplo, donde diferentes organismos interactúan de manera compleja en el ecosistema. Una dificultad para observarlas a simple vista es que en ocasiones estas interacciones son subterráneas o incluso en otros casos microscópicas.



Figura 1. Planta palo fierro (*Olneya tesota*), con la planta parásita muérdago (*Phoradendron* spp.) y un acercamiento a la planta parásita (Imágenes propias H. Celaya, 2018).

La fijación de nitrógeno implica bacterias, como las del género *Rhizobium*, que establecen simbiosis con las plantas en sus raíces. Estas bacterias ayudan a las plantas a obtener nitrógeno del suelo, lo que beneficia su crecimiento. A cambio, las bacterias reciben compuestos derivados de la fotosíntesis de la planta. Esta interacción es fundamental en ecosistemas naturales donde la disponibilidad de nitrógeno en el suelo es escasa (Celaya-Michel et al., 2020). Además, en cultivos agrícolas, muchas plantas leguminosas pueden establecer esta simbiosis con bacterias, lo que les permite acceder al nitrógeno y reduce la necesidad de fertilización a lo largo de su cultivo.

Un ejemplo de Cadena de interacciones

En la naturaleza, las interacciones a menudo se entrelazan. Por ejemplo, en las imágenes se observa un árbol del desierto sonorense conocido como palo fierro (*Olneya tesota*). Este árbol puede establecer una inmensa cantidad de interacciones, algunas ampliamente documentadas para esta especie en particular, otras son comunes en otras especies, y se puede inferir su existencia, pero aún requieren ser documentadas con mayor precisión. Si documentamos estas interacciones cruciales, podemos tomar decisiones informadas sobre la conservación de un ecosistema completo.

En el suelo, se forma simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno y sus raíces, beneficiándose mutuamente ambas especies: el árbol intercambia compuestos provenientes de la fotosíntesis con la bacteria, mientras que ésta provee nitrógeno al árbol. Otras comunidades microbianas también interactúan y habitan la rizosfera, con posibilidad de variar según la profundidad de las raíces (como se ha documentado para mezquite por Jenkins et al., 1988). Las interacciones anteriores no excluyen un posible eslabón adicional, que sería que la planta de palo fierro también tuviera simbiosis con micorrizas arbusculares que le permiten tener una especie de extensión de raíces por la cual puede hacerse de ciertos nutrientes o incluso de agua desde distancias más lejanas.

En las hojas, también es posible encontrar microbiota, incluyendo hongos, la

cual puede tener efectos positivos, como la protección contra enfermedades o mayor tolerancia a estrés abiótico, o negativos, al provocar enfermedades. A su vez, las hojas, en conjunto con las flores y semillas, pueden servir como alimento para diversos grupos de animales.

Las flores en general son un gran recurso de los ecosistemas. La polinización involucra una diversidad de insectos, principalmente abejas nativas, pero también avispas y polillas, por mencionar algunos, los cuales se benefician del néctar, polen y otros recursos vegetales, para consumo, construcción de refugios, y obtención de compuestos químicos de defensa.

El dosel del palo fierro, el cual se compone de hojas, tallos y ramas con espinas, crea unas condiciones micro ambientales que pueden ser la diferencia entre la vida y la muerte para otros organismos (Celaya-Michel et al., 2020). Por ejemplo, puede servir de refugio contra depredadores, o sitio de descanso durante los intensos veranos en el desierto, esto incluye aves y mamíferos. Otros animales como los insectos aprovechan las ramas (tanto vivas como secas) y semillas (Franklin et al., 2016).

Otra interacción con el dosel es la facilitación por nodrizas. El palo fierro se ha reportado como una de las mejores plantas nodrizas del desierto (Carillo-García et al., 1999). Estos comensalismos están relacionados con el microambiente anteriormente mencionado, donde una plántula, por ejemplo, cardones (Suzán y Sosa, 2006), aprovecha no solo el microclima y la protección contra herbívora del árbol, sino también la isla de nutrientes que el mismo recambio de materia vegetal proporciona.

Además de la anterior interacción planta-planta, en la imagen aparece la planta parásita llamada muérdago o toji (*Phoradendron* spp.), que parasita al palo fierro y otras especies de árboles. En esta relación de parasitismo entre el árbol y la planta parásita intervienen también aves, las cuales consumen las semillas del

Importancia Ecológica

Las interacciones biológicas son esenciales para la funcionalidad de los ecosistemas. Estas asociaciones no solo estructuran las redes tróficas, sino que también determinan los flujos de energía y nutrientes. Procesos vitales como la polinización y la dispersión de semillas son clave para asegurar la reproducción vegetal y la regeneración del ecosistema. Sin embargo, los factores de cambio global (como el cambio climático, la pérdida de hábitats y las invasiones biológicas) están alterando estas dinámicas. Esta disrupción genera un riesgo significativo de desequilibrios ecológicos y pérdida acelerada de biodiversidad (Van Devender et al., 2010).

Conclusiones

Las interacciones ecosistémicas son el motor que estructura las redes tróficas y determina la estabilidad y resiliencia de los ecosistemas, regulando procesos esenciales como la reproducción vegetal y la regeneración del hábitat. Las diversas interacciones bióticas (depredación, mutualismo, parasitismo, entre otras) definen la dinámica comunitaria, donde cada relación impacta de manera específica (positiva, negativa o neutra) en la aptitud de los organismos involucrados.

Sin embargo, el conocimiento sobre la totalidad de estas interacciones en el Desierto Sonorense es limitado. Esta carencia se agrava ante factores globales como el cambio climático, la fragmentación de hábitats y las invasiones biológicas, que modifican irreversiblemente estas frágiles dinámicas. Por ello, es urgente intensificar la investigación y documentación rigurosa de estas interacciones para fundamentar estrategias de conservación y manejo efectivas. Solo así se podrá proteger y restaurar la funcionalidad ecosistémica, asegurando que tanto los ecosistemas naturales como los agroecosistemas mantengan su capacidad de adaptación y sustentabilidad a futuro.

Referencias

- Bahram, M., & Netherway, T. (2022). Fungi as mediators linking organisms and ecosystems. *FEMS microbiology reviews*, 46(2), fuab058. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuab058>
- Carrillo-García, Á., De La Luz, J.-L. L., Bashan, Y., & Bethlenfalvay, G. J. (1999). Nurse Plants, Mycorrhizae, and Plant Establishment in a Disturbed Area of the Sonoran Desert. *Restoration Ecology*, 7(4), 321-335. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.72027.x>
- Celaya-Michel H., C. Hinojo-Hinojo, M. Celaya-Rosas, D. Valdez-Zamudio, & E. O. Rueda Puente. (2020). Plantas nativas más comunes de las zonas áridas de Sonora. Universidad de Sonora. Colección de Textos académicos. Hermosillo Sonora. 255 p. <https://doi.org/10.47807/UNISON.41>
- De Bello, F., Carmona, C. P., Dias, A. T., Götzenberger, L., Moretti, M., & Berg, M. P. (2021). Handbook of trait-based ecology: from theory to R tools. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108628426>
- Franklin, K. A., Sommers, P. N., Aslan, C. E., López, B. R., Bronstein, J. L., Bustamante, E., Búrquez, A., Medellín, R. A., & Marazzi, B. (2016). Plant biotic interactions in the Sonoran Desert: current knowledge and future research perspectives. *International Journal of Plant Sciences*, 177(3), 217-234. <https://doi.org/10.1086/684261>
- Gliessman, S. R. (2002). Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible. *Catie*. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/9149>
- Jenkins, M.B., Virginia, R.A., & Jarrell, W.M. (1988). Depth distribution and seasonal populations of mesquite nodulating rhizobia in warm desert ecosystems. *Soil Sci Am J* 52:1644-1650. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200060026x>
- Suzán, H. (1994). Ecological effects of exploitation on *Olneya tesota* Gray and associated species in the Sonoran Desert. Diss. Arizona State University, Tucson, AZ. <https://www.proquest.com/openview/d8bc7022c9f21dd5297dfc05b851efc9/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>
- Suzán, A. H., & Sosa, V. J. (2006). Comparative performance of the giant cardon cactus (*Pachycereus pringlei*) seedlings under two leguminous nurse plant species. *Journal of Arid Environments*, 65(3), 351-362. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.08.002>
- Van Devender, T. R., Felger, R. S., Fishbein, M., Molina-Freaner, F. E., Sánchez-Escalante, J. J., & Reina-Guerrero, A. L. (2010). Biodiversidad de las plantas vasculares. En F. E. Molina-Freaner, & T. R. Van Devender (Eds.), *Diversidad biológica del estado de Sonora*. (pp. 229-262). UNAM, México. https://www.ecologia.unam.mx/fmolina/Libro/Capitulo_11_Plantas.pdf

FAGUS MEXICANA MARTÍNEZ: IMPORTANCIA Y CONSERVACIÓN EN ZONAS NÚCLEO DEL BOSQUE DE NIEBLA

Ernesto C. Rodríguez-Ramírez^{1, *}, Alfonso Suárez-Islas², y Agustina R. Andrés-Hernández¹

¹Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, Pue, México.

²Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Santiago Tulantepec, Hidalgo, 43775, México

*Ernesto C. Rodríguez-Ramírez: chanes.rodriguez@correo.buap.mx

Agustina R. Andrés-Hernández: agustina.andres@correo.buap.mx

Alfonso Suárez-Islas: alfonso_suarez5294@uaeh.edu.mx

*Correo de autor de correspondencia: chanes.rodriguez@correo.buap.mx

<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12.33>

Resumen

Fagus mexicana, árbol endémico de los bosques de niebla de la Sierra Madre Oriental en México, es un “fósil viviente” de la familia Fagaceae que habita áreas con pendientes pronunciadas entre 1,400 a 2,000 m de altitud. Con hojas lanceoladas (5-8 cm), frutos ovoides protegidos por cúpulas y producción sincronizada de “lluvias de semillas” cada 2-8 años, retiene agua, estabiliza suelos y alberga biodiversidad, pero sus plántulas requieren sombra y humedad para sobrevivir, con alta mortalidad por herbivoría, sequías y disturbios. Clasificada en peligro (NOM-059-SEMARNAT) por tala clandestina, ganadería, agricultura y cambio climático —que podría reducir su hábitat >80% para mediados de siglo—, se propone como “especie bandera” para simbolizar la conservación de estos ecosistemas relictos, junto a encinos y nogales. Estrategias incluyen refugios ecológicos (ej. Medio Monte, Hidalgo), áreas protegidas (Sierra Gorda, Cofre de Perote), migración asistida, viveros comunitarios, ecoturismo y esfuerzos de universidades como la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla y la Universidad Autónoma del estado de Hidalgo con pobladores locales en germinación y reintroducción.

Introducción

La familia de las fagáceas reúne a varios de los árboles más conocidos del mundo: los encinos (*Quercus*), las hayas (*Fagus*) y los castaños (*Castanea*). Son árboles y arbustos leñosos que se distribuyen sobre todo en el hemisferio norte y forman bosques muy característicos en zonas templadas y, en el caso de México, también en regiones tropicales de montaña (Figura 1). Se trata de un grupo tempranamente divergente: existe desde hace casi 100 millones de años y, aunque ha cambiado poco en su forma, hoy es clave para el funcionamiento de muchos ecosistemas y para la vida de las personas (Jian-qiang, 1996).

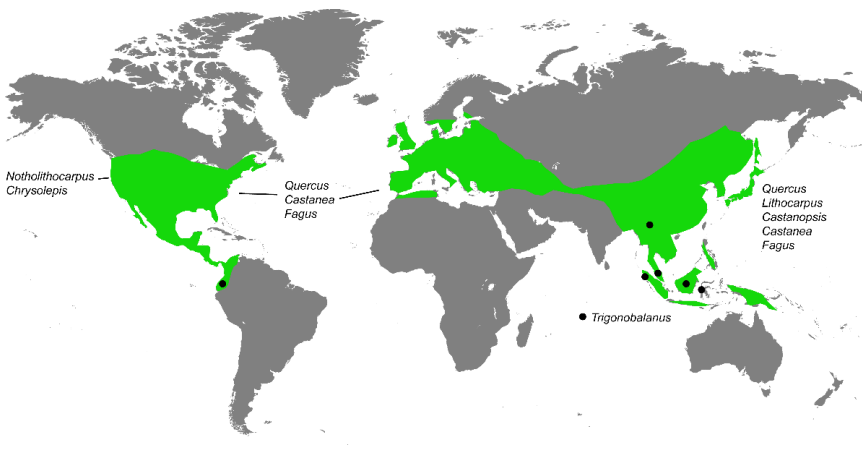


Figura 1. Distribución generalizada de las Fagaceae a nivel mundial.

Las semillas de la familia Fagaceae, destacan por no tener endospermo, esa reserva de alimento típica en muchas plantas. En su lugar, guardan sus nutrientes en dos cotiledones grandes, gruesos y jugosos que actúan como despensa para el nuevo brote. Cada fruto suele contener una sola semilla, envuelta en una fina piel membranosa y alojada dentro de una nuez dura o un aquenio. Lo especial es su “casco protector”: una cúpula cubierta de escamas o espinas que la envuelve total o parcialmente, como un escudo natural que la defiende en el suelo del bosque hasta que germina (Valencia & Gual, 2014).

En México, el bosque de niebla o bosque mesófilo de montaña es uno de los lugares donde las fagáceas alcanzan su mayor diversidad (Gual-Díaz & Rendón-Correa, 2014; Valencia & Gual, 2014; Williams-Liñera et al., 2013). En este tipo de bosque se han registrado 47 especies de la familia, casi un tercio de las que existen en el país (Rzedowski, 2015). La mayoría son encinos, pero también hay una especie muy especial de haya: *Fagus mexicana* (Valencia-A., 2004), la cual tiene una lámina de forma lanceolada, midiendo entre 5 y 8 cm de largo por 3 y 5 cm de ancho, con bordes dentados y nervaduras bien marcadas que resaltan su textura única. Los frutos son estructuras ovoides, de 12 a 18 mm de largo y 7 a 11 mm de

ancho, cubiertos por cuatro lóbulos triangulares que se abren al alcanzar la madurez. Estos involucros protegen los hayucos y cambian a un tono castaño oscuro, adaptándose perfectamente al ciclo natural del árbol en sus hábitats montañosos. Estos árboles no solo aportan belleza al paisaje; ayudan a retener el agua, estabilizar los suelos, crear refugios

frescos y húmedos donde viven muchas otras plantas, hongos y animales (Figura 2). Varias de estas especies se encuentran en riesgo, por lo que conservar estos bosques significa defender una parte importante de la biodiversidad mexicana (Perrigo et al., 2020; Ponce-Reyes et al., 2013).

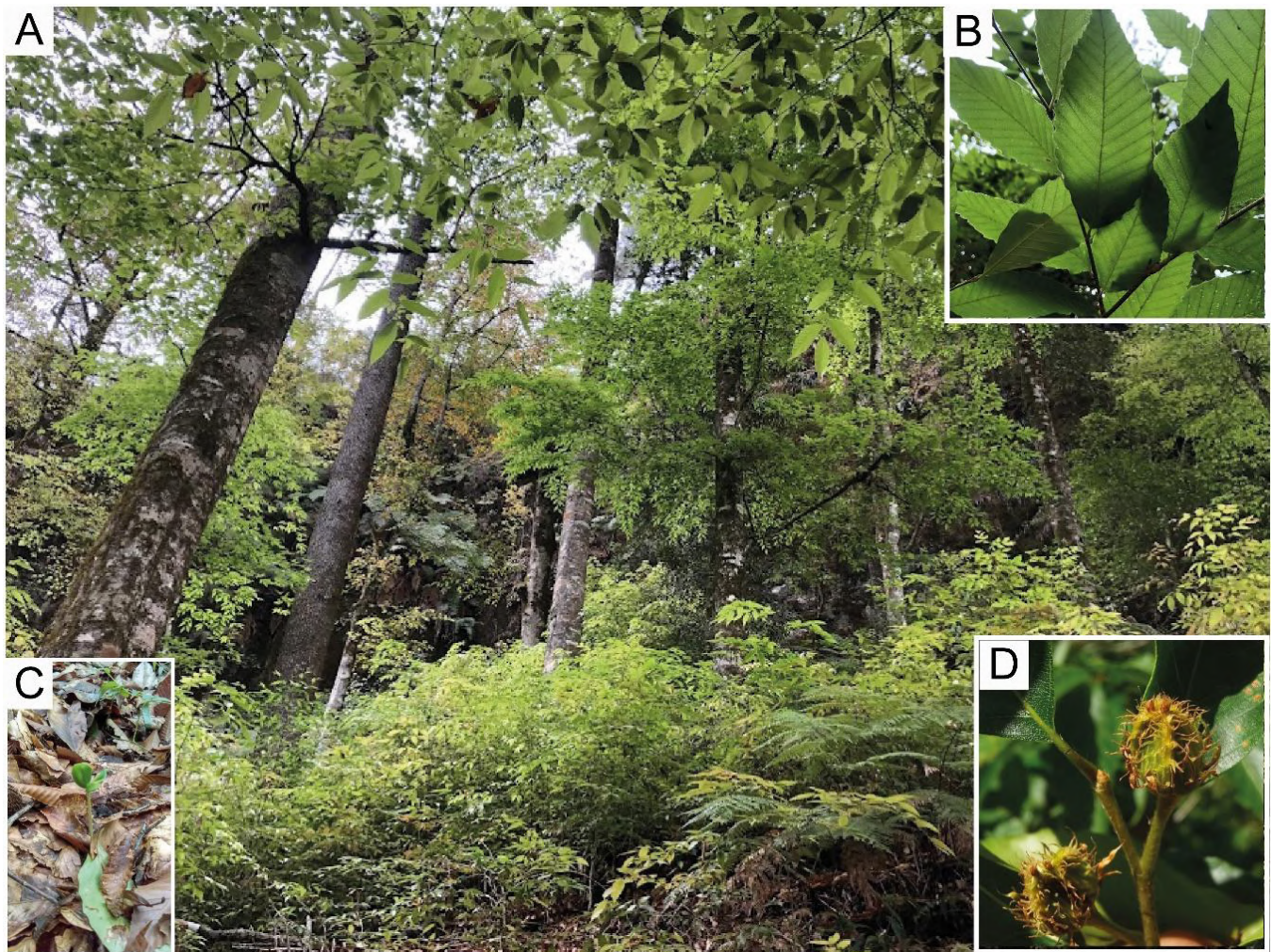


Figura 2. Bosque de haya de Tutotepec, Hidalgo. A) Bosque de *Fagus mexicana*. B) Hojas maduras; C) Plántula de *F. mexicana*; D) Semillas o hayucos (Fotos E. Chanes).

