

# Revista Ciencias del Mar UAS

Julio - Septiembre 2024

Núm. 4 Vol.1

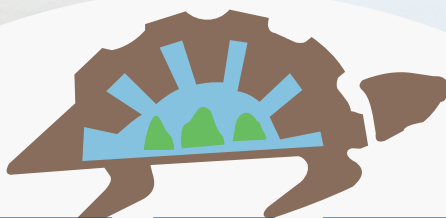


U N I V E R S I D A D A U T Ó N O M A D E S I N A L O A



E-ISSN (en trámite)





# CIMMAR

## Revista

DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

Número 4, Volumen 1, E-ISSN (en trámite)



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA



## DIRECTORIO INSTITUCIONAL

- Dr. Robespierre Lizárraga Otero  
Encargado del Despacho de la Rectoría
- Dr. Jorge Milán Carrillo  
Secretario Académico Universitario
- Dr. Manuel Iván Tostado Ramírez  
Vicerrector de la Unidad Regional Sur
- Dr. Mario Nieves Soto  
Director General de Investigación y Posgrado
- Dr. Joel Cuadras Urias  
Director General del Sistema Bibliotecario
- Dr. José Adán Félix Ortiz  
Director Facultad de Ciencias del Mar
- Lic. Nidia Odette Santana Rodelo  
Coordinadora de Revistas Académicas Universitarias-UAS



## Comité Editorial

Dr. Martín Gabriel Frías Espericueta  
Editor en jefe

Dr. Eugenio Alberto Aragón Noriega  
Editor asociado

L.I. Nerika Azucena Benitez Pardo  
Gestora de la Plataforma Editorial

Dr. David Arturo Delgado Esquivel  
Corrector de Estilo

T.D.G. Ernesto Alfonso Chávez Aranguré  
Diseño gráfico y maquetación

## Editores por línea de investigación

Dr. Wenceslao Valenzuela Quiñones, Instituto Politécnico Nacional, México.  
Desarrollo de sistemas para la producción sustentable de organismos acuáticos

Dr. Enrique Morales Bojórquez, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. México.  
Aprovechamiento sustentable de recursos pesqueros

Dra. Ofelia Escobar Sánchez, CONAHCTY-Universidad Autónoma de Sinaloa, México.  
Manejo sustentable de ambientes costeros

## Comité Científico

Dr. Just Tomas Bayle Sempere  
Universidad de Alicante, España

Dr. Diego Lercari Bernier  
Universidad de la República, Uruguay

Dr. Álvaro Javier Burgos Arcos  
Universidad de Nariño, Colombia

Dr. Rodolfo Vögler  
Universidad de la República, Uruguay

Dr. Hugo Arancibia Farías  
Universidad de Concepción, Chile

Dr. Andrés Cisneros Montemayor  
Simon Fraser University, EUA

Dr. Francisco Arreguín Sánchez  
Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR), México

El Consejo Editorial de CIMAR UAS Revista Científica agradece las generosas colaboraciones realizadas por investigadores nacionales e internacionales pertenecientes a reconocidas universidades y centros de investigación que participaron como pares evaluadores.

E-ISSN (en trámite)



## CINTILLO LEGAL

Revista Ciencias del Mar UAS, es una publicación trimestral editada por la universidad Autónoma de Sinaloa, a través de la Facultad de Ciencias del Mar, con el domicilio en Paseo Claussen S/N, Centro, 82000, Mazatlán, Sinaloa, México. Teléfono (669) 9828656. Editor responsable, Martín Gabriel Frías Espericueta. Reservas de Derechos al Uso Exclusivo Núm. (en trámite), E-ISSN: (en trámite).

Cada artículo es obra original del autor, donde son reflejadas sus ideas y apreciaciones; el Comité Editorial y la Revista "Ciencias del Mar UAS" no se hacen participantes de dicha postura, por lo consiguiente el autor de cada artículo/texto será considerado legalmente responsable. La revista Ciencias del Mar UAS rechaza cualquier reclamación legal proveniente por la reproducción parcial o total de la información, y de plagio en los trabajos publicados.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del Instituto Nacional del Derecho de Autor.



Cada manuscrito está bajo la licencia Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0) <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>.





# CONTENIDO

## EDITORIAL

### ARTÍCULO CIENTÍFICO

**Parámetros poblacionales de *Emerita rathbunae* (Crustacea, Anomura, Hippidae) en la playa “Punta Bikini”, Cantón Sucre, Ecuador**

Population parameters of *Emerita rathbunae* (Crustacea, Anomura, Hippidae) in “Punta Bikini” Beach, Sucre Town, Ecuador

7-25

### ARTÍCULO CIENTÍFICO

**Biometría, proporción sexual y preferencia de conchas de *Clibanarius panamensis* (Decapoda: Anomura) en el sureste del Golfo de California, México**

Biometry, sex ratio, and shell preference of *Clibanarius panamensis* (Decapoda: Anomura) in the southeastern Gulf of California, Mexico

26-39

### ARTÍCULO CIENTÍFICO

**Criterios para la evaluación del riesgo a la salud por consumo de alimentos marinos**

Criteria for the evaluation of health risk due to the consumption of marine foods

40-55

### NOTA CIENTÍFICA

**Comparación florística, diversidad y estructura de dos zonas de manglar en el sur de Sinaloa, México**

Floristic comparison, diversity and structure of two mangrove zones in southern Sinaloa, Mexico

56-70

### REVISIÓN CIENTÍFICA

**Toxicología y parasitología ambiental: resiliencia entre sostenibilidad y turismo ante los efectos adversos de protectores solares en organismos acuáticos**

Environmental toxicology and parasitology: resilience between sustainability, and tourism toward the adverse effects of solar creams on aquatic organisms

71- 89





# Revista CIMAR UAS

REVISTA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR E-ISSN (en trámite)



## Artículo Científico

### Parámetros poblacionales de *Emerita rathbunae* (Crustacea, Anomura, Hippidae) en la playa “Punta Bikini”, Cantón Sucre, Ecuador

### Population parameters of *Emerita rathbunae* (Crustacea, Anomura, Hippidae) in “Punta Bikini” Beach, Sucre Town, Ecuador



1. Johan Valdez



0009-0009-4201-0550

Departamento de Ciencias del Mar,  
Carrera de Biología, Facultad de Ciencias Naturales,  
Universidad de Guayaquil,  
Guayaquil C.P. 090601, Ecuador.

Autor de correspondencia:

[johanvldz\\_intriago1997@hotmail.com](mailto:johanvldz_intriago1997@hotmail.com)



4. Johan Cedeño



0009-0009-8742-0879

Departamento de Ciencias del Mar,  
Carrera de Biología, Facultad de Ciencias Naturales,  
Universidad de Guayaquil,  
Guayaquil C.P. 090601, Ecuador.



5. René Zambrano



0000-0002-0603-7475

Carrera de Tecnología Superior en Acuicultura,  
Instituto Superior Tecnológico Luis Arboleda  
Martínez – Extensión Jaramijó, frente a la playa de  
Balsamaragua, Jaramijó C.P. 132150, Ecuador.  
Manejo y Conservación de Recursos Naturales S.A.S.,  
Alborada etapa XIII, Guayaquil C.P. 090509, Ecuador.



2. José Luis Mendoza



0009-0003-3394-3371

Universidad Estatal Amazónica,  
Puyo C.P. 160101, Ecuador.



3. Johanna Álvarez



0000-0001-9422-7190

Departamento de Ciencias del Mar,  
Carrera de Biología, Facultad de Ciencias Naturales,  
Universidad de Guayaquil,  
Guayaquil C.P. 090601, Ecuador.



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el origina





---

## Parámetros poblacionales de *Emerita rathbunae* (Crustacea, Anomura, Hippidae) en la playa “Punta Bikini”, Cantón Sucre, Ecuador

---

---

## Population parameters of *Emerita rathbunae* (Crustacea, Anomura, Hippidae) in “Punta Bikini” Beach, Sucre Town, Ecuador

---

### ► RESUMEN

Con la finalidad de estudiar aspectos poblacionales del anomuro *Emerita rathbunae* en el Cantón Sucre-Ecuador, se realizaron arrastres superficiales durante abril del 2023. Se estudió la parte media de la zona de swash de las playas arenosas de Las Bocas, San Jacinto, San Clemente y Punta Bikini. Solo en la última se recolectaron organismos, los cuales fueron contados, medidos y sexados. Se obtuvo una mayor proporción sexual de hembras (10:1) cuyo intervalo de tallas (11-32 cm LC) fue superior a la observada en machos (6-12 cm LC). La densidad poblacional general fue 1.35 ind./m<sup>2</sup>, 1.29 ind./m<sup>2</sup> para hembras y 0.24 ind./m<sup>2</sup> para machos. La densidad poblacional y las tallas difirieron significativamente entre sexos ( $p < 0.05$ ). Las tallas reportadas para *E. rathbunae* difieren entre los distintos trabajos, lo cual puede relacionarse con el periodo y características del muestreo, así como a un gradiente latitudinal. La proporción sexual sesgada en favor de las hembras puede explicarse por la neotenia y el hermafroditismo protándrico de *E. rathbunae*. Las diferencias entre las densidades reportadas pueden asociarse con la neotenia y el método de muestreo, además, con su captura para alimento o carnada realizada en Ecuador.

**Palabras clave:** neotenia, playa arenosa, protandria, Provincia de Manabí, Sudamérica.



## ► ABSTRACT

In order to study population aspects of the anomuran *Emerita rathbunae* in the Sucre Canton, Ecuador, surface trawls were carried out in April 2023. The middle part of the swash zone of the sandy beaches of Las Bocas, San Jacinto, San Clemente and Punta Bikini was studied. Only in the last beach were organisms collected, which were counted, measured, and sexed. A higher sexual proportion of females (10:1) was obtained, whose size range (11-32 cm LC) was higher than that observed in males (6-12 cm LC). General population density was 1.35 ind/m<sup>2</sup>, 1.29 ind/m<sup>2</sup> for females, and 0.24 ind/m<sup>2</sup> for males. Population density and size differed significantly between sexes ( $p < 0.05$ ). The reported sizes for *E. rathbunae* differ between the different works, which may be related to the sampling period and characteristics, as well as to a latitudinal gradient. The biased sex ratio in favor of females can be explained by the neoteny and protandrous hermaphroditism of *E. rathbunae*. The differences between the reported densities may be associated with neoteny and the sampling method, as well as with its capture for food or bait in Ecuador.

## ► INTRODUCCIÓN

Los crustáceos anomuros de la familia Hippidae, en la costa oeste del continente americano, poseen dos especies del género *Emerita*. *Emerita rathbunae* Schmitt, 1935 se distribuye desde México hasta Perú, incluyendo a las Islas Galápagos y *E. analoga* (Stimpson, 1857) se encuentra desde Canadá hasta México y desde Perú hasta Chile (Butler, 1959; Efford, 1976; Haig, 1955; Knight, 1967; Schmitt, 1935). En aguas antárticas se han encontrado larvas zoea de *Emerita* spp. (Thatje & Fuentes, 2003).

Los individuos juveniles y adultos de *Emerita* spp. habitan enterrados en la zona de *swash* de las playas arenosas, la cual se expone a la atmósfera por instantes (segundos, minutos) durante el flujo/reflujo de la marea. Los individuos adultos pueden sumergirse en el mar entre 10 y 50 cm de profundidad (Aerts et al., 2004; Baldock, 2019; Efford, 1966; Tam et al., 1996).





*Emerita* spp. muestra una distribución agregada, se alimenta por filtración, es depredada por aves playeras y presenta organismos parásitos como la metacercaria *Microphallus nicolli* (Efford, 1965, 1966; Herrera et al., 2018; Tantaleán et al., 2005; Violante-González et al., 2016; Weymouth & Richardson, 1912). *E. rathbunae* se relaciona con invertebrados dominantes como *Donax* spp., *Pachyoliva semistriata* (Gray, 1839), *Olivella zanoeta* (Duclos, 1835), *Mazatlanian fulgurata* (R. A. Philippi, 1846), *Lepidopa deamae* Benedict, 1903, *Pisionidens* spp., *Sthenelais* spp., y *Ophiuroidea* spp. (Landívar-Zambrano, 2022).

*Emerita rathbunae* ha sido reportada en distintas playas de Ecuador (Aerts et al., 2004; Cárdenas-Calle et al., 2020; Marin-Jarrin et al., 2017); sus nombres comunes son: “armadillo”, “cangrejo topo”, “cangrejo de arena”, “chocolopas”, “michugo”, “muy muy”. Las hembras de *E. rathbunae* presentan tallas mayores, pudiéndose asociar con un hermafroditismo protándrico, como se ha evidenciado en *E. asiatica* (Ríos-Elósegui & Hendrickx, 2015; Subramoniam, 1977, 1981).

Los estudios sobre *E. rathbunae* son escasos e incluyen registros en playas arenosas de Ecuador continental y Galápagos (Boyko & McLaughlin, 2010; Cárdenas-Calle et al., 2020; Hickman & Zimmerman, 2000), así como, en Colombia, Costa Rica, México y Perú (Corrales-Ugalde & Sibaja-Cordero, 2015; Hendrickx, 1993; Kameya et al., 1998; Lazarus-Agudelo & Cantera-Kintz, 2007; Petrescu & Hearhd, 2004).

En Ecuador, *E. rathbunae* sostiene una pesquería de subsistencia que está desapareciendo porque en el relevo generacional, las nuevas generaciones han reducido el uso de la especie como recurso pesquero y alimentario (Macías-Álava & Rivero-González, 2020; Tapia-León, 2018). Desde antes de la década de 1950, la especie es capturada para utilizarla como carnada en la pesca deportiva con anzuelo (Reyes, 1952). La densidad de *E. rathbunae* se ha reportado como independiente del tipo de playa y de la época del año, para la provincia de Santa Elena, Ecuador (Landívar-Zambrano, 2022).

La densidad poblacional se refiere a la cantidad de individuos por unidad de área (Martella et al. 2012) y puede ser considerada como punto de referencia o indicador de factores ambientales/antropogénicos sobre la población (Caddy, 2004; Miethe et al., 2016; Montenero et al., 2021). Otros parámetros poblacionales son las tallas y proporción sexual. El objetivo del presente trabajo fue determinar la densidad, estructura de tallas y proporción sexual de *E. rathbunae* en una playa del Cantón Sucre, provincia de Manabí, Ecuador, Sudamérica.

## ► MATERIAL Y MÉTODOS

Un muestreo sistemático se realizó en el Cantón Sucre, provincia de Manabí, Ecuador, en cuatro playas arenosas: Las Bocas, San Jacinto, San Clemente y Punta Bikini (Figura 1). En cada playa se estableció un transecto lineal en medio de la zona de *swash*, paralelo a la línea de costa, con una longitud de 200 m. Este tipo de muestreo es utilizado convencionalmente para determinar abundancias poblacionales (Anderson et al., 1979; Burnham et al., 1980). Cada 5 metros se realizó un arrastre superficial de 40 cm de largo y 15 cm de profundidad con una draga metálica y cónica de 40 cm de ancho, 20 cm de alto y 40 cm de profundidad, con perforaciones de 0.5 cm de diámetro distribuidas a 2 cm entre sí.

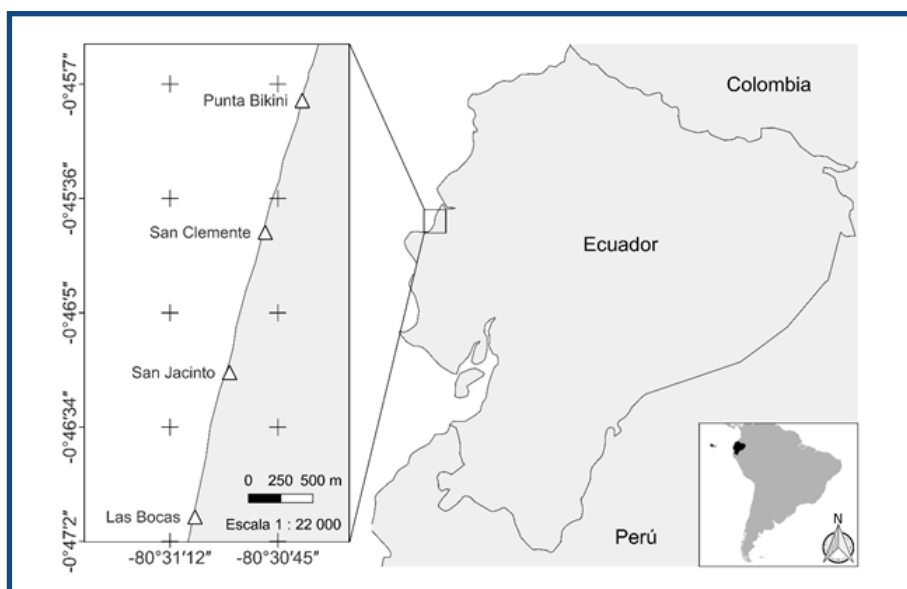


Figura 1. Sitios de muestreo de *Emerita rathbunae*, en la Provincia de Manabí, Ecuador



Los arrastres se realizaron durante la bajamar, cuando la zona de *swash* quedaba descubierta de agua. Se realizaron dos muestreos, cada 15 días, en abril del 2023. Los individuos fueron recolectados de la draga y depositados en recipientes plásticos con agua de mar. A cada individuo se le registró el largo del carapacho (LC) y el sexo. Las hembras fueron reconocidas por tener tres pares de pleópodos desarrollados para sostener la masa ovígera (Figura 2); por su parte, los machos presentaron una papila genital en la base del quinto periópodo (Subramoniam, 1977, 1981); posteriormente, fueron devueltos a su hábitat. La información recolectada puede ser consultada en Mendeley Data (Valdez et al., 2023).

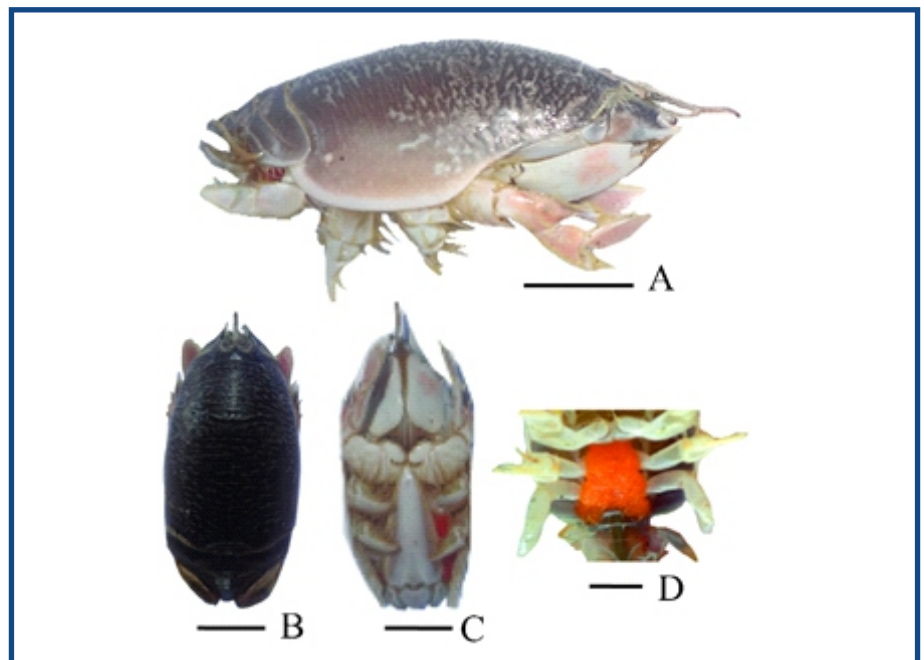


Figura 2. Especímenes hembras de *Emerita rathbunae* recolectados en Punta Bikini, Cantón Sucre, provincia de Manabí, Ecuador. A, vista lateral; B, vista dorsal; C, vista ventral; D, hembra ovígera. Línea sólida representa 1 cm.

Se construyeron distribuciones de frecuencia de tallas (DFT) mediante estimadores de densidad por Kernel (Rosenblatt, 1956) utilizando las rutinas del software Stata (Salgado-Ugarte, 2002; Salgado-Ugarte & Saito-Quezada, 2020). El ancho de intervalo (BW) fue estimado como el promedio entre el óptimo de Silverman (1986) y el sobre suavizado de Scott (1992) (Zambrano et al., 2018; Zambrano & Galindo-Cortes, 2019).

La proporción sexual se estimó como el cociente entre el número de individuos machos/hembras (Haley, 1979); su diferencia significativa se estimó mediante una prueba de chi-cuadrado ( $\chi^2$ ) (Quiñones-Llópiz et al., 2021). La densidad poblacional se estimó como la cantidad de individuos por el área de arrastre, calculándose el promedio entre los arrastres, por muestreo; además, se estimó la desviación estándar, el intervalo de confianza y el coeficiente de variación (%). Mediante un análisis de Kruskal-Wallis se determinaron diferencias significativas en la densidad poblacional, entre sexos. El perfil de la playa se determinó, en cada sitio de muestreo, desde el borde superior de la playa hasta el límite inferior de la zona de *swash* (Bakus, 2007); para ello se siguió el método de Emery (1961) utilizando varas de madera de 1.2 m separadas cada 5 m.

