Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras

Since 1967

Serie de Publicaciones Periódicas

Volumen 55 (1)
Año 2026 (Enero-Junio / *January-June*)

Santa Marta • Colombia

ISSN: 0122-9761
e-ISSN: 2590-4671

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

ISSN 0122-9761 | e-ISSN 2590-4671

La revista científica ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** está dirigida a la comunidad científica y a las personas relacionadas con temas medioambientales en zonas marino-costeras, con particular énfasis en América tropical. Considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América. Es editada desde 1967 por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis" (Invemar). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de "Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín" y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó "Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras". A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual manteniendo esta periodicidad hasta la fecha. La revista se encuentra indexada en Web of Knowledge, SciELO-Colombia, en Scopus (ubicándose en el **Q2** del Scimago Journal Ranking (SJR) en la categoría "Animal Science and Zoology") y recientemente en Publindex.

El Boletín es una publicación completamente **bilingüe** (inglés y español) de **libre acceso**, que puede ser consultada en http://boletin.invemar.org.co y que es distribuida nacional e internacionalmente a través del sistema de canje y donación. Las instrucciones a los autores para la preparación y el envío de manuscritos se encuentran en las últimas páginas de este número y en el portal de Internet.

El ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** se acoge a normas éticas para la publicación de documentos científicos, en particular, a la evaluación por pares (simple ciego) de todos los manuscritos aceptados. Así mismo, se espera que todos los autores hagan seguimiento de un código ético que garantice el avance de la ciencia y la protección del ambiente natural.

*The scientific journal **Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras** is written for the science community and any person interested in environmental issues in marine and coastal areas, with emphasis in the tropical Americas region. It considers unedited works about research topics on the sea or coastal aquatic environments, undertaken in the tropical and subtropical areas of the Americas. It has been edited since 1967 by the Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis" (Invemar) (Marine and Coastal Research Institute). Volumes 1-8 were named "Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín" and between volumes 9 and 24 it was called "Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras". Since 2008, the journal has published two issues per annual volume. The journal is indexed in Web of Science, SciELO-Colombia, Scopus (in **Q2** of Scimago Journal Ranking (SJR) on Animal Science and Zoology category) and currently on Publindex.*

*The Bulletin is a **bilingual** (English and Spanish) and an **open access** publication, which can be consulted on http://boletin.invemar.org.co and it is also distributed nationally and internationally through exchange and donation systems. Instructions to authors for preparation and submission of manuscripts are in the final pages of this issue and in our website.*

*The **Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras** is based on ethical standards for the publications of scientific documents, in particular about peer review process (single peer review) of all accepted manuscripts. In the same way, The Bulletin expects an ethic code from authors as a guaranty of science advance and natural environment protection.*

Director general / *General Director*
Francisco A. Arias Isaza, *PhD*

Director de la revista / *Journal Director*
Jesús A. Garay, *M. Sc*
INVEMAR, Colombia

Editor general / *Editor-in-Chief*
Arturo Acero Pizarro, *Ph.D.*
Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Comité editorial / *Editorial Board*
Adolfo Sanjuan Muñoz, *Ph.D.* 0000-0002-4786-862X
Universidad Tadeo Lozano, Colombia

Alberto Ordinola Zapata, *Ph.D.* 0000-0002-9644-0531
Universidad Nacional de Tumbes, Perú

Arturo Acero Pizarro, *Ph.D.* 0000-0002-6637-9901
Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Cristopher Camargo Roa, *Ph.D.* 0000-0003-1867-4591
Universidad de Los Andes, Venezuela

Diego L. Gil Agudelo, *Ph.D.* 0000-0001-7873-4694
Lighthawk, EE. UU.

Edgardo Londoño-Cruz, *Ph.D.* 0000-0001-5762-9430
Universidad del Valle, Colombia

Gabriel R. Navas S., *Ph.D.* 0000-0001-9554-6345
Universidad de Cartagena, Colombia

Gladys Bernal, *Ph.D.* 0000-0001-6333-6028
Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia

Javier A. Díaz Ochoa, *Ph.D.* 0000-0002-1911-0467
Universidad de Magallanes, Chile

José Horrillo Caraballo, *Ph.D.* 0000-0001-7694-3812
Swansea University, Reino Unido

José Julián Tavera, *Ph.D.* 0000-0003-4517-9238
Universidad del Valle, Colombia

José Iannacone, *Ph.D.* 0000-0003-3699-4732
Universidad Científica del Sur, Perú

Julio César Herrera Carmona, *Ph.D.* 0000-0003-0446-3275
Universidad del Valle, Colombia

María Adriana Gracia Clavijo, *Ph.D.* 0000-0002-4771-5295
Universidad del Atlántico, Colombia

María del Pilar Blanco Parra, *Ph.D.* 0000-0003-2492-2168
Universidad de Quintana Roo, México

María Isabel Criales, *Ph.D.* 0000-0001-5608-8943
Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Colombia

Maribeb Castro, *Ph.D.* 0000-0001-6353-1018
Universidad Militar Nueva Granada, Colombia

Mateo López Victoria, *Dr.rer.nat.* 0000-0002-7307-8680
Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia

Nikita Gaibor, *Ph.D.* 0000-0002-4773-3434
Instituto Nacional de Pesca, Ecuador

Nixon Bahamon, *Ph.D.* 0000-0002-5802-7367
Institute of Marine Sciences, España

Óscar Álvarez Silva, *Ph.D.* 0000-0002-5121-5875
Universidad del Norte, Colombia

Paul Martin Baltazar Guerrero, *Ph.D.* 0000-0003-4071-4772
Universidad Científica del Sur, Perú

Valentina Hurtado-McCormick, *Ph.D.* 0000-0001-9407-5924
Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO), Environment Perth, WA, Australia

Comité científico / *Scientific Board*

Andia Chávez Fonnegra, *Ph.D* 0000-0002-6781-0089
Florida Atlantic University, EE. UU.

Alfredo Gómez Gaspar, *M. Sc* 0000-0002-2430-2738
Museo Marino de Margarita y Universidad de Oriente (Nueva Esparta), Venezuela

Efraín Rodríguez Rubio, *Ph.D.* 0000-0002-1150-3194
Centro de Innovación y Tecnología-ICP y Ecopetrol, Colombia

Gloria E. Sánchez, *Ph.D.*
Universidad de Magallanes, Chile

Guillermo Díaz Pulido, *Ph.D.* 0000-0002-0901-3727
Griffith University, Australia

Juan Manuel Díaz, *Dr.rer.nat.* 0000-0002-2026-6522
Fundación Marviva, Colombia

Klaudia Hernández, *Ph.D.* 0000-0002-8490-2882
Universidad Andrés Bello, Chile

Luisa Espinosa, *Ph.D.* 0000-0003-1452-3104
Invemar, Colombia

Marie Luise Schnetter, *Dr.rer.nat.*
Justus-Liebig-Universität Gießen, Alemania

Mónica Puyana, *Ph.D.* 0000-0001-7600-3118
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Yves François Thomas, *Ph.D.* 0000-0003-1896-0774
Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Francia

Evaluadores de este número / *Reviewers for this issue*

Carolina Rayme Chalco, *Mg*	Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, Perú
Gabriel Pinilla, *PhD*	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Alexis A. Castillo Bruna, *PhD*	Universidad Católica del Maule
Erika Alexandra Salavarría Palma, *PhD*	Instituto del Mar de Perú, Perú
Eliana Gómez Ocampo, *PhD*	Universidad Autónoma de Baja California, México
María Gabriela Quirama, Biol.	Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia
Rocío del Pilar García Urueña, *PhD*	Universidad del Magdalena, Colombia
Adolfo Sanjuan Muñoz, *PhD*	Universidad Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Arely Areanely Cruz Salas, *PhD*	Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, México
María Consuelo Hernández, *PhD*	Instituto Tecnológico de Toluca, México
Daniel Isaias Grados Paredes, *PhD*	nstituto del Mar de Perú, Perú
Ariel Cabreira, *PhD*	Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina
Denys Serrano *PhD*	Universidad Autónoma de Baja California, México
Josefina Guzmán Acuña, *Phd*	Universidad Autónoma de Tamaulipas, México
Andrés Molina, *Mg*	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Marianny Yajaira Combariza Montanez, *PhD*	Universidad Industrial de Santander, Colombia
Norma Angélica López Gómez, *PhD*	Universidad Nacional Autónoma de México, México
Olga Camacho Hadad, *PhD*	Universidad del Magdalena, Colombia
Brigitte Gavio, *PhD*	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Elizabeth Méndez de Elguezabal, *PhD*	Universidad de Oriente, Venezuela
Beatriz Susana Beltran León, *Esp. PhD (c)*	Universidad del Valle, Colombia
Néstor Hernando Campos Campos, PhD	Universidad Nacional de Colombia, Colombia

Asistente del comité editorial / *Editorial Board Professional*

Jefe de Comunicación Científica / *Head of Scientific Communication*
Isabela Katime Arroyave, INVEMAR, Colombia

Tatiana Gómez Orgulloso, *MSc,* INVEMAR, Colombia

Traducción / *Translation*
Cinco artículos de este número fueron traducidos con IA mediante Smartcat y luego revisados y aprobados por sus autores. / Five articles in this issue were translated using AI via Smartcat and later reviewed and approved by their authors

Diagramación y montaje / *Layout and Assembly*
Victor Alfredo Blanco Pineda (INVEMAR)

Boletín en línea / *Online Bulletin*
www.invemar.org.co/boletin

Foto portada / *Cover Photo*
Comunidad de corales duros y blandos en el PNN Tayrona. Foto: Andrés Acosta

Derechos reservados conforme a la ley
El Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras está bajo la licencia de Creative Commons Atribución-No comercial-Compartir igual 4.0 Internacional

All rights reserved by law
The Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras is under Creative Commons license BY-NC-SA 4.0

Citar los artículos / Citation Style:
Autores. 2026. Título del artículo. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): rango de páginas.
Authors. 2026. Title of article or note. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): page range.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

Registrado en Scopus, Publindex, Biological Abstracts, Biosis Previews, Periódica, Zoological Record, Latindex, Scielo-Colombia DOAJ e ISI Web of Knowledge

55 (1)

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
"José Benito Vives de Andréis"
Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Santa Marta, Colombia, 2026 (enero-junio / *January-June*)

Tabla de contenido / Contents

EDITORIAL

Malpelo: Un santuario universal en el Pacífico oriental
Malpelo: A universal sactuary in the Eastern Pacific 8

ARTÍCULOS / ARTICLES

Wilder Aurelio Abad-Vílchez, Katherine Lourdes Sánchez-Caycho, Daniel Ramos-Ramos
Gelver Romero-Delgado Leidy Milady Ramos-Alarcón Raúl Augusto Loayza-Muro
Variación temporal de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en relación con la calidad de agua en una cuenca costera del sur de Perú
Response of aquatic macroinvertebrates to water quality and seasonalvariations in the lower basin of the Cañete River, Peru 10

Sonia S. Subero-Pino, Luisa Rojas de Astudillo, Edgar A. García-Marcano, Luis E. Troccoli-Ghinaglia y José R. Díaz-Ramos
Condiciones hidroquímicas en la costa norte de la península de Paria, (S.E. Caribe), Venezuela
Hydrochemical conditions on the northern coast of the PariaPeninsula southeastern Caribbean, Venezuela 37

Carlos Andrés Daza-Guerra, Catalina Gómez-Cubillos, Helena Benavides-Marchena y Sven Zea
Comunidades coralinas asociadas al infralitoral rocoso en Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano
Coral communities associated with the rocky infralittoral zone in Santa Marta and Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean 61

Ingrid Arboleda, Andrés Molina y Guillermo Duque
Presencia de residuos marinos en bosques de manglar con diferentes grados de intervención antrópica en el Pacífico colombiano
Presence of marine debris in mangrove forests with different degrees of anthropogenic intervention in the Colombian Pacific. 89

Luis La Cruz, Javier Legua and Francisco Leiva-Dietz
Intercalibración de ecosondas científicas (EK60 y EK80) para la evaluación acústica multiplataforma de anchoveta en Chile
Intercalibration of scientific echosounders (EK60 and EK80) for the multiplatform acoustic assessment of anchoveta in Chile. 108

María Marín-Meneses, Lina M. Saavedra-Diaz, Jesús Jimenez-Torres, Kénedith Méndez-Gutierrez
Visibilizando los roles de la mujer en la pesca artesanal marino-costera del Golfo de Salamanca(MagdalenaColombia), desde una mirada de los Derechos Humanos
Making visible the roles of women in marine-coastal artisanal fishing in the Gulfof Salamanca (Magdalena-Colombia), from a human rights perspective. 132