Bosques de totoral: joyas raras y frágiles de México

Fagus mexicana, conocida localmente como totoral o haya, es un verdadero fósil viviente y solo se encuentra en los bosques de niebla de la Sierra Madre Oriental, entre 1 400 y 2 000 metros de altitud (Rodríguez-Ramírez et al., 2013; Rowden et al., 2004). Perderla sería perder un capítulo entero de la historia natural del país. Los bosques de *Fagus* son pocos y están muy fragmentados. En total ocupan apenas unas 140-145 hectáreas distribuidas en Hidalgo, Nuevo León, San Luis Potosí, Tamaulipas, Veracruz, Puebla y posiblemente Oaxaca (Ames-Martínez et al., 2022). La población mejor conservada

se localiza en Hidalgo, en la comunidad de Medio Monte (Rodríguez-Ramírez et al., 2013). Son pequeños remanentes de bosque rodeados de zonas transformadas por la agricultura y la ganadería y son muy sensibles tanto a la pérdida de hábitat como al cambio climático. Cuidarlos es esencial para mantener este ecosistema tan particular y las especies que dependen de él.

La biología de *Fagus mexicana* también la hace vulnerable (Pérez-Rodríguez, 1999). No florece todos los años: las poblaciones producen flores y grandes cantidades de semillas (hayucos o hayas como

los nombra la gente) de manera sincronizada cada 2 a 8 años, en eventos conocidos por las comunidades como “lluvias de semillas” (Rodríguez-Ramírez et al., 2013; Rodríguez-Ramírez et al., 2021) (Figura 3). Estos hayucos se dispersan sobre todo entre agosto y septiembre, y las nuevas plántulas brotan principalmente en septiembre y octubre, cuando el suelo está más húmedo. Las semillas no soportan secarse; necesitan conservar mucha agua para poder germinar (Rodríguez-Ramírez & Argüelles-Marrón, 2025). Además, muchas semillas son recolectadas por personas, o consumidas por aves y mamíferos. Aun así, cuando encuentran condiciones adecuadas, germinan muy bien tanto en el bosque como en viveros. El problema es que las plántulas requieren sombra y la protección del dosel del bosque para sobrevivir, por lo que no pueden establecerse fácilmente en áreas abiertas o muy degradadas.

Oficialmente, la Norma Mexicana NOM-059 considera a *Fagus mexicana* como especie en peligro (SEMARNAT, 2010). Las causas son bien conocidas: cambio de uso de suelo para agricultura, tala clandestina, recolección de leña, pastoreo y la propia ubicación de sus poblaciones en laderas empinadas y zonas de difícil acceso (Figura 4). A esto se suma la alta mortalidad de las plántulas, afectadas por herbívoros, enfermedades, sequías y disturbios dentro del bosque (Godínez-Ibarra et al., 2007). Curiosamente, a nivel global la especie no aparece reconocida en una categoría de riesgo, porque fuera de México se le ha confundido con otra especie de haya norteamericana (*Fagus grandifolia*). Esto hace todavía más urgente visibilizarla (Rowden et al., 2004).



Figura 3. Árbol maduro de *Fagus mexicana* (Foto E. Chanes).



Figura 4. Árbol de *Fagus mexicana* talado clandestinamente en la localidad de El Gosco, Tenango de Doria, Hidalgo (Foto. E, Chanes).

***Fagus mexicana*: amenazada por el cambio climático**

La historia reciente de la especie también muestra el impacto del clima. Durante el Último Máximo Glaciar, hace miles de años, *Fagus mexicana* ocupaba un área mucho mayor que la actual (Jiang et al., 2020). Estudios de modelación estiman que su distribución se ha reducido alrededor de un 70 % y que, bajo escenarios futuros de cambio climático para mediados de este siglo, podría perder más del 80 % de su hábitat potencial (Ames-Martínez et al., 2022). Se espera un aumento importante del CO₂ atmosférico y consecuentemente de la temperatura; además de cambios en la humedad y en la frecuencia de sequías. Para una especie que depende de la niebla, la sombra y la humedad constante, estos cambios representan un riesgo serio de extinción.

Frente a este panorama, surge la necesidad de una propuesta de conservación clara para *Fagus mexicana* y sus bosques. Un primer paso es identificar las zonas donde el ambiente seguirá siendo adecuado en las próximas décadas, los llamados “refugios ecológicos” (ver Tabla 1). Los modelos de distribución señalan que estados como Hidalgo, Veracruz y Puebla podrían mantener condiciones favorables en algunas regiones, sobre todo en laderas húmedas orientadas al norte. También aparecen posibles nuevas áreas adecuadas en Coahuila y Oaxaca (Ames-Martínez et al., 2022). Estas zonas deberían ser prioridad para la conservación y la restauración.

Estrategias para salvar *Fagus mexicana*: protección y acción comunitaria

Otra pieza clave es aprovechar y fortalecer las áreas naturales protegidas donde la especie ya está presente, como las reservas de la biosfera El Cielo, Sierra Gorda y Sierra Norte de Puebla, la cuenca del río Necaxa y el Parque Nacional Cofre de Perote. Junto con estas, hay sitios que aún no cuentan con decreto de protección, pero donde se sabe que crece la especie,

como ciertas localidades de Hidalgo, Puebla y Veracruz. Proteger estos fragmentos, mejorar la vigilancia y promover un manejo forestal responsable ayudaría a frenar la pérdida de hábitat.

La conectividad entre fragmentos de bosque es fundamental. Poblaciones pequeñas y aisladas tienden a perder diversidad genética con el tiempo y se vuelven más frágiles (Montiel-Oscuro, 2011). Por eso se plantean acciones como la migración asistida: llevar semillas o plántulas desde poblaciones con buena producción hacia zonas donde la especie podría vivir, pero desapareció o nunca se estableció. En los sitios nuevos, las plántulas deben crecer algunos años bajo sombra en viveros o invernaderos antes de ser plantadas en el bosque, para aumentar sus probabilidades de sobrevivir. De esta forma se pueden crear “puentes” o corredores biológicos de árboles que ayuden a reducir el aislamiento entre poblaciones.

Nada de esto será posible sin la participación de las comunidades que viven cerca de los bosques de niebla. Una estrategia prometedora es la creación de viveros comunitarios de *Fagus mexicana*. Las personas pueden involucrarse en la recolecta de semillas durante los años de abundancia, germinarlas y cuidar las plántulas, que luego se usarán para restaurar zonas degradadas (Toledo-Aceves et al., 2025). Posteriormente, los campesinos pueden cuidar que esos arbolitos crezcan y se desarrollen vigorosos dentro del bosque, controlando la competencia de otras especies mediante chapeos y podas, además de revisarlos periódicamente para detectar daños por plagas o enfermedades y poderlos controlar oportunamente.

Al mismo tiempo, es importante trabajar en alternativas económicas que no dependan de la tala o de la expansión agrícola en las laderas boscosas con estrategias sustentables como el ecoturismo y el pago por servicios ambientales. Además, la implementación de sistemas agroforestales y silvopastoriles pueden contribuir a reducir la presión sobre los

fragmentos de bosque, produciendo bajo prácticas agroecológicas: semillas, frutos, forraje y madera para construcción o como combustible, para beneficio de la población campesina local.

***Fagus mexicana* como especie bandera: esperanza y acción en marcha**

Fagus mexicana tiene todas las características para convertirse en una “especie bandera” (especie carismática que simboliza y representa la conservación de un ecosistema completo o un problema ambiental, atrayendo atención pública para su protección) del bosque de niebla de la Sierra Madre Oriental, lo que permitiría conservar otras especies arbóreas como *Juglans*, *Carya*, *Tilia* y/o *Podocarpus*. *F. mexicana* es una especie única en el mundo, endémica de México, relicto de climas más fríos del pasado y en peligro de desaparecer (Rodríguez-Ramírez et al., 2013). Su presencia indica que el bosque está en buen estado de conservación y, cuando produce semillas, alimenta a numerosas especies de animales. Usarla como símbolo en campañas de educación ambiental y conservación puede ayudar a que más personas se identifiquen con estos bosques y se sumen a su protección. Es necesario promover entre las fundaciones naturalistas el interés para apoyar a grupos campesinos en la protección y restauración de los bosques de *Fagus* contribuyendo al desarrollo socio-económico de las comunidades.

Hoy ya existen esfuerzos concretos: los pobladores aledaños a donde se encuentra el bosque de *Fagus*, han recolectado y germinado en el sitio semillas; asimismo, instituciones como la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, el Instituto de Ecología y la Universidad de Guadalajara mantienen plántulas de *Fagus mexicana* en resguardo (Figura 5), con miras a reintroducirlas en el futuro. En sitios con poblaciones muy pequeñas, como Agua Blanca en Hidalgo (Figura 6), estas plantas pueden ser la base para re-

forzar el flujo genético y evitar la endogamia. A la par, se impulsan colecciones de germoplasma en jardines botánicos y arboretos, que actúan como “bancos de respaldo” frente a posibles pérdidas en el campo.



Figura 5. Germinación de semillas de *Fagus mexicana* en su hábitat natural por parte de pobladores cercanos a los sitios en la localidad de Tutotepec, Hidalgo (A, B). Plántulas de *Fagus mexicana* germinadas en invernadero (C). (Foto A y B E. Chanes; C Alfonso Suárez).