## ▶ RESULTADOS

Se realizaron un total de 155 arrastres en cada sitio de muestreo. En las playas La Boca, San Jacinto y San Clemente no hubo presencia de *E. rathbunae*, únicamente en Punta Bikini, donde se recolectó un total de 210 individuos, 187 hembras (22 ovígeras), 19 machos y 4 indeterminados.

Los anchos de intervalo estimados para las DFT fueron 1.50 mm para todos los datos en general, 1.38 y 0.56 mm para hembras y machos, respectivamente. El intervalo de tallas fue 7-31 mm LC, las hembras presentaron las mayores tallas (Figura 3). Las tallas y los pesos promedio, así como su variabilidad fueron mayores en hembras (Tabla I).

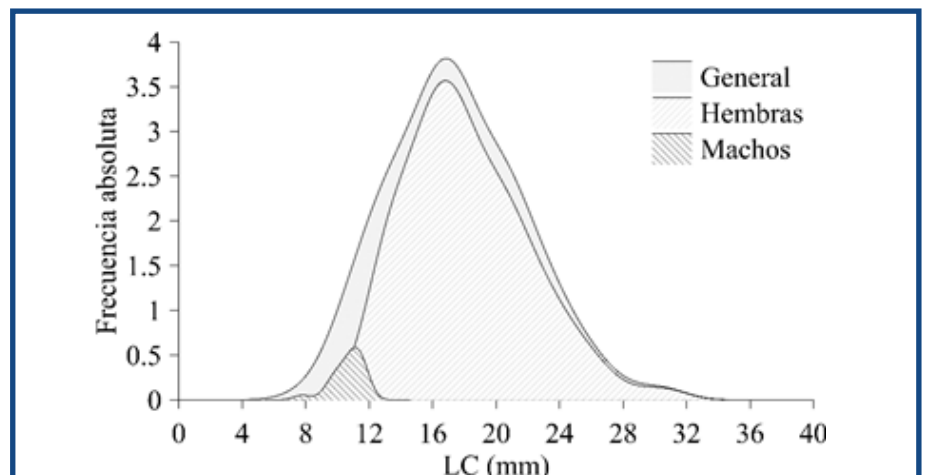


Figura 3. Distribuciones de frecuencia de tallas de *Emerita rathbunae* recolectadas en Punta Bikini, Cantón Sucre, provincia de Manabí, Ecuador



**Tabla I.** Estadística descriptiva de la talla y peso registrados para *Emerita rathbunae* en Punta Bikini, provincia de Manabí, Ecuador. D.E., desviación estándar. Q1 y Q3, cuantiles.

Sexo	VARIABLES	Media	D.E.	Mín	Máx	Mediana	Q1	Q3
<b>Hembras</b>								
	Talla (mm)	18.2	3.85	12.07	30.67	17.45	15.48	20.7
	Peso (g)	1.07	0.72	0.2	4.27	0.81	0.57	1.36
<b>Machos</b>								
	Talla (mm)	10.64	0.99	7.77	11.73	10.91	9.97	11.42
	Peso (g)	0.20	0.07	0.05	0.32	0.22	0.15	0.25

En las muestras apareció un mayor número de hembras que de machos (10:1), con una diferencia significativa ( $p > 0.05$ ). La densidad poblacional estimada de *E. rathbunae* fue similar entre días de muestreo y varió entre 0 y 12 individuos ind./0.16 m<sup>2</sup>. El coeficiente de variación fue mayor en hembras, con valores por debajo del 30% y en la mayoría de los casos fue inferior al 15% (Tabla II). La densidad poblacional presentó diferencias significativas entre sexos ( $p > 0.05$ ).

**Tabla II.** Densidad poblacional (ind./0.16 m<sup>2</sup>) estimada para *Emerita rathbunae* en Punta Bikini, provincia de Manabí, Ecuador

Estadísticos	Muestreo 1	Muestreo 2	Total
<b>General</b>			
Densidad mínima	0.00	0.00	0.00
Densidad máxima	6.00	12.00	12.00
Densidad media	1.35	1.36	1.35
Desviación estándar	1.22	2.33	1.80
Intervalo de confianza	0.26	0.55	0.28
Coefficiente de variación	13.25	27.90	14.49
<b>Hembras</b>			
Densidad mínima	0.00	0.00	0.00
Densidad máxima	6.00	12.00	12.00
Densidad media	1.29	1.25	1.27
Desviación estándar	1.16	2.18	1.68
Intervalo de confianza	0.25	0.53	0.27
Coefficiente de variación	12.81	27.04	13.87
<b>Machos</b>			
Densidad mínima	0.00	0.00	0.00
Densidad máxima	1.00	4.00	4.00
Densidad media	0.24	0.36	0.32
Desviación estándar	0.44	0.78	0.68
Intervalo de confianza	0.19	0.24	0.17
Coefficiente de variación	9.52	12.45	8.73

El perfil de playa de Las Bocas fue el más extenso, elevándose en sus primeros cinco metros, para luego descender suavemente. Esta playa es contigua al Estuario del Río Portoviejo. San Jacinto y San Clemente presentaron una playa con terreno ganado al mar (i.e., relleno de tierra protegido del oleaje, por un muro de rocas), siendo la primera, la playa con la menor extensión; en ambos casos, la zona de *swash* quedó sumergida por horas durante la pleamar. Punta Bikini tuvo una pendiente acentuada en los primeros 20 metros de distancia y en esta franja fueron recolectadas las muestras de *E. rathbunae* (Figura 4).

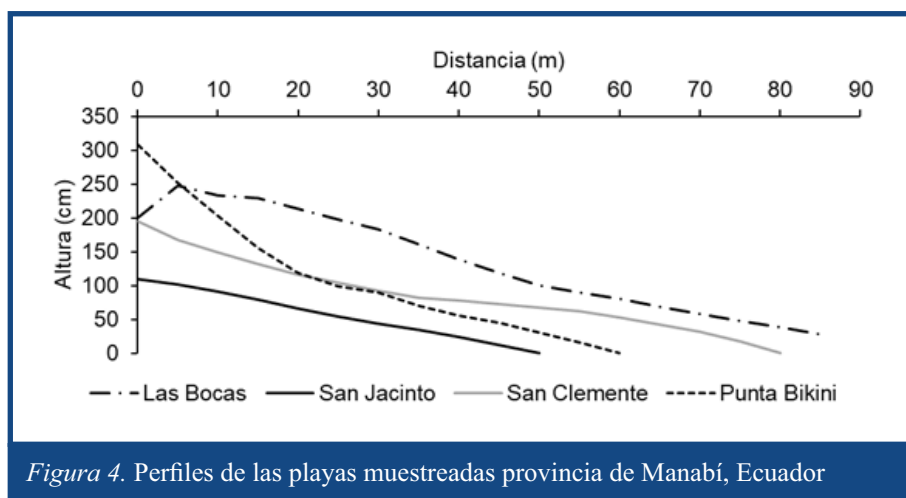


Figura 4. Perfiles de las playas muestreadas provincia de Manabí, Ecuador

## DISCUSIÓN

El intervalo de tallas encontrado en *E. rathbunae* fue pequeño en comparación con lo reportado para la bahía de Mazatlán (México), cuyos intervalos fueron 2.22-14.18 y 2.83-36.39 mm LC, para machos y hembras, respectivamente (Ríos-Elósegui & Hendrickx, 2015). Por otra parte, en Playas de Villamil (Ecuador) los intervalos de tallas fueron estrecho para machos (40-41.5 mm LC) y amplio para hembras (40-75 mm LC) (Da Silva-Venegas, 2018), inclusive, los valores en hembras son superiores a los reportados para sus congéneres *E. talpoida* (Say, 1817) y *E. analoga*, que poseen tallas < 30 mm LC (Contreras et al., 1999; Diaz, 1980).





La diferencia en las tallas observadas de *E. rathbunae* puede estar relacionada con el periodo y características del muestreo, así como, a un gradiente latitudinal. En la bahía de Mazatlán el estudio duró un año, por lo tanto, existió una mayor probabilidad de capturar individuos en un intervalo de tallas más amplio. En Playas de Villamil el lapso del trabajo fue de un mes, pero presentó una mayor intensidad de muestreo y se ubicaron puntos submareales para la recolección de individuos. Ello pudo provocar la captura de hembras con grandes tallas si consideramos que los individuos adultos de *Emerita* pueden sumergirse en el agua entre 10 y 50 cm (Efford, 1966).

Entre sexos, las hembras de *E. rathbunae* alcanzan un mayor tamaño, lo cual es contrario a lo reportado para *E. austroafricana* Schmitt, 1937 y *E. holthuisi* Sankolli, 1965 cuyos machos poseen tallas superiores. La diferencia del tamaño entre sexos se puede asociar con neotenia en machos de *E. rathbunae*, lo cual provoca individuos precoces con retraso en el crecimiento somático (Efford, 1967; Ríos-Elósegui & Hendrickx, 2015). Por otra parte, *E. rathbunae* podría presentar un hermafroditismo protándrico funcional (a partir de 11 mm LC), como ha sido reportado para *E. analoga*, donde los individuos machos presentan reversión sexual a partir de 7.5 mm LC (Wenner, 1972). Por lo tanto, las mayores tallas corresponden a hembras de *E. rathbunae*, cuya distribución de frecuencias suele mantenerse a lo largo del tiempo (Díaz, 1980; Ríos-Elósegui & Hendrickx, 2015).

La neotenia y el hermafroditismo protándrico pueden ser consideradas las causas de una proporción sexual sesgada en favor de las hembras de *E. rathbunae*, lo cual es consistente con lo reportado para Playas de Villamil y la bahía de Mazatlán (16:1 y 1.5:1, respectivamente) (Ríos-Elósegui & Hendrickx, 2015; Da Silva-Venegas, 2018). En el primer caso, la presencia de machos puede omitirse por la dificultad de observación del sexo de los organismos (i.e., pequeños machos pueden ser confundidos con hembras). La protandria provoca una mayor cantidad de hembras en la población adulta. La proporción sexual puede variar temporalmente provocando una mayor proporción de machos en la población; esto ha sido asociado con pulsos reproductivos, como en el caso de *E. talpoida* (Díaz, 1980; Ríos-Elósegui & Hendrickx, 2015).



La densidad de *E. rathbunae* es superior a la reportada en Playas de Villamil (0.00-0.82 ind./0.465 m<sup>2</sup>) pero inferior lo encontrado en Mazatlán, donde se reportaron entre 65 y 310 ind./m<sup>2</sup> (Ríos-Elósegui & Hendrickx, 2015; Da Silva-Venegas, 2018). Las diferencias entre las densidades pueden asociarse con la neotenia de la especie y el método de muestreo; además, porque en Ecuador se pesca como alimento y carnada, aunque esta actividad está desapareciendo (Macías-Álava & Rivero-González, 2020; Tapia-León, 2018). Los machos neoténicos se pueden fijar en los pleópodos de las hembras generando machos “simbióticos” y “libres”. Los simbióticos son difícilmente observables *in situ*, lo cual incrementa su probabilidad de omitidos del registro y disminuye la densidad estimada. Los individuos libres podrían escapar al método de muestreo, por su rapidez de movimiento, provocando una densidad poblacional subestimada.

Los machos simbióticos se han reportado en México (Díaz, 1980; Ríos-Elósegui & Hendrickx, 2015) mientras que, en Ecuador se han observado únicamente machos “libres”. Incrementando el esfuerzo de muestreo y la cobertura temporal, posiblemente se podrían encontrar machos “simbióticos”; por otra parte, la cantidad de machos “libres” puede cambiar conforme la selectividad del método de muestreo. En el presente trabajo se utilizó una draga, en Playas de Villamil un nucleador y en Mazatlán una pala. Cada método posee un sesgo que, al comparar los resultados, deben ser tomados con cautela.

La ausencia de *E. rathbunae* en los sitios de muestreo Las Bocas, San Jacinto y San Clemente puede explicarse por sus características ambientales y físicas. Las Bocas es una localidad cercana al estuario del río Portoviejo y por ello, posee influencia directa de aguas continentales. Ello provocaría un cambio en las características físico-químicas en la zona de *swash* (e.g., incremento de turbidez, disminución de la salinidad), lo cual limitaría el asentamiento poblacional de *E. rathbunae* (Ríos-Elósegui & Hendrickx, 2015). Esta especie marina habita en playas expuestas al oleaje, limpias, alimentándose por filtración pasiva (Efford, 1966; Tam et al., 1996).



Las playas San Jacinto y San Clemente poseen diferente extensión de su perfil, pero en ambos casos, la ausencia de *E. rathbunae* se explicaría porque la zona de *swash* queda sumergida durante la pleamar. Los ejemplares de *Emerita* spp. se alimentan y desplazan en la zona de *swash*, siguiendo la dinámica de mareas (i.e., pleamar/bajamar, flujo/reflujo) y los adultos pueden vivir a una profundidad entre 10-50 cm (Efford, 1966). Sin embargo, las playas San Jacinto y San Clemente pierden temporalmente su zona de *swash* y la pleamar genera profundidades de ca. 1 m, convirtiendo a estas playas en sitios no viables para el asentamiento de *E. rathbunae*.

La presencia de *E. rathbunae* en punta Punta Bikini se puede asociar con que está alejada del estuario del río Portoviejo, por lo que su influencia en las características físico-químicas de la playa es baja o nula. Además, no posee terreno ganado al mar, por lo tanto, su zona de *swash* es permanente. La densidad poblacional de *E. rathbunae* puede variar enormemente, como lo reportado para *E. análoga*, la cual presenta densidades cercanas a cero y de hasta 40 ind./0.03 m<sup>2</sup> (Contreras et al., 1999). El nivel de agrupamiento de *E. rathbunae*, los factores físicos que determinan su presencia/ausencia, la variabilidad espacial y temporal de su densidad y tallas, el método de muestreo idóneo, son temas por analizar e incrementar el entendimiento de las características ecológicas de la especie.

## ► AGRADECIMIENTOS

El artículo es derivado de la tesis de grado de J. Valdez. Los autores agradecen a Enrique (“Kike”) Cedeño-Elizalde por el apoyo en el muestreo de campo.





## ► BIBLIOGRAFÍA

- Aerts, K., Vanagt, T., Degraer, S., Guartatanga, S., Wittoeck, J., Fockedey, N., Cornejo-Rodriguez, M. P., Calderón, J., & Vincx, M. (2004).** Macrofaunal community structure and zonation of an Ecuadorian sandy beach (bay of Valdivia). *Belgian Journal of Zoology*, 134(1), 17–24.
- Anderson, D. R., Laake, J. L., Crain, B. R., & Burnham, K. P. (1979).** Guidelines for line transect sampling of biological populations. *Journal of Wildlife Management*, 43(1), 70–78.
- Bakus, G. J. (2007).** Biological sampling design and related topics. In *Quantitative Analysis of Marine Biological Communities* (pp. 1 – 61 ). John Wiley & Son . <https://doi.org/10.1002/9780470099186.ch1>
- Baldock, T. (2019).** Swash zone dynamics. In C. W. Finkland & C. Makowski (Eds.), *Encyclopedia of Coastal Science* (pp. 1664–1674). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-93806-6\\_404](https://doi.org/10.1007/978-3-319-93806-6_404)
- Boyko, C. B., & McLaughlin, P. A. (2010).** Annotated checklist of Anomuran Decapod Crustaceans of the world (exclusive of the Kiwaoidea and Families Chirostylidae and Galatheidae of the Galattheoidea) Part IV – Hippoidea. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 23, 139–151.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Laake, J. L. (1980).** Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*, 72, 3 – 202 . <http://www.jstor.org/stable/3830641>
- Butler, T. H. (1959).** A record of the Anomuran Crustacean *Emerita analoga* (Stimpson) from British Columbia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 16(5), 761–761. <https://doi.org/10.1139/f59-056>



- Caddy, J. F. (2004).** Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(8), 1307–1324. <https://doi.org/10.1139/F04-132>
- Cárdenas-Calle, M., Mora, E., Torres, G., Pérez-Correa, J., Bigatti, G., Signorelli, J., & Coronel, J. (2020).** Marine invertebrate and seaweed biodiversity of continental coastal Ecuador. *Biodiversity Data Journal*, 8, e53818. <https://doi.org/10.3897/BDJ.8.e53818>
- Contreras, H., Defeo, O., & Jaramillo, E. (1999).** Life history of *Emerita analoga* (Stimpson) (Anomura, Hippidae) in a sandy beach of South Central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48(1), 101–112. <https://doi.org/10.1006/ecss.1998.0396>
- Corrales-Ugalde, M., & Sibaja-Cordero, J. A. (2015).** Macrofauna bentónica de las playas de arena del Área de Conservación Osa, Puntarenas, Pacífico Sur de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63(1), 273–285. <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23107>
- Da Silva-Venegas, M. P. (2018).** *Distribución espacial y estructura poblacional de Emerita rathbunae (Crustacea: Decapoda) en Playas de Villamil, Provincia del Guayas, Ecuador.* Universidad de Guayaquil.
- Diaz, H. (1980).** The mole crab *Emerita talpoida* (Say): A case of changing life history pattern. *Ecological Monographs*, 50(4), 437–456. <https://doi.org/10.2307/1942652>
- Efford, I. E. (1965).** Aggregation in the sand crab, *Emerita analoga* (Stimpson). *The Journal of Animal Ecology*, 34(1), 63–75. <https://doi.org/10.2307/2369>



- Efford, I. E. (1966).** Feeding in the Sand Crab, *Emerita analoga* (Stimpson) (Decapoda, Anomura). *Crustaceana*, 10(2), 167–182. <https://doi.org/10.1163/156854066X00694>
- Efford, I. E. (1967).** Neoteny in sand crabs of the Genus *Emerita* (Anomura, Hippidae). *Crustaceana*, 13(1), 81–93. <https://doi.org/10.1163/156854067X00107>
- Efford, I. E. (1976).** Distribution of the sand crabs in the Genus *Emerita* (Decapoda, Hippidae). *Crustaceana*, 30(2), 169–183. <https://doi.org/10.1163/156854076X00558>
- Emery, K. O. (1961).** A simple method of measuring beach profiles. *Limnology and Oceanography*, 6(1), 90–93. <https://doi.org/10.4319/lo.1961.6.1.0090>
- Haig, J. (1955).** The Crustacea Anomura of Chile. In *Reports of The Lund University Chile Expedition 1948-49* (pp. 1–68).
- Haley, S. R. (1979).** Sex ratio as a function of size in *Hippa pacifica* Dana (Crustacea, Anomura, Hippidae): A test of the sex reversal and differential growth rate hypotheses. *The American Naturalist*, 113(3), 391–397. <http://www.journals.uchicago.edu/t-and-c>
- Hendrickx, M. E. (1993).** Crustáceos decápodos bentónicos del sur de Sinaloa, México. *Anales Del Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México, Serie Zoología*, 64(1), 1–16.
- Herrera, A., Piedrahita, P., & Calle, P. (2018).** Notas ecológicas preliminares sobre macro-fauna bentónica y su relación con aves playeras. *Investigatio*, 11, 57–66. <https://doi.org/10.31095/investigatio.2018.11.5>
- Hickman, C. P., & Zimmerman, T. L. (2000).** *Guía de campo de los Crustáceos de Galápagos: Guía de campo ilustrada sobre los balanos, camarones, langostas y cangrejos comunes de las islas Galápagos*. Sugar Spring Press.





**Kameya, A., Moscoso, V., & Llellish, M. (1998).** Los crustáceos decápodos y estomatópodos del Perú. *Informe Del Instituto Del Mar Del Perú*, 136, 80–109.

**Knight, M. D. (1967).** The larval development of the sand crab *Emerita rathbunae* Schmitt (Decapoda, Hippidae). *Pacific Science*, 21(1), 58–76.

**Landívar-Zambrano, J. J. (2022).** *Zonación estacional de la macrofauna intermareal de playas arenosas de la Península de Santa Elena y los efectos de la materia orgánica y las fases lunares en su composición.* Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

**Lazarus-Agudelo, J. F., & Cantera-Kintz, J. R. (2007).** Crustáceos (Crustacea: Sessilia, Stomatopoda, Isopoda, Amphipoda, Decapoda) de Bahía Málaga, Valle del Cauca (Pacífico colombiano). *Biota Colombiana*, 8(2), 221–239. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49180205>

**Macías-Álava, D. S., & Rivero-González, A. N. (2020).** *Análisis del uso culinario del Michugo (Emerita rathbunae), propuesta de difusión mediante feria gastronómica en Muey Provincia de Santa Elena.* Universidad de Guayaquil.

**Marin-Jarrin, J. R., Vanaverbeke, J., Fockedey, N., Cornejo R.-de Grunauer, M. P., & Dominguez-Granda, L. (2017).** Surfzone fauna of Ecuadorian sandy beaches: Spatial and temporal patterns. *Journal of Sea Research*, 120, 41–49. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2016.12.005>

**Martella, M. B., Trumper, E., Bellis, L. M., Renison, D., Giordano, P. F., Bazzano, G., & Gleiser, R. M. (2012).** Manual de ecología poblaciones: Introducción a las técnicas para el estudio de las poblaciones silvestres. *Reduca (Biología). Serie Ecología*, 5(1), 1–31.