María Isabel Críales Hernández, Rafael Cabanzo Hernández, Jáder Guerrero-Bermúdez, Jenny Alejandra Ruiz-Jiménez y Querubin Rodriguez Pinilla
Dinámica de la contaminación por microplásticos en un Área Marina Protegida del Caribe colombiano: caracterización espacial, estacional y de polímeros
Microplastic pollution dynamics in a Colombian Caribbean Marine Protected Area: Spatial, seasonal, and polymer characterization 154

Helena Benavides-Marchena, Catalina Gómez-Cubillos, Carlos Andrés Daza-Guerra, Sven Zea
Estructura de la comunidad de céspedes algales en interacción con corales masivos en el atolón Albuquerque,Reserva de la Biosfera Seaflower, Caribe SW
Structure of the algal turf community in interaction with massive corals in Albuquerque atoll, Seaflower Biosphere Reserve, SW Caribbean 176

NOTAS / NOTES

Emilio I. Romero-Berny, María Elisa Hernández-Cueva, José Juan Jiménez-González, Juan A. Toledo-González y Eliezer Arreóla-Sánchez
Presencia de *Halodule wrightii* Asch. (Cymodoceaceae) en la laguna costera Mar Muerto, Pacífico sur de México
Presence of *Halodule wrightii* Asch. (Cymodoceaceae) in the Mar Muerto coastal lagoon, southern Mexican Pacific 198

Andrés Acosta-Chaparro, Juan Camilo Zárate-Arévalo y Shanly Coneo-Gómez
Registro del pez globo *Chilomycterus spinosus* (Diodontidae) en la bahía de Taganga, Caribe colombiano
Record of the spotted burrfish *Chilomycterus spinosus* (Diodontidae) in Taganga Bay, Colombian Caribbean 206

Pedro Rodríguez Rodríguez, Ángel Fariña, Carlos Lira, Ruth Vásquez y Eric Martínez
Nuevos hallazgos de *Chaceon eldorado* Manning y Holthuis, 1989 (Brachyura, Geryonidae) en Venezuela, con la primera descripción de los pleópodos masculinos.
New findings of *Chaceon eldorado* Manning and Holthuis, 1989 (Brachyura, Geryonidae) in Venezuela, with the first description of the male pleopods 211

Ángel Rafael Fariña Pestano, Eric Ricardo Martínez Gómez y Ruth Emilia Vásquez Levy
Primer registro en la costa del litoral central venezolano de la especie *Sigmops elongatus* (Gonostomatidae, Stomiiformes) y datos sobre su distribución en el país
First record on the central Venezuelan coast of the species *Sigmops elongatus* (Gonostomatidae, Stomiiformes) and data on its distribution in the country. . . . 220

Francisco Alonso Solís-Marín, Ángel Rafael Fariña Pestano, Ruth Emilia Vásquez Levi y Eric Ricardo Martínez Gómez
Primer registro para Venezuela del ofiuro *Ophiocamax hystrix* Lyman, 1878 (Ophiacanthida)
First record of the brittle star *Ophiocamax hystrix* Lyman, 1878 (Ophiacanthida) in Venezuela 227

Guía de autores / Author's guide 234

Ética de publicación / Publication ethics 242

MALPELO: UN SANTUARIO UNIVERSAL EN EL PACÍFICO ORIENTAL

MALPELO: A UNIVERSAL SANCTUARY IN THE EASTERN PACIFIC

Arturo Acero P.*, PhD
1. *Profesor Titular de la Sede Caribe con Tenencia de Cargo, Investigador Emérito de MinCiencias y Editor General del Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras.

La isla de Malpelo, la posesión colombiana más occidental en el océano Pacífico, dista alrededor de 500 km de Buenaventura. Por una interesante coincidencia se halla situada a prácticamente la misma longitud que la isla cayo de Quitasueño, la porción del archipiélago sanandresano localizada más al occidente en el Caribe. Malpelo es la única tierra firme que se levanta de la volcánica cordillera oceánica del mismo nombre que corre de nororiente a suroccidente por unos 300 km; jamás ha estado conectada al continente o a ninguna otra isla.

Aparte del mar territorial que se proyecta a partir de Malpelo, la isla tiene un valor fundamental para Colombia en estos duros tiempos. Mientras la riqueza marina, es decir la biodiversidad, y más aún la abundancia aparecen disminuidas y en decadencia en muchos sectores de nuestros dos mares, en la isla sucede claramente lo contrario. Se destacan sus impresionantes riqueza y biomasa; por ejemplo, el reciente inventario de los peces de nuestro Pacífico del Profesor Jose Tavera (Universidad del Valle, Cali) y colaboradores detectó que alrededor de 3% de las casi 800 especies ícticas listadas solo puede hallarse en Malpelo, que aloja más de un centenar de especies.

Sin embargo, la que está en mora de ser adecuadamente cuantificada es su exuberante abundancia de vida marina, en particular de peces, tanto óseos como cartilaginosos. Malpelo es un oasis que alberga organismos de gran interés, amenazados de extinción a nivel mundial, como el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y el tiburón solrayo (*Odontaspis ferox*), así como gigantescas agrupaciones de peces óseos de enorme importancia comercial, como el jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*), los pargos jilguero y seda (*Lutjanus aratus* y *L. jordani*) y los meros bacalao y cuero (*Mycteroperca olfax* y *Dermatolepis dermatolepis*). Cálculos conservadores elevan a cientos de toneladas la biomasa íctica de la isla.

Es justo en este contexto resaltar la labor fundamental de conservación adelantada por Parques Nacionales Naturales de Colombia. La isla y sus islotes adyacentes, más su área

Malpelo Island, the westernmost Colombian possession in the Pacific Ocean, is about 500 km from Buenaventura. By an interesting coincidence, it is located practically the same length as the island of Quitasueño Key, the westernmost portion of the San Andrés archipelago in the Caribbean. Malpelo is the only mainland that rises from the volcanic oceanic mountain range of the same name that runs from northeast to southwest for about 300 km; it has never been connected to the mainland or to any other island.

Apart from the territorial sea that projects from Malpelo, the island has a fundamental value for Colombia in these hard times. While marine wealth, i.e. biodiversity, and even more abundance appear diminished and in decline in many sectors of our two seas, the opposite is clearly the case on the island. For example, the recent inventory of the fishes of our Pacific by Professor Jose Tavera (Universidad del Valle, Cali) and collaborators found that about 3% of the almost 800 listed fish species can only be found in Malpelo, which hosts more than a hundred species.

However, what is in the process of being adequately quantified is its exuberant abundance of marine life, particularly fish, both bony and cartilaginous. Malpelo is an oasis that harbors organisms of great interest that are threatened with extinction worldwide, such as the whale shark (*Rhincodon typus*) and the ray shark (*Odontaspis ferox*), as well as gigantic aggregations of bony fishes of enormous commercial importance, such as the bigeye jacks (*Caranx sexfasciatus*), the silky snappers and silky snappers (*Lutjanus aratus* and *L. jordani*) and cod and leather groupers (*Mycteroperca olfax* and *Dermatolepis dermatolepis*). Conservative estimates put the island's fish biomass at hundreds of tons.

In this context, it is fair to highlight the fundamental conservation work carried out by Colombia's National Natural Parks. The island and its adjacent islets, plus the surrounding area, constitute the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, the largest area in the American Pacific where fishing is restricted; since 2006, UNESCO has included it in the list of World Heritage Sites. In recent years, Parques Nacionales has maintained a permanent presence in

circundante, constituyen el Santuario de Fauna y Flora Malpelo, siendo el área más grande del Pacífico americano donde la pesca se halla restringida; la Unesco la incluyó desde 2006 en la lista de sitios considerados patrimonio de la humanidad. En los últimos años Parques Nacionales ha mantenido una presencia permanente en las aguas de la isla, garantizando que no sea escenario de actividades ajenas a la protección y a la investigación.

Para honrar la denominación de la Unesco, es claro que los colombianos ahora respondemos ante la humanidad por la adecuada conservación de este enorme e invaluable tesoro. Es evidente que aún estamos distantes de comprender, desde el punto de vista científico, cuáles son las claves para el funcionamiento de este magnífico reservorio. En tanto logramos un entendimiento holístico de Malpelo, continuemos cuidándola como una de las joyas de la corona que aún nos enorgullecen y maravillan.

the island's waters, ensuring that it is not the scene of activities unrelated to protection and research.

To honor Unesco's designation, it is clear that Colombians are now accountable to humanity for the proper conservation of this enormous and priceless treasure. It is evident that we are still far from understanding, from a scientific point of view, what are the keys to the functioning of this magnificent reservoir. As long as we achieve a holistic understanding of Malpelo, let us continue to care for it as one of the crown jewels that still make us proud and amazed.

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

ARTÍCULO / ARTICLE

Respuesta de los macroinvertebrados acuáticos a la calidad del agua y a las variaciones estacionales en la cuenca baja del río Cañete, Perú

Response of aquatic macroinvertebrates to water quality and seasonal variations in the lower basin of the Cañete River, Peru

Wilder Aurelio Abad-Vílchez[1]*
0000-0002-1786-7714,
wabad31@gmail.com

Katherine Lourdes Sánchez-Caycho[1]
0000-0002-7233-6772,
klscaycho36@gmail.com

Daniel Ramos-Ramos[1]
0009-0001-6963-6993,
1670765808@undc.edu.pe

Gelver Romero-Delgado[2]
0000-0003-0743-1033,
gromero@lamolina.edu.pe

Leidy Milady Ramos-Alarcón[3]
0000-0002-7568-0421,
leidy.ramos@unica.edu.pe

Raúl Augusto Loayza-Muro[4]
0000-0002-1312-311X,
raul.loayza@upch.pe

1. Laboratorio de Biología, Escuela Profesional de Agronomía, Universidad Nacional de Cañete, Calle Canal María Angola S/N, Urb. Santa Rosa de Hualcará, San Vicente de Cañete, Lima, Perú.
2. Facultad de Zootecnia, Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n, Lima, Perú.
3. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional San Luis Gonzaga, Av. de los Maestros, Ica, Perú.
4. Laboratorio de Ecotoxicología, Facultad de Ciencias y Filosofía, Universidad Peruana Cayetano Heredia, Av. Honorio Delgado N° 430, San Martín de Porres, Lima, Perú.

* Autor de correspondencia

Recibido / Received: 29/04/2024
Aceptado / Accepted: 26/06/2025

Citación / Citation: Abad-Vilchez, A.V.; Ramos-Ramos, D.; Romero-Delgado, G.; Ramos-Alarcon, L.M.; Loayza-Muro, R.A. 2026. Respuesta de los macroinvertebrados acuáticos a la calidad del agua y a las variaciones estacionales en la cuenca baja del río Cañete, Perú. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 10-36

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1324

RESUMEN

Los macroinvertebrados son bioindicadores sensibles a cambios estacionales y a la calidad del agua. Este estudio evaluó cómo responde su comunidad ante variaciones fisicoquímicas y estacionales en cinco estaciones del río Cañete: Catapalla, San Jerónimo, Socsi, Puente Clarita y Boca del Río, durante temporadas lluviosa y seca. Se midieron variables como pH, oxígeno disuelto, conductividad, sólidos disueltos totales, temperatura, además de NO_3^-, NH_4^+ y fósforo. Los macroinvertebrados se identificaron a nivel de familia y se analizaron índices de riqueza, dominancia, densidad y similaridad. Análisis univariados y multivariados, como ANDEVA y ACP, mostraron diferencias significativas entre estaciones y temporadas, especialmente en Catapalla y Boca del Río. Se identificaron dos grupos de estaciones según la similitud en su composición biológica: uno conformado por Catapalla, San Jerónimo y Socsi y otro por Puente Clarita y Boca del Río. El oxígeno disuelto y la temperatura influyen positivamente en la abundancia y riqueza, mientras que altos niveles de sólidos disueltos, amonio y fósforo tienen efectos negativos. Además, algunas familias, como Tricorythidae, se presentaron solo en temporada lluviosa, evidenciando el efecto de la estacionalidad sobre la biodiversidad acuática.

Palabras claves: bioindicadores, riqueza, dominancia, densidad, variables fisicoquímicas

SUMMARY

Macroinvertebrates are bioindicators sensitive to seasonal changes and water quality. This study evaluated how its community responds to physicochemical and seasonal variations at five stations of the river: Catapalla, San Jerónimo, Socsi, Puente Clarita, and Boca del Río, during rainy and dry seasons. Parameters such as pH, dissolved oxygen, conductivity, total dissolved solids, temperature, as well as NO_3^-, NH_4^+, and phosphorus were measured. Macroinvertebrates were identified at the family level and indices of richness, dominance, density, and similarity were analyzed. Univariate and multivariate analyses, such as ANOVA and PCA, showed significant differences between stations and seasons, especially in Catapalla and Boca del Río. Two groups of stations were identified based on the similarity in their biological composition: one consisting of Catapalla, San Jerónimo, and Socsi, and another of Puente Clarita and Boca del Río. Dissolved oxygen and temperature positively influence abundance and richness, while high levels of dissolved solids, ammonium, and phosphorus have negative effects. Furthermore, some families, such as Tricorythidae, appeared only in the rainy season, demonstrating the effect of seasonality on aquatic biodiversity.