Figura 6. Bosque de *Fagus mexicana* de Agua Blanca, Hidalgo (Foto E. Chanes).

Conservar *Fagus mexicana*: agua, clima y legado para el futuro

Finalmente, para que las zonas núcleo de conservación funcionen, es indispensable que la sociedad conozca el valor de estos bosques. Los bosques de *Fagus mexicana* no solo guardan la memoria evolutiva de la flora mexicana; también protegen mantenciales, almacenan grandes cantidades de carbono en su madera y en el suelo y ayudan a capturar la neblina, regulando el agua que llega a ríos y comunidades. Conservar los bosques de *Fagus mexicana* es, en el fondo, conservar agua, clima, paisajes y cultura para las generaciones presentes y futuras. La semilla de la conciencia ambiental ha germinado y ahora es necesario cuidarla para que prospere como los bosques de *Fagus* que aún podemos disfrutar.

Referencias

- Ames-Martínez, F. N., Luna-Vega, I., Dieringer, G. & Rodríguez-Ramírez, E. C. (2022). The effect of climate change on Arcto-Tertiary Mexican beech forests: Exploring their past, present, and future distribution. *Ecology and Evolution*, 12(8), 1-12. <https://doi.org/10.1002/ece3.9228>
- Godínez-Ibarra, O., Ángeles-Pérez, G., López-Mata, L., García-Moya, E., Valdez-Hernández, J. I., De los Santos-Posadas, H. & Trinidad-Santos, A. (2007). Seed rain and seedling emergence of *Fagus grandifolia* subsp. *mexicana* at La Mojonera, Hidalgo, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78, 117-128.
- Gual- Díaz, M., & Rendón-Correa, A. (2014). Bosques mesófilos de montaña de México diversidad, ecología y manejo (pp. 27- 67). CONABIO. http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/pdf/BosquesMesofilos_montana_baja.pdf
- Jiang, L., Bao, Q., He, W., Fan, D. M., Cheng, S. M., López-Pujol, J., Chung, M. G., Sakaguchi, S., Sánchez-González, A., Gedik, A., Li, D. Z., Kou, Y. X. & Zhang, Z. Y. (2020). Phylogeny and biogeography of *Fagus* (Fagaceae) based on 28 nuclear single/low-copy loci. *Journal of Systematics and Evolution*, 60(4), 759-772 <https://doi.org/10.1111/jse.12695>
- Jian-qiang, L. (1996). The origin and distribution of the family Fagaceae. *Acta Phytotaxonomica Sinica*, 34(4), 376-396.
- Manos, P. S., Stanford, A. M. (2001). The biogeography of Fagaceae: tracking the Tertiary history of temperate and subtropical forests of the Northern Hemisphere. *Journal of Plant Sciences*, 162(S6), S77-S93
- Montiel-Oscuro, D. (2011). *Estructura poblacional y genética de Fagus grandifolia subsp. mexicana* [PhD thesis]. Colegio de Postgraduados.
- Pérez-Rodríguez, P. M. (1999). *Las hayas de México, monografía de Fagus grandifolia spp. mexicana* (1st ed). Universidad Autónoma de Chapingo, Chapingo.
- Perrigo, A., Hoorn, C. & Antonelli, A. (2020). Why mountains matter for biodiversity. In *Journal of Biogeography* (Vol. 47, Issue 2, pp. 315-325). <https://doi.org/10.1111/jbi.13731>
- Rodríguez-Ramírez, E. C., Sánchez-González, A. & Ángeles-Pérez, G. (2013). Current distribution and coverage of Mexican beech forests *Fagus grandifolia* subsp. *mexicana* in Mexico. *Endangered Species Research*, 20(3), 205-216. <https://doi.org/10.3354/esr00498>
- Rodríguez-Ramírez, E.C. & Argüelles-Marrón, B. (2025). Climatic factors in beechnut regeneration: from seed quality to germination. *Stresses*, 5(3). <https://doi.org/10.3390/stresses5030044>
- Rodríguez-Ramírez, E. C., Williams-Linera, G., Díaz-Ávalos, C. & Luna-Vega, I. (2021). Masting effect on canopy greenness and climate response on seed production of *Fagus grandifolia* subsp. *mexicana* across the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Climate Change Ecology*, 2, 100035. <https://doi.org/10.1016/j.ecochg.2021.100035>
- Rowden, A., Robertson, A., Allnutt, T., Heredia, S., Williams-Linera, G. & Newton, A. C. (2004). Conservation genetics of Mexican beech, *Fagus grandifolia* var. *mexicana*. *Conservation Genetics*, 5(4), 475-484. <https://doi.org/10.1023/B:COGE.0000041028.02423.c0>
- Rzedowski, J. (2015). Catálogo Preliminar De Las Especies De Árboles Silvestres De La Sierra Madre Oriental. *Flora Del Bajío Y De Regiones Adyacentes*, 378. <http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/FLOBA.htm>
- SEMARNAT, S. del M. A. y R. N. (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. In *Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección, México, Distrito Federal: Vol. 07/80* (Issue 2). <https://arxiv.org/pdf/1707.06526.pdf> <https://www.yrpri.org/> <http://weekly.cnbnews.com/news/article.html?no=124000> <https://www.fordfoundation.org/> http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/Republica_Dominicana/ccp/20120731051903/prep <http://webpc.cia>

Toledo-Aceves, T., Sosa, V., Vásquez-Reyes, V. & Sáenz-Romero, C. (2025). Assisted migration of cloud forest trees: Unearthing the effects of climatic transfer distance. *Journal of Environmental Management*, 377(March). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124591>

Valencia-A., S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Botanical Sciences*, 53(75), 33–53. <https://doi.org/10.17129/bots-ci.1692>

Williams-Linera, G., Toledo-Garibaldi, M. & Hernández, C. G. (2013). How heterogeneous are the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? *Plant Ecology*, 214(5), 685–701. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0199-5>

Tabla 1. Características de los bosques de *Fagus* propuestos como zonas núcleo de los bosques de niebla de la Sierra Madre Oriental, en el Este de México, para su conservación.

| Refugios ecológicos | Municipio | Entidad | Área (hectáreas) |
|---------------------|------------------------|----------|------------------|
| Río Frío | Hueytamalco | Puebla | 37.3 |
| Medio Monte | San Bartolo Tuto-tepec | Hidalgo | 38.5 |
| La Mojonera | Zacualtipán de Ángeles | Hidalgo | 42.5 |
| El Tigrillo | San Bartolo Tuto-tepec | Hidalgo | Desconocido |
| Cerro Macho | San Bartolo Tuto-tepec | Hidalgo | Desconocido |
| La Selva | Huayacocotla | Veracruz | Desconocido |

MACROFAUNA EN EL PACÍFICO MEXICANO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO Y RETOS METODOLÓGICOS PARA EVALUAR EL ESTADO DE SALUD DE LOS FONDOS MARINOS

Karla Mariana Rivera Juárez¹, Victoria María Díaz Castañeda²
y Norma Angélica Santibañez Aguascalientes^{1*}

¹Laboratorio de Índices Bentónicos y Gestión de Ecosistemas Acuáticos, Facultad de Ciencias Biológicas, BUAP CU2

²Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Baja California, México. Karla M. Rivera-Juárez, karla.riveraj@alumno.buap.mx

Victoria M. Díaz-Castañeda, vidiaz@cicese.mx

*Autor de correspondencia: norma.santibanez@correo.buap.mx

<https://doi.org/10.32399/CIBIOS-BUAP.fcb.2954-5218.2025.4.12.35>

Resumen

Los ecosistemas bentónicos del Pacífico mexicano albergan una alta diversidad de macrofauna que desempeña funciones esenciales para el mantenimiento del funcionamiento ecosistémico. Debido a su escasa movilidad, ciclos de vida relativamente largos y sensibilidad a los cambios ambientales, estos organismos constituyen bioindicadores eficaces del estado ecológico de los ecosistemas marinos y costeros. Este trabajo presenta una revisión de la literatura científica publicada durante el periodo comprendido entre 1984 y 2025 sobre la macrofauna del Pacífico mexicano, con el objetivo de evaluar el grado de avance del conocimiento y analizar la viabilidad de aplicar índices bentónicos, particularmente AMBI y M-AMBI. La búsqueda bibliográfica permitió compilar un total de 265 publicaciones, de las cuales el 92.1% correspondió a artículos científicos. La mayoría de éstos se ha centrado en enfoques ecológicos y taxonómicos descriptivos, con un desarrollo limitado de aproximaciones funcionales y metodológicas estandarizadas orientadas a la evaluación ambiental. Por lo que la

aplicación de índices bentónicos en el Pacífico mexicano aún enfrenta retos significativos, como la ausencia de condiciones de referencia locales, ausencia de calibración regionales y la existencia de bases de datos incompletas, lo que resalta la necesidad de fortalecer los enfoques funcionales de la región.