**Miethe, T., Dobby, H., & Mclay, A. (2016).** The use of indicators for shellfish stock and fisheries: A literature review. *Scottish Marine and Freshwater Science*, 7(16), 1–76. <https://doi.org/10.7489/1764-1>

**Montenero, K., Kelble, C., & Broughton, K. (2021).** A quantitative and qualitative decision-making process for selecting indicators to track ecosystem condition. *Marine Policy*, 129, 104489. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104489>

**Petrescu, I., & Hearhd, R. W. (2004).** Three new species of Cumacea (Crustacea: Peracarida) from Costa Rica. *Zootaxa*, 721(1), 1–11. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.721.1.1>

**Quiñones-Llopiz, J. D., Rodríguez-Fourquet, C., Luppi, T., & Farias, N. E. (2021).** Size distribution and sex ratio between populations of the artisanal harvested land crab *Cardisoma guanhumi* (Decapoda: Gecarcinidae), with the estimation of relative growth and size at sexual maturity in puerto rico. *Revista de Biología Tropical*, 69(3), 989–1003. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i3.45570>

**Reyes, C. (1952).** Investigaciones ictiológicas. *Boletín de Informaciones Científicas Nacionales*, 5(51), 441–450.

**Ríos-Elósegui, D., & Hendrickx, M. E. (2015).** Abundance, relative growth and fecundity of *Emerita rathbunae* schmitt, 1935 (Decapoda, Anomura, Hippidae) in the S.E. Gulf of California, Mexico. *Crustaceana*, 88(2), 127–143. <https://doi.org/10.1163/15685403-00003400>

**Rosenblatt, M. (1956).** Remarks on some nonparametric estimates of a density function. *Annals of Mathematical Statistics*, 27(3), 832–837. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177728190>

**Salgado-Ugarte, I. H. (2002).** *Suavización no paramétrica para análisis de datos*. UNAM.



- Salgado-Ugarte, I. H., & Saito-Quezada, V. M. (2020).** *Métodos Cuantitativos computarizados para biología pesquera*. UNAM, FES Zaragoza.
- Schmitt, W. L. (1935).** Crustacea Macrura and Anomura of Porto Rico and the Virgin Islands. In *Scientific survey of Porto Rico and the Virgin Islands* (Vol. 15, Issue 2, pp. 125–227). New York Academy of Sciences.
- Scott, D. W. (1992).** Multivariate Density Estimation: Theory, Practice, and Visualization. In *Multivariate density estimation: Theory, practice, and visualization*. John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470316849>
- Silverman, B. W. (1986).** Density estimation for statistics and data analysis. In *Monographs on Statistics and Applied Probability*.
- Subramoniam, T. (1977).** Aspects of sexual biology of the anomuran crab *Emerita asiatica*. *Marine Biology*, 43(4), 369–377. <https://doi.org/10.1007/BF00396930>
- Subramoniam, T. (1981).** Protandric hermaphroditism in a mole crab, *Emerita asiatica* (Decapoda: Anomura). *The Biological Bulletin*, 160(1), 161–174. <https://doi.org/10.2307/1540910>
- Tam, Y. K., Kornfield, I., & Ojeda, F. P. (1996).** Divergence and zoogeography of mole crabs, *Emerita* spp. (Decapoda: Hippidae), in the Americas. *Marine Biology*, 125(3), 489–497. <https://doi.org/10.1007/BF00353262>
- Tantaleán, M., Sánchez, L., Gómez, L., & Huiza, A. (2005).** Acantocéfalos del Perú. *Revista Peruana de Biología*, 12(1), 83–92. <https://doi.org/10.15381/rpb.v12i1.2361>
- Tapia-León, K. E. (2018).** *Análisis de la gastronomía y culinaria del cantón Salinas de la Provincia de Santa Elena*. Universidad de Guayaquil.





- Thatje, S., & Fuentes, V. (2003).** First record of anomuran and brachyuran larvae (Crustacea: Decapoda) from Antarctic waters. *Polar Biology*, 26(4), 279–282. <https://doi.org/10.1007/s00300-002-0476-6>
- Valdez, J., Álvarez, J., Cedeño, J., & Zambrano, R. (2023).** Abundancia de *Emerita rathbunae* en Punta Bikini, Cantón Sucre, Provincia de Manabí, Ecuador. *Mendeley Data*, VI.
- Violante-González, J., Monks, S., Quiterio-Rendon, G., García-Ibáñez, S., Larumbe-Morán, E., & Rojas-Herrera, A. A. (2016).** Life on the beach for a sand crab (*Emerita rathbunae*) (Decapoda, Hippidae): Parasite-induced mortality of females in populations of the Pacific sand crab caused by *Microphallus nicolli* (Microphallidae). *Zoosystematics and Evolution*, 92(2), 153–161. <https://doi.org/10.3897/zse.92.8256>
- Wenner, A. M. (1972).** Sex ratio as a function of size in marine Crustacea. *The American Naturalist*, 106(949), 321–350. <http://www.journals.uchicago.edu/t-and-c>
- Weymouth, F. W., & Richardson, C. H. (1912).** Observations on the habits of the crustacean *Emerita analoga*. *Smithsonian Miscellaneous Collections*, 59(7), 1–13.
- Zambrano, R., & Galindo-Cortes, G. (2019).** Re-description of the growth pattern of four decapod species by information theory. *Invertebrate Reproduction and Development*, 63(1), 51–59. <https://doi.org/10.1080/07924259.2018.1532929>
- Zambrano, R., Galindo-Cortes, G., & Aragón-Noriega, A. E. (2018).** Comparison of growth pattern of male *Ucides occidentalis* (Ortmann, 1897) (Brachyura: Ocypodidae) based on a combination of commercial catches and non-commercial data. *Journal of Crustacean Biology*, 38(4), 429–434. <https://doi.org/10.1093/jcobiol/rux105>




## Artículo Científico

### Biometría, proporción sexual y preferencia de conchas de *Clibanarius panamensis* (Decapoda: Anomura) en el sureste del Golfo de California, México


### Biometry, sex ratio, and shell preference of *Clibanarius panamensis* (Decapoda: Anomura) in the southeastern Gulf of California, Mexico

1. Carlos Humberto Sepúlveda

 0000-0003-4400-4559


Estancias Posdoctorales por México, Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes, No. 250, Col. San Joachin, C.P. 81101 Guasave, Sinaloa, México.

4. Manuel García-Ulloa

 0000-0001-5357-8891


Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes, No. 250, Col. San Joachin, C.P. 81101 Guasave, Sinaloa, México.

2. Juan Antonio Hernández-Sepulveda

 0000-0003-4749-3749


Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes, No. 250, Col. San Joachin, C.P. 81101 Guasave, Sinaloa, México.

5. Andrés Martín Góngora-Gómez

 0000-0001-8613-5480

Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes, No. 250, Col. San Joachin, C.P. 81101 Guasave, Sinaloa, México. Autor de correspondencia: [gogam69@hotmail.com](mailto:gogam69@hotmail.com)

3. Hervey Rodríguez-González

 0000-0002-6142-6473

Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes, No. 250, Col. San Joachin, C.P. 81101 Guasave, Sinaloa, México.



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el origina



---

## Biometría, proporción sexual y preferencia de conchas de *Clibanarius panamensis* (Decapoda: Anomura) en el sureste del Golfo de California, México

---

---

## Biometry, sex ratio, and shell preference of *Clibanarius panamensis* (Decapoda: Anomura) in the southeastern Gulf of California, Mexico

---

### ► RESUMEN

Los ermitaños son crustáceos que tienen el abdomen blando, por lo tanto, dependen de un refugio portátil —conchas de gasterópodos, principalmente— para protegerse de depredadores y reproducirse. En objetivo del estudio fue determinar la biometría, proporción sexual y preferencia de conchas de *Clibanarius panamensis*, en el sureste del Golfo de California, México. En total, se recolectaron 195 ermitaños *C. panamensis* ( $n = 15/\text{mes}$ ) en la laguna Macapule, durante un ciclo anual (agosto 2014–agosto 2015). No se encontraron diferencias significativas en la longitud total ( $t = -1.67, p = 0.06$ ) y del cefalotórax ( $t = -1.58, p = 0.07$ ) de los ermitaños entre sexos. Las hembras fueron más pesadas (g) que los machos ( $p < 0.05$ ). En promedio, la proporción sexual de machos y hembras fue de 1.03:1. El ermitaño prefirió las conchas de *Cerithium stercusmuscarum*. El presente trabajo constituye el primer reporte acerca de la preferencia de conchas de *C. panamensis* en el sureste del Golfo de California.

**Palabras clave:** ermitaño, selección de conchas, longitud, porcentaje sexual, laguna Macapule.





## ► ABSTRACT

Hermit are crustaceans with soft abdomens; therefore, they depend on portable shelter—mainly gastropod shells—to protect themselves from predators and reproduce. The objective of this study was to determine the biometry, sex ratio, and shell preference of the hermit *Clibanarius panamensis*, in the southeastern Gulf of California, Mexico. In total of 195 *C. panamensis* hermits ( $n = 15/\text{month}$ ) were collected in the Macapule lagoon, Sinaloa, during an annual cycle (August 2014–August 2015). No significant differences were found in the total length ( $t = -1.67, p = 0.06$ ) and cephalothorax ( $t = -1.58, p = 0.07$ ) of hermits between sexes. Females were heavier (g) than males ( $p < 0.05$ ). On average, the sex ratio of males to females was 1.03:1. The hermit preferred the shell of the *Cerithium stercusmuscarum*. The present work constitutes the first report on the shell preference of *C. panamensis* in the southeastern Gulf of California.

**Keywords:** hermit, shell selection, length, sexual percentage, Macapule lagoon.

## ► INTRODUCCIÓN

Los ermitaños son un grupo de crustáceos que tienen el abdomen blando, por lo que su subsistencia depende de un “refugio portátil” para protegerse de depredadores (Bastida-Izaguirre et al., 2013) y reproducirse (Argüelles et al., 2009). La relación entre los ermitaños y las conchas de los gasterópodos se conoce como “tanatocresis”, que se define como el aprovechamiento que realiza una especie de los restos de otra. Los ermitaños utilizan tubos de gusanos poliquetos o conchas vacías de gasterópodos como guarida temporal, mismas que evalúan minuciosamente antes de ocuparlas (Bulinski, 2007). La selección de dichas estructuras está en función de factores relacionados directamente no solo a la forma, tamaño, disponibilidad y/o volumen interno de la concha (Turra & Leite, 2001), sino también a condiciones ambientales como el oleaje (Argüelles et al., 2009), estrés por deshidratación (Hazlett, 1981), y al crecimiento, sexo y desarrollo gonadal de los



ermitaños (Miranda et al., 2006). Se ha observado que, en la zona intermareal, los ermitaños tienen costumbres gregarias, lo que facilita el cambio de refugios entre ellos (Barnes & Arnold, 2001).

El ermitaño *Clibanarius panamensis* (Stimpson, 1859) se distribuye geográficamente desde el Golfo de California, México, hasta Perú (Fischer et al., 1995). Se encuentra abundantemente en el sureste del Golfo de California (Hendrickx, 1993), en la zona intermareal de las islas San Ignacio, Talchichittle y Altamura de la costa de Sinaloa (Arzola-González et al., 2010). La importancia ecológica de este crustáceo radica en su labor de consumir restos orgánicos que se depositan en el fondo marino (Campos-Martínez et al., 2011), además de formar parte de la cadena trófica y de ser utilizados como bioindicadores de contaminación (Sant'Anna et al., 2012).

Diversos reportes han mostrado que los ermitaños del género *Clibanarius* son eficaces en la selección y ocupación de conchas de una gran variedad de gasterópodos (Benvenuto & Gherardi, 2001; Sant'Anna et al., 2006; Caruso & Chemello, 2009; Argüelles-Ticó et al., 2010). Borjesson & Szelistowski (1990) estudiaron el patrón de selección y utilización de conchas por *C. panamensis* de una población en la zona estuarina del Golfo de Nicoya, Costa Rica, con relación a la presión ejercida por depredadores. Sin embargo, no existen trabajos disponibles acerca de la selectividad y/o preferencia de conchas de gasterópodos para esta especie en el sureste del Golfo de California. El objetivo de este estudio es proporcionar información acerca de la biometría, proporción sexual y preferencia por conchas de gasterópodos del ermitaño *C. panamensis*, en la laguna Macapule, Sinaloa, México.

## ► MATERIAL Y MÉTODOS

La recolecta de los ermitaños fue realizada en la zona intermareal del estero La Pitahaya (25°20'25.35" N, 109°00'108.40" O) localizado en la laguna Macapule del municipio de Guasave, Sinaloa, México. Los ejemplares ( $n = 195$ ) fueron recolectados manualmente cada mes, desde agosto 2014 hasta agosto 2015, previa colocación de un transecto de 5 m



perpendicular a la playa en la zona intermareal. Los ermitaños se colocaron individualmente en frascos de vidrio con agua de mar y fueron transportados al laboratorio de Malacología del Departamento de Acuicultura (IPN-CIIDIR, Unidad Sinaloa) para su identificación.

En el laboratorio, los ermitaños fueron congelados ( $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) por 45 minutos y después, extraídos de la concha de los gasterópodos (Sant'Anna et al., 2006). Las conchas se identificaron con las claves taxonómicas para moluscos de Coan & Valentich-Scott (2012), mientras que para los ermitaños se utilizó la referencia taxonómica de Fischer et al. (1995). Posteriormente, se obtuvo la altura de la concha (AT, desde el canal sifonal hasta el ápice) con una regla vernier digital (Mitutuyo, CD-8" CS), se limpiaron con un cepillo y secaron en un horno (12 h a  $65\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) antes de ser pesados en una balanza granataria (OHAUS, Scout Pro SP 2001). Cada ermitaño se midió para obtener la longitud total (LT) y del cefalotórax (LC), además de su peso corporal total (PCT). El sexo de cada ejemplar fue determinado mediante el uso de un microscopio estereoscópico observando la posición de los poros genitales (quinto y tercer pereiópodo para machos y hembras, respectivamente; Turra, 2004).

Se utilizó la prueba  $t$  de Student para evaluar las diferencias biométricas entre machos y hembras en cada muestreo. Las diferencias en las relaciones de sexos mensuales se analizaron mediante pruebas de Chi-cuadrada ( $\chi^2$ ) con la corrección de continuidad de Yates (Zar, 1996). La preferencia por conchas de gasterópodos del ermitaño *C. panamensis* fue evaluada con la prueba de Chi-cuadrada ( $\chi^2$ ) y el coeficiente de concordancia ( $Q$ ) de Kendall. Para la obtención de la correlación ( $r$ ) entre la altura de las conchas de gasterópodos y la longitud total-cefalotórax y peso corporal de los ermitaños (LT-AT, LC-AT, PCT-AT), los datos fueron transformados ( $\text{Log}$ ). Debido a la mayor preferencia del ermitaño *C. panamensis* por la concha del gasterópodo *Cerithium stercusmuscarum* (Valenciennes, 1832), las correlaciones se realizaron con esta especie de caracol. Las pruebas se realizaron a un nivel de significancia de 95 %.

## ▶ RESULTADOS

En total, se recolectaron 195 ermitaños *C. panamensis* durante el periodo de estudio, donde 99 fueron machos (LT = 15.86 ± 3.60 mm) y 97 hembras (LT = 16.74 ± 3.65 mm). La LT y LC de los ermitaños no mostraron diferencias significativas ( $t = -1.67, p = 0.06$  y  $t = -1.58, p = 0.07$ , respectivamente) entre sexos. Las hembras fueron más pesadas (PCT) que los machos ( $t = -1.55, p = 0.04$ ) (Tabla I).

**Tabla I.** Parámetros biométricos (longitud total, LT; longitud del cefalotórax, LC; peso corporal total, PCT) del ermitaño *C. panamensis* en el estero La Pitahaya (sureste del Golfo de California).

<i>C. panamensis</i>	LT (mm)	LC (mm)	PCT (g)
<b>Machos</b>			
Promedio	15.86	7.79	0.16
DE	3.60	2.16	0.10
Mínimo	7.19	3.56	0.05
Máximo	27.73	15.27	0.60
<b>Hembras</b>			
Promedio	16.74	8.63	0.19
DE	3.65	2.37	0.11
Mínimo	9.00	5.67	0.10
Máximo	24.83	15.30	0.60
<i>t</i>	-1.67	-1.58	-1.55
<i>p</i>	0.06	0.07	0.04*

DE = desviación estándar; *t* = valor de *t*-Student; *p* = valor de Pearson ( $\alpha = 0.05$ ). Valores de *p* con asterisco significan que presentan diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre el parámetro biométrico y el sexo de los ermitaños.

El valor más bajo de la proporción sexual (macho:hembra) del ermitaño *C. panamensis* se presentó en marzo (0.50:1), mientras que el más alto en mayo (2:1). En promedio, la relación sexual de machos y hembras fue de 1.03:1 (Tabla II).



**Tabla II.** Proporción sexual del ermitaño *C. panamensis* en el estero La Pitahaya (sureste del Golfo de California).

Meses	M (%)	H (%)	$\chi^2$	Proporción M:H
Ago 14	53.33	46.67	SD	1.14:1
Sep 14	46.67	53.33	SD	0.88:1
Oct 14	60.00	40.00	*	1.50:1
Nov 14	40.00	60.00	*	0.67:1
Dic 14	53.33	46.67	SD	1.14:1
Ene 15	46.67	53.33	SD	0.88:1
Feb 15	60.00	40.00	*	1.50:1
Mar 15	33.33	66.67	*	0.50:1
Abr 15	53.33	46.67	SD	1.14:1
May 15	66.67	33.33	*	2.00:1
Jun 15	40.00	60.00	*	0.67:1
Jul 15	53.33	46.67	SD	1.14:1
Ago 15	46.67	53.33	SD	0.88:1
Total	50.77	49.23	SD	1.03:1

M = machos; H = hembras;  $\chi^2$  = valor de Chi-cuadrada; SD = Sin diferencia en la proporción sexual ( $p > 0.05$ ). El asterisco indica diferencias significativas en la proporción sexual ( $p < 0.05$ )

Los ejemplares de *C. panamensis* ocuparon las conchas de gasterópodos de las siguientes especies: *C. stercusmuscarum* (89.23 %), *Nassarius gallegosi* (3.07 %), *Eupleura muriciformis* (3.07 %), *Cerithidea sp* (2.05 %) y *Neritina sp* (2.56 %). El ermitaño *C. panamensis* de ambos sexos mostró mayor preferencia por las conchas de *C. stercusmuscarum* ( $Q = 0.78$ ; Tabla III).

**Tabla II.** Proporción sexual del ermitaño *C. panamensis* en el estero La Pitahaya (sureste del Golfo de California).

Conchas de gasterópodos	AT (mm)			<i>C. panamensis</i>		
	Mínimo	Máximo	Media $\pm$ DE	M (n)	H (n)	Total
<i>C. stercusmuscarum</i>	13.01	37.86	23.83 $\pm$ 3.06	89	85	174 <sup>a</sup>
<i>N. gallegosi</i>	19.74	29.19	22.75 $\pm$ 3.52	2	4	6 <sup>b</sup>
<i>E. muriciformis</i>	28.97	33.11	30.83 $\pm$ 2.05	2	4	6 <sup>b</sup>
<i>Cerithidea sp</i>	29.26	36.14	32.46 $\pm$ 2.94	1	3	4 <sup>b</sup>
<i>Neritina sp</i>	7.54	11.91	9.65 $\pm$ 1.71	5	0	5 <sup>b</sup>
Total				99	96	195

AT = altura de la concha de gasterópodos; DE = desviación estándar; M = machos; H = hembras. Coeficiente de concordancia de Kendall ( $Q$ ) = 0.78;  $\chi^2 = 15.78$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0.0003$ . Letras minúsculas iguales indican que los valores son estadísticamente semejantes ( $\alpha = 0.05$ ).



Los valores de correlación entre las medidas biométricas del ermitaño *C. panamensis* (LT y LC) y la concha del gasterópodo *C. stercusmuscarum* (AT) fueron moderadamente positivos y fluctuaron desde  $r = 0.60$  para  $\text{LogPCT-LogAT}$ , hasta  $r = 0.67$  para  $\text{LogLC-LogAT}$  (Tabla IV).

**Tabla IV.** Correlaciones ( $r$ ) entre las medidas biométricas ( $\text{Log}$ ) del ermitaño *C. panamensis* y la concha del gasterópodo *C. stercusmuscarum* en el estero La Pitahaya (sureste del Golfo de California).

Parámetros	Ecuación	$r$	$b$	Relación
LC-AT*	$\text{LogLC} = -1.1221 + 1.4730\text{LogAT}$	0.678	0.481	Alometría +
LT-AT	$\text{LogLT} = 0.1211 + 0.7872\text{LogAT}$	0.609	0.308	Alometría -
PCT-AT	$\text{LogPCT} = -3.6620 + 2.1055\text{LogAT}$	0.060	0.846	Alometría +

Para *C. panamensis*: \*LC = longitud del cefalotórax (mm); LT = longitud total (mm); PCT = peso corporal total (g). Para *C. stercusmuscarum*: AT = Altura de la concha.  $b$  = pendiente.