Keywords: bioindicators, richness, dominance, density, physicochemical parameters

INTRODUCCIÓN

Los ríos de la costa peruana tienen su origen en los Andes, a una altitud que supera ~4000 m.s.n.m., con condiciones ambientales únicas que desafían la supervivencia y persistencia de las comunidades biológica (Stern y Echavarría, 2013). Los ambientes lóticos se caracterizan por una marcada dinámica hidrológica, con un flujo de agua rápido y turbulento que dificulta el establecimiento y migración de algunos organismos (Jacobsen, 2008). Además, los factores fisicoquímicos naturales de cada sistema fluvial, sumados a su heterogeneidad y a la vegetación ribereña, tienen influencia sobre la presencia o ausencia de estos organismos en zonas altas y bajas (Miserendino, 2001).

Las actividades antrópicas también pueden ejercer un impacto significativo sobre las comunidades de macroinvertebrados alterando su estructura, composición y diversidad (Rivera-Usme *et al*., 2013). Los vertimientos de desechos domésticos, el uso de agroquímicos en la agricultura y el pastoreo intensivo, entre otros factores antrópicos, modifican las condiciones fisicoquímicas de los cuerpos de agua, afectando la turbidez, la salinidad y los sólidos suspendidos, lo que determina una mayor dominancia de ciertas especies tolerantes a la contaminación, como Chironomidae y Physidae y una disminución de la abundancia, densidad y diversidad (Arroyo y Jiménez, 2011; Rivera-Usme *et al*., 2013). En este contexto, el área de estudio no es ajena a la problemática ambiental por actividades antrópicas, debido a que lo largo de la cuenca baja del río recibe elementos contaminantes que provienen de la cuenca alta del río Cañete, producto de la industria minera dedicada a la explotación de plomo, cobre y zinc (Ministerio de Cultura del Perú, 2015).

Las condiciones climatológicas también influyen en la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados; así, en temporada seca la disminución del caudal y el aumento de la temperatura pueden resultar en una menor disponibilidad de hábitats adecuados para estos organismos. Asimismo, la alteración de las condiciones fisicoquímicas del agua afectan la diversidad y abundancia (Vörösmarty *et al*., 2010) y las especies con alto potencial de colonización y ciclos de vida cortos dominan la fauna acuática durante esta temporada, lo que disminuye la equidad en la comunidad (Flecker y Feifarek, 1994).

En la temporada lluviosa, la variación de las variables fisicoquímicas restringe el establecimiento y migración de los organismos, como

INTRODUCTION

The rivers of the Peruvian coast originate in the Andes, at an altitude exceeding ~4000 m above sea level, with unique environmental conditions that challenge the survival and persistence of biological communities (Stern and Echavarría, 2013). Lotic environments are characterized by a marked hydrological dynamic, with a fast and turbulent water flow that hinders the establishment and migration of some organisms(Jacobsen, 2008). Furthermore, the natural physicochemical factors of each river system, combined with its heterogeneity and riparian vegetation, influence the presence or absence of these organisms in high and low (Miserendino, 2001) areas.

Anthropogenic activities can also have a significant impact on macroinvertebrate communities by altering their structure, composition, and diversity (Rivera-Usme *et al*., 2013). The discharge of domestic waste, the use of agrochemicals in agriculture, and intensive grazing, among other anthropogenic factors, alter the physicochemical conditions of water bodies, affecting turbidity, salinity, and suspended solids. This leads to a greater dominance of certain species tolerant to pollution, such as Chironomidae and Physidae, and a decrease in abundance, density, and diversity (Arroyo and Jiménez, 2011; Rivera-Usme *et al*., 2013). In this context, the study area is not unfamiliar with environmental issues caused by human activities, as the lower basin of the river receives pollutants originating from the upper basin of the Cañete River, a result of the mining industry dedicated to the extraction of lead, copper, and zinc (Ministerio de la Cultura Perú, 2015).

Climatic conditions also influence the response of macroinvertebrate communities; thus, in the dry season, the decrease in flow and the increase in temperature can result in a lower availability of suitable habitats for these organisms. Likewise, the alteration of the physicochemical conditions of the water affects diversity and abundance (Vörösmarty *et al*., 2010), and species with high colonization potential and short life cycles dominate the aquatic fauna during this season, which decreases equity in the community (Flecker and Feifarek, 1994).

During the rainy season, the variation of physicochemical parameters restricts the establishment and migration of organisms, such as fish and macroinvertebrates, favoring the persistence of the more adaptable ones (Miranda *et al*., 2020). In some studies, conducted in tropical rivers of Costa Rica and Colombia, it has been

peces y macroinvertebrados, favoreciendo la persistencia de los más adaptables (Miranda *et al*., 2020). En algunos estudios realizados en ríos tropicales de Costa Rica y Colombia, se ha evidenciado que las características fisicoquímicas de la columna de agua (el pH y la conductividad) varían considerablemente entre las temporadas lluviosa y seca, lo que impacta la composición de los macroinvertebrados (Nguyen *et al*., 2017; Atoche-Bazán *et al*., 2024).

En el río Cañete, los estudios de macroinvertebrados desarrollados en su cuenca son escasos (Sifuentes, 2017), y los que existen se han enfocado en las comunidades en partes altas del río (2500 y 4000 m.s.n.m.). Estos estudios han registrado patrones de abundancia a nivel de familia considerando la influencia de la estacionalidad con la finalidad de evaluar la variabilidad espacial y temporal de las comunidades de macroinvertebrados (Acosta, 2009; Acosta y Prat, 2010; Ríos-Touma *et al*., 2014). Asimismo, se ha analizado la relación entre los índices bióticos y datos históricos de las variables fisicoquímicas del agua (Villegas, 2021), concluyendo que la temporalidad no representa un factor determinante en la estructura de las comunidades, a diferencia de las condiciones fisicoquímicas de la columna de agua, que sí muestran una influencia significativa. En la cuenca baja del río Cañete no se han desarrollado estudios sobre macroinvertebrados ni otros organismos acuáticos, a pesar de que en esta área se llevan a cabo diversas actividades antrópicas que podrían generar un impacto significativo en las características físicas, químicas y biológicas del ecosistema acuático. Este estudio tuvo como objetivo determinar la composición, riqueza, dominancia, densidad relativa y similaridad de la comunidad de macroinvertebrados, que permita generar una aproximación a posibles alteraciones en la calidad de agua; asimismo, se quiso evaluar la respuesta de la comunidad de invertebrados, en términos de estructura, composición y diversidad, frente a las variables fisicoquímicas del agua y las variaciones temporales por estaciones de muestreo.

ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca baja del río Cañete pertenece a los Andes del Centro (Argollo, 2006) y está situada en la región central y occidental del Perú, orientada de nororiente a suroccidente (11°58'19"-13°18'55" S, 75°30'26" – 76°30'46" W) (ONERN, 1970). El río Cañete pertenece a la vertiente occidental de los Andes; nace a 4830 m.s.n.m. a partir de los deshielos del nevado Ticlla en la

shown that the physicochemical characteristics of the water column (pH and conductivity) vary considerably between the rainy and dry seasons, which impacts the composition of macroinvertebrates (Nguyen *et al*., 2017; Atoche-Bazán *et al*., 2024).

In the Cañete River, studies of macroinvertebrates conducted in its basin are scarce (Sifuentes, 2017), and those that exist have focused on the communities in the upper parts of the river (2500 and 4000 m above sea level). These studies have reported abundance patterns at the family level considering the influence of seasonality in order to evaluate the spatial and temporal variability of macroinvertebrate communities (Acosta, 2009; Acosta and Prat, 2010; Ríos-Touma *et al*., 2014). Likewise, the relationship between biotic indices and historical data of the physicochemical parameters of the water has been analyzed (Villegas, 2021), concluding that temporality does not represent a determining factor in the structure of the communities, unlike the physicochemical conditions of the water column, which do show a significant influence. In the lower basin of the Cañete River, no studies have been reported on macroinvertebrates or other aquatic organisms, despite the fact that various anthropogenic activities are carried out in this area that could generate a significant impact on the physical, chemical, and biological characteristics of the aquatic ecosystem. The aim of this study was to determine the composition, richness, dominance, relative density, and similarity of the macroinvertebrate community, which allows for an approximation of possible alterations in water quality; additionally, it sought to evaluate the response of the invertebrate community, in terms of structure, composition, and diversity, in relation to the physicochemical parameters of the water and the temporal variations by sampling stations.

STUDY AREA

The lower basin of the Cañete River belongs to the Central Andes (Argollo, 2006) and is located in the central and western region of Perú, oriented from northeast to southwest (11°58'19"- 13°18'55" S, 75°30'26" – 76°30'46" W) (ONERN, 1970). The Cañete River belongs to the western slope of the Andes; it originates at 4,830 m above sea level. from the melting of the Ticlla snowcap in the Pichcahuajra mountain range. It travels approximately 219 km until it reaches its mouth on the central Pacific coast, with a basin area of 6062 km^2 (ONERN, 1970). The lower basin of the river up to 2000 m above sea level is characterized by its scarce or almost nonexistent rainfall, with temperatures ranging between 23.6 °C

cordillera Pichcahuajra. Recorre aproximadamente 219 km hasta llegar a su desembocadura en la costa central del Pacífico, con un área de cuenca de 6062 km^2 (ONERN, 1970). La cuenca baja del río hasta 2000 msnm, se caracteriza por su escasa o casi nula precipitación pluvial, con temperaturas que varían entre 23.6 °C y 16.3 °C (febrero y agosto), con una media anual de 19 °C. La humedad promedio mensual fluctúa entre 81 % y 87 %, para las épocas de sequía y lluvias, respectivamente.

Localidades de muestreo

El área de estudio comprendió la parte baja de la cuenca del río Cañete. El valle bajo inicia en la sección inferior del anexo de Socsi (distrito de Lunahuaná) y se extiende hasta el límite con el litoral (Ministerio de Cultura del Perú, 2015); en esta área se muestrearon cinco estaciones en dos temporadas: lluviosa (mayo) y seca (junio). Durante el recorrido del río, en especial en los puntos de muestreo, se observaron actividades económicas, productivas y sociales como agricultura, ganadería y turismo (canotaje); a diferencia de la cuenca alta, donde se realizan actividades mineras (Ministerio de Cultura del Perú, 2015) (Figura 1, Tabla 1). Con respecto a la vegetación en las estaciones de muestreo, se registraron los géneros *Gynerium*, *Acacia*, *Schinus*, *Salix*, *Cantua* y *Solanum* y en las zonas cercanas al mar se identificaron principalmente "grama salada" (*Distichlis spicata*), *Salicornia fruticosa* y totorales.

and 16.3 °C (February and August), with an annual average of 19 °C. The average monthly humidity fluctuates between 81% and 87% for the dry and rainy seasons, respectively.

Sampling locations

The study area comprised the lower part of the Cañete River basin. The lower valley begins in the lower section of the Socsi annex (Lunahuaná district) and extends to the boundary with the coast (Ministerio de la Cultura, Perú, 2015); in this area, five stations were sampled in two seasons: rainy (May) and dry (June). During the course of the river, especially at the sampling points, economic, productive, and social activities such as agriculture, livestock farming, and tourism (canoeing) were observed; unlike the upper basin, where mining activities are carried out (Ministerio de la Cultura, Peru, 2015) (Figure 1, Table 1). Regarding the vegetation at the sampling stations, the genera *Gynerium*, *Acacia*, *Schinus*, *Salix*, *Cantua*, and *Solanum* were recorded, and in the areas near the sea, "salt grass" (*Distichlis spicata*), *Salicornia fruticosa*, and reed beds were mainly identified.