Palabras clave: índices bentónicos, AMBI, M-AMBI, estado ecológico

Abstract

Benthic ecosystems of the Mexican Pacific host a diversity macrobenthic fauna that performs essential functions in ecosystem maintenance, including bioturbation, nutrient recycling, sediment stabilization, and transfer of energy to higher trophic levels. Due to their limited mobility, relatively long-life cycles, and sensitivity to physicochemical changes in sediments, these organisms are effective bioindicators of the ecological status of marine and coastal ecosystems. This study reviews the literature published over the last 35 years on the benthic fauna of the Mexican Pacific and examines the potential application of benthic indices, particularly AMBI and M-AMBI, which are widely used internationally to assess seafloor environmental quality. The review indicates that most studies have focused on ecological and taxonomic description, with little development of functional approaches or standardized methodologies for environmental assessment. Despite significant advances in the Gulf of Mexico, the application of benthic indices in the Mexican Pacific still faces challenges, including the lack of locally reference conditions, the absence of regional calibrations, and incomplete biological databases.

Keywords: benthic indices, AMBI, M-AMBI, ecological status.

Introducción

Los océanos cubren aproximadamente el 70% de la superficie del planeta y los sedimentos marinos constituyen uno de los hábitats más extensos de la Tierra (Gray 2009). El ambiente bentónico se organiza en distintas zonaciones marinas determinadas por la profundidad, presión, temperatura, disponibilidad de luz y tipo de sustrato. Estas incluyen la supralitoral, intermareal y la submareal, así como las zonas más profundas batial, abismal, que comprende la mayor parte (75%) de los hábitats bentónicos, y hadal, caracterizada por condiciones afóticas, sin disponibilidad de luz para la fotosíntesis (Lalli & Parsons, 1997) (Figura 1).

En este contexto, el término “bentos” se utiliza para referirse a la flora y fauna que habita dentro, sobre o en las proximidades de los sustratos del fondo de los ambientes acuáticos. Estas especies se caracterizan porque, en alguna fase de su ciclo de vida, mantienen una estrecha asociación con los sustratos o los sedimentos de los fondos (Reynolds, 2006). Dentro del bentos, los animales bentónicos o zoobentos se clasifican de acuerdo con la posición que ocupan en el sustrato, distinguiéndose dos grupos: i) infauna conformada por organismos que viven total o parcialmente dentro del sedimento, incluye desde gasterópodos, anfípodos, poliquetos, nematodos, etc., y ii) epifauna compuesta por organismos que viven sobre los sedimentos o adheridos a sustratos duros, son abundantes en las zonas intermareales rocosas y arrecifes de coral, incluyen a los corales, mejillones, percebes, equinodermos y esponjas (Walag, 2021). El zoobentos refleja una amplia diversidad evolutiva y adaptativa, de los 32 phyla de animales reconocidos en el planeta, 29 incluyen especies bentónicas (Giere,

2023).

Adicionalmente, la fauna bentónica puede organizarse en fracciones definida por el tamaño de los organismos, generalmente determinado por el tamaño de malla utilizado durante el muestreo. Bajo este criterio, los organismos retenidos en tamices de 1 Qm, 63 Qm y 500 Qm se denominan microfauna, meiofauna y macrofauna, respectivamente (Higgins y Thiel, 1992). El presente trabajo está limitado al componente de la macrofauna que, en términos de diversidad, incluye algunos integrantes del zoobentos, como poliquetos, crustáceos y moluscos, principalmente.

Las comunidades bentónicas desempeñan un papel clave en el funcionamiento de los ecosistemas marinos y el mantenimiento de múltiples procesos ecológicos que ocurren en la interfase agua-sedimento. A través de sus actividades biológicas, estos organismos influyen en la dinámica de los sedimentos y la estructura de los ecosistemas costeros y oceánicos, contribuyendo al mantenimiento de diversos servicios ecosistémicos (Lam *et al.*, 2020).

Sin embargo, en las últimas décadas, diversas actividades humanas, como la urbanización costera, la contaminación, el dragado y la pesca de arrastre, han afectado el crecimiento, reclutamiento y mortalidad de las especies bentónicas, modificando la estructura de las comunidades y su funcionalidad ecológica (Lohrer *et al.*, 2010; Villnäs *et al.*, 2013; Dannheim *et al.*, 2014; Thrush *et al.*, 2017). Estas perturbaciones han contribuido a una pérdida acelerada de biodiversidad y una alteración significativa de los procesos ecológicos que sustentan el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Sala & Knowlton, 2006; Wright *et al.*, 2006; Butchart *et al.*, 2010; McCauley *et al.*, 2015; IPBES, 2019).

En este contexto, los índices bentónicos que integran información sobre el nivel de sensibilidad y tolerancia de la macrofauna frente a gradientes de perturbación ambiental (Borja *et al.*, 2024) se han consolidado como herramientas eficaces para evaluar el estado de salud de los ecosistemas marinos y costeros. No obstante, la aplicación de estos enfoques requiere un conocimiento sólido sobre los atributos comunitarios de la fauna bentónica (distribución, composición y abundancia) y de la disponibilidad de información ecológica y taxonómica que permita calibrar adecuadamente dichos índices.

En el caso del Pacífico mexicano, el conocimiento sobre la fauna bentónica se encuentra dispersa en numerosos estudios con diferentes enfoques, escalas espaciales y metodologías, lo que dificulta su integración para fines de evaluación ambiental. En este contexto, el objetivo de este trabajo radica en sistematizar el conocimiento disponible sobre la macrofauna bentónica de esta región y exponer las implicaciones metodológicas derivadas de la literatura existente para la aplicación de índices bentónicos en esta región. Con ello, se busca fortalecer el marco conceptual y técnico que sustente el desarrollo de herramientas evaluación y gestión ambiental adaptadas a las condiciones oceanográficas del Pacífico mexicano.

2. Importancia ecológica de la macrofauna bentónica

La macrofauna interviene activamente en procesos físicos, químicos y biológicos que mantienen la productividad y la estabilidad de los fondos marinos (Figura 1). A través de la bioturbación, los organismos mezclan partículas, modifican la matriz sedimentaria y favorecen el reciclaje de nutrientes mediante su interacción con comunidades microbianas (Mermillod-Blondin & Rosenberg, 2006). Sus actividades de alimentación y locomoción promueven el intercambio de materia y energía en la interfase agua-sedimento, integrando la dinámica bentónica con los ciclos biogeoquímicos del

carbono, nitrógeno y fósforo (Kristensen et al., 2012; Kauppi *et al.*, 2023). Asimismo, la macrofauna constituye un componente clave de las redes tróficas, transfiriendo energía desde los sedimentos hacia niveles tróficos superiores como peces, aves y mamíferos marinos (Oleszczuk *et al.*, 2021). Muchas especies presentan ciclos de vida relativamente largos y reclutamiento lento, lo que contribuye a la estabilidad de las poblaciones locales, aunque también puede limitar su capacidad de recuperación ante perturbaciones (Levin, 1984).

En conjunto, estas funciones resaltan el importante papel de la macrofauna como un componente clave en el mantenimiento de la calidad ambiental y la resiliencia de los ecosistemas marinos.

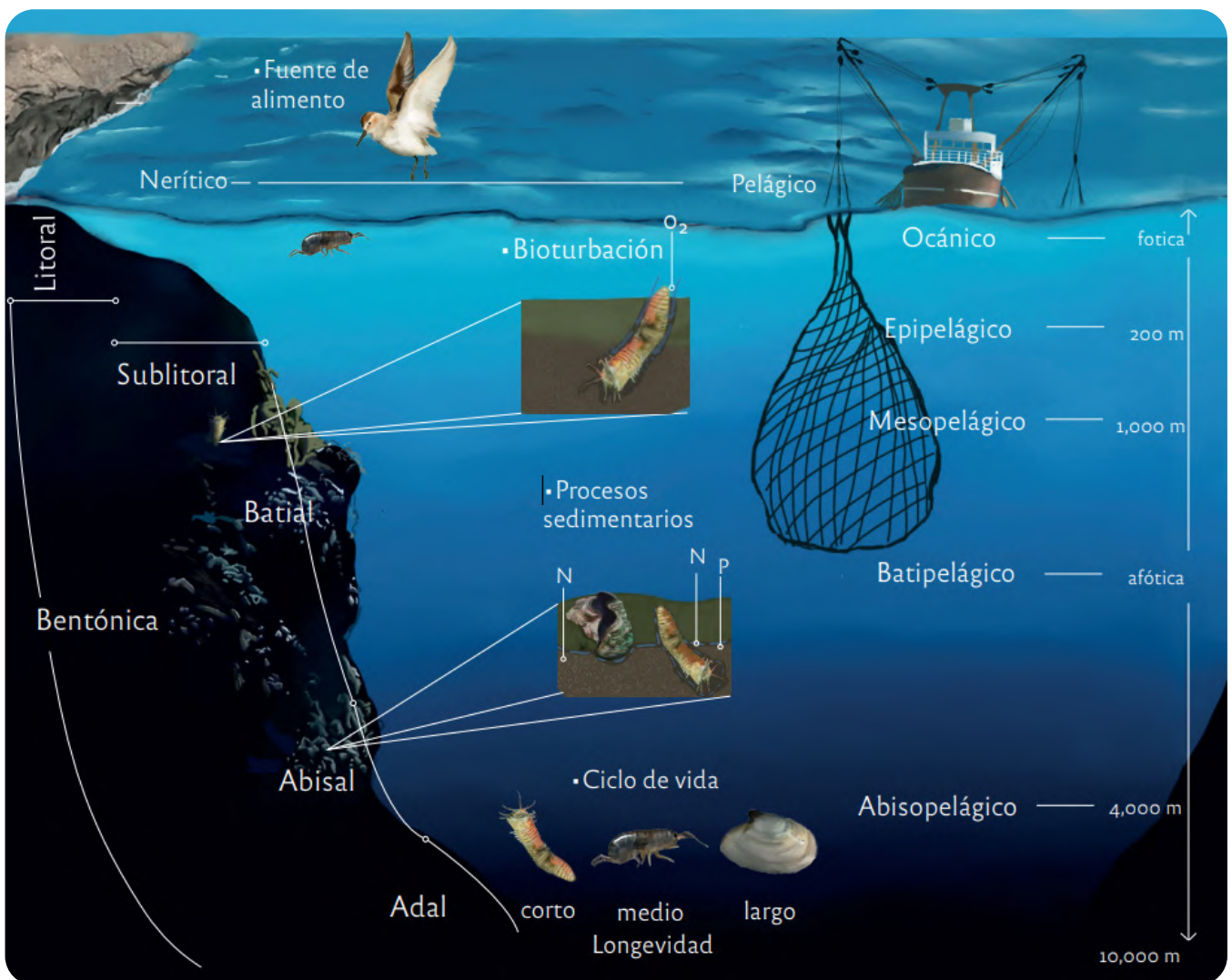


Figura 1. Principales funciones ecológicas de la macrofauna bentónica en ecosistemas marinos. Elaboración propia.