## DISCUSIÓN

Diversos reportes indican que, en la distribución de tamaños de las poblaciones de cangrejos ermitaños, las hembras son más pequeñas que los machos ya que estos crecen más rápido (Sampaio & Masunari, 2010; Pérez-Miguel et al., 2016; Candiotta et al., 2023), además de que dicha diferencia en tallas representa una estrategia evolutiva de competencia de los machos por las hembras para reproducirse (Martinelli et al., 2002; Litulo, 2005). Contreras-Garduño & Córdoba-Aguilar (2006) destacaron el tamaño de los ermitaños machos como un componente necesario para el éxito en el apareamiento, debido a que –siendo más grandes que las hembras– deben arrastrar y voltear la concha de estas; otro aspecto a considerar es el mayor tamaño y número de los túbulos seminíferos que presentan los machos de tallas más grandes (Tirelli et al., 2013). En este estudio, la LT y LC de ambos sexos fue similar a lo largo del transecto coincidiendo con las observaciones de Argüelles et al. (2009) para *Clibanarius antillensis* (Stimpson, 1859) en Veracruz, México; solo en el caso del PCT, en este estudio, las hembras registraron



valores más altos que los machos. Lo anterior pudiera explicarse por la posible presencia de hembras cuya gónada se encuentra madura –o en proceso de maduración– lo cual aumentaría su biomasa total. Como lo reportan Contreras-Mata & Lira-Gómez (2020) para *C. antillensis*, la derivación de la energía –fisiología reproductiva para hembras y crecimiento para machos– contribuiría en las diferencias de tallas de *C. panamensis* en este estudio. Sin embargo, la falta de información respecto a este tema para esta especie no permite afianzar esta suposición.

La variación en la proporción sexual de los cangrejos ermitaños es un fenómeno común (Contreras-Mata & Lira-Gómez, 2020), la cual, es debida a varios factores, pero, principalmente, a la talla de los individuos, que es dependiente de su crecimiento (Candiotto et al., 2023). Aunque la proporción sexual varió durante algunos meses de muestreo (octubre y noviembre del 2014 y febrero, marzo, mayo y junio del 2015), el promedio anual (1.03M:1H,  $p > 0.05$ ) no mostró predominancia para machos o hembras de *C. panamensis*, lo cual, coincide con lo reportado por Iannacone & Alvaríño (2005) para *Pagurus villosus* (Nicolet, 1849) y *P. edwardsii* (Dana, 1852) en Perú, pero difirió para *P. criniticornis* (Dana, 1852) en Brasil (Mantelatto et al., 2007a). Las condiciones ambientales (naturales y antropogénicas) prevalecientes cada mes en el lugar de muestreo contribuyen a explicar –parcialmente– las variaciones en la proporción sexual de *C. panamensis* en el sureste del Golfo de California. De hecho, Contreras-Mata & Lira-Gómez (2020) concluyeron que la época del año y la talla de los ermitaños son factores determinantes en la variación de su proporción sexual, como sucedió en el presente estudio.

A pesar de haber encontrado cinco especies de conchas de gasterópodos habitados por *C. panamensis*, el 89.23 % de su preferencia y/o selectividad correspondió a la especie de caracol *C. stercusmuscarum*. Lo anterior puede ser parcialmente explicado por la arquitectura de la concha de *C. stercusmuscarum* –turriculada, es decir, cónica, larga, puntiaguda y con espirales (Coan & Valentich-Scott, 2012)– que le confiere ventajas ante el efecto hidrodinámico (Argüelles et al., 2009;



Arce & Alcaraz, 2012) característico de la zona de estudio (playa de manglar bajo y presión del movimiento del agua provocado por las mareas), a la abundancia de conchas de este molusco disponibles en la zona (Frameschi et al., 2015); y a la compatibilidad corporal de *C. panamensis* con las conchas de *C. stercusmuscarum* (Mantelatto et al., 2007b).

Finalmente, se concluye: 1) aunque –individualmente– los cangrejos ermitaños más grandes fueron machos, no se encontraron diferencias significativas en la longitud total (mm) y del cefalotórax (mm) de los ermitaños entre sexos; 2) las hembras fueron más pesadas que los machos; 3) la proporción sexual total de machos y hembras fue de 1.03:1; y 4) *C. panamensis* prefirió la concha del gasterópodo *C. stercusmuscarum*. El presente trabajo constituye el primer reporte acerca de la preferencia de conchas por el cangrejo ermitaño *C. panamensis* en el sureste del Golfo de California.

## ► AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto Politécnico Nacional (IPN) por el apoyo económico y logístico para la realización del presente trabajo.

## ► BIBLIOGRAFÍA

**Arce, E., & Alcaraz, G. (2012).** Shell preference in a hermit crab: comparison between a matrix of paired comparisons and a multiple-alternative experiment. *Marine Biology*, 159, 853–862.

**Argüelles, T. A., Álvarez, F., & Alcaraz, G. (2009).** Shell architecture and its relation to shell occupation by the hermit crab *Clibanarius antillensis* under varying conditions of wave action. *Scientia Marina*, 73(4), 717–723.

**Argüelles-Ticó, A., Álvarez, F., & Alcaraz, G. (2010).** Shell utilization by the hermit crab *Clibanarius antillensis* (Crustacea, Anomura) in intertidal rocky pools at Montepio, Veracruz, Mexico. *Tropical Zoology*, 23, 63–73.





- Arzola-González, J. F., Flores-Campaña, L. M., & Vázquez-Cervantes, A. (2010).** Crustáceos decápodos intermareales de las islas de la costa de Sinaloa, México. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*, 26(2), 179–193.
- Barnes, D. K. A., & Arnold, R. J. (2001).** Ecology of subtropical hermit crabs. In S.W. Madagascar: cluster structure and function. *Marine Biology*, 139, 463–474.
- Bastida-Izaguirre, D., Ayón-Parente, M., Salgado-Barragán, J., Galván-Villa, C. M., & Ríos-Jara, J. (2013).** New records of hermit crabs (Crustacea: Decapoda: Paguroidea) from Chamela Bay Islands Sanctuary, Jalisco, Mexico: with comments about the use of empty shells as habitat. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 782–791.
- Benvenuto, C., & Gherardi, F. (2001).** Population structure and shell use in the hermit crab, *Clibanarius erythropus*: comparison between Mediterranean and Atlantic shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81, 77–84.
- Borjesson, D. L., & Szelistowski, W. A. (1990).** Shell selection, utilization and predation in the hermit crab *Clibanarius panamensis* Stimpson in a tropical mangrove estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 133, 213–228.
- Bulinski, K. V. 2007.** Shell-selection behavior of the hermit crab *Pagurus granosimanus* in relation to isolation, competition, and predation. *Journal of Shellfish Research*, 26(1), 233–239.
- Campos-Martínez, B., Hernando-Campos, N., & Bermúdez-Tobón, A. (2011).** Distribución de cangrejos ermitaños (Anomura: Paguroidea) en el mar Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 60, 233–252.
- Candiotto, A., Nogueira, C.S., Schejter, L., & da Silva, A.R. (2023).** Sexual and size dimorphism in two deep-water hermit crabs (Decapoda: Parapaguridae) from the Western Atlantic Ocean. *The Journal of The Brazilian Crustacean Society*, 2358–2936.
- Caruso, T., & Chemello, R. (2009).** The size and shape of shells used by hermit crabs: A multivariate analysis of *Clibanarius erythropus*. *Acta Oecologica*, 35, 349–354.



- Coan, E. V., & Valentich-Scott, P. (2012).** *Bivalve seashells of tropical west America. Marine bivalve mollusks from Baja California to Peru* (1<sup>st</sup> ed.). Santa Barbara Museum of Natural History, California.
- Contreras-Garduño, J., & Córdoba-Aguilar, A. (2006).** Sexual selection in hermit crabs: a review and outlines of future research. *Journal of Zoology*, 270(4): 595–605.
- Contreras-Mata, O., & Lira-Gómez, C (2020).** Dinámica poblacional de *Clibanarius antillensis* (Crustacea: Anomura: Diogenidae) de la localidad de puerto abajo, estado Nueva Esparta. Durante el periodo marzo-septiembre de 2014. *Anales Científicos*, 81(2), 322–335.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E., & Niem, V. H. (1995).** *Guía para la identificación de las especies para los fines de la pesca, Pacífico centro-Oriental* (1<sup>st</sup> ed.). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- Frameschi, I. F., Andrade, L. S., Fransozo, V., Ferrnandes-Góes, L. C., & Castilho, A. L. (2015).** Shell occupation by the hermit crab *Dardanus insignis* (Decapoda, Diogenidae) from the north Coast of São Paulo state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 1, 35–44.
- Hazlett, B. A. (1981).** The behavioral ecology of hermit crabs. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 12(1), 1–22.
- Hendrickx, M. E. (1993).** Crustáceos decápodos bentónicos del sur de Sinaloa, México. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. *Serie Zoología*, 64(1), 1–16.
- Iannacone, J., & Alvaríño, L. (2005).** Morphometric data, sexual proportion and selectivity to gastropod shells of three sympatric species of hermit crab *Pagurus* (Decapoda, Anomura, Paguridae), at Bay of Ancon, Lima, Peru. *Gayana*, 69(1), 139–143.
- Litulo, C. (2005).** Population structure and reproduction of the hermit crab *Dardanus deformis* (Anomura: Diogenidae) in the Indian Ocean. *Journal of the Marine Association of the United Kingdom*, 85(4), 883–887.



- Mantelatto, F. L., Biagi, R., Meireles, A. M., & Scelzo, M. A. (2007a).** Shell preference of the hermit crab *Pagurus exilis* (Anomura: Paguridae) from Brazil and Argentina: a comparative study. *Revista de Biología Tropical*, 55, 153-161.
- Mantelatto, F. L., Faria, F. C. R., Iossi, C. L., & Biagi, R. (2007b).** Population and reproductive features of the western Atlantic hermit crab *Pagurus criniticornis* (Anomura, Paguridae) from Anchieta Island, southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 97(3), 314-320.
- Martinelli, J. M., Mantelatto, F. L., & Fransozo, A. (2002).** Population structure and breeding season of the south Atlantic hermit crab, *Loxopagurus loxochelis* (Anomura: Diogenidae) from the Ubatuba region, Brazil. *Crustaceana*, 75(6), 791-802.
- Miranda, I., Meireles, A. L., Biagi, R., & Mantelatto, F. L. (2006).** Is the abundance of the red brocade hermit crab *Dardanus insignis* (Decapoda: Anomura: Diogenidae) in the infralittoral region of southern Brazil determined by reproductive potential? *Crustacean Research*, 6, 45-55.
- Pérez-Miguel, M., Cuesta, J.A., Manzano, R., & Drake, P. (2016).** Sex- and size-related differences in shell use by the intertidal hermit crab *clibanarius erythropus* (Latreille, 1818) (Decapoda: Diogenidae) in the Gulf of Cádiz, Southwestern Spain. *Journal of Crustacean Biology*, 36(1), 23-32
- Sampaio, S. R., & Masunari, S. (2010).** Characterization of the occupied shells by the hermit crab *Clibanarius vittatus* (Decapoda: Diogenidae) at Baixio Mirim tideflat, Guaratuba Bay, southern Brazil. *Anais de Academia Brasileira de Ciências*, 82(4), 833-842.
- Sant'Anna, B. S., Zangrande, C. M., Reigada, A. L. D., & Pinheiro, M. A. A. (2006).** Shell utilization pattern of the hermit crab *Clibanarius vittatus* (Crustacea, Anomura) in an estuary at São Vicente, State of São Paulo, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 96(2), 261-266.



- Sant'Anna, B. S., dos Santos, D. M., Sandron, D. C., de Souza S. C., Rodrigues de Marchi, M. R., Zara, F. J., & Turra, A. (2012).** Hermit crabs as bioindicators of recent tributyltin (TBT) contamination. *Ecological Indicators*, *14*(1), 184–188.
- Tirelli, T., Gamba, M., Pessani, D., & Tudge, C.C. (2013).** Spermatophore and spermatozoal ultrastructure of the Mediterranean hermit crab *Pagurus excavatus* (Paguridae: Anomura: Decapoda). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *93*(5), 1363–1371.
- Turra, A., & Leite, F. P. P. (2001).** Shell utilization patterns of a tropical rocky intertidal hermit crab assemblage: I. *The case of Grande Beach*. *Journal of Crustacean Biology*, *21*, 394–406.
- Turra, A. (2004).** Intersexuality in hermit crabs: reproductive role and fate of gonophores in intersex individuals. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *84*, 754–759.
- Zar, J. H. (1996).** *Biostatistical Analysis* (3<sup>rd</sup> ed.). Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.





## Artículo Científico

### Criterios para la evaluación del riesgo a la salud por consumo de alimentos marinos

### Criteria for the evaluation of health risk due to the consumption of marine foods



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el origina



1. Delgado-Alvarez C.G.



0000-0003-0787-9997

Universidad Politécnica de Sinaloa,  
Mazatlán, Sinaloa, México.

Autor de correspondencia:

[cdelgado@upsin.edu.mx](mailto:cdelgado@upsin.edu.mx)



3. Bojórquez-Sánchez C.



0000-0002-3371-059X

Universidad Politécnica de Sinaloa,  
Mazatlán, Sinaloa, México.



2. Ruelas-Inzunza J.R.



0000-0003-2472-6650

Instituto Tecnológico de Mazatlán,  
Mazatlán, Sinaloa, México.



4. Bergés-Tiznado M.E.



0000-0002-3993-763X

Universidad Politécnica de Sinaloa,  
Mazatlán, Sinaloa, México.



---

## Criterios para la evaluación del riesgo a la salud por consumo de alimentos marinos

---

---

## Criteria for the evaluation of health risk due to the consumption of marine foods

---

### ► RESUMEN

La presente revisión proporciona información sobre la importancia de evaluar los riesgos para la salud humana asociados al consumo de alimentos marinos. Se destaca que la contaminación en estas áreas plantea riesgos tanto para las especies acuáticas como para las personas que consumen productos del mar. Se explican métodos directos e indirectos para evaluar la exposición a contaminantes y se enfatiza la importancia de equilibrar los riesgos con los beneficios nutricionales del consumo de pescados y mariscos. A su vez, se proporcionan ejemplos concretos de estudios que evaluaron riesgos asociados al consumo de alimentos marinos, al considerar contaminantes como compuestos orgánicos, metales pesados y otros, y se discuten los resultados obtenidos en diferentes contextos geográficos. Se establece también que la evaluación de riesgos para la salud por consumo de alimentos marinos es esencial para tomar decisiones informadas sobre la protección de la salud humana y la conservación de los ecosistemas, ya que se considera tanto los riesgos como los beneficios asociados con estos alimentos. Se destaca la necesidad de continuar monitoreando y evaluando riesgos en poblaciones específicas para prevenir efectos dañinos a corto y largo plazo.

*Palabras clave:* Evaluación de riesgo, contaminantes, recursos pesqueros.



## ► ABSTRACT

This review provides information on the importance of assessing health risks associated with seafood consumption, particularly in estuaries and coastal lagoons. It highlights that contamination in these areas poses risks to marine life and consumers. It explains direct and indirect methods for assessing exposure to contaminants. Furthermore, it emphasizes the importance of balancing risks with the nutritional benefits of consuming fish and seafood. Additionally, specific examples of studies that assessed risks associated with seafood consumption, considering contaminants such as organic compounds, heavy metals, and others, are provided, and the results obtained in different geographical contexts are discussed. It is also established that health risk assessment for seafood consumption is essential for making informed decisions regarding human health protection and the conservation of ecosystems, considering both the risks and benefits associated with these foods. The need to continue monitoring and assessing risks in specific populations to prevent short-term and long-term harmful effects is emphasized.

*Keywords:* Risk assessment, pollutants, fisheries resources.

## ► INTRODUCCIÓN

Los estuarios y lagunas costeras, así como otros cuerpos de agua, a menudo reciben vertidos que contienen diferentes tipos de sustancias contaminantes. Esto es motivo de preocupación, ya que dichos contaminantes pueden representar un riesgo tanto para los seres vivos que habitan en estos ecosistemas, como para las personas que consumen pescados y mariscos provenientes de estas áreas.

En las últimas décadas se ha incrementado el interés por evaluar cómo estos contaminantes pueden afectar nuestra salud. Para entenderlo, se han desarrollado enfoques que consideran distintos aspectos como la identificación de las amenazas, la evaluación de la exposición a los contaminantes, la relación entre la dosis y la respuesta en nuestro organismo y la caracterización del riesgo en general. Estos esfuerzos se enmarcan en lo que se conoce como "evaluación de riesgos para la salud" según la Organización Mundial de la Salud (2010).



En el ámbito de la investigación científica, la evaluación de riesgos para la salud busca entender tanto las causas inmediatas como las que se manifiestan a largo plazo en el ser humano y organismos, en relación con problemas de salud. El objetivo principal de esta revisión es compartir algunos conceptos y métodos utilizados para evaluar el riesgo para la salud humana asociado al consumo de productos del mar, incluyendo los resultados de estudios realizados en la región del Pacífico mexicano. Esta información puede ser de utilidad en la prevención de enfermedades y otros efectos negativos a la salud debido al consumo de alimentos marinos.

## ► MATERIAL Y MÉTODOS

La intención de las evaluaciones de riesgo a la salud es obtener estimaciones confiables y comparables de los efectos negativos para determinados núcleos de población. En otras palabras, estimar por edad, sexo y regiones los distintos factores de riesgo para establecer conexiones fuente-ruta-receptor, detectar zonas donde ocurren rutas completas de exposición a contaminantes y confirmar zonas de mayor riesgo (PISSQ, 2009).

Los métodos para la evaluación del riesgo a la salud pueden ser directos o indirectos. Con los métodos directos se obtienen datos de exposición personal, donde es necesario determinar la cantidad de la sustancia tóxica que ingresó al organismo, las transformaciones que le ocurren como resultado del metabolismo y valorar la concentración de las especies tóxicas en los distintos órganos, tejidos o fluidos corporales. Por otra parte, los métodos indirectos conjuntan la información de las actividades de la población de interés y la concentración ambiental del agente tóxico (OMS, 2010).

Ahora bien, para estimar el riesgo, es necesario también basarse en datos ambientales del sitio y evaluar el riesgo en la salud con fundamento en los antecedentes registrados en el área de influencia del sitio y, sobre todo, tomar en cuenta la exposición al contaminante. La exposición se define como el contacto entre una persona y un determinado agente biológico, químico o físico, en un determinado tiempo (Charabi *et al.*, 2018) y con su evaluación se determina que ocurre o qué podría ocurrir en las poblaciones humanas que están expuestas.





Como se mencionó anteriormente, existen diversas maneras de valorar el riesgo a la salud, sin embargo, para la evaluación por consumo de especies marinas la variedad de métodos disminuye. La evaluación de riesgo a la salud humana puede enfocarse hacia diferentes contaminantes acuáticos, ya sean microorganismos patógenos, nutrientes, sustancias radioactivas, sustancias químicas inorgánicas y compuestos orgánicos. Sin embargo, en el presente estudio sólo analizaremos las dos últimas, en lo referente al riesgo originado por exposiciones directas de organismos receptores a metales pesados, compuestos organoclorados, hidrocarburos y dioxinas.

A continuación, se presentan algunos estudios dónde se utilizaron diversos métodos para la evaluación de riesgo a la salud por consumo de alimentos marinos.

En 2005, Jiang *et al.* calcularon la concentración de compuestos organoclorados en peces, así mismo, determinaron el cociente de riesgo (HR) en una población típica de una ciudad costera en China, por medio del cual se evaluó el riesgo asociado con efectos cancerígenos a partir de la ingesta de pescado contaminado.

El HR se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$HR = \frac{\textit{Exposición diaria promedio}}{\textit{Concentración de referencia (RfC)}}$$

Dónde la exposición diaria promedio, es la concentración del compuesto organoclorado en el pescado y la RfC, es aquella que no representa riesgo apreciable de efectos deletéreos para una población durante su vida, determinándose de la siguiente manera:

$$RfC = \frac{(\textit{Riesgo} * \textit{Peso corporal})}{(\textit{Consumo} * \textit{Factor pendiente})}$$

En la cual, el Riesgo es la probabilidad de padecer cáncer a lo largo de la vida y el Factor de pendiente, es la dosis en la que se representa la probabilidad de que se produzca cáncer; ambos se obtuvieron según el Sistema Integrado de Información de Riesgo de la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (IRIS-USEPA). El peso corporal es el promedio del peso de un adulto en kilogramos y el consumo, es el consumo promedio de pescado (g/persona/día). Si el resultado de la estimación del HR es <1, se interpreta como no existir riesgo de padecer cáncer el resto de la vida de una persona.

Aunque en algunos casos el HR sobrepasó el valor límite de 1.0 (máximo 1.7), los autores mencionan que tuvieron una serie de limitaciones, puesto que no separaron los grupos por edad y tampoco consideraron las posibles interacciones entre diversos productos químicos tóxicos.

Posteriormente Castilhos *et al.* (2006), reportaron la magnitud de la contaminación por mercurio en diez especies de peces obtenidos de áreas afectadas por actividades mineras de extracción de oro en Indonesia y se evaluó el posible riesgo (efectos no cancerígenos) a la salud derivado del consumo de peces expuestos.