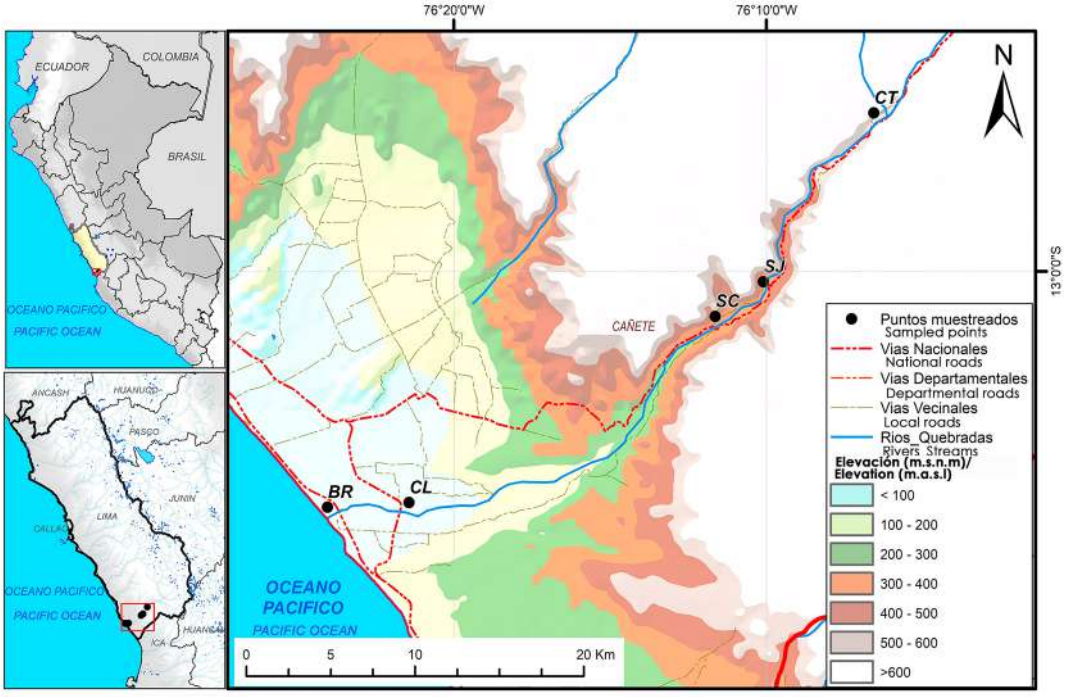


Figura 1. Estaciones de muestreo en la cuenca baja del río Cañete, Lima-Perú (CT: Catapalla, SJ: San Jerónimo, SC: Socsi, CL: Puente Clarita, BR: Boca del Río).

Figure 1. Sampling stations in the lower basin of the Cañete River, Lima-Peru (CT: Catapalla, SJ: San Jerónimo, SC: Socsi, CL: Puente Clarita, BR: Boca del Río).

Tabla 1. Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo Catapalla (CT), San Jerónimo (SJ), Socsi (SC), Puente Clarita (CL), Boca del Río (BR) en la cuenca baja del río Cañete, Lima-Perú

Table 1. Geographical coordinates of the sampling stations Catapalla (CT), San Jerónimo (SJ), Socsi (SC), Puente Clarita (CL), Boca del Río (BR) in the lower basin of the Cañete River, Lima-Peru.

Estación de muestreo/ Sampling station	Coordenadas geográficas/ Geographic coordinates		Altitud (m.s.n.m)/ Altitude (m.a.s.l)	Actividad Antrópica/Anthropic activity
	Latitud/Latitude	Longitud/Longitude		
CT	12º 55' 05.3328'' S	76º 06' 33.2771'' W	554	Turismo-Canotaje/ Tourism-Canotaje
SJ	13º 00' 19.4436'' S	76º 10' 05.4735'' W	362	Turismo-Canotaje/ Tourism-Canotaje
SC	13º 01' 23.9268'' S	76º 11' 37.9231'' W	320	Turismo-Canotaje/ Tourism-Canotaje
CL	13º 07' 10.4340'' S	76º 21' 25.3799'' W	70	Actividad agrícola, actividad ganadera y desechos domésticos/ Agricultural activity, livestock activity and domestic waste
BR	13º 07' 18.9984'' S	76º 24' 02.0229'' W	11	Confluencia de residuos de la zona anterior del río/ Confluence of waste from the upstream area of the river

MATERIALES Y METODOS

Muestreo e identificación de macroinvertebrados acuáticos

En cada estación de muestreo se seleccionaron tres microhábitats (áreas con vegetación incipiente o raíces sumergidas, áreas con exposición al sol e intersticios entre rocas). En áreas poco profundas y de sustrato pedregoso, se empleó una red Surber de 250 µm durante 5 min (Needham y Usinger, 1956) y en áreas de corriente fuerte se usó la red tipo D (Sermeño-Chicas *et al*., 2010). Las muestras se tomaron por triplicado, se colocaron en frascos de 50 mL y se transportaron a 4 °C al laboratorio para su análisis posterior. Las muestras se tamizaron (500 µm) y se conservaron en etanol (70%) y la identificación taxonómica de los organismos se realizó a nivel de familia, mediante las claves de Roldán (1996) y Domínguez y Fernández (2009).

Índices de riqueza, diversidad, dominancia, equidad, densidad relativa y similaridad

La valoración de las diferencias en la composición de las comunidades de macroinvertebrados entre las estaciones de muestreo y las temporadas del año se realizó mediante la aplicación de índices de diversidad (Shannon), riqueza (Margalef), dominancia (Simpson), equidad (Pielou) y similaridad (Bray-Curtis), este último para determinar la semejanza de la abundancia de familias y variables fisicoquímicas por estaciones y temporadas. Estos análisis se hicieron con el paquete estadístico PAST

MATERIALS AND METHODS

Sampling and identification of aquatic macroinvertebrates

At each sampling station, three microhabitats were selected (areas with incipient vegetation or submerged roots, areas exposed to the sun, and interstices between rocks). In shallow areas with rocky substrate, a 250 µm Surber net was used for 5 minutes (Needham and Usinger, 1956), and in areas with strong currents, a D-type net (Sermeño-Chicas *et al*., 2010) was used. The samples were taken in triplicate, placed in 50 mL bottles, and transported at 4 °C to the laboratory for further analysis. The samples were sieved (500 µm) and preserved in ethanol (70 %), and the taxonomic identification of the organisms was carried out at the family level, using the keys of Roldán (1996) and Domínguez and Fernández (2009).

Richness, diversity, dominance, equity,relative density, and similarity indices

The assessment of differences in the composition of macroinvertebrate communities between sampling stations and seasons of the year was conducted using diversity indices (Shannon), richness (Margalef), dominance (Simpson), evenness (Pielou), and similarity (Bray-Curtis), the latter to determine the similarity of family abundance and physicochemical variables by stations and seasons. These analyses were conducted using the statistical package *PAST (PAleontological* STatistics) (Hammer *et al*; 2001). The density was determined by obtaining the

(*PAleontological STatistics*) (Hammer *et al*., 2001) La densidad se determinó obteniendo la densidad de deriva (abundancia / tiempo, velocidad del caudal, área, D= (Ab)/(T.V. A)) (Smok, 1996).

Variables fisicoquímicas

Se realizaron mediciones *in situ* por triplicado de pH, oxígeno disuelto (OD, %), conductividad eléctrica (CE, µS/cm), sólidos totales disueltos (STD, ppm) y temperatura del agua (°C) en cada estación, con una sonda multiparámetros (Hanna HI9829-03041). Paralelamente, se recolectaron muestras de agua por triplicado en frascos de plástico de 500 mL y se conservaron a 4° C para medir algunos nutrientes. La determinación de los nutrientes se realizó de acuerdo con la siguiente metodología: nitrógeno en forma de nitrógeno nítrico (NO_3^-, ppm) por el método SM4500-N03-1-D y la técnica electrométrica (Rice y Bridgewater, 2012); nitrógeno amoniacal (NH_4^+, ppm) por el método UNE 77028:1983 y la determinación de fósforo total (P, ppm) por el método SM4500-P B, E (AENOR, 2002).

Análisis estadístico

La evaluación de las diferencias de las variables fisicoquímicas entre las temporadas lluviosa y seca y entre las estaciones de muestreo se realizó mediante un ANOVA de dos factores con interacción para determinar posibles diferencias significativas, utilizando paquete estadístico PAST. Se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) para determinar las asociaciones entre la abundancia de macroinvertebrados, las variables fisicoquímicas y las temporadas climáticas se empleó el IBM SPSS Statistics – Versión 31.

RESULTADOS

Composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados

La composición de los macroinvertebrados se agrupó en 5 clases, 7 órdenes y 30 familias. La clase Insecta presentó el mayor número de órdenes y familias, con el predominio de los órdenes Diptera y Trichoptera, cada uno con siete familias. Se colectaron 4541 individuos, de los cuales 1493 se registraron en la temporada lluviosa, destacando por su abundancia las familias Leptohyphidae (497 individuos), Chironomidae (378), Leptophlebiidae (307) e Hydropsychidae (164). En la temporada seca se obtuvieron 3048 individuos, con una mayor abundancia

drift density (abundance / Time). Flow rate. Area; D= (Ab)/(T.V.) A)) (Smok, 1996).

Physicochemical parameters

In situ measurements were taken in triplicate for pH, dissolved oxygen (DO, %), electrical conductivity (EC, µS/cm), total dissolved solids (TDS, ppm), and water temperature (°C) at each station, using a multiparameter probe (Hanna HI9829-03041). Simultaneously, water samples were collected in triplicate in 500 mL plastic bottles and stored at 4 °C to measure certain nutrients. The determination of nutrients was carried out according to the following methodology: nitrogen in the form of nitrate nitrogen (NO_3^-, ppm) by the SM4500-N03-1-D method and the electrometric technique (Rice and Bridgewater, 2012); ammoniacal nitrogen (NH_4^+, ppm) by the UNE 77028:1983 method and the determination of total phosphorus (P, ppm) by the SM4500-P B, E method (AENOR, 2002).

Statistical analysis

The evaluation of the differences in physicochemical parameters between the rainy and dry seasons and between the sampling stations was conducted using a two-factor ANOVA with interaction to determine possible significant differences, utilizing the PAST statistical package (PAleontological STatistics). A principal component analysis (PCA) was applied to determine the associations between the abundance of macroinvertebrates, physicochemical parameters, and climatic seasons using IBM SPSS Statistics - Version 31.

RESULTS

Composition and abundance of the macroinvertebrate community

The composition of the macroinvertebrates was grouped into 5 Classes, 7 orders, and 30 families. The class Insecta presented the largest number of orders and families, with the predominance of the orders Diptera and Trichoptera, each with seven families. A total of 4541 individuals were collected, of which 1493 were recorded in the rainy season, with the families Leptohyphidae (497 individuals), Chironomidae (378 individuals), Leptophlebiidae (307 individuals), and Hydropsychidae (164 individuals) standing out for their abundance. During the dry season, 3,048 individuals were obtained, with greater abundance in the families Tricorythidae (1,113 individuals), Elmidae (806 individuals), Leptohyphidae (408

en las familias Tricorythidae (1113 individuos), Elmidae (806), Leptohyphidae (408) e Hydropsychidae (272). Por otro lado, los Oligochaeta, Turbellaria y Gastrópoda fueron los taxones menos representativos (Tabla 2).

individuals), and Hydropsychidae (272 individuals). On the other hand, the Oligochaeta, Turbellaria, and Gastropoda were the least representative taxa (Table 2).

Tabla 2. Composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados.

Table 2. Composition and abundance of the macroinvertebrate community.

Clase/Class	Orden/Order	Familia/Family	Abundancia por temporada/ Seasonal abundance	
			Lluviosa/ Rainy	Seca/ Dry
Oligochaeta			3	0
Turbellaria		Planaridae	4	0
Gastropoda		Physidae	0	55
Malcostraca	Amphipoda	Hyalellidae	0	1
Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	0	3
		Elmidae	96	806
		Gyrinidae	0	4
		Hydrophilidae	0	5
	Diptera	Ceratopogonidae	1	6
		Chironomidae	378	128
		Culicidae	0	1
		Dolichopodidae	0	2
		Empididae	0	1
		Simulidae	9	29
		Tipulidae	0	1
	Ephemeroptera	Baetidae	24	158
		Leptohyphidae	497	408
		Leptophlebiidae	307	4
		Tricorythidae	0	1113
	Hemiptera	Corixidae	0	2
		Veliidae	0	2
	Megaloptera	Corydalidae	0	1
	Odonata	Coenagrionidae	0	4
	Trichoptera	Glossosomatidae	3	0
		Hydropsychidae	164	272
		Hydroptilidae	6	35
		Leptoceridae	0	1
		Limnephylidae	1	3
		Odontoceridae	0	2
		Polycentropodidae	0	1
Subtotal			**1493**	**3048**
Total			**4541**	

Índices de riqueza, diversidad y dominancia

Los mayores valores de los índices de riqueza de Margalef (D Mg) y de diversidad de Shannon (H') se registraron en la temporada seca con 27 taxones diferentes y 3049 individuos, pero con menor equitatividad en la distribución e igual dominancia para ambas temporadas (Tabla 3).

Richness, diversity, and dominance indices

The highest values of Margalef's richness index (D Mg) and Shannon's diversity index (H') were recorded in the dry season with 27 different taxa and 3,049 individuals, but with lower evenness in distribution and equal dominance for both seasons (Table 3).