3. Uso de la macrofauna como bioindicadores en México

En ecología, un indicador es una variable o conjunto de variables que permiten describir y evaluar el estado, la estructura o el funcionamiento de un ecosistema frente a presiones naturales o antropogénicas (Borja *et al.*, 2012; Rice & Rochet, 2005). En los ambientes marinos, se han desarrollado índices bentónicos para identificar cambios

en la diversidad y estructura de las comunidades que habitan los fondos blandos, especialmente en zonas afectadas por actividades humanas, como la pesca de arrastre, la acuicultura o la contaminación orgánica (Borja *et al.*, 2015, 2019, 2024). Estos índices son útiles porque simplifican la complejidad ecológica en valores o métricas que pueden emplearse tanto en investigación científica como en la gestión ambiental (Rice *et al.*, 2012; Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2025).

Las especies de la macrofauna son utilizadas para este propósito porque se mueven poco, reflejando las condiciones locales del ambiente; tienen ciclos de vida relativamente largos (> 1 año), lo que permite registrar cambios en el tiempo; muestran una amplia variedad de respuestas ecológicas ante el disturbio (Spilmont, 2013). Uno de los índices más utilizados a nivel mundial es el AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) (Borja *et al.*, 2000) y el multivariado de AMBI (M-AMBI) (Muxika *et al.*, 2007). Estos índices clasifican a las especies de macrofauna en cinco grupos ecológicos (GE), según su nivel de sensibilidad ante presiones humanas o tolerancia al enriquecimiento orgánico de los sedimentos (Tabla 1).

Tabla 1. Grupos ecológicos de la macrofauna según el índice AMBI (Borja *et al.*, 2000).

| Grupo ecológico | Definición | Características |
|-----------------|--|--|
| GE I | Especies sensibles | Habitan en ambientes limpios y bien oxigenados, su desaparición temprana indica un posible deterioro ambiental |
| GE II | Especies indiferentes | Habitan tanto en lugares con condiciones naturales como con perturbaciones leves. Su disminución junto con las sensibles puede indicar deterioro progresivo. |
| GE III | Especies tolerantes | Su presencia aumentan en lugares con perturbación moderada, como exceso de materia orgánica o bajos niveles de oxígeno |
| GE IV | Especies oportunistas de segundo orden | Dominan en ambientes con fuerte contaminación orgánica, donde la diversidad biológica disminuye |
| GE V | Especies oportunistas de primer orden | Especies con estrategia r, con ciclos de vida cortos y con tasas altas de reproducción. Son comunes en zonas severamente impactadas. |

En México, el uso de los índices AMBI y M-AMBI ha permitido evaluar el estado ecológico de los fondos marinos, principalmente en el sur del Golfo de México (Dominguez-Castaneda, 2012; Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2018, 2023). El esquema metodológico ha combinado índices biológicos, variables ambientales y contaminantes para: 1) interpretar la condición bentónica bajo situaciones de defaunación (Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2018), 2) establecer condiciones de referencia desde ambientes sublitorales hasta batiales, validando su calibración y aplicación en la región (Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2020), 3) integrar esta información previa con indicadores socioeconómicos de municipios costeros, mostrando cómo la calidad bentónica se relaciona con la presión humana (Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2021), 4) analizar cambios espacio-temporales bajo diferentes disturbios naturales y antropogénicos (Santibañez-Aguascalientes *et al.*, 2023). Este tipo de estudios han establecido un marco metodológico sólido para la calibración y aplicación de los ín-

lices bentónicos en el sur del Golfo de México. No obstante, el Pacífico mexicano aún presenta una notable carencia de evaluaciones similares, a pesar de su alta diversidad bentónica y el incremento de las presiones humanas en sus costas. Esta situación se relaciona, entre otros factores, con la dispersión de la información disponible, las diferencias en enfoques de investigación y la ausencia de programas de monitoreo bentónico sistemáticos en la región. Estas limitaciones se discuten con mayor detalle en la sección de Perspectivas a futuro.

4. Estudios del zoobentos en el Pacífico mexicano

Se realizó una búsqueda bibliográfica de los trabajos publicados entre diciembre de 2024 a diciembre de 2025 citados en las bases de datos Scopus, Web of Science, ScienceDirect, Springer, ResearchGate, y Google Scholar, con el objetivo de compilar estudios sobre el zoobentos del Pacífico mexicano, no obstante, el análisis detallado y la discusión se restringió al componente de la macrofauna. Además, se consultaron repositorios institucionales como los de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP) (<https://bibliotecas.buap.mx/>), la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) (<https://repositorio.unam.mx/>) y el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) (<https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/2>). Las publicaciones identificadas abarcan un período comprendido entre 1984 al 2025.

La búsqueda se realizó utilizando combinaciones de palabras clave en español e inglés, incluyendo: “Mexican Pacific”, “zoobentos”, “macrofauna”, “macrobenthic”, “marine invertebrates”, “ecosystem function” y “benthic indicators”. Como resultado, se identificó un total de 265 publicaciones, de las cuales la mayoría correspondieron a artículos científicos (92.1%), seguidos por tesis de maestría (3.8%), tesis de licenciatura (1.9%), tesis doctorales (1.5%), y libros especializados (0.8%) (Figura 2).

Los resultados obtenidos en las diferentes bases de datos fueron integrados en una base de datos en Excel para su revisión y depuración. El proceso de selección se realizó en tres etapas, primero se eliminaron registros duplicados entre las diferentes bases de datos consultadas; segundo, se realizó un filtrado preliminar mediante la revisión de títulos y resúmenes, con el fin de excluir publicaciones que no correspondían al Pacífico mexicano o que no abordarán directamente al componente de la macrofauna bentónica. Finalmente, se revisó el texto completo de estudios potencialmente relevantes para verificar su pertinencia dentro del enfoque de esta revisión. Estas publicaciones fueron incorporadas a la base de datos final utilizada para el análisis bibliométrico y está disponible como material suplementario.

En cuanto a los enfoques de los estudios, el 54% abordó aspectos ecológicos, el 41.1% taxonómicos, y el 4.9% toxicológicos, reflejando un interés predominante en la descripción y estructura de las comunidades bentónicas. Respecto al tipo de fauna analizada, los trabajos se concentran principalmente en epifauna (62%), seguida de macrofauna (35%) y meioinfauna (3%). Este patrón muestra que, aunque diversos componentes del bentos han sido estudiados en el Pacífico mexicano, una porción importante se enfoca en macrofauna bentónica (35%), que constituye el foco principal del presente estudio. Considerando los grupos taxonómicos de la macrofauna, los más investigados fueron moluscos (28%), equinodermos (19%), anélidos (15.5%) y crustáceos (14%), mientras que los menos estudiados incluyeron poríferos (9%), cnidarios y sipuncúlidos (<5%). Estos valores reflejan la composición de la literatura analizada en este estudio y no necesariamente la totalidad de la producción científica sobre el zoobentos de la región. A nivel regional, la distribución de los estudios se

distribuyó de la siguiente forma: Pacífico norte (59%), Pacífico sur (24%) y Pacífico centro (17%).

En conjunto, estos resultados reflejan un panorama aún fragmentado del conocimiento sobre la fauna bentónica en el Pacífico mexicano. La mayor parte de las investigaciones se ha concentrado en aspectos descriptivos, con menor desarrollo en enfoques funcionales o de evaluación ambiental. Es necesario fortalecer los estudios sobre la macrofauna e incorporar análisis multiescalares que integren la diversidad funcional, la conectividad ecológica y la respuesta a perturbaciones naturales y antrópicas, a fin de avanzar hacia una evaluación integral de la salud de los ecosistemas marinos en esta región.