A fin de establecer si la contaminación de los peces representaba un riesgo a la salud humana, los autores utilizaron la ecuación de cociente de riesgo HQ, que muestra la relación entre el nivel de exposición a una sustancia única con una dosis de referencia (Newman y Unger, 2002):

$$HQ = \frac{E}{RfD}$$

Donde E, indica el nivel de exposición y RfD es la dosis de referencia recomendada de metil mercurio (0.0001 mg/kg/día). El nivel de exposición (E) se calculó de la siguiente manera:

$$E = C * \left(\frac{I}{W}\right)$$

Donde C, es la concentración de mercurio en la especie, I es la ingesta de pescado (kg/día) y W es el peso promedio por adulto (kg).

Los resultados de este estudio muestran que el consumo de las especies analizadas, no representan riesgo a la salud humana (HQ>1), en los sitios estudiados, sin embargo, los autores recomiendan tomar acciones para reducir los niveles de mercurio en los ecosistemas acuáticos.

Una manera diferente de evaluar el riesgo a la salud, es la aplicada por Cheung *et al.* (2007); ellos evaluaron los niveles de diclorodifeniltricloroetano (DDT) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) residuales en peces de agua dulce y marinos.

Los autores se plantearon tres objetivos principales, a) examinar el grado de bioacumulación de DDT Y PAHs en los peces de agua dulce y marinos de los mercados locales en Hong Kong, b) identificar la parte del organismo en donde se bioacumula mayor concentración de DDT Y

PAHs y c) evaluar el riesgo a la salud por consumo de pescado a partir de los datos generados.

La ecuación que utilizaron fue la siguiente:

$$\text{Valor de detección (SV, por sus siglas en inglés)} = \frac{[(RL/SF) * BW]}{CR}$$

El SV es definido como la concentración de un compuesto químico en el tejido comestible de una especie, que representa riesgo potencial a la salud pública, siendo utilizado como el valor umbral obtenido en el tejido (USEPA, 2000). Por su parte RL es el máximo nivel de riesgo aceptable, SF es el factor de la pendiente, BW se refiere al peso corporal y finalmente CR es la tasa de consumo.

El SF estima la probabilidad límite superior de un individuo a desarrollar cáncer a lo largo de su vida, tomándose un promedio de 70 años. Los valores de SF se tomaron de acuerdo a valores reportados por la USEPA (1989), siendo para DDT 0.03 µg/g/día y para PAHs 7.30 µg/g/día.

El BW y CR permanecieron constantes, siendo BW = 70 kg (peso promedio de un adulto) y CR = 142.2 g/día. Al igual que BW y CR, el RL se mantuvo constante. Este valor es adimensional y sugiere que si una persona que pesa 70 kg consume 142.2 g de pescado al día con la misma concentración del contaminante durante 70 años, el aumento del riesgo sería, en la mayoría de los casos, una muerte adicional por cáncer en cada 100,000 personas. Este valor de riesgo (RL) se establece en  $10^{-5}$ . Los niveles de DDT en más de 70% de los peces marinos y 45% de los peces de agua dulce fueron superiores a la dosis de referencia propuesta por la USEPA en el año 2000 (14.4 ng/g peso húmedo), lo que indica que el consumo de pescado en grandes cantidades, podría representar riesgo a la salud humana.

Con respecto a los PAH's, las concentraciones en el músculo de pescado estuvieron por debajo del valor de referencia de 0.67 ng/g peso húmedo, según la USEPA en el 2000 y no representan preocupación alguna para el consumo humano.

En lo que concierne a la estimación del cociente de riesgo (THQs), Storelli (2008), evaluó el riesgo a la salud humana a través del consumo de mariscos contaminados por metales pesados (Hg, Cd y Pb), recolectados en el sur de Italia y la costa del Mediterráneo Oriental.

Storelli (2008), calculó el cociente de riesgo por metales a partir de la siguiente ecuación:

$$THQ = \frac{(EF * ED * FIR * C)}{(RfD * WAB * TA)} * 10^{-3}$$

Donde EF es la frecuencia de exposición (365 días/año), ED es la duración a la exposición (70 años, que es el promedio de vida de una persona), FIR es la tasa de ingestión pescado. C indica la concentración del metal en la especie, RfD es la dosis de referencia (Hg: 0.0005 µg/g/día, Cd: 0.001 µg/g/día y Pb 0.004 µg/g/día) según la USEPA (1997). Para el peso corporal (BW) se tomó el valor promedio (60 Kg) y TA es el tiempo promedio de exposición a carcinogénicos (365/año\*ED). Para estimar un valor total de THQ (TTHQ) es necesario la suma del THQ por cada metal.

Desde el punto de vista de salud humana el THQ de Cd (<1) y Pb (<1), no representan riesgo por consumo según el estudio de Storelli (2008). Por otra parte, el análisis de Hg sugiere que debido a que el consumo de especies de peces puede variar de acuerdo a la disponibilidad y preferencia, en algunos casos podría representar riesgo a la salud humana.

Chen *et al.* (2011), evaluaron compuestos perfluorados (PFC) en especies acuáticas de la bahía de Bohai, Tianjin, China, para estimar el índice de riesgo a la salud humana (HR) a través de las siguientes ecuaciones:

$$HR = ADI/RfD$$

Donde ADI (ng/kg/día) es la relación entre el consumo de pescado (g/kg/día peso húmedo) y la concentración de PFC (ng/kg/día peso húmedo) y RfD es la dosis de referencia para PFC.



El índice de riesgo basado en efectos no cancerígenos, causado por la concentración de PFC en camarones y cangrejos fue menor a 1.0, lo que indica que es poco probable que cause daño inmediato a la población que lo consume, mientras que para peces marinos silvestres y en cultivo, el índice de riesgo en algunos casos fue mayor a 1.0, por lo que tienen mayor probabilidad de afectar a la salud, sin embargo, este estudio fue una valoración preliminar de riesgo a la salud, los autores sugieren la realización de más investigaciones tomando en cuenta variables como el origen de la muestra, género del consumidor, edad, ocupación y tasa de consumo de la población de una región específica.

En el 2011, Zhao *et al.*, también evaluaron la concentración de PFC en 20 especies de peces de agua dulce y peces marinos, obtenidos de las ciudades de Xiamen y Hong Kong, así mismo evaluaron el riesgo a la salud por consumo de estas especies.

La dosis de referencia para PFC no está disponible, por lo que el cálculo de riesgo HR se realizó con base a la concentración media de ácido sulfónico de perfluorooctano (PFOS) y de ácido perfluorooctanoico (PFOA). El HR se calculó con la misma ecuación que utilizaron Chen *et al.* (2011), esta vez la concentración del contaminante fue la suma de la concentración de PFOS y PFOA. El HR de PFC en todas las especies fue menos a 1.0 por lo que el consumo no representa riesgo a la salud.

El índice HR también fue calculado por Wei *et al.* (2011), para el consumo de especies contaminadas por Bisfenol A (BPA) en peces marinos y de agua dulce disponibles en mercados de Hong Kong. Se compararon las concentraciones de BPA en peces cultivados en diferentes regiones del Sur de China. Este estudio proporcionó la primera evaluación de concentración de BPA que causa alteración endócrina en peces y su potencial para causar efectos adversos a la población de Hong Kong.

A pesar de que el HR resultó menor a 1.0, Wei *et al.* (2011) concluyen que mientras mejor sea el control de los contaminantes que ingresan en los ambientes acuáticos menor será el riesgo a la salud. Además, mencionan que los posibles efectos adversos de los contaminantes en los peces no pueden evaluarse sin dejar de lado los beneficios del consumo de pescado.



En México, también se han realizado estudios para evaluar el riesgo a la salud humana, como el de Ruelas *et al.* (2010). En dicho estudio, valoraron el riesgo potencial a la salud en la población mexicana, específicamente de las personas que habitan en zonas costeras, tomando en cuenta el consumo de camarón y pescado, así como las concentraciones de mercurio. Se utilizó la misma ecuación de HQ utilizada por Castilhos *et al.* (2006), y el valor de RfD establecido por la USEPA en el año 2000 (0.5 µg/kg/día).

En el estudio de Ruelas *et al.* (2010), la tasa de consumo de las especies (I) fue modificada para la población mexicana a 25 g/día *per cápita* de pescado y 4.1 g/día *per cápita* de camarón. Los autores concluyeron que considerando las concentraciones de Hg y el consumo promedio de pescado *per cápita*, las especies con los valores más altos de HQ fueron solo los peces carnívoros *Caranx caninus* con un HQ = 0.71 y *Sphyrna lewini* con un HQ = 1.04. Éste último representa riesgo potencial para la salud humana en los consumidores de la costa Noroeste de México.

Por otra parte, Soto *et al.* (2011), realizaron un estudio similar al de Storelli, donde analizaron el tejido comestible de marlín rayado (*Tetrapturus audax*) y pez vela (*Istiophorus platypterus*), capturado cerca de la zona costera de Mazatlán. Se evaluó el riesgo potencial a la salud por consumo en niños, adultos, mujeres embarazadas, mujeres que podrían embarazarse y mujeres lactantes.

La tasa de ingesta semanal de metales (MWIR) para As, Hg, Cd y Pb, la calcularon utilizando la siguiente fórmula:

$$MWIR = [FIR] [MC] [BW_a]$$

FIR, indica el tamaño de la porción promedio del pez que cada grupo de la población debe consumir, de acuerdo a lo recomendado por el comité nacional para el consumo de productos pesqueros (COMEPESCA, 2005). El valor estimado en niños es de 100 g/semana, en mujeres embarazadas de 250 g/semana y en adultos de 240 g/semana. MC es la concentración del metal en la especie, medida en mg/g peso húmedo,  $BW_a$  es el peso promedio de la población mexicana [niños: 16 kg (4-6 años), mujeres: 60 kg y hombres: 70 kg]. El MWIR se comparó con la



ingesta semanal tolerable establecida como segura por un grupo de expertos del comité de aditivos alimentarios de la FAO y la OMS, siendo para As inorgánico: 15; Cd: 7.0; Hg 5.0 y Pb: 25  $\mu\text{g}/\text{semana}/\text{kg}/\text{peso}$  corporal. Para mujeres embarazadas, mujeres lactantes y niños menores de 10 años la concentración tolerable de Hg es de 2.45  $\mu\text{g}/\text{semana}/\text{kg}/\text{peso}$  corporal.

El riesgo potencial a la salud humana por consumo de las dos especies, se determinó mediante la ecuación de THQ, tomando como frecuencia de exposición 365 días/año, duración de exposición de 70 años y la dosis de referencia para As  $3 \times 10^{-4}$ , Hg  $5 \times 10^{-4}$ , Cd  $1 \times 10^{-3}$  y Pb  $4 \times 10^{-3}$  ( $\mu\text{g}/\text{g}/\text{día}$ ) (EPA, 1997, 2000).

Los autores mencionan que más del 2% de la concentración de As y Cd y el 65% de Hg superaron los niveles de referencia establecidos por la OMS, la FDA y la Unión Europea. Sin embargo, los niveles de Pb fueron significativamente menores que los valores de referencia. El THQ de As y Hg muestran grandes variaciones entre las diferentes edades, en algunos casos fueron  $>1.0$ ; no obstante, es necesario que se incluya el consumo en porciones adecuadas de pescados y mariscos, ya que contienen beneficios nutricionales.

## ► DISCUSIÓN

Los estuarios y lagunas costeras, a menudo son afectados por vertidos contaminantes y al mismo tiempo, son vitales para la economía y el sustento de muchas comunidades. El incremento y la nula regulación de los vertidos plantean riesgos tanto para la vida marina como para las personas que consumen estos productos. Por ello, en la información consultada se muestra la importancia de considerar no solo los riesgos inmediatos, sino también los efectos a largo plazo en la salud de las personas y los ecosistemas. Esto implica evaluar tanto las causas inmediatas como predecir las que se manifestarán a lo largo del tiempo. Para establecer los mecanismos que permitirán una evaluación de riesgo, resulta importante destacar y distinguir los enfoques de los métodos directos e indirectos empleados en dicho proceso. Los métodos



directos, que implican la obtención de datos de exposición personal, son más precisos, pero también más costosos y difíciles de implementar. Por su parte, los métodos indirectos, que utilizan información de población y concentración ambiental, son más accesibles, pero pueden tener limitaciones en la precisión de la exposición individual. Estas consideraciones son importantes para que los investigadores y las autoridades tomen decisiones informadas sobre qué métodos utilizar en diferentes contextos.

Es interesante observar cómo la exposición a metales pesados y compuestos orgánicos marca la pauta en la evaluación de riesgo por consumo de recursos pesqueros. Esto refleja una preocupación creciente en la comunidad académica, por lo que se proporcionan ejemplos concretos donde se aplican estos enfoques de evaluación de riesgos en la práctica, y los resultados varían según el tipo de contaminante y la ubicación geográfica.

Un punto fundamental que se resalta en esta revisión, es la necesidad de equilibrar los riesgos para la salud con los beneficios nutricionales asociados con el consumo de pescados y mariscos. Estos alimentos son una fuente valiosa de proteínas y otros nutrientes esenciales, y eliminarlos completamente de la dieta tendría implicaciones significativas para la salud de la población, por lo que, proponer estrategias de mitigación de los riesgos sin privar a las personas de los beneficios de una dieta equilibrada, es una necesidad.

Es importante mencionar que los métodos actuales para evaluar el riesgo a la salud por consumo de alimentos marinos tienen limitaciones como la variabilidad en la medición de contaminantes y la falta de datos sobre exposición crónica. Además, las concentraciones de contaminantes pueden variar por factores ambientales y biológicos. En el futuro, se espera el desarrollo de tecnologías avanzadas para la detección y cuantificación de contaminantes, la integración de big data y aprendizaje automático, y la armonización de metodologías internacionales.



## ► CONCLUSIONES

La evaluación de riesgo a la salud humana constituye una herramienta para apoyar, desde el punto de vista científico, la toma de decisiones para la protección de los ecosistemas, analizando la información disponible y estimando la probabilidad de que ocurra un efecto adverso como consecuencia de las actividades humanas.

Para enriquecer una evaluación de riesgo a la salud podría realizarse un modelo conceptual que ayude a la representación o esquematización de las condiciones del sitio, mostrando la distribución de los mecanismos de transporte y liberación de los contaminantes, en la que se infieran las posibles rutas y vías de exposición, así como los organismos receptores potenciales.

Finalmente, la evaluación de riesgo por consumo de especies marinas debe basarse en la selección de un grupo poblacional específico tomando en cuenta, principalmente, hábitos alimenticios, edad, sexo, exposición y concentración del contaminante.

A pesar de que en algunos estudios incluidos en esta revisión no señalan riesgo, es necesario seguir con el monitoreo de especies de importancia comercial e incluso incorporar otras especies para prevenir efectos dañinos a corto o largo plazo sobre la población.

## ► AGRADECIMIENTOS

Esta investigación forma parte de la red temática PROMEP/103.5/12/4812 y del proyecto PROFAPI 2011/060.

## ► BIBLIOGRAFÍA

**Castilhos Z.C., Rodrigues-Filho S., Rodrigues, A. P. C., Villas-Boas R.C., Siegel S., Veiga M. M. & Beinhoff, C. (2006).** Mercury contamination in fish from gold mining areas in Indonesia and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 368: 320-325. Doi: [10.1016/j.scitotenv.2006.01.039](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.039)



**Charabi Y., Choudri B. S. & Ahmed M. (2018).** Ecological and human health risk assessment. *Water Environment Research*, 90: 1777-1791. Doi: 10.1002/wer.1382

**Chen C., Wang T., Naile J., Li J., Geng J., Bi C., Hu W., Zhang X., Khim J., Feng Y., Giesy J. & Lu Y. (2011).** Perfluorinated compounds in aquatic products from Bohai Bay, Tianjin, China. *Human and Ecological Risk Assessment*, 17: 1279–1291. Doi: [10.1080/10807039.2011.618395](https://doi.org/10.1080/10807039.2011.618395)

**Cheung K.C., Leung H.M., Kong K.Y. & Wong M.H., (2007).** Residual levels of DDTs and PAHs in freshwater and marine fish from Hong Kong markets and their health risk assessment. *Chemosphere*, 66: 460 - 468. Doi: [10.1016/j.chemosphere.2006.06.008](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.008)

**Consejo Mexicano para la Promoción de Productos Pesqueros y Acuícolas, A.C. (COMEPESCA). (2005).** <http://www.comepesca.com.mx> Consultada en octubre de 2012.

**Jiang, Q.J., Lee T.K.M., Chen K., Wong H.L., Zheng J.S., Giesy J.P., Lo K.K.W., Yamashita N. y Lama P.K.S. (2005).** Human health risk assessment of organochlorines associated with fish consumption in a coastal city in China. *Environmental Pollution*, 136: 155-165. Doi: [10.1016/j.envpol.2004.09.028](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.09.028)

**Newman M.C., Unger, M.A (2002).** Fundamentals of Ecotoxicology: 571. En: Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

**Organización Mundial de la Salud, (2010).** Human Health Risk Assessment Toolkit: Chemical Hazards. World Health Organization. <https://who.int/publications/i/item/9789241548076>





**Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas.**

(2009) Principles for modelling dose–response for the risk assessment of chemicals. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, International Programme on Chemical Safety. [http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241572392\\_eng.pdf](http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241572392_eng.pdf)

**Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., Ruiz-Fernández A.C. & Zamora-Arellano N. (2011).** Health risk associated to dietary intake of mercury in selected coastal areas of Mexico. [Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology](#), 86:180–188. [Health Risk Associated to Dietary Intake of Mercury in Selected Coastal Areas of Mexico | Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology \(springer.com\)](#). Doi: 10.1007/s00128-011-0189-z

**Soto-Jiménez M.F., Amezcua F. y González-Ledesma R. (2010).** Nonessential metals in striped marlin and Indo-Pacific sailfish in the Southeast Gulf of California, Mexico: Concentration and assessment of human health risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58: 810-818. Doi: [10.1007/s00244-009-9452-2](https://doi.org/10.1007/s00244-009-9452-2)

**Storelli M.M. (2008).** Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food Chemistry and Toxicology*, 46: 2782-2788. Doi: [10.1016/j.fct.2008.05.011](https://doi.org/10.1016/j.fct.2008.05.011)

**United States Environmental Protection Agency. (2000).** Fish sampling and analysis. En: Guidance for assessing chemical contaminant, data for use in fish advisories, vol. 1. Office of Water, Washington, DC.

**United States Environmental Protection Agency. (1989).** Human health evaluation manual (Parte A). En: Risk assessment guidance for superfund, vol. 1. Washington, DC.



**United States Environmental Protection Agency. (1997).** Mercury study report. En: Health Effects of Mercury and Mercury Compounds, vol. V. Washington, DC.

**United States Environmental Protection Agency. (1997).** Mercury study report to congress. Office of Research and Development. Washington, DC.

**United States Environmental Protection Agency. (2000).** Handbook for non-cancer health effects evaluation. Washington, DC.

**United States Environmental Protection Agency. (2000).** Risk-based concentration table. Environmental Protection Agency. Washington, DC.

**Wei, X., Huang Y., Wong M., Giesy J. & Wong C. (2011).** Assessment of risk to humans of bisphenol A in marine and freshwater fish from Pearl River. Chemosphere, 85: 122–128. Doi: [10.1016/j.chemosphere.2011.05.038](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.038)

**Zhao Y., Wan H., Law A., Wei X., Huang Y., Giesy J., Wong M. & Wong C. (2011).** Risk assessment for human consumption of perfluorinated compound-contaminated freshwater and marine fish from Hong Kong and Xiamen. Chemosphere, 85: 277–283. Doi: [10.1016/j.chemosphere.2011.06.002](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.002)



Nota

Científica

## Comparación florística, diversidad y estructura de dos zonas de manglar en el sur de Sinaloa, México

### Floristic comparison, diversity and structure of two mangrove zones in southern Sinaloa, Mexico



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el original.



1. Jimena de Jesús Núñez Gómez

Departamento de Ecología, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de los Barrios 1, Hab Los Reyes Iztacala, 54090 Tlalnepantla, México.



2. Francisco Amador-Cruz



0000-0001-6295-9856

Departamento de Ecología, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de los Barrios 1, Hab Los Reyes Iztacala, 54090 Tlalnepantla, México.

Autor de correspondencia:

[francisco.amador@iztacala.unam.mx](mailto:francisco.amador@iztacala.unam.mx)



---

## Comparación florística, diversidad y estructura de dos zonas de manglar en el sur de Sinaloa, México

---

---

## Floristic comparison, diversity and structure of two mangrove zones in southern Sinaloa, Mexico

---

### ► RESUMEN

El estudio de los indicadores ecológicos en manglares ha revelado su importancia ecológica, económica y social. Los parámetros más comunes incluyen la composición florística, la estructura forestal y la diversidad alfa y beta. Los estudios en el Pacífico, especialmente en Sinaloa, son limitados. Este trabajo describe la estructura forestal de dos comunidades de manglar, Baluarte y Teacapán, en la Región Palmito del Verde, al sur de Sinaloa. Se utilizaron tres cuadrantes de 40m\*10m por comunidad, registrando la altura y el diámetro a la altura del pecho (DAP). Se calcularon la diversidad alfa (Shannon) y beta (Jaccard). Hubo diferencias significativas en el DAP ( $U=88660.5$ ,  $p=0.0003$ ) y la altura ( $U=33530$ ,  $p=0.000$ ). Teacapán presentó un índice de Shannon de 1.08 y Baluarte de 1.02. La similitud florística fue del 23.08%, indicando asociaciones diferentes. Las diferencias entre sitios se deben a las condiciones ambientales y ecológicas, afectando la composición florística, funcionamiento y diversidad.