En las Figuras 2a y 2b, se observa que, en la temporada lluviosa, la mayor riqueza de especies se registró en Boca del Río (D Mg = 1.77) y la menor en Socsi (D Mg = 1.13); en cuanto a la mayor dominancia, se destacó Puente Clarita (D = 0.49), mientras que la menor ocurrió en Boca del Río (D = 0.23). En la temporada seca, San Jerónimo presentó la mayor riqueza y dominancia de especies (D Mg = 3.21; D = 0.59), en tanto que en Boca del Río se observó la menor riqueza de especies (D Mg = 0.69) y en Puente Clarita la menor dominancia (D = 0.27).

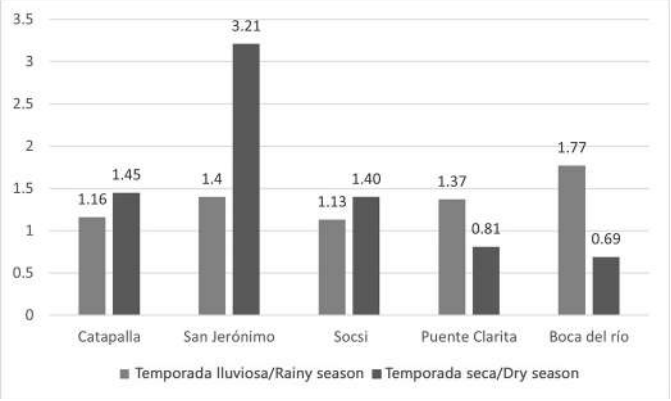
Tabla 3. Índices de riqueza, diversidad y dominancia de la comunidad de macroinvertebrados.

In Figures 2a and 2b, it is observed that, during the rainy season, the greatest species richness was recorded in Boca del Río (D Mg = 1.77) and the lowest in Socsi (D Mg = 1.13); regarding the highest dominance, Puente Clarita stood out (D = 0.49), while the lowest occurred in Boca del Río (D = 0.23). In the dry season, San Jerónimo showed the greatest species richness and dominance (D Mg = 3.21; D = 0.59), while Boca del Río exhibited the lowest species richness (D Mg = 0.69) and Puente Clarita the lowest dominance (D = 0.27).

Table 3. Indices of richness, diversity and dominance of the macroinvertebrate community

	Temporada/Season	
	Lluviosa/Rainy	Seca/Dry
Taxones_S/Taxa_S	13	27
Individuos/Individuals	1493	3049
Dominancia_D/Dominance_D	0.2	0.2
Shannon_H	1.628	1.759
Margalef_D Mg	1.642	3.241
Equidad_J/Equity_J	0.635	0.534

a)



b)

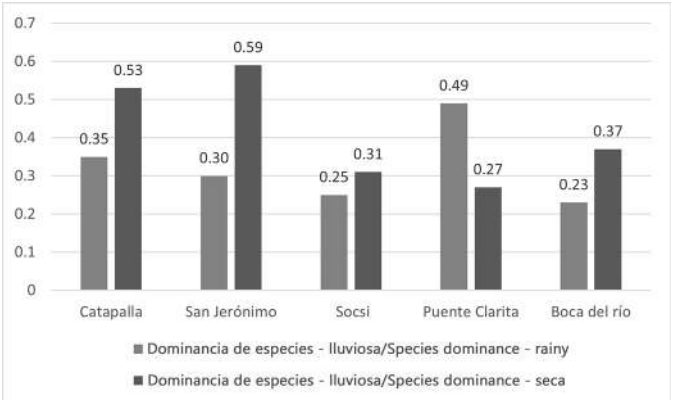


Figura 2. Índices de diversidad y dominancia de las comunidades de macroinvertebrados. **a)** Índices de Riqueza de especies de Margalef; **b)** Índices de Dominancia de Simpson.

Figure 2. Diversity and dominance indices of macroinvertebrate communities. **a)** Margalef species richness indices; **b)** Simpson dominance indices.

DENSIDAD

En relación con la densidad, de las 29 familias de macroinvertebrados reconocidas en el estudio, 12 se recolectaron en la temporada lluviosa, con las mayores densidades, en orden decreciente, para Chironomidae, Leptohyphidae e Hydropsychidae (Figura 3a). Durante la temporada seca se reconocieron 27 de las 29 familias registradas en el estudio, siendo las de mayor densidad relativa Tricorythidae, Elmidae, Leptohyphidae, Hydropsychidae, Baetidae y Chironomidae (Figura 3b).

DENSITY

In relation to density, of the 29 families of macroinvertebrates identified in the study, 12 were collected during the rainy season, with the highest densities, in decreasing order, for the families Chironomidae, Leptohyphidae, and Hydropsychidae (Figure 3a). During the dry season, 27 of the 29 families recorded in the study were recognized, with the highest relative density being Tricorythidae, Elmidae, Leptohyphidae, Hydropsychidae, Baetidae, and Chironomidae (Figure 3b).

a)

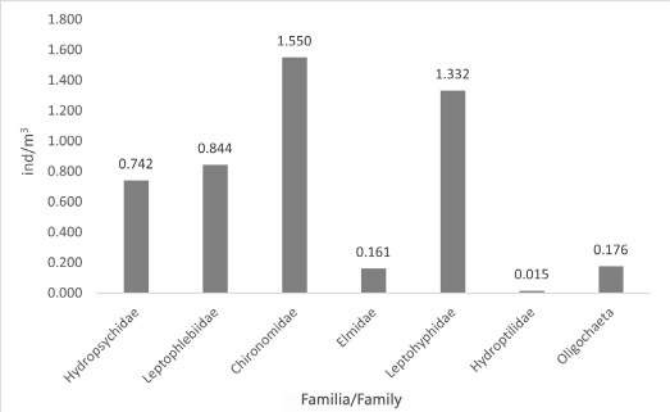


Figura 3. Distribución de la densidad en las familias de macroinvertebrados. **a)** Densidad en temporada lluviosa; **b)** Densidad en temporada seca.

b)

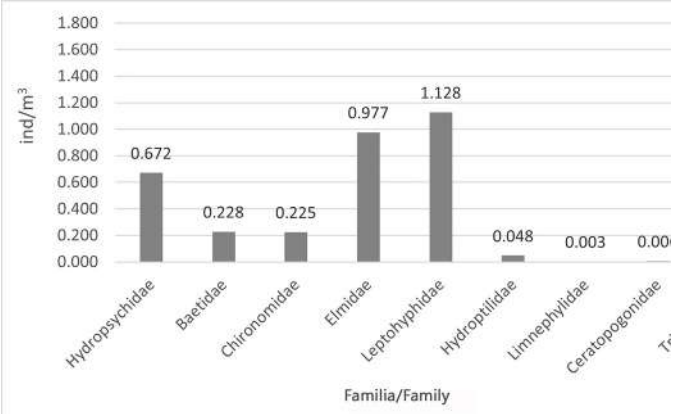


Figure 3. Distribution of density in macroinvertebrate families. **a)** Density in the rainy season; **b)** Density in the dry season.

En la temporada lluviosa la familia Chironomidae registró la mayor densidad acumulada en los cinco puntos de muestreo (1.550 ind/m^3); sin embargo, en Catapalla y San Jerónimo, Leptohyphidae obtuvo la mayor densidad (0.531ind/mL y 0.675 ind/m^3, respectivamente). En Socsi y Puente Clarita sobresalió la familia Chironomidae con 0.354 ind/m^3 y 0.675 ind/m^3, respectivamente, y en Boca del Río Hydropsychidae llegó a 0.294 ind/m^3 (Tabla 4).

During the rainy season, the Chironomidae family recorded the highest accumulated density at the five sampling points (1.550 ind/m^3); however, in Catapalla and San Jerónimo, Leptohyphidae achieved the highest density (0.531 ind/mL and 0.675 ind/m^3, respectively). In Socsi and Puente Clarita, the Chironomidae family stood out with 0.354 ind/m^3 and 0.675 ind/m^3, respectively, and in Boca del Río, Hydropsychidae reached 0.294 ind/m^3 (Table 4).

Tabla 4. Densidad relativa en temporada lluviosa (ind/m^3).

Table 4. Relative density in the rainy season (ind/m^3).

	Catapalla	San Jerónimo	Socsi	Puente Clarita	Boca del Río	Densidad relativa acumulada (ind/m^3)/ Cumulative relative density (ind/m^3)
Hydropsychidae	0.091	0.059	0.167	0.130	0.294	0.742
Baetidae	0.017	0.021	0.014	0.006	0.000	0.058
Leptophlebiidae	0.194	0.215	0.247	0.071	0.118	0.844
Chironomidae	0.137	0.091	0.354	0.675	0.294	1.550
Planaridae	0.017	0.002	0.000	0.000	0.000	0.019
Simulidae	0.011	0.003	0.010	0.000	0.000	0.025
Elmidae	0.000	0.134	0.022	0.006	0.000	0.161
Leptohyphidae	0.531	0.472	0.181	0.089	0.059	1.332
Hydroptilidae	0.000	0.003	0.006	0.006	0.000	0.015
Limnephylidae	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.002
Glossosomatidae	0.000	0.000	0.000	0.018	0.000	0.018
Ceratopogonidae	0.000	0.000	0.000	0.000	0.059	0.059
Oligochaeta	0.000	0.000	0.000	0.000	0.176	0.176

Durante la temporada seca, las mayores densidades relativas por familia y estación de muestreo se registraron en Catapalla, con 0.714 ind/m^3 de la familia Elmidae; en San Jerónimo, Tricorythidae alcanzó una densidad de 0.757 ind/m^3; Socsi y Boca del Río tuvieron densidades de 0.410 y 0.471 ind/m^3, respectivamente, ambas correspondientes a Leptohyphidae; y en Puente Clarita, Hydropsychidae registró una densidad de 0.324 ind/m^3. La mayor densidad relativa acumulada correspondió a las familias Tricorythidae, con 1.572 ind/m^3 y Leptohyphidae con 1.128 ind/m^3 (Tabla 5).

During the dry season, the highest relative densities by family and sampling station were recorded in Catapalla, with 0.714 ind/m^3 of the Elmidae family; in San Jerónimo, Tricorythidae reached a density of 0.757 ind/m^3; Socsi and Boca del Río had densities of 0.410 and 0.471 ind/m^3, respectively, both corresponding to Leptohyphidae; and in Puente Clarita, Hydropsychidae recorded a density of 0.324 ind/m^3. The highest accumulated relative density corresponded to the families Tricorythidae, with 1,572 ind/m^3, and Leptohyphidae, with 1,128 ind/m^3 (Table 5)

Tabla 5. Densidad relativa en temporada seca (ind/m^3).

Table 5. Relative density in the dry season (ind/m^3).

	Catapalla	San Jerónimo	Socsi	Puente Clarita	Boca del Río	Densidad relativa acumulada (ind/m^3)/ Cumulative relative density (ind/m^3)
Hydropsychidae	0.003	0.001	0.013	0.324	0.330	0.672
Baetidae	0.002	0.128	0.067	0.031	0.000	0.228
Leptophlebiidae	0.000	0.004	0.000	0.000	0.000	0.004
Chironomidae	0.061	0.005	0.071	0.079	0.009	0.225
Planaridae	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Simulidae	0.028	0.001	0.000	0.000	0.000	0.029
Elmidae	0.714	0.026	0.061	0.000	0.177	0.977
Leptohyphidae	0.002	0.016	0.410	0.229	0.471	1.128
Hydroptilidae	0.020	0.006	0.006	0.015	0.000	0.048
Limnephylidae	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000	0.003
Glossosomatidae	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ceratopogonidae	0.000	0.006	0.000	0.000	0.000	0.006
Oligochaeta	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Tricorythidae	0.137	0.757	0.353	0.320	0.006	1.572
Physidae	0.031	0.023	0.006	0.000	0.000	0.061
Leptoceridae	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
Corydalidae	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
Dolichopodidae	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.002
Coenagrionidae	0.000	0.004	0.000	0.000	0.000	0.004
Dytiscidae	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000	0.003
Odontoceridae	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.002
Culicidae	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001
Empididae	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001
Hyalellidae	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001
Polycentropodidae	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001
Vellidae	0.000	0.001	0.003	0.000	0.000	0.004

Corixidae	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.002
Gyrinidae	0.000	0.004	0.000	0.000	0.000	0.004
Hydrophilidae	0.000	0.000	0.010	0.000	0.006	0.016
Tipulidae	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.002

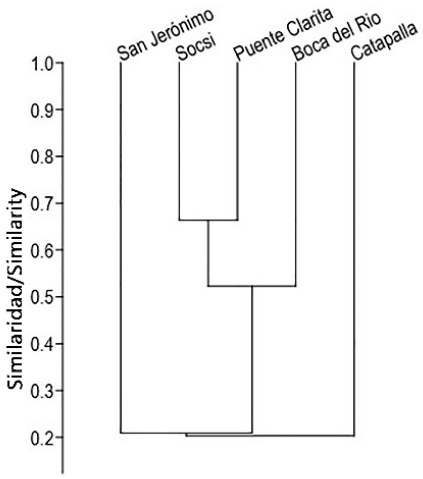
ANÁLISIS DE SIMILARIDAD

La temporada lluviosa mostró, a través del dendograma de similaridad de Bray-Curtis (Figura 4a), que la composición y abundancia de los macroinvertebrados en las estaciones San Jerónimo, Socsi y Catapalla fueron similares, mientras que Puente Clarita y Boca del Río las abundancias difirieron en cada estación (Figura 4a). Por otro lado, los valores de los parámetros fisicoquímicos en Socsi, Catapalla y San Jerónimo resultaron similares, mientras que Puente Clarita y Boca del Río presentaron diferencias notables (Figura 4b).