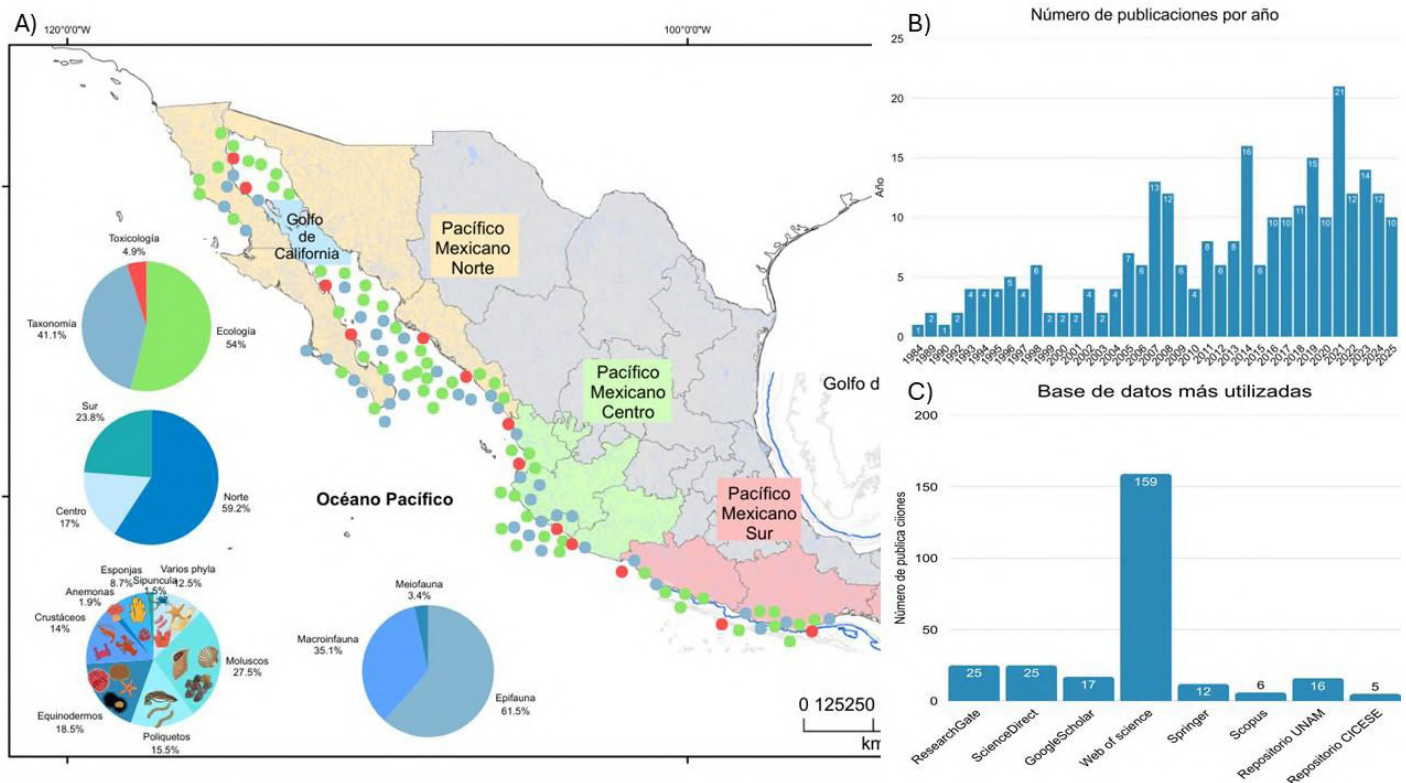


Figura 2. Síntesis de los estudios de la fauna bentónica recopilados en el Pacífico mexicano. A) Distribución geográfica de los estudios a lo largo del Pacífico mexicano, clasificados por temática: ecología (verde), taxonomía (azul) y toxicología (rojo). Los puntos de color indican la ubicación de cada estudio, agrupados por región (norte, centro y sur). Los gráficos de pastel insertos muestran: (1) la proporción de estudios por temática, (2) el porcentaje de publicaciones por región del Pacífico, (3) los phyla más representativos, y (4) la distribución de los componentes bentónicos (meiofauna, macrofauna, epifauna). B) Número anual de publicaciones registradas entre 1984 y 2025. C) Número total de publicaciones encontradas en cada base de datos consultada. Elaboración propia

5. Perspectivas a futuro

El conocimiento generado sobre la fauna bentónica del Pacífico mexicano representa un acervo valioso que aún no ha sido plenamente provechado para la evaluación ambiental. Los estudios realizados en las últimas décadas han producido una cantidad considerable de datos ecológicos y taxonómicos que, a pesar de su heterogeneidad metodológica, representan un acervo científico importante. Si esta información se integra y sistematiza mediante bases de datos regionales estandarizados, podría constituir la base para el desarrollo de herramientas de diagnóstico comparables a las

implementadas en otras regiones del país (Material Suplementario Tabla 2).

Uno de los principales retos metodológicos consiste en la integración y estandarización de la información bentónica existente, en particular de los registros de macrofauna. Las bases de datos generadas en el Pacífico mexicano provienen de proyectos con distintos objetivos, metodologías y escalas espacio-temporales, lo que dificulta su comparación y aprovechamiento conjunto. Además, gran parte de esta información permanece dispersa o no es compartida entre grupos de investigación, lo que limita la construcción de bases de datos regionales integrales que reflejen el estado ecológico de los fondos marinos.

Este patrón se refleja en la síntesis realizada (Tabla 2), donde, si bien la mayoría de los estudios reportan listados taxonómicos (frecuentemente >50% en todas las regiones), la disponibilidad de datos cuantitativos es más limitada. La abundancia se reporta en una proporción variable de estudios (30-60%), mientras que la biomasa es escasamente considerada (<10%). Asimismo, la inclusión de variables ambientales es inconsistente, particularmente en regiones centro y sur. Como resultado, solo entre 18 y 25% de los estudios cuentan con información mínima necesaria (listado de especie y abundancia) para la aplicación de índices bentónicos como AMBI y M-AMBI, lo que evidencia una limitada reutilización potencial de la información existente para evaluaciones ecológicas.

La aplicación de índices bentónicos debe considerar un proceso metodológico que incluya la calibración y estandarización de los datos generados en la región de estudio, para comparar sus resultados y la consolidación de marcos de referencia globales que permitan evaluar el estado ecológico de los ecosistemas marinos (Spillmont, 2013). Sin embargo, los resultados obtenidos en la Tabla 2 evidencia que una proporción limitada de los estudios disponibles cuenta con la información mínima necesaria para este propósito, lo que pone de manifiesto no solo la dispersión de datos, sino también su baja integralidad.

En este sentido, más que continuar generando información bajo esquemas heterogéneos, se vuelve necesario transitar hacia una ruta metodológica estandarizada que garantice la interoperabilidad de los datos bentónicos desde su origen. Esto implica que los estudios futuros, independientemente de su enfoque incorporen de manera sistemática listados taxonómicos, datos de abundancia comparables, variables ambientales asociadas a los muestreos y en general metadatos claros sobre el diseño de muestreo.

Bajo este esquema, la generación de información deja de ser un esfuerzo asilado y se convierte en un componente articulado dentro de redes de monitoreo y bases de datos regionales. Iniciativas como el Sistema de Información y Análisis Marino y Costero (<https://simar.conabio.gob.mx/>) representan plataformas clave para avanzar en esta dirección. Este tipo de plataformas pueden servir como modelo para integrar la información generada por universidades, centros de investigación, particularmente por sectores productivos que realizan estudios ambientales en zonas marinas, los cuales son frecuencia cuentan con recursos para realizar campañas oceanográficas de gran escala. Como por ejemplo en el caso del Golfo de México, gran parte de los datos generados por la industria petrolera permanece restringido a un sector académico limitado, lo que impide su aprovechamiento en evaluaciones ambientales de alcance nacional (Santibañez-Aguascalientes et al., 2025).

De esta manera, el principal desafío no radica únicamente en la ausencia de información, sino en la falta de criterios comunes para su generación y uso, lo cual permitirá que los datos existentes y futuros contribuyan a la aplicación de estos índices

bentónicos como AMBI y M-AMBI, y a la toma de decisiones en la gestión de los ecosistemas marinos.

Tabla 2. Síntesis porcentual de la disponibilidad de datos en estudios de macrofauna bentónica del Pacífico mexicano (ver Material Suplementario). n= número total de estudios por región.

| Región | Grupo taxonómico (%) | Lista de especies (%) | Abundancia (%) | Biomasa (%) | Variables ambientales (%) | Potencial para índices bentónicos (%) |
|-------------------|----------------------|-----------------------|----------------|-------------|---------------------------|---------------------------------------|
| Norte (n=156) | Moluscos (21.8) | 44.1 | 23.5 | 5.88 | 29.4 | 18.6 |
| | Poliquetos (21.1) | 84.8 | 42.4 | 6.06 | 63.6 | |
| | Crustáceos (16.6) | 61.5 | 19.2 | 11.5 | 46.2 | |
| | Varios (14.7) | 65.2 | 56.5 | 34.8 | 56.5 | |
| | Equinodermos (10.9) | 58.8 | 29.4 | 0 | 23.5 | |
| | Anemonas (3.2) | 80 | 0 | 0 | 0 | |
| | Sipunculidos (0.6) | 100 | 0 | 0 | 100 | |
| Centro (n= 46) | Moluscos (41.3) | 52.6 | 36.8 | 0 | 31.6 | 19.6 |
| | Equinodermos (32.6) | 60 | 46.7 | 0 | 13.3 | |
| | Crustáceos (13) | 83.3 | 33.3 | 0 | 33.3 | |
| | Varios (6.5) | 33.4 | 100 | 33.3 | 66.7 | |
| | Esponjas (4.3) | 100 | 0 | 0 | 0 | |
| | Poliquetos (2.2) | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Sur (n= 63) | Moluscos (39.6) | 42.9 | 38.1 | 0 | 19 | 24.5 |
| | Equinodermos (32.1) | 52.9 | 29.4 | 0 | 5.88 | |
| | Poliquetos (15.1) | 100 | 37.5 | 0 | 25 | |
| | Varios (11.3) | 33.3 | 50 | 0 | 16.7 | |
| | Crustáceos (7.5) | 75 | 50 | 0 | 25 | |
| | Esponjas (7.5) | 50 | 75 | 0 | 25 | |
| | Sipunculidos (5.6) | 66.7 | 0 | 0 | 0 | |