**Palabras clave:** Sistema costero, flora subtropical, región Palmito del Verde, Pacífico mexicano, vegetación tropical



## ► ABSTRACT

The study of ecological indicators in mangroves has revealed their ecological, economic and social importance. The most common parameters include floristic composition, forest structure, and alpha and beta diversity. Studies in the Pacific, especially in Sinaloa, are limited. This work describes the forest structure of two mangrove communities, Baluarte and Teacapán, in the Palmito del Verde region, south of Sinaloa. Three 40m\*10m quadrants were used per community, recording height and diameter at breast height (DBH). Alpha (Shannon) and beta (Jaccard) diversity were calculated. There were significant differences in DBH ( $U=88660.5$ ,  $p=0.0003$ ) and height ( $U=33530$ ,  $p=0.000$ ). Teacapán presented a Shannon index of 1.08 and Baluarte of 1.02. The floristic similarity was 23.08%, indicating different associations. The differences between sites are due to environmental and ecological conditions, affecting floristic composition, functioning and diversity.

**Keywords:** Coastal ecosystem, Subtropical flora, Palmito del Verde region, Mexican Pacific, tropical vegetation

## ► INTRODUCCIÓN

Los manglares son ecosistemas considerados de gran relevancia, en particular para el ser humano que habita en las regiones costeras del trópico y subtropical. Esto debido a que son la línea de defensa ante inundaciones y erosión, son sumideros de carbono, mejoran la calidad del agua y son fundamentales para las industrias pesquera y turística (Monroy-Torres, Flores-Verdugo, Flores-de-Santiago, 2015).

A pesar de aportar prácticamente los cuatro tipos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación, hábitat y cultural) (Moreno-Casasola, 2016) y de la eficiencia en el mantenimiento y restauración de los manglares (Velázquez Salazar et al., 2021), las tasas de deforestación en Sinaloa, México son alarmantes. En este estado se reporta una pérdida de 5,258 hectáreas de manglar durante el periodo 2015 – 2020. Esto refleja la creciente degradación de estos sistemas ecológicos de gran productividad en Sinaloa.





Los municipios del sur de Sinaloa, Escuinapa y El Rosario, forman parte de Marismas Nacionales. Esta región es una de las concentraciones de manglar más importantes del Pacífico Mexicano, ya que contribuye de forma significativa a la economía local y regional, tanto en la pesquería como en el turismo, la extracción de sal y la agricultura (Quintero-Morales, Plata-Rocha, Olimón-Andalon, Monjardín, Nemiga-Antonio, 2021). En ese punto de confluencia de Sinaloa con Marismas Nacionales, y todos los instrumentos de ordenación asociados con ella (Región Marina Prioritaria, Región Hidrológica Prioritaria, Región Terrestre Prioritaria, Área de Importancia para la Conservación de Aves, sitio RAMSAR y Red Hemisférica para la Conservación de las Aves Playeras), emerge la Región Palmito del Verde (RPV).

La RPV es un área de gran relevancia desde un punto de vista ecológico, debido a que en ella confluyen selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia, duna costera, marismas y manglares., dando refugio a 250 especies de plantas y más de 100 especies de vertebrados, sin considerar peces (Amador-Cruz, 2018). Sin embargo, la RPV ha sido considerada una zona carente de elementos naturales relevantes, a causa de la deforestación de cientos de hectáreas, destinadas principalmente para la ganadería, agricultura, acuicultura y desarrollos hoteleros (Velázquez Salazar et al., 2021).

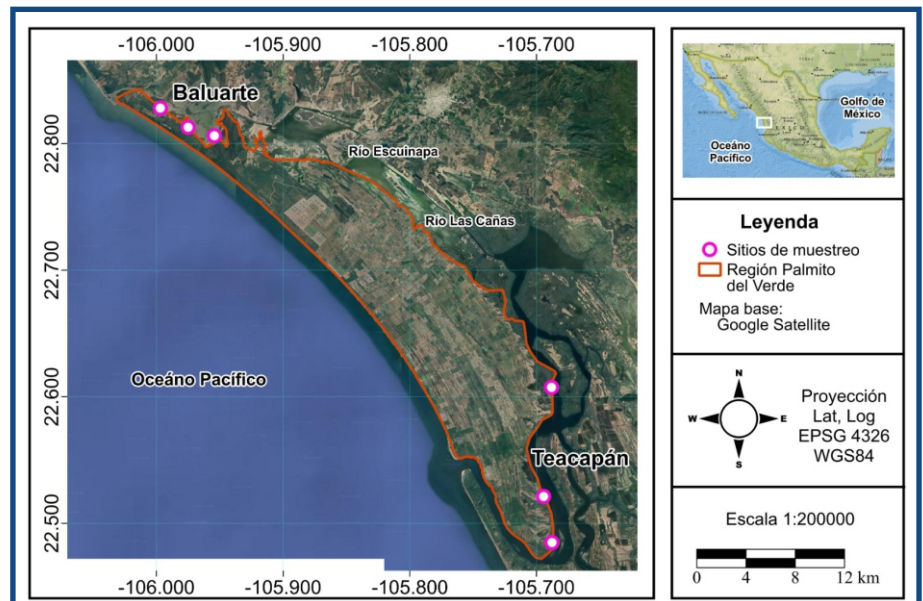
Esta ruptura en flujos de energía y materia ha ocasionado en el manglar no sólo la pérdida funcional en cuanto al albergue de especies nativas endémicas, protegidas, migratorias o de interés comercial como el ostión, el camarón, las tortugas, el róbalo y distintas especies de cangrejos, sino afectaciones en los servicios ecosistémicos que ofrecía previo a la destrucción (Moreno-Casasola, 2016).

De esta manera, el objetivo de este estudio es describir la flora y vegetación de los manglares en la RPV, así como comparar la estructura forestal de las comunidades de manglar en las zonas Baluarte y Teacapán. Este registro contribuirá al mejoramiento de planes de conservación, planes de manejo costero y toma de decisiones al brindar un antecedente que permita reconocer el valor intrínseco e instrumental de las especies de la zona.

## ▶ METODOLOGÍA

### Área de estudio

La región Palmito del Verde (RPV) pertenece a los municipios de Escuinapa y El Rosario, al sur del Estado de Sinaloa, entre las coordenadas  $-160^{\circ}$  O,  $22.8^{\circ}$  N y  $-105.7^{\circ}$  O,  $22.5^{\circ}$  N, con altitudes que van de los 0 hasta los 180 msnm (Figura 1). Es un complejo lagunar formado hace más de 7,000 años, durante la era Cenozoica (Scott y Foster, 2000). Tiene una extensión de más de  $300 \text{ km}^2$ , un clima tropical con lluvias en verano y una prevalencia de suelos Arenosol/Regosol (García, 2004; INEGI, 2013). El polígono de la RPV se construyó considerando el borde de las marismas, durante la época seca.



**Figura 1.** El polígono rojo representa la región Palmito del Verde y los círculos morados los sitios de muestreo.

Los manglares de la porción sureña de la RPV, correspondientes a la localidad de Teacapán, colindan con el estado de Nayarit y permanecen inundados prácticamente todo el año. Allí, las condiciones son óptimas para el desarrollo del mangle rojo (*Rhizophora mangle*). Los manglares de la porción norteña, correspondientes a la boca del río Baluarte, presentan inundaciones temporales y gran parte del año el hábitat se mantiene seco. Por lo anterior, es un lugar idóneo para otro tipo de



especies, como el mangle negro (*Avicennia germinans*) y el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) (Monroy-Torres et al., 2015).

## Trabajo de campo

Durante el 2017, se realizaron visitas a la RPV. Tres cuadrantes de 40 x 10 m, equivalentes a 0.12 ha (Phillips et al., 2003), fueron establecidos en la porción sureña (Teacapán), y tres más en la porción norteña (Baluarte), de forma aleatoria. De cada sitio se obtuvieron las coordenadas UTM con ayuda de un GPS Garmin etrex 20x.

Un análisis de diversidad y estructura vegetal fue llevado a cabo. La colecta de datos biológicos se limitó a las especies de flora que se encontraban enraizadas dentro de los cuadrantes, incluso si sus copas excedían el límite, y considerando árboles con un diámetro del tronco a la altura del pecho (DAP)  $\geq 5$  cm. En el caso de las especies con raíces tipo zanco, como *R. mangle*, la medición se realizó a 1.3 m de altura de donde el inicio del tallo era observado; de la misma forma en aquellos individuos ramificados la medición se realizó posterior de la bifurcación o mediante un promedio de los diámetros de todos los troncos. De cada individuo se obtuvo la siguiente información: identificación a nivel de especie, altura, cobertura y DAP., a nivel de especies el valor de frecuencia y densidad fueron registrados. En el caso de las herbáceas, epífitas, parásitas y lianas herbáceas sólo fueron determinadas e incluidas en el listado general.

## Índice de Valor de Importancia (IVI) y estructura forestal

Para definir que especies contribuyen en mayor medida a la estructura en una comunidad, se utilizó la cobertura como equivalente al área basal. La cobertura proporciona información sobre la vegetación que cubre el suelo y su contribución a la biomasa en un área específica; de modo que una mayor área basal se traduce en una mayor cobertura de suelo (Zarco-Espinosa, Valdez-Hernández, Ángeles-Pérez, Castillo-Acosta, 2010). Se asignó un valor constante inicial de 300 a todas las especies, el cuál varía con relación a los valores relativos de las demás especies. Además, la estructura horizontal (DAP) y vertical (altura) de Teacapán y Baluarte, fueron



comparadas con la prueba de la U de Mann-Whitney, realizada en el software Statistica 7.0, ya que esta permite determinar si existen diferencias significativas entre dos grupos independientes que no cumplen supuestos de normalidad.

### **Diversidad alfa**

Se utilizó el índice de Shannon ( $H'$ ) para evaluar la entropía de las comunidades. Este se interpretó como la probabilidad de que un individuo elegido al azar pertenezca a una especie  $x$ . Se obtuvo un valor máximo de Shannon ( $H'_{max}$ ) para Baluarte y uno para Teacapán, mediante:  $H'_{max} = e(S)$ , donde  $S$  es el número total de especie. Para definir cuán alta o baja es la diversidad alfa, se utilizó un valor de equitatividad ( $E$ ), el cual se obtiene mediante  $E = H'/H'_{max}$  (Jost, 2006). Los valores de Shannon se obtuvieron con el logaritmo neperiano y en el software PAST 3.18.

### **Diversidad beta**

Para representar el grado de diferencia de especies entre las comunidades se utilizó el índice de Jaccard. Este índice expresa la relación entre el número de especies diferentes contra el número de especies compartidas en ambas comunidades (Jost, 2006). Este análisis se realizó en el software Rstudio 4.1.2.

## **▶ RESULTADOS**

*Inventario florístico:* se registró un total de 13 especies, incluidas en 12 géneros y 8 familias (Tabla I), sólo a una especie no fue posible asignarle una categoría taxonómica, de modo que fue removida del listado general, pero se mantuvo en los análisis posteriores. De estas especies, ninguna es endémica del Pacífico mexicano, cuatro están listadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010, cuatro aparecen en la Lista Roja de la UICN, como Preocupación menor, y ninguna está incluida en el CITES.

**Tabla I.** Listado florístico. Nom-059-NOM-059-SEMARNAT-2010 [Pr-Protección especial; A-Amenazada]; IUCN [LC-Preocupación menor].

Familia/Especie	Nombre Común	NOM-059	IUCN
<b>ACANTHACEAE</b>			
<i>Avicennia germinans</i>	Puyeque, mangle negro	A	LC
<b>COMBRETACEAE</b>			
<i>Laguncularia racemosa</i>	Mangle blanco	A	LC
<i>Conocarpus erectus</i>	Botoncahui o mangle botoncillo	A	LC
<b>MALVACEAE</b>			
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guásima		
<b>ANNONACEAE</b>			
<i>Annona glabra</i>	Anona		
<b>RHIZOPHORACEAE</b>			
<i>Rhizophora mangle</i>	Mangle rojo	A	LC
<b>LEGUMINOSAE</b>			
<i>Microlobius foetidus</i>	Caca de caimán		
<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	Conchi		
<i>Prosopis juliflora</i>	Mareño		
<i>Acacia pennatula</i>	Huinol		
<b>CAPPARACEAE</b>			
<i>Crateva tapia</i>	Roachi		
<b>EUPHORBIACEAE</b>			
<i>Sapium glandulosum</i>	Iza		

*Índice de Valor de Importancia (IVI) y estructura forestal:* en el punto de muestreo Teacapán, se registró un total de 504 individuos, distribuidos en tres especies. La familia Combretaceae fue la más predominante tanto en términos de número de especies (dos), como de individuos (312); no obstante, *R. mangle* se destaca como la especie con mayor IVI (Tabla II). La mediana del DAP fue de 7.5 cm y la mediana de la altura fue de 7 m.



**Tabla II.** Índice de Valor de Importancia de los puntos de muestreo Teacapán y Baluarte.

Especie	Frecuencia Relativa	Densidad Relativa	Dominancia Relativa	Índice de Valor de Importancia
<b>Teacapán</b>				
<i>Rhizophora mangle</i>	33.33	38.46	47.63	119.43
<i>Laguncularia racemosa</i>	33.33	35.90	29.71	98.94
<i>Avicennia germinans</i>	33.33	25.64	22.66	81.63
<b>Baluarte</b>				
<i>Laguncularia racemosa</i>	15.00	47.04	56.01	118.05
<i>Avicennia germinans</i>	15.00	46.80	38.49	100.29
<i>Conocarpus erectus</i>	15.00	0.99	1.82	17.81
ID	10.00	0.49	0.45	10.95
<i>Guazuma ulmifolia</i>	5.00	1.48	1.14	7.62
<i>Annona glabra</i>	5.00	0.74	0.23	5.97
<i>Rhizophora mangle</i>	5.00	0.49	0.42	5.92
<i>Microlobius foetidus</i>	5.00	0.49	0.38	5.87
<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	5.00	0.25	0.61	5.85
<i>Prosopis juliflora</i>	5.00	0.49	0.15	5.64
<i>Acacia pennatula</i>	5.00	0.25	0.15	5.40
<i>Cratogeomys merriami</i>	5.00	0.25	0.08	5.32
<i>Sapium glandulosum</i>	5.00	0.25	0.08	5.32

En el punto de muestreo Baluarte se reportaron 406 individuos dentro de 13 especies. La familia Combretaceae fue la más común en cuanto al número de especies (dos) e individuos (312). En este caso *L. racemosa* fue la especie con mayor importancia para la estructura de la vegetación (Tabla II). En Baluarte, la mediana del diámetro de tronco (DAP) fue de 5.8 cm y la mediana de la altura fue 3.97 m.

Los análisis estadísticos mostraron que el sitio Baluarte fue significativamente menor, tanto en el DAP ( $U=88660.5$ ,  $p=0.0003$ ,  $n_1=506$ ,  $n_2=406$ ) como en la altura ( $U=33530$ ,  $p=0.000$ ,  $n_1=506$ ,  $n_2=406$ ).

**Diversidad alfa:** con relación al índice de Shannon ( $H'$ ), el sitio Teacapán presentó una  $H'_{max}=1.009$  y un valor de  $H'=1.08$ , con una equitatividad cercana a la unidad. Al contrario, el sitio Baluarte, mostró una  $H'_{max}=2.565$  y un valor de  $H'=1.02$ , con una equitatividad cercana a 0.4.

**Diversidad beta:** el análisis de similitud mediante el índice de Jaccard mostró un valor de 23.08%.



## ► DISCUSIÓN

Los manglares no solo a escala local, sino también global, son de gran importancia ecológica, social y económica debido a los numerosos servicios ecosistémicos que proporcionan, tales como la protección de costas, turismo, capacidad de almacenar carbón en el suelo (por su alta productividad, acumulación de materia orgánica y secuestro de carbono) y su función como hábitat para numerosas especies de fauna de interés comercial (Quintero-Morales et al., 2021; Moreno-Casasola, 2016). Sin embargo, esto también los convierte en un hábitat en riesgo, ya que enfrentan altas tasas de explotación debido a las actividades antropogénicas (Moreno-Casasola, 2016).

En la región sur de Sinaloa, en los municipios de Escuinapa y El Rosario, se localiza la Región Palmito del Verde (RPV), la cual se encuentra aledaña a la Reserva de la Biósfera Marismas Nacionales Nayarit. Esta zona se caracteriza por una amplia extensión de manglar, la cual suele ser amenazada por pesquerías, turismo, extracción de sal, acuicultura y agricultura (Quintero-Morales et al., 2021).

Esta investigación aportó un inventario florístico del manglar presente en la RPV. Este no reportó novedad alguna a los trabajos previos realizados en esta zona (Amador-Cruz y Bordenave, 2024). Sin embargo, es fundamental destacar que las cuatro especies de manglar fueron registradas en este proyecto, las cuales están enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010, como amenazadas. Esto es un reflejo de la heterogeneidad en el hidroperíodo local de la RPV (Blanco y-Correa Magallanes, 2011).

Dentro de la RPV, ambos sitios de manglar mostraron un patrón en el que *A. germinans* y *L. racemosa* fueron estructuralmente importantes. Sin embargo, en Teacapán *R. mangle* mostró el IVI más alto, seguido por *L. racemosa* y *A. germinans*. Esta condición puede explicarse por el impacto del huracán Rosa, que afectó la región de Marismas Nacionales con vientos de hasta 160 km/h, dañando aproximadamente 450 hectáreas de manglar en Nayarit y zonas aledañas (Tovilla Hernández y Orihuela Belmonte, 2004). *L. racemosa* fue la especie que mejor toleró los vientos y mostró un aumento en su dominancia en comparación a *A.*



*germinans*. El hecho de que en el presente estudio *R. mangle* muestre el mayor valor de IVI entre las tres especies para Teacapán, respalda su capacidad para tolerar períodos prolongados de inundación. Al contrario, para el sitio el Baluarte, se observa un valor de importancia bajo de *R. mangle*, lo cual es un indicativo de que hay una baja influencia de mareas favorables para las especies de mangle que sobresalieron (Monroy-Torres et al., 2015).

En cuanto a la estructura horizontal y vertical, se observaron diferencias significativas tanto en el DAP como en las alturas de los árboles. Las medianas del DAP y la altura en Teacapán fueron más altos que en el Baluarte. Si bien se han reconocido una gran cantidad de variables asociadas a la composición florística del manglar como viento, sedimentos, temperatura y latitud; la salinidad y la dinámica de mareas son reconocidos como los factores que más influyen en el establecimiento y crecimiento de las especies asociadas a estos ambientes, donde especies como *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans* son las mejor adaptadas (Monroy-Torres et al., 2015). El hecho de que Teacapán presente un período de inundación más constante permite el establecimiento y mejor desarrollo de *R. mangle* y las otras especies de mangles (*L. racemosa* y *A. germinans*) (Monroy-Torres et al., 2015). A diferencia del sitio Baluarte, donde los individuos de *R. mangle* son escasos (solo se observaron dos ejemplares). Es así como se puede inferir que, al ser un sistema en constante sequía, la concentración de sales es muy elevada, creando condiciones menos favorables para las especies vegetales y provocando cambios visibles en su estructura horizontal (DAP) y vertical (altura).

En la RPV, ambos sitios presentaron valores similares del índice de Shannon, aunque Teacapán mostró un valor ligeramente mayor, cumpliendo con el supuesto de que los valores de diversidad disminuyen a medida que aumenta la dominancia de una especie en un ecosistema (Jost, 2006). Aunado a ese valor de diversidad, la equitatividad de Teacapán fue alta (cercana a la unidad), aunque su riqueza fue mínima, y en Baluarte la equitatividad fue baja ( $\approx 0.4$ ), pero con alta riqueza de especies. De modo que, sobre los manglares del sur de Sinaloa, podemos mencionar que aquellas comunidades



correspondientes a Teacapán son bastante equitativas, pero de riqueza ínfima, y en Baluarte hay una alta heterogeneidad en las abundancias de especies, pero con alto niveles de riqueza.

Las diferencias observadas en florística han impactado de forma directa a la diversidad beta, la cual resultó en valores muy bajos de similitud (23.1%). La presencia de tan pocas especies compartidas responde principalmente a que cada sitio representa un tipo de marisma fitosociológica diferente (Blanco y-Correa Magallanes, 2011). Teacapán tiene un amplio frente abierto al mar y Baluarte está en una marisma cerrada, donde la marea tiene contacto con la marisma a través de canales estrechos. Estas condiciones han favorecido, en el primer caso, el establecimiento de extensos manglares, compuestos por *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans*, que son las especies más dominantes en México debido a su tolerancia a amplios intervalos de salinidad y la constante influencia de las mareas provenientes de la Boca de Teacapán (Monroy-Torres et al., 2015). La extensión de la superficie cubierta por esta asociación vegetal es tan significativa que se ha convertido en una de las principales justificaciones para promover el establecimiento de la Reserva de la Biósfera Marismas Nacionales Sinaloa.