SIMILARITY ANALYSIS

The rainy season showed, through the Bray-Curtis similarity dendrogram (Figure 4a), that the composition and abundance of macroinvertebrates at the San Jerónimo, Socsi, and Catapalla stations were similar, while at Puente Clarita and Boca del Río the abundances differed at each station (Figure 4a). On the other hand, the values of the physicochemical variables in Socsi, Catapalla, and San Jerónimo were similar, while Puente Clarita and Boca del Río showed notable differences (Figure 4b)

a)



b)

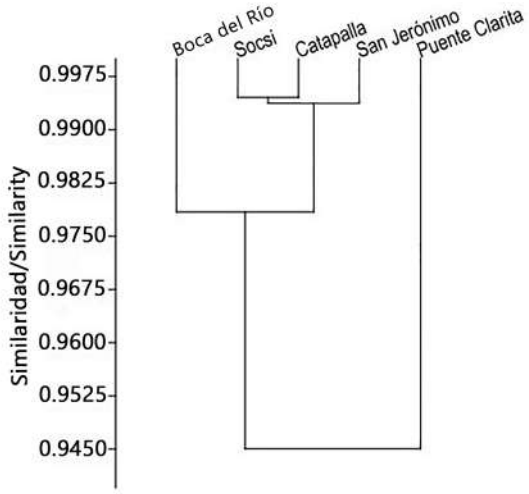


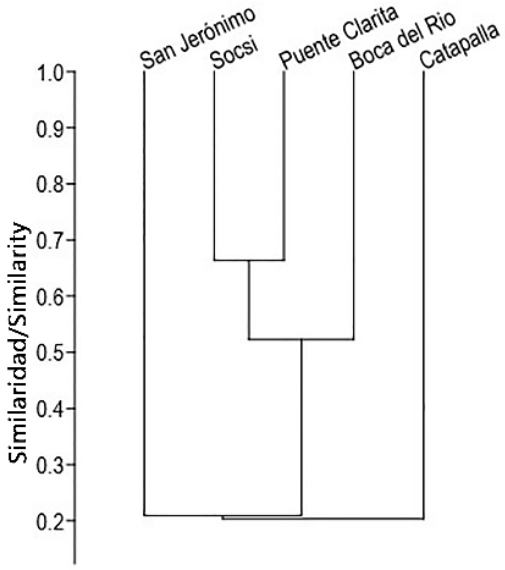
Figura 4. Dendograma de similaridad para la temporada lluviosa. **a)** Respecto a la abundancia de los macroinvertebrados por estación de muestreo; **b)** Respecto a los parámetros fisicoquímicos por estación de muestreo.

Figure 4. Similarity dendrogram for the rainy season. **a)** Regarding the abundance of macroinvertebrates by sampling station; **b)** Regarding the physicochemical parameters by sampling station.

En la temporada seca, el dendograma de similaridad Bray-Curtis mostró que las estaciones de Socsi y Puente Clarita presentaron la mayor similaridad en cuanto a la abundancia por familia, seguidas por Boca del Río. En contraste, Catapalla y San Jerónimo se diferenciaron del resto de las estaciones de muestreo (Figura 5a). Los valores de las variables fisicoquímicas fueron similares entre Puente Clarita y Boca del Río, así como entre San Jerónimo, Socsi y Catapalla (Figura 5b).

In the dry season, the Bray-Curtis similarity dendrogram showed that the Socsi and Puente Clarita stations had the greatest similarity in terms of abundance by family, followed by Boca del Río. In contrast, Catapalla and San Jerónimo differed from the rest of the sampling stations (Figure 5a). The values of the physicochemical variables were similar between Puente Clarita and Boca del Río, as well as between Sanxxxxxxxxxxx Jerónimo, Socsi, and Catapalla (Figure 5b).

a)



b)

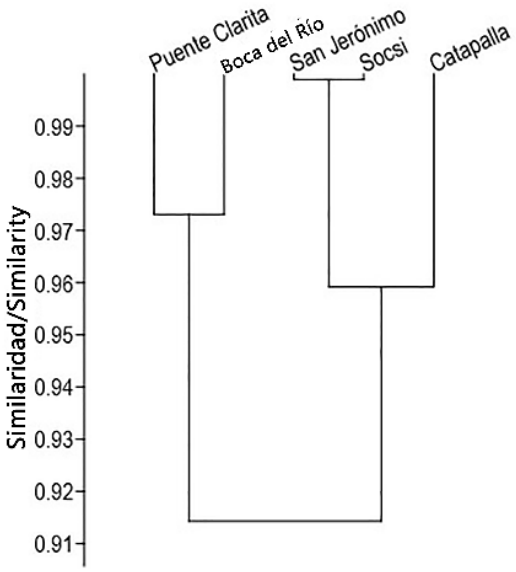


Figura 5. Dendograma de similaridad para la temporada seca. **a)** Respecto a la abundancia de los macroinvertebrados por estación de muestreo; **b)** Respecto a las variables fisicoquímicas por estación de muestreo.

Figure 5. Similarity dendrogram for the dry season. **a)** Regarding the abundance of macroinvertebrates by sampling station; **b)** Regarding the physicochemical parameters by sampling station.

CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DEL ECOSISTEMA ACUÁTICO

El análisis de varianza (ANDEVA) evidenció diferencias significativas ($p < 0.05$) en la mayoría de las variables fisicoquímicas entre las estaciones de muestreo y entre las temporadas climáticas (Tabla 6). Los valores del pH se mantuvieron estables en las temporadas lluviosa y seca; Puente Clarita presentó un pH diferente (ligeramente ácido) a las demás estaciones para la temporada lluviosa, mientras que en la época seca Catapalla mostró un valor distinto a las demás estaciones. El oxígeno disuelto (OD) fue mayor en la temporada lluviosa en comparación con la temporada seca. En ambas temporadas, Puente Clarita y Boca del Río mostraron valores similares. La conductividad eléctrica (CE) en San Jerónimo y Socsi fue similar entre temporadas, pero fue diferente a la de las demás estaciones. Los valores más altos para STD se registraron en Boca del Río y en Puente Clarita para ambas temporadas. En la temporada lluviosa, Catapalla, San Jerónimo y Socsi no mostraron diferencias significativas, mientras que, en la temporada seca, San Jerónimo y Socsi mantuvieron valores similares.

La temperatura registró mayores valores en la temporada seca. Socsi y Puente Clarita tuvieron registros similares en la temporada

PHYSICOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF THE AQUATIC ECOSYSTEM

The analysis of variance (ANOVA) showed significant differences ($p < 0.05$) in most physicochemical variables between the sampling stations and between the climatic seasons (Table 6). The pH values remained stable during the rainy and dry seasons; Puente Clarita showed a different pH (slightly acidic) compared to the other stations during the rainy season, while in the dry season Catapalla exhibited a different value from the other stations. Dissolved oxygen (DO) was higher in the rainy season compared to the dry season. In both seasons, Puente Clarita and Boca del Río showed similar values. Electrical conductivity (EC) in San Jerónimo and Socsi was similar between seasons, but it was different from that of the other stations. The highest values for STD were recorded in Boca del Río and Puente Clarita for both seasons. During the rainy season, Catapalla, San Jerónimo, and Socsi did not show significant differences, while in the dry season, San Jerónimo and Socsi maintained similar values.

The temperature recorded higher values in the dry season. Socsi and Puente Clarita had similar records in the rainy season, while in the dry phase, thermal similarity occurred in San Jerónimo and Socsi. For NO_3^-, no significant differences were detected

lluviosa, mientras que, en la fase seca la similaridad térmica ocurrió en San Jerónimo y Socsi. Para el NO_3^-, no se detectaron diferencias significativas entre estaciones durante la época lluviosa, pero en la temporada seca, San Jerónimo presentó valores que difirieron del resto de sitios. El nitrógeno amoniacal (NH_4^+) se mantuvo estable, tanto entre estaciones como entre temporadas. El fósforo (P) no presentó deferencias entre estaciones, pero si por fases climáticas (Tabla 6). En la temporada seca se registraron valores más altos de temperatura y NO_3^-, mientras que los niveles de OD y P fueron más bajos. En la temporada lluviosa estos patrones se invirtieron.

between stations during the rainy season, but in the dry season, San Jerónimo showed values that differed from the rest of the sites. Ammoniacal nitrogen (NH_4^+) remained stable, both between stations and between seasons. Phosphorus (P) did not show differences between seasons, but it did between climatic phases (Table 6). During the dry season, higher values of temperature and NO_3^- were recorded, while the levels of DO and P were lower. During the rainy season, these patterns were reversed.

Tabla 6. Parámetros fisicoquímicos en muestras de agua de las estaciones de muestreo Catapalla (CT), San Jerónimo (SJ), Socsi (SC), Puente Clarita (CL) y Boca del Río (BR) en dos temporadas. Se reportan los valores promedio ± el error estándar. Se incluyen las comparaciones entre medias, en donde diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Table 6. Physicochemical parameters in water samples from the sampling stations Catapalla (CT), San Jerónimo (SJ), Socsi (SC), Puente Clarita (CL), and Boca del Río (BR) in two seasons. The average values ± the standard error are reported. Comparisons between means are included, where different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

Temporada/ Season	Estación de muestreo/ Sampling Station	pH	OD (%)/ DO (%)	CE (MS/cm)/ EC (MS/cm)	STD (ppm)/ TDS (ppm)	Temperatura (ºc)/ Temperature	NO_3^- (ppm)	NH_4^+ (ppm)	P (ppm)
Lluviosa/ Rainy	CT	8.2 ± 0.05a	57.8 ± 0.9bc	432.7 ± 24.88cd	220.00 ± 11.53bc	17.13 ± 0.29g	0.48 ± 0.19bc	0.35 ± 0.15a	0.09 ± 0.01a
	SJ	7.95 ± 0.43a	56.00 ± 2.89c	437.67 ± 25.33bcd	219.67 ± 11.84bc	17.96 ± 0.37f	0.57 ± 0.16bc	0.35 ± 0.15a	0.08 ± 0.00a
	SC	8.03 ± 0.52a	60.97 ± 1.12b	434.33 ± 25.67bcd	218.33 ± 11.67bc	18.39 ± 0.53ef	0.58 ± 0.17bc	0.33 ± 0.14a	0.08 ± 0.01a
	CL	7.38 ± 0.64ab	66.63 ± 2.24a	492.67 ± 45.33abc	246.33 ± 22.67ab	18.60 ± 0.26ef	0.48 ± 0.19bc	0.53 ± 0.24a	0.08 ± 0.01a
	BR	7.59 ± 0.59a	67.33 ± 0.43a	482.33 ± 35.67abcd	241.33 ± 17.67abc	18.77 ± 0.21e	0.59 ± 0.30bc	0.61 ± 0.29a	0.08 ± 0.00a
Seca/Dry	CT	6.55 ± 0.10b	30.20 ± 0.35f	451.00 ± 0.58bcd	225.33 ± 0.33bc	19.95 ± 0.01d	1.03 ± 0.18ab	0.37 ± 0.09a	0.01 ± 0.01b
	SJ	7.60 ± 0.01a	39.93 ± 0.52d	422.00 ± 0.00d	211.00 ± 0.00c	24.90 ± 0.05b	1.39 ± 0.00a	0.39 ± 0.05a	0.01 ± 0.01b
	SC	7.66 ± 0.01a	38.93 ± 0.47de	422.00 ± 0.00d	211.00 ± 0.00c	24.81 ± 0.01b	1.03 ± 0.18ab	0.40 ± 0.13a	0.01 ± 0.01b
	CL	8.11 ± 0.00a	35.37 ± 1.08e	501.67 ± 0.67ab	250.67 ± 0.67ab	25.82 ± 0.06a	1.03 ± 0.18ab	0.39 ± 0.05a	0.00 ± 0.00b
	BR	8.31 ± 0.06a	36.03 ± 0.12e	529.67 ± 0.67a	265.00 ± 0.00a	23.67 ± 0.02c	1.03 ± 0.18ab	0.35 ± 0.03a	0.01 ± 0.01b

Nota: La misma letra indica que no existen diferencias significativas ($p < 0.05$). Parámetros fisicoquímicos: potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), sólidos totales disueltos (STD), nitrógeno nítrico (NO_3^-), nitrógeno amoniacal (NH_4^+), fósforo (P).