Conclusiones

La revisión de la literatura científica publicada entre 1984 y 2025 evidencia que el Pacífico mexicano alberga una elevada diversidad de macrofauna, la cual desempeña funciones ecológicas fundamentales para el funcionamiento y la estabilidad de los ecosistemas marinos. Sin embargo, el conocimiento generado hasta ahora se encuentra fragmentado y predominantemente enfocado en descripciones ecológicas y taxonómicas, con una limitada incorporación de enfoques funcionales y herramientas estandarizadas para la evaluación ambiental. A pesar del amplio uso y validación de índices bentónicos como el AMBI y el M-AMBI a nivel internacional, su aplicación en el Pacífico mexicano es aún limitada. Los resultados de este estudio mostraron que, aunque existe una base de datos importante de información taxonómica, solo una fracción de ellos (entre el 18 y el 25%) cuenta con los datos mínimos necesarios para su aplicación, lo que evidencia una limitada reutilización e integración del conocimiento disponible. Entre las causas identificadas, incluyen la ausencia de condiciones de referencias locales, la variabilidad metodológica y la escasa integración de variables ambientales.

En este contexto, más que la generación de nuevos datos, el principal reto radica en establecer criterios estandarizados que permitan integrar y comparar la información existente y futura. En este sentido, resulta prioritario avanzar hacia una ruta metodológica estandarizada que promueva la interoperabilidad de los datos bentónicos, mediante la incorporación sistemática de información taxonómica, abundancia, variables ambientales y metadatos de muestreo.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo a la estudiante de Diseño Gráfico Evelyn Olivares Montes de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, por la elaboración de la figura 1. Asimismo, agradecemos a los revisores por sus comentarios constructivos y sugerencias, que contribuyeron a mejorar sustancialmente este manuscrito.

Referencias

- Borja, Á., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100-1114.
- Borja, Á., J. Mader, & Muxika, I. (2012). Instructions for the use of the AMBI index software 777 (Version 5.0). *Revista de Investigación Marina*, 19: 71-82.
- Borja, Á., Marín, S. L., Muxika, I., Pino, L., & Rodríguez, J. G. (2015). Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine Pollution Bulletin*, 97, 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.030>
- Borja, Á., Bricker, S., Dauvin, J.-C., Elliott, M., Harrison, T., Marques, J.-C., Weisberg, S., & West, R. (2024). Classifying ecological quality and integrity of estuaries. En D. Baird & M. Elliott (Eds.), *Treatise on estuarine and coastal science* (2nd ed., pp. 158-204). Academic Press.
- Borja, Á., Bricker, S., Dauvin, J.-C., Elliott, M., Harrison, T., Marques, J.-C., Weisberg, S., & West, R. (2024). Classifying ecological quality and integrity of estuaries. En D. Baird & M. Elliott (Eds.), *Treatise on estuarine and coastal science* (2nd ed., pp. 158-204). Academic Press.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., et al. (2010). *Global biodiversity: Indicators of recent declines*. *Science*, 328, 1164-1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Dannheim, J., Brey, T., Schröder, A., Mintenbeck, K., Knust, R., & Arntz, W. E. (2014). *Trophic look at soft-bottom communities: Short-term effects of trawling cessation on benthos*. *Journal of Sea Research*, 85, 18-28. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.09.005>

Domínguez-Castanedo, N. C. (2012). Evaluación de la calidad ambiental bentónica de la plataforma interna del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (Tesis de doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México). Repositorio UNAM. <https://repositorio.unam.mx/contenidos/evaluacion-de-la-calidad-ambiental-bentonica-de-la-plataforma-interna-del-parque-nacional-sistema-arrecifal-veracru-99467>

Giere, O., & Schratzberger, M. (2023). *New horizons in meiobenthos research*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-16634-2>

Gray, J. S., & Elliott, M. (2009). *Ecology of marine sediments: From science to management* (2nd ed.). Oxford University Press.

Higgins, R. P., & Thiel, H. (1992). *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press.

IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES Secretariat. <https://ipbes.net/global-assessment>

Kauppi, L., Göbeler, N., Norkko, J., Norkko, A., Romero-Ramirez, A., & Bernard, G. (2023). *Changes in macrofauna bioturbation during repeated heatwaves mediate changes in biogeochemical cycling of nutrients*. *Science of The Total Environment*, 898, 165606. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165606>

Lam-Gordillo, O., Baring, R., & Dittmann, S. (2020). Ecosystem functioning and functional approaches on marine macrobenthic fauna: A research synthesis towards a global consensus. *Marine Environmental Research*, 154, 104868. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104868>

Lalli, C. M., & Parsons, T. R. (1997). *Biological oceanography: An introduction* (2nd ed.). Butterworth-Heinemann.

Levin, L. A. (1984). *Life history and dispersal patterns in a dense infaunal polychaete assemblage: Community structure and response to disturbance*. *Ecology*, 65(4), 1185-1200. <https://doi.org/10.2307/1938318>

Lohrer, A. M., Thrush, S. F., & Hewitt, J. E. (2010). *Ecosystem functioning in a disturbance-recovery context: Contribution of macrofauna to primary production and nutrient release on intertidal sandflats*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 390(1), 6-13. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.04.035>

McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. A., Joyce, F. H., & Warner, R. R. (2015). *Marine defaunation: Animal loss in the global ocean*. *Science*, 347(6219), 248-254. <https://doi.org/10.1126/science.1255641>

Mermillod-Blondin, & Rosenberg (2006). Ecosystem engineering: The impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats. *Aquatic Science*, 68 (4): 434-442. DOI: 10.1007/s00027-006-0858-x

Muxika, I., Borja, Á., & Bald, J. (2007). *Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive*. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 16-29.

Oleszczuk, B., Dybwad, C., Silberberger, M. J., Peeken, I., Grzelak, K., Wiedmann, I., Winogradow, A., & Kędra, M. (2021). *Macrofauna and meiofauna food-web structure from Arctic fjords to deep Arctic Ocean during spring: A stable isotope approach*. *Frontiers in Marine Science*, 8, 707785. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.707785>

Reynolds, C. S. (2006). *Benthic ecology*. In S. E. Jorgensen & B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of environmental metrics*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9780470057339.vab010>

Sala, E., & Knowlton, N. (2006). *Global marine biodiversity trends*. *Annual Review of Environment and Resources*, 31, 93-122. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.020105.100235>

Santibañez-Aguascalientes, N. A., Borja, Á., Kuk-Dzul, J. G., Montero-Muñoz, J. L., & Ardisson, P.-L. (2018). Assessing benthic ecological status under impoverished faunal situations: A case study from the southern Gulf of Mexico. *Ecological Indicators*, 91, 679-688. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.048>

Santibañez-Aguascalientes, N. A., Borja, Á., & Ardisson, P.-L. (2021). *Sustainability situations for the southern Gulf of Mexico seafloor, based on environmental, benthic, and socioeconomic indicators*. *Science of the Total Environment*, 797, 147726. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147726>

Santibañez-Aguascalientes, N. A., Borja, Á., & Ardisson, P.-L. (2023). *Assessing the large-scale and long-term changes in the southern Gulf of Mexico benthic ecological status under natural and human-induced disturbances*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 283, 108282. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2023.108282>

Santibañez-Aguascalientes, N. A., Ascencio-Aguirre, L. A., & Ortiz-Lozano, L. D. (2025). Los índices bentónicos como instrumentos de diseño de políticas públicas para el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México. En A. Granados-Barba, L. D. Ortiz-Lozano, & A. L. Gutiérrez-Velázquez (Eds.), *Nuevo conocimiento sobre el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México: Integrando los ambientes costeros*. Universidad Autónoma de Campeche.

Spilmont, N. (2013). *The future of benthic indicators: Moving up to the intertidal*. *Open Journal of Marine Science*, 3, 75–85. <https://doi.org/10.4236/ojms.2013.32A008>

Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Kraan, C., Lohrer, A. M., & Pilditch, C. A. (2017). *Changes in the location of biodiversity-ecosystem function hot spots across the sea floor landscape with increasing sediment nutrient loading*. *Proceedings of the Royal Society B*, 284, 20162861. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2861>

Villnäs, A., Norkko, J., Hietanen, S., Josefson, A. B., Lukkari, K., & Norkko, A. (2013). *The role of recurrent disturbances for ecosystem multifunctionality*. *Ecology*, 94(10), 2275–2287. <https://doi.org/10.1890/12-1716.1>

Walag, A. M. P. (2021). *Understanding the world of benthos: An introduction to benthology*. In *Ecology and biodiversity of benthos*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821161-8.00002-7>

Wright, J. P., Naeem, S., Hector, A., Lehman, C., Reich, P. B., Schmid, B., & Tilman, D. (2006). *Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning*. *Ecology Letters*, 9, 111–120. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00850.x>