En el segundo caso, Baluarte tiene tres canales de contacto que inundan la marisma: 1) la unión de los ríos Baluarte –Las Cañas, 2) la unión de los ríos Baluarte – Escuinapa y 3) las lluvias que ocurren entre julio y septiembre (Blanco y-Correa Magallanes, 2011) (Figura 1). Estas condiciones generan un ambiente distinto al observado en el sitio Teacapán, ya que los escasos aportes de agua dulce y la limitada influencia de las mareas podrían resultar en intervalos de salinidad más elevados (Monroy-Torres et al., 2015). Por tanto, las diferencias entre estos dos sitios radican en las condiciones ambientales y ecológicas de cada uno, lo que genera un cambio en la composición florística de las comunidades y, por ende, en su funcionamiento y diversidad.

Finalmente, este estudio subyace como pionero en las investigaciones ecológicas del manglar del sur de Sinaloa, describiendo tanto las especies de mangle, como aquellas adaptadas a las condiciones salinas e inundables de estos ecosistemas. Si bien, el documento reporta datos del año 2017, estos pueden ser de gran interés para propósitos de conservación, manejo y toma de decisiones, ya sea mediante medidas de orden público o de gobernanza.



## ▶ AGRADECIMIENTOS

A los Doctores Daniel Benítez Pardo y David Serrano Hernández por su apoyo para la realización de esta actividad.

## ▶ FINANCIAMIENTO

El proyecto fue apoyado por el Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías – CONAHCyT (769304) y el Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI-UAS 2015/039) de la Universidad Autónoma de Sinaloa.

## ▶ BIBLIOGRAFÍA

**Amador-Cruz, F. (2018).** Composición florística y estructura de la vegetación del sur de Sinaloa, con fines de manejo y conservación [Tesis de Maestría, Universidad Autónoma De Sinaloa]. doi: [10.13140/RG.2.2.30498.07366](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30498.07366)

**Amador-Cruz, F., y Bordenave, B. G. (2024).** Criterios para establecer áreas prioritarias para la conservación en la región de Sinaloa, México. *BOSQUE*, 45(1), 91-102. doi: [10.4067/S0717-92002024000100091](https://doi.org/10.4067/S0717-92002024000100091)

**Blanco y-Correa Magallanes, J. M. (2011).** *Diagnóstico funcional de Marismas Nacionales*. Universidad Autónoma de Nayarit-Comisión Nacional Forestal.

**Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2013).** *Conjunto de datos vectoriales edafológico, escala 1:250000, Serie II*. Recuperado de: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>





- García, E. (2004).** Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Jost, L. (2006).** Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375. doi: [10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x](https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x)
- Monroy-Torres, M., Flores-Verdugo, F., y Flores-de-Santiago, F. (2015).** Growth of three subtropical mangrove species in response to varying hydroperiod in an experimental tank. *Ciencias Marinas*, 40(4), 263-275. doi: [10.7773/cm.v40i4.2455](https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2455)
- Moreno-Casasola, P. (2016).** *Servicios Ecosistémicos de las Selvas y Bosques costeros de Veracruz*. México: Instituto Literario de Veracruz, S.C. URL: <https://colver.com.mx/Publicaciones/ServiciosEcosistemicos.pdf>
- Phillips, O.L., Vásquez Martínez, R., Núñez Vargas, P., et al. (2003).** Efficient plot-based floristic assessment of tropical forests. *Journal of Tropical Ecology*, 19(6), 629-645. doi: [10.1017/S0266467403006035](https://doi.org/10.1017/S0266467403006035)
- Quintero-Morales, A., Plata-Rocha, W., Olimón-Andalon, V., Monjardín-Armenta, S., y Nemiga-Antonio, X. (2021).** Dynamics of changes in land use and estimation of CO<sub>2</sub> in mangroves in the Marismas Nacionales area, Mexico. *Ciencias Marinas*, 47(2), 105-125. doi: [10.7773/cm.v47i2.3162](https://doi.org/10.7773/cm.v47i2.3162)
- Scott, S.D, y Foster, M.S. (2000).** The prehistory of Mexico's northwest coast. A view from the Marismas Nacionales of Sinaloa and Nayarit. En S. Gorenstein (Ed.), *Greater Mesoamerica: The archaeology of west and northwest Mexico* (pp. 107-135). Salt Lake City, U.S.A.: University of Utah Press.
- Tovilla Hernández, C. y Orihuela Belmonte, D.E. (2004).** Impacto del huracán Rosa sobre los bosques de manglar de la costa norte de Nayarit, México. *Madera y Bosques*, 10(Es2).



**Velázquez Salazar, S. et al. (2021).** *Manglares de México. Actualización y análisis de los datos 2020.* Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. URL: <https://agua.org.mx/biblioteca/manglares-de-mexico-actualizacion-y-analisis-de-los-datos-2020/>

**Zarco-Espinosa, V.M., Valdez-Hernández, J., Ángeles-Pérez, G., y Castillo-Acosta, O. (2010).** Structure and diversity of arboreal vegetation in the Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y ciencia*, 26(1), 1-17. URL: <https://era.ujat.mx/index.php/rera/article/view/179/137>



## Revisión Científica

### Toxicología y parasitología ambiental: resiliencia entre sostenibilidad y turismo ante los efectos adversos de protectores solares en organismos acuáticos

### Environmental toxicology and parasitology: resilience between sustainability, and tourism toward the adverse effects of solar creams on aquatic organisms



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el origina



1. Mayra Ixchel Grano-Maldonado



0000-0001-7519-379X

Facultad de Ciencias del Mar,  
Universidad Autónoma de Sinaloa,  
Mazatlán, Sinaloa.

Autor de correspondencia:  
[granomayra@uas.edu.mx](mailto:granomayra@uas.edu.mx)



2. Cyntia Ayumi Yokota Harayashiki



0000-0003-0050-0147

Instituto de Parasitología Tropical e  
Saúde Pública (IPTSP), Universidade  
Federal de Goiás (UFG)

email: [c.harayashiki@gmail.com](mailto:c.harayashiki@gmail.com)



3. Thiago Lopes Rocha



0000-0003-0551-6842

Instituto de Parasitología Tropical e  
Saúde Pública (IPTSP), Universidade  
Federal de Goiás (UFG)

email: [thiagorochabio20@ufg.br](mailto:thiagorochabio20@ufg.br)



---

**Toxicología y parasitología ambiental:  
resiliencia entre sostenibilidad y turismo  
ante los efectos adversos de protectores  
solares en organismos acuáticos**

---

---

**Environmental toxicology and parasitology:  
resilience between sustainability, and  
tourism toward the adverse effects of  
solar creams on aquatic organisms**

---

## ▶ RESUMEN

El objetivo de este estudio es presentar una revisión de las investigaciones multidisciplinarias entre las ciencias ambientales y químicas para comprender, de manera integral, el uso excesivo de los protectores o cremas solares y su efecto tóxico en organismos acuáticos, incluyendo a sus parásitos, como componentes de un ecosistema. Esta investigación se llevó a cabo durante actividades turísticas en reservas ecológicas en el estado de Goiás, Brasil donde se integra una visión *de salud única* incluyendo a los prestadores de servicios y los turistas. Se destaca la importancia de la ecotoxicología como una ciencia clave que identifica el impacto de los químicos contenidos en los productos de protección solar que disrumpen la fisiología, la reproducción, el comportamiento, los procesos biológicos en fases larvarias de organismos acuáticos como peces, anfibios, moluscos, incluyendo sus parásitos, y el papel que desempeñan como biomonitores ambientales. Esta investigación promueve propuestas concretas de conciencia ecológica como: promover el uso de ropa (sombreros, mangas largas y pantalones) bajo el sol para sustituir los protectores o cremas solares y no perjudicar a los todos los habitantes del ambiente acuático.

**Palabras clave:** Biomonitor, nanotecnología, parasitología ambiental, benzofenoles y dióxido de titanio



## ► ABSTRACT

The objective of this study is to present a review of multidisciplinary research between environmental and chemical sciences, to comprehensively understand the excessive use of sunscreens and their toxic effect on all aquatic organisms including their parasites as components of an ecosystem. This research was carried out during tourism activities in ecological reserves in Goiás, Brazil where one health vision is integrated, including service providers and tourists. The importance of ecotoxicology is highlighted as a key science that identifies the impact of chemicals contained in sunscreen products that disrupt the physiology, reproduction, behavior, and biological processes in larval stages of aquatic organisms such as fish, amphibians, mollusks, including their parasites and the role they play as environmental biomonitors. This research promotes concrete proposals of ecological awareness such as: promoting the use of clothing (hats, long sleeves, and pants) under the sun to replace sunscreens and not harm all the native population of the aquatic environment.

**Keywords:** Biomonitoring, Nanotechnology, environmental parasitology, benzophenols and titanium dioxide

## ► INTRODUCCIÓN

El turismo es un sector fundamental en la economía de un país. Países tropicales como México y Brasil tienen una biodiversidad única que atrae diversas actividades turísticas (Garrod, Wilson & Bruce, 2018). En Brasil se registraron, de enero a mayo de 2024, 3,264,765 turistas internacionales lo que representa un aumento del 8,6% del producto interno bruto (PIB) en 2024 (fuente: [agenciagov.ebc.com.br](https://agenciagov.ebc.com.br)) y en México se registró la llegada de 2,101,000 mil turistas internacionales lo que representa un incremento de 2.6% PIB en 2024 (fuente: <https://www.gob.mx/sectur>). Para garantizar que el turismo contribuya de manera sostenible a la economía regional, es esencial preservar las condiciones ambientales y garantizar su sustentabilidad a largo plazo (Steven & Castley, 2013) y las actividades en ambientes acuáticos se





destacan como prioritarias para los turistas (Garrod et al., 2018). Estas actividades turísticas permiten una experiencia única de conocimiento de la naturaleza y la conservación de la biodiversidad, sin perder de vista las necesidades de los visitantes (Bringas & González, 2000; Drum & Moore, 2004; Robert, Parris, & Leiserowitz, 2005). Sin embargo, la intensificación del ecoturismo subraya la necesidad de realizar investigaciones biológicas y ecológicas para evaluar los posibles efectos negativos sobre la vida silvestre y otras amenazas causadas por las actividades industriales y el daño al medio ambiente (Steven & Castley, 2013; Fennell, 2015; Magrin et al., 2024). En este contexto, esta investigación multidisciplinaria aborda el uso de las cremas (CS) o protectores solares (PS) durante actividades acuáticas en el estado de Goiás, Brasil y el posible impacto de sus componentes tóxicos en los organismos acuáticos en un futuro no muy lejano. Para ello se emplearon para la búsqueda de artículos en PubMed, Google Académico, Google Scholar, Research Gate, Scopus, con las palabras clave: “Nanotecnología”, “ecotoxicología”, “acuáticos”, “cremas solares” “parásitos”, “ambiental”. Se filtraron por el tema de interés.

## ▶ METODOLOGÍA

### *Ecotoxicología y nanotecnología en las ciencias acuáticas*

Recientemente, la nanotecnología se está convirtiendo en el conocimiento clave para el desarrollo tecnológico en diversas disciplinas, tal es el caso del uso de nanopartículas- NPs. Este campo se ha destacado por ser pionero en el empleo de nuevos materiales con aplicaciones en diversos sectores y, de manera particular, en todo tipo de protectores solares (Santos et al., 2022). Algunos CS o PS han sido creados a partir de componentes como: avobenzona, oxibenzona, octisalato, octocrileno (Guan, Lim & Mohammad, 2021; Santos et al., 2022), nanopartículas de dióxido de titanio (Rajasekar, Sivakumar, & Selvam, 2024), benzofenoles (Sun et al., 2023), octinoxato (Lorigo, Quintaneiro, Breitenfeld & Cairrao, 2024) o la combinación de 2-benzofenol-3 y nanopartículas de dióxido de titanio (Sun et al., 2023; Moreira Morais et al., 2024) todas estas moléculas tienen la



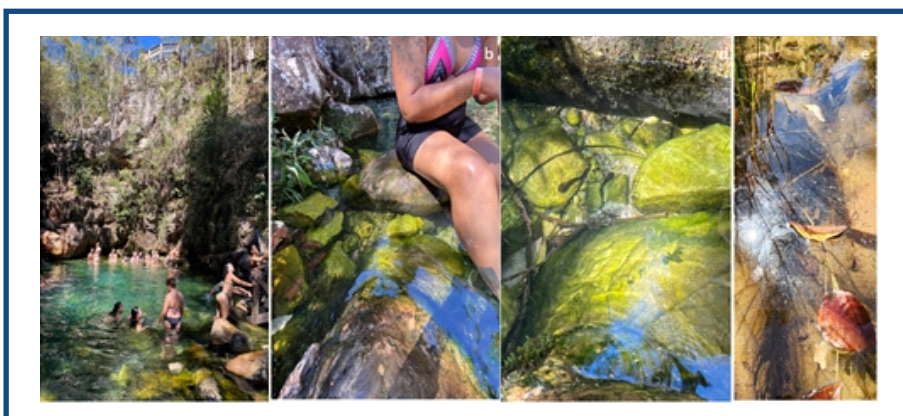
particularidad de reflejar y evitan la penetración de la radiación ultravioleta proveniente del Sol.

El uso de las cremas solares es promovido por los médicos dermatólogos para impedir el envejecimiento de la piel y el cáncer causado por la penetración de los rayos UV provenientes del Sol. (Verma et al., 2024). De acuerdo con Verma et al., (2024) hay dos tipos de radiación UV. La exposición a la radiación tipo-A se asocia con el envejecimiento de la piel y puede penetrar la piel más profundamente que la radiación tipo-B que promueve la síntesis de vitamina D3. Sin embargo, gracias a los estudios ecotoxicológicos, hasta hace unos años se empezaron a conocer las consecuencias en ambientes acuáticos del uso de protector solar en la literatura, debido a las NPs utilizadas.

La ecotoxicología como ciencia se centra en los efectos interactivos de compuestos químicos en modelos biológicos. La nanotecnología, surge como un componente en la biocompatibilidad y las propiedades cruciales de los nanomateriales con propiedades multifuncionales que ha aumentado el interés en el campo de la ecotoxicología utilizando NPs (Silva Brito, Bebianno & Rocha, 2024). Estas nanotecnologías han abierto varios aspectos de diversos campos científicos. Este es el caso del laboratorio de Biotecnología ambiental y ecotoxicología (LABAE) de la Universidad Federal de Goiás en Brasil, el cual ha generado una base de estudios importantes que han documentado y que engloban a los estresores químicos y físicos como NPs (Araújo et al., 2020, 2024; Caixeta et al., 2021; Pena et al., 2022; Salla et al., 2024), micro- y nanoplásticos (Malafaia et al., 2020; Rodrigues et al., 2024; Salla et al., 2024; Santos et al., 2024), y pesticidas (Rodrigues et al., 2024) pueden afectar la supervivencia, reproducción, desarrollo embrionario y larval, tasa de eclosión, frecuencia cardíaca y comportamiento de peces zebrafish (*Danio rerio*), caracoles *Biomphalaria* spp y renacuajo *Aquarana catesbeiana*.

El interés de esta investigación surgió a partir de la exploración de ambientes acuáticos con características particulares, regiones caracterizadas por el bioma del cerrado, con diversas actividades ecoturísticas acuáticas. La atracción del lugar son las más de 100 cascadas catalogadas de diferentes tamaños y aguas cristalinas de

diferentes colores rodeadas de frotaciones geológicas con gran contenido de calcio y cuarzo (Figura 1a). Algunos paseos acuáticos tienen pocos años abiertos al turismo local. Debido a esto, se conoce relativamente poco sobre los riesgos potenciales del uso de las CS y PS ya que se puede observar una película en la superficie del agua (Figura 1d). El objetivo de este estudio es informar a visitantes y profesionales que trabajan en actividades turísticas sobre el uso de las CS y PS, ya que varios estudios indican su potencial ecotoxicológico para organismos acuáticos, como los renacuajos, que convienen con los turistas que usan los PS (Figura 1b-c) a pesar de las recomendaciones como el uso de camisas de manga larga y pantalones (Figura 2ab).



*Figura 1.* Detalles del sitio de estudio



*Figura 2.* Detalles de la recomendación para uso recreativo del sitio

## ▶ RESULTADOS

### *¿Qué sucede en los ambientes marinos?*

Los ambientes marinos son muy estudiados en lo que respecta a la contaminación y efectos de los PS en los organismos acuáticos, esto se debe a que el océano es el destino final de los contaminantes. Sustancias químicas y otros materiales, como plásticos y colillas de cigarro, pueden ser transportados por ríos y desembocar en regiones costeras (Aly, Williams & Hudson, 2012; Ribeiro, Harayashiki, Ertaş & Castro, 2021). Además, la presencia de centros urbanos, industriales y portuarios en los litorales también son responsables por la contaminación de los ambientes marinos (Harayashiki et al., 2022). Entre los contaminantes químicos más estudiados en los ambientes acuáticos marinos se pueden destacar los bifenilos policlorados, hidrocarburos, metales y organoclorados. Sin embargo, hay otros contaminantes que afectan a los medios acuáticos y son ingredientes de algunas cremas solares.

Estudios demostraron que sustancias presentes en CS y PS pueden promover el blanqueo de los arrecifes coralinos (Yuan et al., 2022). Este ecosistema abriga diversos organismos, desde los más pequeños organismos del zooplancton, hasta los más grandes, como tiburones con residuos de drogas antropogénicas (Araujo et al., 2024). Así, el blanqueo de corales por sí solo puede promover el desequilibrio de este ecosistema. Adicionalmente, otros estudios también observan los efectos negativos hormonales en organismos acuáticos expuestos a ingredientes de CS y PS (Wheate, 2022). Estos hallazgos llevaron a algunos países a prohibir algunas sustancias como benzofenona-3 (BP3 también conocida como oxibenzona) y metoxicinamato de etilhexilo (EHMC u octinoxato) (Miller, Pawlowski & Kellermann, 2021). NPs como sistema de entrega de PS existen desde hace muchos años y son capaces de proteger efectivamente los filtros orgánicos que componen los PS de la degradación química (Shi et al., 2012). Por ejemplo, PS de NPs de óxido de zinc promueve la regulación positiva de genes antioxidantes, la creación de especies reactivas de oxígeno y causan estrés oxidativo en copépodos (Wong et al., 2020). En peces, la función

metabólica del hígado y el comportamiento fueron alteradas después de la exposición a oxibenzona y NPs de dióxido de titanio (Carvalhais et al., 2021), también los embriones de los peces zebra podrían absorber BP-3 (Moreira Morais et al., 2024). Sin embargo, los efectos de estas NPs en organismos de agua dulce aún necesitan ser mejor investigados. Sin embargo, los resultados *In vitro* sólo pueden estimar en parte los efectos poblacionales. Otros estudios como los elaborados por Gholap et al., (2024) realizaron una revisión muy extensa sobre las implicaciones ambientales del octocrileno en productos con filtros y el daño que representan para los ecosistemas marinos. Estos autores destacan la sensibilidad bacteriana a estos filtros, lo que genera preocupación sobre el papel de microorganismos en la integración en la cadena alimentaria. Sin embargo, hay estudios elaborados con organismos de agua dulce, como los moluscos gasterópodos y peces, que han demostrado una amplia gama de respuestas en exposiciones de laboratorio y han sido considerados modelos clave en la investigación por que son de fácil manutención e interactúan fácilmente con las NPs.

## ► DISCUSIÓN

### *Parasitología ambiental y contaminantes*

El interés por el estudio de la parasitología ambiental inició hace casi 30 años (Sures, 2007, 2008) debido al efecto de las condiciones ambientales locales y el comportamiento de los parásitos (Sures & Nachev, 2022). Esta ciencia ambiental tiene por meta investigar como los contaminantes antropogénicos influyen de alguna manera en la salud de sus hospederos (peces, anfibios, etc.) y en sus parásitos. En estas investigaciones de casi tres décadas, autores como Sures & Nachev, (2022) se han interesado en conocer los efectos dominantes de algunos estresores sobre otros. Es una realidad que en la actualidad el estudio de la parasitología ambiental en México es insuficiente y hay pocos estudios. Sobresalen los realizados en el Golfo de México por Vidal-Martínez (2007) que emplea a los parásitos como bioindicadores de la salud ambiental en un ecosistema acuático donde los hospederos-parasitos están asociados a la contaminación química por los





hidrocarburos y metales pesados del agua marina, estuarina en lagunas costeras (Pech et al., 2009) o para determinar las diferentes fuentes de estrés ambiental debido a la presencia de zonas petroleras. Así también, en invertebrados como camarones *Farfantepenaeus duorarum* en la zona de Campeche (Vidal-Martínez et al., 2006). Otro estudio realizado en lagunas costeras por Pech et al., (2009) emplearon peces tetradontidos *Spheroides testudineus* y sus helmintos como bioindicadores ambientales en la Península Yucateca. En el estado de Campeche, recientemente se creó el laboratorio de Parasitología ambiental en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología- Estación del Carmen, donde en colaboración científica los autores, Capparelli et al., (2024) emplearon como modelo de estudio parásitos presentes en crustáceos en zona de manglares restaurados para evaluar las condiciones ambientales con la presencia de metales pesados y ecotóxicos, estos autores han contribuido al estudio de la parasitología ambiental en lagunas costeras en el suroeste de México. Este otro estudio realizado por May-Tec et al., (2022) reveló la presencia de parásitos crustáceos como *Pseudochondracanthus diceraus* (Chondracanthidae) un copépodo de importancia para la acuicultura en botetes *Spherooides annulatus* en el Pacífico mexicano; y otro crustáceo branquiuro del género *Argulus* sp. en varias especies de botetes en el estado de Campeche. Estos autores evidencian la presencia de las mismas especies de crustáceos parásitos en el Golfo de México, el Océano Atlántico y el Océano Pacífico; lo cual fue comprobado recientemente por López-Ceseña et al., (2024) por primera vez con la presencia de argúlidos en puyeques *Dormitator latrifrons* en Sinaloa. Tomando en cuenta, las sugerencias elaboradas por May-Tec et al. (2022) se podría iniciar un estudio en botetes silvestres que comparten hábitats con puyeques en lagunas costeras en el Pacífico y evaluar, a través de sus parásitos, la calidad del agua en el ambiente. Hay pocos estudios que han promovido el estudio de la parasitología ambiental y en esta área poco explorada en México se requieren más actores que aborden temas relacionados con estas ciencias ambientales como lo sugieren May-Tec et al., (2022). Por ejemplo, Sures & Nachev (2022) mencionan que la mayoría de los estudios se han realizado en invertebrados, por lo que este campo de



investigación es prometedor para futuras investigaciones.