Note: The same letter indicates that there are no significant differences ($p < 0.05$). Physicochemical parameters: hydrogen potential (pH), dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), nitrate nitrogen (NO_3^-), ammoniacal nitrogen (NH_4^+), phosphorus (P).

El Análisis de Componentes Principales (ACP) aplicado a los parámetros fisicoquímicos y a las estaciones de muestreo mostró que los componentes 1 y 2 explicaron la varianza de los datos en un 83%. Este análisis evidenció una separación clara entre las temporadas lluviosa y seca, lo que indica una variación significativa de las condiciones fisicoquímicas según la fase climática del año. Los vectores para los parámetros fisicoquímicos tuvieron longitudes similares, por lo que la contribución a la variabilidad de las muestras fue similar entre ellos (Figura 6).

La temperatura y la concentración de NO_3^- se correlacionaron positivamente y se incrementaron en la temporada seca; en particular, el NO_3^- aumentó principalmente en las estaciones de San Jerónimo, Socsi y Catapalla, mientras que la temperatura se elevó de manera uniforme en todas las estaciones. El oxígeno disuelto (OD) y la concentración de P se correlacionaron de forma positiva y se incrementaron en la época lluviosa, en mayor medida en las estaciones de Socsi, Jan Jerónimo y Catapalla. La conductividad eléctrica (CE), los STD, el pH y la concentración de NH_4^+ mostraron una correlación positiva y un incremento en las estaciones de Boca del Río y Puente Clarita. Sin embargo, estos parámetros no variaron significativamente entre temporadas. La temperatura y la concentración de NO_3^- disminuyeron a medida que aumentaron la concentración de P y el porcentaje de OD (Tabla 6, Figura 6).

Principal Component Analysis (PCA) applied to the physicochemical parameters and sampling stations showed that components 1 and 2 explained 83% of the data variance. This analysis showed a clear separation between the rainy and dry seasons, indicating a significant variation in physicochemical conditions according to the climatic phase of the year. The vectors for the physicochemical parameters had similar lengths, so the contribution to the variability of the samples was similar among them (Figure 6).

The temperature and the concentration of NO_3^- were positively correlated and increased during the dry season; in particular, NO_3^- increased mainly at the San Jerónimo, Socsi, and Catapalla stations, while the temperature rose uniformly at all stations. Dissolved oxygen (DO) and the concentration of P were positively correlated and increased during the rainy season, more significantly at the Socsi, Jan Jerónimo, and Catapalla stations. Electrical conductivity (EC), TDS, pH, and NH_4^+ concentration showed a positive correlation and an increase at the Boca del Río and Puente Clarita stations. However, these parameters did not vary significantly between seasons. The temperature and the concentration of NO_3^- decreased as the concentration of P and the percentage of DO increased (Table 6, Figure 6).

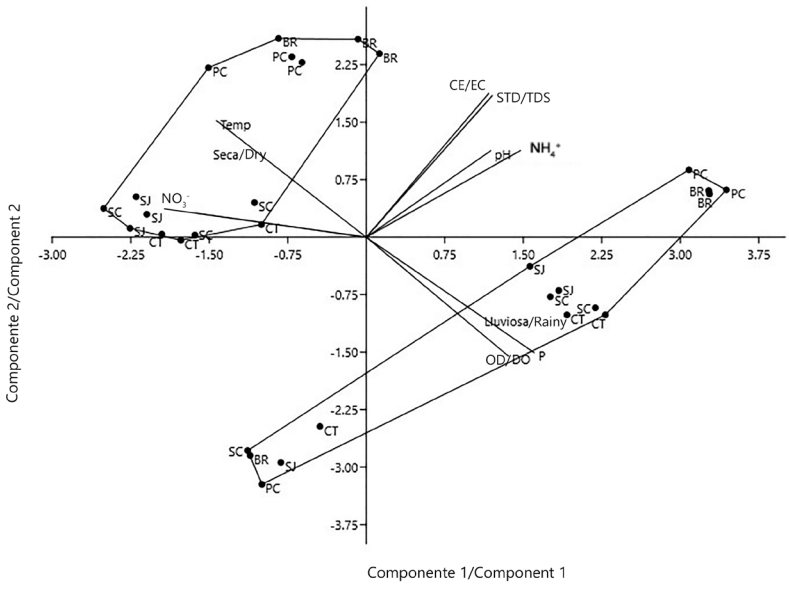


Figura 6. Análisis de Componentes Principales (ACP) de los parámetros fisicoquímicos según estaciones de muestreo y temporadas (lluviosa y seca). Leyenda: PC (Puente Clarita), BR (Boca del rio), SJ (San Jerónimo), SC (Socsi) CT (Catapalla), TDS sólidos totales disueltos, DO (oxígeno disuelto), EC (conductividad eléctrica) y P (fósforo).

Figure 6. Principal Component Analysis (PCA) of physicochemical parameters according to sampling stations and seasons (rainy and dry). Legend: PC (Puente Clarita), BR (Boca del Río), SJ (San Jerónimo), SC (Socsi) CT (Catapalla), TDS (total dissolved solids), DO (dissolved oxygen), EC (electrical conductivity), and P (phosphorus).

Adicionalmente, se realizó un ACP que permitió identificar las principales fuentes de variabilidad de las observaciones de parámetros fisicoquímicos. Se identificaron dos componentes principales que agruparon el 81.29 % de la variabilidad de las observaciones.

Se observó que los parámetros fisicoquímicos se agruparon en tres conjuntos correlacionados positivamente. El primer grupo estuvo conformado por la CE, los STD, el pH y la concentración de NH_4^+; el segundo grupo, por el OD y el P; y el tercer grupo, por la temperatura y el NO_3^-. Todos los parámetros presentaron valores propios altos asociados al componente 1, con magnitudes superiores a 0.50. El nitrógeno nítrico (NO_3^-) mostró el valor propio más alto (0.909), lo que indica que fue el parámetro más influyente en la variabilidad de las observaciones (Figura 7).

Additionally, a PCA was conducted to identify the main sources of variability in the observations of physicochemical parameters. Two main components were identified that grouped 81.29% of the variability of the observations.

It was observed that the physicochemical variables grouped into three positively correlated sets. The first group was composed of EC, TDS, pH, and NH_4^+ concentration; the second group, by DO and P; and the third group, by temperature and NO_3^-. All parameters showed high eigenvalues associated with component 1, with magnitudes greater than 0.50. Nitric nitrogen (NO_3^-) showed the highest eigenvalue (0.909), indicating that it was the most influential parameter in the variability of the observations (Figure 7).

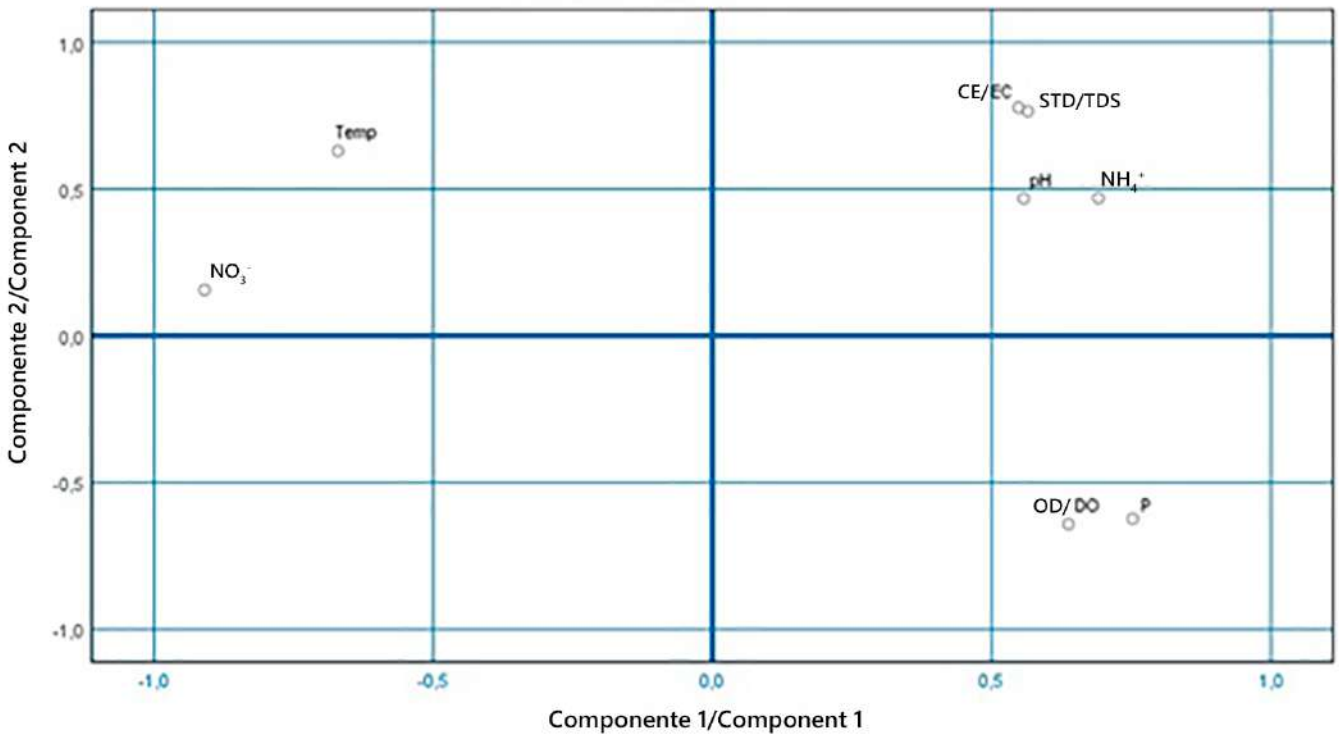


Figura 7. Representación del análisis de componentes principales (ACP) de parámetros fisicoquímicos.

Figure 7. Representation of the principal component analysis (PCA) of physicochemical variables.

Se realizó un análisis de correlación entre la abundancia de macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos medidos (Figura 8). Ningún parámetro demostró tener una fuerte correlación con la abundancia, pero se observaron correlaciones inversas, moderadas y significativas al 95 % con el pH, OD (%), la concentración de NH_4^+ (ppm) y la concentración de P (ppm). Un

A correlation analysis was conducted between the abundance of macroinvertebrates and the measured physicochemical variables (Figure 8). No variable showed a strong correlation with abundance, but inverse, moderate, and significant correlations at 95% were observed with pH, DO (%), NH_4^+ concentration (ppm), and P concentration (ppm). An increase in these variables was moderately

incremento de estos parámetros se asoció de forma moderada a una disminución en la abundancia de los macroinvertebrados observados en las muestras. Estas tendencias se muestran en las Figuras 8a, 8b, 8c. Por su parte, la CE (µS/cm), los STD (ppm), la temperatura y la concentración de NO_3^- (ppm) no presentaron una correlación significativa.

associated with a decrease in the abundance of macroinvertebrates observed in the samples. These trends are shown in Figures 8a, 8b, 8c. For its part, the EC (µS/cm), TDS (ppm), temperature, and NO_3^- concentration (ppm) did not show a significant correlation.