Debido a lo anterior, esta investigación propone estudios para monitorear el estado de salud de los sistemas de agua dulce, salobre y marina con invertebrados y peces como hospederos intermediarios de muchos parásitos donde se llevan a cabo actividades turísticas donde haya uso de cremas solares (Araújo et al., 2020, 2024; Caixeta et al., 2021; Pena et al., 2022; Salla et al., 2024), y pesticidas (Rodrigues et al., 2024); en actividades de gran importancia comercial para el consumo humano, como la pesca y la acuicultura. En Sinaloa, por ejemplo, en la franja costera del noroeste de México, hay actividades acuáticas diversas en el mar y zonas de manglares, acuicultura y pesca, donde este tipo de estudios es pertinente. Con ello, el laboratorio de Parasitología acuática y ambiental en la FACIMAR comenzó a elaborar estudios en consenso con especialistas en el área de la ecotoxicología y parasitología ambiental (Grano-Maldonado et al., 2020; Caixeta et al., 2020; Silva et al., 2022; Braga et al., 2023) con la finalidad de incrementar e incentivar otros grupos nacionales de investigación en el área.

### *La resiliencia de los ambientes acuáticos*

De acuerdo con Pelletier et al. (2020) la resiliencia de los ambientes acuáticos existe cuando los ambientes tienen la capacidad de recuperarse durante o después de una alteración ambiental. Estos autores mencionan que el sistema podría adaptarse cuando se controlan los estresores que impactan dichos ambientes. Los cambios climáticos pueden provocar una serie de cambios en cascada que pueden disminuir la resiliencia del sistema (Scavia et al., 2002) por ejemplo, aspectos hidrológicos que determinan la cantidad de precipitación y viento de un lugar, incrementado inundaciones ha afectado zonas de anidación con arrastre de huevos afectando la viabilidad de las poblaciones (Shanley and Albert, 2014) o alterar sedimentos y modificar la concentración de nutrientes presentes (Scavia et al., 2002). Debemos tomar en cuenta que las tasas de recuperación de elementos como los componentes de cremas solares y las prácticas de gestión en el lugar para implementarlas. Cuando existe deterioro ambiental debido a factores



estresantes, es probable la recuperación si se eliminan los factores estresantes causantes de forma inmediata (Duarte et al., 2015) ya que los ecosistemas no suelen recuperar su condición anterior (Verdonschot et al., 2013) incluso cuando se reducen o eliminan los principales factores estresantes como en este caso, se pueden considerar la cantidad constante de visitantes que usa cremas solares y los componentes de ellas, hasta ahora no conocemos la resiliencia de los parásitos y sus hospederos en estos ambientes.

## ► CONCLUSIONES

El uso inadecuado de protectores solares y su liberación al ecosistema acuático se observa con frecuencia en regiones con actividad turística acuática, incluidas áreas de gran biodiversidad de organismos acuáticos silvestres incluyendo los parásitos que habitan en ellos. Por lo tanto, el presente estudio alerta a la comunidad sobre el potencial impacto ecotoxicológico de los protectores solares y resalta la urgente necesidad de desarrollar actividades de educación ambiental para concientizar a la población. Este trabajo pretende contribuir con el estudio de la ecotoxicología y parasitología ambiental en la costa del noroeste mexicano tomando en cuenta que los parásitos de organismos acuáticos dependen de sus hospederos como invertebrados (moluscos y peces), todos ellos están presentes en muchas actividades acuáticas turísticas, pesca y acuicultura en la costa sinaloense. Con ello, todos los parásitos podrían ser un modelo de biomonitoreo ambiental en ecosistemas acuáticos poco estudiado por científicos mexicanos.

## ► AGRADECIMIENTOS

Programa Pesquisador Visitante Estrangeiro (05/2023) otorgado a MIGM através do processo nº 202310267001159-FAPEG.



## ► BIBLIOGRAFÍA

Aly, W., Williams, I.D. & Hudson, M.D. (2013). Metal contamination in water, sediment and biota from a semi-enclosed coastal area. *Environ Monit Assess*, 185, 3879–3895 <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2837-0>

Araujo, G.F., de Oliveira, L., Barcellos, R., Wosnick, N., Vianna, M., Verruck, S., Hauser-Davis, R.A, Saggiaro. E. (2024). “Cocaine Shark”: First report on cocaine and benzoylecgonine detection in sharks. *Science of The Total Environment*, 948, 174798 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174798>

Araújo, P.S., Caixeta, M.B., Brito, R.D.S, Gonçalves, B.B., da Silva, S.M., Lima, E.C.O., Silva, L.D., Bezerra, J.C.B., Rocha, T.L. (2020). Molluscicidal activity of polyvinylpyrrolidone (PVP)-functionalized silver nanoparticles to *Biomphalaria glabrata*: Implications for control of intermediate host snail of *Schistosoma mansoni*. *Acta Tropica*, 211,105644. doi: 10.1016/j.actatropica.2020.105644.

Araújo, P.S., Caixeta, M.B., Nunes, E.D.S, Gonçalves, B.B., Rocha, T.L. (2024). Green synthesis of silver nanoparticles using *Croton urucurana* and their toxicity in freshwater snail species *Biomphalaria glabrata*. *Acta Tropica*, 255:107224. doi: 10.1016/j.actatropica.2024.107224.

Braga, R., Leão, R., Campos, T., Borges, K., Grano-Maldonado, M.I., Lino C., Takemoto, R., Rocha, T., Silva, L. (2023). Abundance of *Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus* (Nematoda: Camallanidae) in Characiformes fish and associated factors in Midwest Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 95(2): e20220978 DOI 10.1590/0001-3765202320220978

Bringas-Rábago, N.L. & González, I.I.J.(2004). El turismo alternativo: una opción para el desarrollo local en dos comunidades indígenas de baja california. *Economía, Sociedad y Territorio*, 4: 551-590.



- Caixeta, B., Araújo, P., Gonçalves, B., Silva, L., Grano-Maldonado, M.I., Rocha, T. (2020).** Toxicity of engineered nanomaterials to aquatic and land snails: a scientometric and systematic review. *C h e m o s p h e r e* , 260 : 127654 doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127654
- Caixeta, M.B., Araújo, P.S., Rodrigues, C.C., Gonçalves, B.B., Araújo, O.A., Bevilaqua, G.B., Malafaia, G., Silva, L.D., Rocha, T.L. (2021).** Risk assessment of iron oxide nanoparticles in an aquatic ecosystem: A case study on *Biomphalaria glabrata*. *J H a z a r d M a t e r* , 5 , 123398 . d o i : 10.1016/j.jhazmat.2020.123398.
- Capparelli, M.V., Pérez-Ceballos, R., Moulatlet, G.M., Rodríguez-Santiago, M.A., Dzul-Caamal, R., Mora, A., Suárez-Mozo, N.Y., Abessa, D.M., Zaldívar-Jiménez, A. (2024).** Application of ecotoxicological tools to evaluate the quality status of mangroves under restoration in the Yucatán Peninsula, Mexico. *M a r P o l l u t B u l l* , 203 : 116386 . d o i : 10.1016/j.marpolbul.2024.116386.
- Carvalhais, A., Pereira, B., Sabato, M., Seixas, R., Dolbeth, M., Marques, A., Guilherme S., Pereira, P., Pacheco, M., & Miei, C. (2021).** Mild Effects of Sunscreen Agents on a Marine Flatfish: Oxidative Stress, Energetic Profiles, Neurotoxicity and Behaviour in Response to Titanium Dioxide Nanoparticles and Oxybenzone. *I n t e r n a t i o n a l J o u r n a l o f M o l e c u l a r S c i e n c e s . ; 22 ( 4 ) : 1567 .* <https://doi.org/10.3390/ijms22041567>
- Drum, A. & Moore, A. (2004).** Ecotourism Development – A Manual for Conservation Planners and Managers (Volume I). An Introduction to Ecotourism Planning. The Nature Conservancy.
- Duarte, C.M., Borja, A., Cartensen, J., Elliott, M., Krause-Jensen, D., Marbà, N. (2015)** Paradigms in the recovery of estuarine and coastal ecosystems. *E s t u a r i e s C o a s t s* 38:1202–1212
- Fennell, D. (2008).** Ecotourism: An introduction. Tercera Ed. Taylor & Francis e-Library. 282 pp.





- Garrod, B., Wilson, J. & Bruce D. (2018).** Planificación del Ecoturismo Marino en el Área Atlántica de la UE:Guía de Buenas Prácticas. Disponibles online en la página web [www.tourism-research.org](http://www.tourism-research.org)
- Gholap, A., Pardeshi, S., Hatvate, N., Dhorkule, N., Sayyad, S., Khalid, M. (2024).** Environmental implications and nanotechnological advances in octocrylene-enriched sunscreen formulations: A comprehensive review, *Chemosphere*, 358, 142235, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142235>.
- Grano-Maldonado, M.I., Madureira,I., Trigueiro, S., Gonçalves, N., Rocha, T.L. (2022).** First experimental infection of guppies *Poecilia reticulata* (Peter, 1859) by lasidium larvae of freshwater mussel *Anodontites trapesialis* (Lamarck, 1819) *Helminthologia*, 59, 1: 104–110, 2022 Doi 10.2478/helm-2022-0009
- Guan, L., Lim, H.W., & Mohammad, T.F. (2021).** Sunscreens and photoaging: a review of current literature. *Am. J. Clin. Dermatol*, 22, 819-828, doi. 10.1007/s40257-021-00632-5
- Harayashiki, C.A.Y., Sadauskas-Henrique, H., de Souza-Bastos, L.R. et al. (2022).** Contamination gradient affects differently carbonic anhydrase activity of mollusks depending on their feeding habits. *Ecotoxicology*, 31, 124–133 <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02496-1>
- López-Ceseña, G., Rodríguez-Montes de Oca, G., Benítez, A., Nieves-Soto, M., Grano-Maldonado M.I. (2024).** Control treatment with Dermogard® Aqua for *Argulus* sp. (Crustacea) in the Pacific fat sleeper *Dormitator latifrons* (Eleotridae) in Mexico. *Mvz Cordoba*, accepted Agosto 2024
- Lorigo, M., C. Quintaneiro, L., Breitenfeld & Cairrao, E. (2024).** “Effects Associated with Exposure to the Emerging Contaminant Octyl-Methoxycinnamate (A UV-B Filter) in the Aquatic Environment: A Review.” *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 27 (2), 55–72. <https://doi.org/10.1080/10937404.2023.2296897>.



- Magrin, C., Saldaña-Serrano, Bairy, C., Vitali, L., & Micke, G. (2024).** Analysis of the UV filter Benzophenone-3 assimilation in *Crassostrea gigas* oysters post-exposure in a controlled environment by LC-MS/MS. *Chemosphere*, 363,142725. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142725>.
- Malafaia, G., de Souza, A.M., Pereira, A.C., Gonçalves, S., da Costa, Araújo, A.P., Ribeiro, R.X., & Rocha, T.L. (2020).** Developmental toxicity in zebrafish exposed to polyethylene microplastics under static and semi-static aquatic systems. *Science of the Total Environment*, 15, 700:134867. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134867.
- May-Tec, A.L., Baños-Ojeda, C., Mendoza-Franco, E.F. (2022).** Parasitic crustaceans (Branchiura and Copepoda) parasitizing the gills of puffer fish species (Tetraodontidae) from the coast of Campeche, Gulf of Mexico. *Zookeys.*, 16;1089:73-92. doi: 10.3897/zookeys.1089.79999
- Miller, I.B., Pawlowski, S., Kellermann, M.Y. (2021).** Toxic effects of UV filters from sunscreens on coral reefs revisited: regulatory aspects for “reef safe” products. *Environmental Sciences Europe*, 33, 74 <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00515-w>
- Moreira Morais, J., da Silva Brito, R., Saiki, P., Cirqueira Dias, F., de Oliveira Neto, J. R., da Cunha, Lopes, T.R., Bailão, E. F. L. C. (2024).** Ecotoxicological assessment of UV filters benzophenone-3 and TiO<sub>2</sub> nanoparticles, isolated and in a mixture, in developing zebrafish (*Danio rerio*). *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 87(17), 687–700. <https://doi.org/10.1080/15287394.2024.2362809>
- Pech, D., Vidal-Martínez, V.M., Aguirre-Macedo, M.L., Gold-Bouchot, G., Herrera-Silveira, J., Zapata-Pérez, O., Marcogliese, D.J. (2009).** The checkered puffer (*Spheroides testudineus*) and its helminths as bioindicators of chemical pollution in Yucatan coastal lagoons. *Science of the Total Environment*, 15; 407(7): 2315-24. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.11.054



- Pelletier, M.C., Ebersole, J., Mulvaney, K., Rashleigh, B., Gutierrez, M.N., Chintala, M., Kuhn, A., Molina, M., Bagley, M., Lane, C., (2020). Resilience of aquatic systems: Review and management implications. *Aquat Sci. Mar* 28,82(2):1-44. doi: 10.1007/s00027-020-00717-z.
- Pena, R.V., Machado, R.C., Caixeta, M.B., Araújo, P.S., de Oliveira, E.C., da Silva, S.M., Rocha, T.L. (2022). Lauric acid bilayer-functionalized iron oxide nanoparticles disrupt early development of freshwater snail *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818). *Acta Tropica*, 229:106362. doi: 10.1016/j.actatropica.2022.106362
- Rajasekar, M., J. Sivakumar, M. and Selvam, M. (2024). “Recent Developments in Sunscreens Based on Chromophore Compounds and Nanoparticles.” *RSC Advances*, 14 (4): 2529–2563. <https://doi.org/10.1039/D3RA08178H>.
- Ribeiro, V., Harayashiki, C., Ertaş, A., & Castro, I., (2021). Anthropogenic litter composition and distribution along a chemical contamination gradient at Santos Estuarine System—Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 46, 101902. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101902>.
- Robert K.W., Parris T.M., & Leiserowitz A.A. (2005). What is sustainable development? Goals, indicators, values, and practice. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 7:8–21. doi: 10.1080/00139157.2005.10524444.
- Rodrigues, C.C., Harayashiki, C.A.Y., Pereira, E., Rodrigues, G.L.S, Neves, B.J., Rocha, T.L. (2024). How do microplastics alter molluscicidal activity? Effects of weathered microplastics and niclosamide in developing freshwater snails. *Science of the Total Environment*, 20;922:171165. doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.171165.
- Salla, R., Oliveira, F., Jacintho, J., Cirqueira, F., Tsukada, E., Vieira, L., Rocha, T. (2024). Microplastics and TiO2 nanoparticles mixture as an emerging threat to amphibians: A case study on bullfrog embryos. *Environmental Pollution*, 346, 123624, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.123624>.



- Santos, A.L., Rodrigues, L.C., Rodrigues, C.C., Cirqueira, F., Malafaia, G., Rocha, T.L. (2024).** Polystyrene nanoplastics induce developmental impairments and vasotoxicity in zebrafish (*Danio rerio*). *Journal of Hazard Materials*, 15;464:132880. doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.132880.
- Santos, J., Marto, A.C., Chá-Chá, R., Martins, A.M., Pereira-Silva, M., & Ribeiro, H.M., Veiga, F. (2022).** Nanotechnology-based sunscreens—a review. *Materials Today Chemistry*, 23, 100709. <https://doi.org/10.1016/j.mtchem.2021.100709>
- Scavia, D., Field, J.C., Boesch, D.F., Buddemeier, R.W., Burkett, V., Cayan, D.R., Fogerty, M., Harwell, M.A., Howarth, R.W., Mason, C., Reed, D.J., Royer, T.C., Sallenger, A.H., Titus, J.G. (2002).** Climate change impacts on U.S. coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, 25:149–164
- Shi, L., Shan, J., Ju, Y., Aikens, P., Prud'homme, R. (2012).** Nanoparticles as delivery vehicles for sunscreen agents, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 396, 122–129. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2011.12.053>.
- Silva Brito, R., João Bebianno, M., & Rocha, T. L. (2024).** Plant-based silver nanoparticles ecotoxicity: Perspectives about green technologies in the One Health context. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 54(16), 1218–1235. <https://doi.org/10.1080/10643389.2024.2303298>
- Silva, Y., Lourenço, A., Ramalho, W., Caixeta, M., Rocha, T., De Souza, J., Grano-Maldonado, M.I., Silva, L. (2022).** The influence of environmental factors on *Clinostomum* sp. (Digenea) infection in the fish *Cichlasoma paranaense* (Kullander, 1983) in Central Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 94(2): e20200872 DOI 10.1590/0001-3765202220200872
- Steven, R. & Castley, J.G. (2013).** Tourism as a threat to critically endangered and endangered birds: Global patterns and trends in conservation hotspots. *Biodiversity and Conservation*, 22: 1063–1082.



- Sun, X., Yang, Q., Jing, M., Jia, X., Tian, L. & Tao, J. (2023).** Environmentally Relevant Concentrations of Organic (Benzophenone-3) and Inorganic (Titanium Dioxide Nanoparticles) UV Filters Co-Exposure Induced Neurodevelopmental Toxicity in Zebrafish.” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 249: 114343. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114343>.
- Sures, B. (2007).** Host-parasite interactions from an ecotoxicological perspective. *Parassitologia*, 49(3):173-6.
- Sures, B. (2008).** Environmental parasitology. Interactions between parasites and pollutants in the aquatic environment. *Parasite*, 15(3):434-8. doi: 10.1051/parasite/2008153434.
- Sures, B. (2022).** Nachev M. Effects of multiple stressors in fish: how parasites and contaminants interact. *Parasitology*, 149(14):1822-1828. doi: 10.1017/S0031182022001172
- Sures, B., Nachev, M. (2022).** Effects of multiple stressors in fish: how parasites and contaminants interact. *Parasitology*, 149(14):1822-1828. doi: 10.1017/S0031182022001172
- Verdonschot, P.M., Spears, B.M., Feld, C.K., Brucet, S., Keizer-Vlek, B.A., Elliott, M., Kernan, M., Johnson, R.K. (2013).** A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hydrobiologia*, 704:453–474
- Verma, A. Zanoletti, K.Y. Kareem, B. Adelodun, P. Kumar, F.O. Ajibade, L.F.O. Silva, A.J. Phillips, T. Kartheeswaran, E. & Bontempi, A. (2024).** Skin protection from solar ultraviolet radiation using natural compounds: a review *Environmental Chemical Letters*, 22, 273-295, doi 10.1007/s10311-023-01649-4
- Vidal-Martínez, V.M., Aguirre-Macedo, M.L., Del Rio-Rodríguez, R., Gold-Bouchot, G., Rendón-von Osten, J., Miranda-Rosas, G.A. (2006).** The pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum*, its symbionts and helminths as bioindicators of chemical pollution in Campeche Sound, Mexico. *Journal of Helminthology*, 80(2):159-74. doi: 10.1079/joh2006358



**Vidal Martínez VM. Helminths and protozoans of aquatic organisms as bioindicators of chemical pollution. *Parassitologia*. 2007 Sep;49(3):177-84.**

**Wheate, N.J. (2022).** A review of environmental contamination and potential health impacts on aquatic life from the active chemicals in sunscreen formulations *Australian Journal of Chemistry*, 75(4) 241-248 <https://doi.org/10.1071/CH21236>

**Wong, W.Y.S., Zhou, G., Leung, P., Han, J., Lee, J., Kwok, K., Leung, K. (2020).** Sunscreens containing zinc oxide nanoparticles can trigger oxidative stress and toxicity to the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111078. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111078>.

**Yuan, S., Huang, J., Jiang, X., Huang, Y., Zhu, X., & Cai, Z. (2022).** Environmental Fate and Toxicity of Sunscreen-Derived Inorganic Ultraviolet Filters in Aquatic Environments: A Review. *Nanomaterials*. 12(4): 699. <https://doi.org/10.3390/nano12040699>