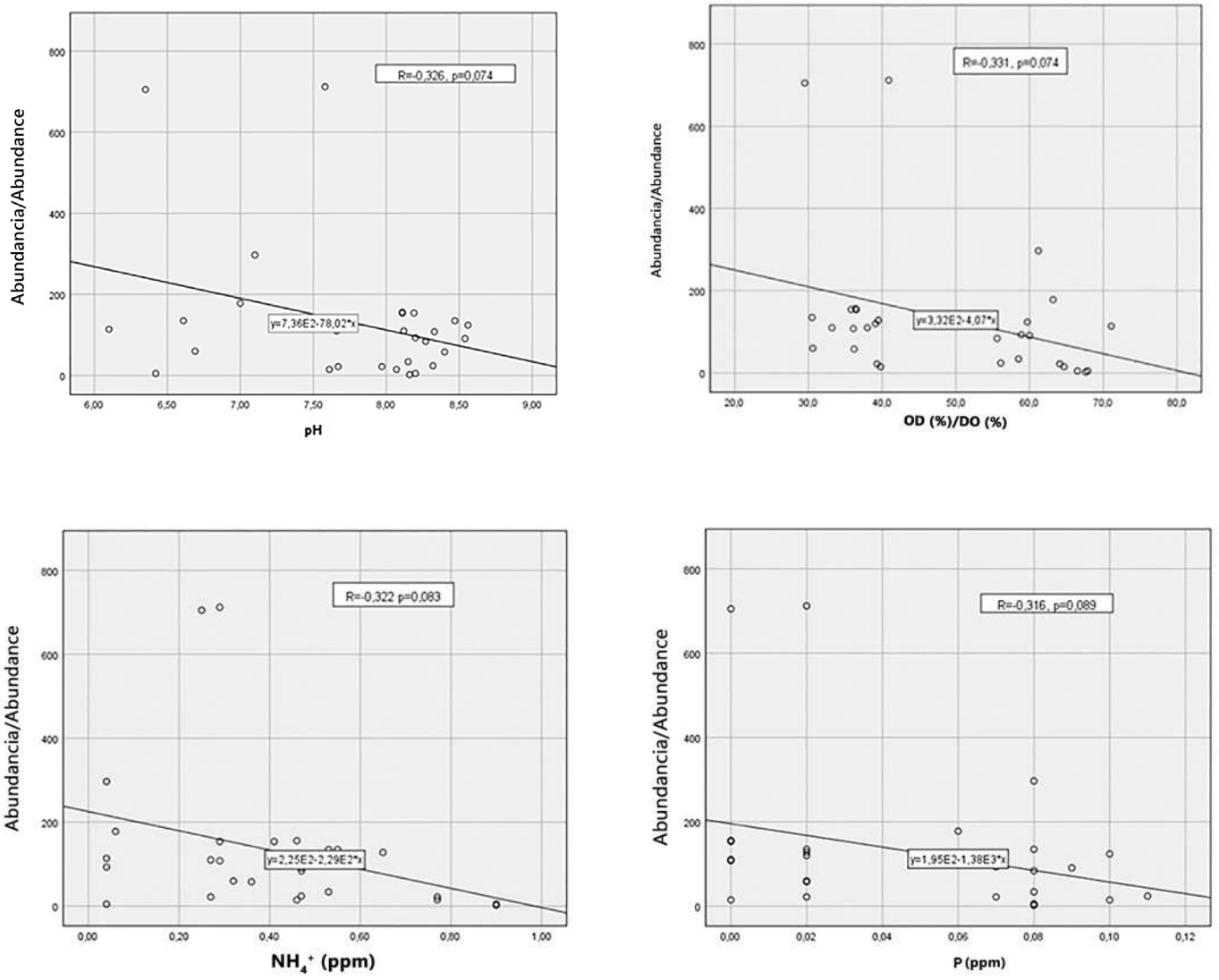


Figura 8. Análisis de correlación entre la abundancia de macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos. a) Abundancia y pH; b) Abundancia y OD (%); c) Abundancia y NH_4^+ (ppm); d) Abundancia y P (ppm).

Figure 8. Correlation analysis between the abundance of macroinvertebrates and physicochemical parameters. **a)** Abundance and pH; **b)** Abundance and DO (%)**; c)** Abundance and NH_4^+ (ppm); **d)** Abundance and P (ppm).

DISCUSIÓN

Composición y abundancia

La composición y estructura de las comunidades biológicas son claves para entender el funcionamiento y estado ecológico de los ecosistemas lóticos (Reyes-Morales, 2013). La composición de las familias registradas se debió fundamentalmente a los tipos de microhábitat en las estaciones de muestreo, tales como zonas con vegetación incipiente o raíces sumergidas, zonas con exposición al sol e intersticio entre rocas, así como la presencia de vegetación a lo largo del río. Estas zonas contribuyen a incrementar la heterogeneidad y a disponer de las opciones de alimento y refugio, lo que promueve la abundancia y riqueza de macroinvertebrados en los sistemas lóticos (Vásquez-Ramos y Reinoso, 2012; Dávila-Recinos *et al*., 2019;). Este resultado coincide con las apreciaciones de Wright y Ryan (2016), quienes señalan que diferentes hábitats, como los sedimentos y la vegetación en zonas ribereñas y en estuarios, favorecen la presencia de insectos, gusanos planos, anélidos, moluscos y crustáceos.

Los parámetros abióticos como la estacionalidad influyen en el número de especies y en la composición de los macroinvertebrados, como lo muestran los resultados registrados en el río Huacamarcanga, Perú (Tafur *et al*., 2010) y el estudio de Minchola *et al*. (2025), que señala que el número de individuos aumenta en la temporada lluviosa. De igual manera, las variables fisicoquímicas, las perturbaciones antropogénicas y los tipos de suelo influyen en el ciclo de vida de los organismos (Johnson y Host, 2010).

La clase Insecta representó 98% (4541 individuos) de la comunidad de macroinvetebrados, destacándose por su abundancia las familias Leptohyphidae, Chironomidae, Leptophlebiidae e Hydropsychidae en la temporada lluviosa; por su parte, las familias Tricorythidae, Elmidae, Leptohyphidae, Chironomidae e Hydropsychidae predominaron en la temporada seca. Estos resultados fueron similares a lo registrado por Reyes-Morales (2013) en cuerpos de agua lénticos de la región Maya, Guatemala, en donde las familias con mayor abundancia fueron Chironomidae (Diptera) y Elmidae (Coleoptera). Asimismo, Vásquez-Ramos y Reinoso (2012) registraron las mayores abundancias para las familias Chironomidae, Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Baetidae, Hydropsychidae y Glossosomatidae. En el río Cañete el mayor número de taxones de macroinvertebrados se presentó en

DISCUSSION

Composition and abundance

The composition and structure of biological communities are key to understanding the functioning and ecological state of lotic ecosystems (Reyes-Morales, 2013). The composition of the registered families was fundamentally due to the types of microhabitats at the sampling stations, such as areas with incipient vegetation or submerged roots, areas with sun exposure and interstices between rocks, as well as the presence of vegetation along the river. These areas contribute to increasing heterogeneity and providing options for food and shelter, which promotes the abundance and richness of macroinvertebrates in lotic systems (Vásquez-Ramos and Reinoso, 2012; Dávila-Recinos *et al*., 2019). This result coincides with the observations of Wright and Ryan (2016), who point out those different habitats, such as sediments and vegetation in riparian zones and estuaries, favor the presence of insects, flatworms, annelids, mollusks, and crustaceans.

Abiotic parameters such as seasonality influence the number of species and the composition of macroinvertebrates, as shown by the results reported in the Huacamarcanga River, Peru (Tafur *et al*., 2010), and the study by Minchola *et al*. (2025), which indicates that individuals increase during the rainy season. Similarly, physicochemical parameters, anthropogenic disturbances, and soil types influence the life cycle of organisms (Johnson and Host, 2010).

The class Insecta represented 98% (4541 individuals) of the macroinvertebrate community, with the families Leptohyphidae, Chironomidae, Leptophlebiidae, and Hydropsychidae standing out for their abundance in the rainy season; meanwhile, the families Tricorythidae, Elmidae, Leptohyphidae, Chironomidae, and Hydropsychidae predominated in the dry season. These results were similar to those reported by Reyes-Morales (2013) in lentic water bodies of the Maya region, Guatemala, where the families with the greatest abundance were Chironomidae (Diptera) and Elmidae (Coleoptera). Likewise, Vásquez-Ramos and Reinoso (2012) recorded the highest abundances for the families Chironomidae, Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Baetidae, Hydropsychidae, and Glossosomatidae. In the Cañete River, the highest number of macroinvertebrate taxa was observed during the dry season, due to the decrease in flow and current speed of the Cañete River from June to November; these conditions favored

la temporada seca, debido a la disminución del caudal y de la velocidad de la corriente en los meses de junio a noviembre; estas condiciones favorecieron la formación de diversos microhábitats que hicieron posible la presencia de las familias Tricorythidae y Leptohyphidae (Ephemoptera), Hydropsychidae (Trycoptera) y Chironomidae (Díptera), consideradas como indicadores de la calidad del agua (Cheneaux, 2015).

Riqueza, dominancia, densidad relativa y similaridad

En la temporada seca se registró la mayor riqueza y dominancia en San Jerónimo, ubicado en la zona media de la cuenca del río Cañete. Los resultados coinciden con lo registrado por Custodio y Chanamé (2016) en el río Cunas y por Núñez-Bustamante *et al*. (2021) en el río Tingo, ambos en Perú, en temporada seca. Molina *et al*. (2008) registraron similar información para ríos en Bolivia durante la temporada seca y determinaron que los valores bajos en las variables hidrológicas se asociaron a altas densidades de individuos y a un aumento en el número de taxones. Asimismo, la alta riqueza de especies se asoció a los lugares con piedras y vegetación que permitieron la presencia de una alta diversidad de macroinvertebrados, en comparación con las áreas donde solo se presentan piedras o donde no hay vegetación acuática o marginal (Jerves-Cobo *et al*., 2018).

Vinson y Hawkins (1998) señalaron que los patrones más consistentes de riqueza están relacionados con el tamaño del sustrato, el régimen de disturbio, la depredación, la variación de la temperatura anual, la intermitencia del flujo y el tipo de bioma. La estación San Jerónimo parece ajustarse a estas condiciones, ya que está ubicada en la parte media de la cuenca donde el sustrato es de grava/guijarros y roca, la intervención antrópica es menor, la intermitencia del flujo del agua es casi nulo. La mayor temperatura incide en el cuerpo de agua, permitiendo la reproducción de los macroinvertebrados (Dou *et al*., 2022) y la disponibilidad de alimento, en especial para los insectos (Henriques-Oliveira y Nessimian, 2010). Asimismo, la temperatura y la presión parcial de oxígeno son variables que influyen en la riqueza de especies y que limitan la diversidad de la comunidad bentónica (Jacobsen *et al*., 2003; Jacobsen y Marín, 2007; Jacobsen, 2008).

Las mayores densidades relativas en la temporada lluviosa se registraron en Catapalla y San Jerónimo, especialmente de la familia Leptohyphidae. Les siguieron los sitios Socsi y Puente Clarita, donde abundaron los Chironomidae. En último lugar se

the formation of various microhabitats that made the presence of the families Tricorythidae and Leptohyphidae (Ephemeroptera), Hydropsychidae (Trichoptera), and Chironomidae (Diptera) possible, which are considered indicators of water quality (Cheneaux, 2015).

Richness, dominance, relative density, and similarity

During the dry season, the greatest richness and dominance were recorded in San Jerónimo, located in the middle area of the Cañete River basin. The results match those reported by Custodio and Chanamé (2016) in the Cunas River and by Núñez-Bustamante *et al*. (2021) in the Tingo River, during the dry season. Molina *et al*. (2008) reported similar information for rivers in Bolivia during the dry season and determined that low values in hydrological parameters were associated with high densities of individuals and an increase in the number of taxa. Likewise, the high species richness was associated with places with stones and vegetation that allowed for the presence of a high diversity of macroinvertebrates, compared to areas where only stones are present or in others where there is no aquatic or marginal (Jerves-Cobo *et al*., 2018) vegetation.

Vinson and Hawkins (1998) noted that the most consistent patterns of richness are related to substrate size, disturbance regime, predation, annual temperature variation, flow intermittence, and biome type. The San Jerónimo station seems to meet these conditions, as it is located in the middle part of the basin where the substrate is gravel/pebble and rock, anthropic intervention is minimal, and the intermittence of water flow is almost nonexistent. The higher temperature affects the body of water, allowing the reproduction of macroinvertebrates (Dou *et al*., 2022) and the availability of food, especially for insects (Henriques-Oliveira y Nessimian, 2010). Likewise, temperature and partial oxygen pressure are variables that influence species richness and limit the diversity of the benthic community (Jacobsen *et al*., 2003; Jacobsen and Marín, 2007; Jacobsen, 2008).

The highest relative densities in the rainy season were recorded in Catapalla and San Jerónimo, especially from the Leptohyphidae family. They were followed by the Socsi and Puente Clarita sites, where Chironomidae were abundant. Lastly, the locality Boca del Río was ranked, with Hydropsychidae as the most abundant family. The Bray-Curtis index related these high densities by stations, with San Jerónimo, Socsi, and Catapalla being similar in the number of individuals and in the values of the physicochemical

ubicó la localidad Boca del Río, con Hydropsychidae como la familia más abundante. El índice de Bray-Curtis relacionó estas altas densidades por estaciones, siendo San Jerónimo, Socsi y Catapalla similares en cantidad de individuos y en los valores de los parámetros fisicoquímicos, mientras que Puente Clarita y Boca del Río difirieron. En la temporada seca la mayor densidad se presentó en Catapalla, representada por Elmidae, en San Jerónimo por Tricorythidae, en Socsi y Boca del Río por Leptohyphidae y en Puente Clarita por Hydropsychidae. El dendograma de similaridad de Bray-Curtis mostró que las estaciones de Socsi, Puente Clarita y Boca del Río presentaron la mayor similaridad en cuanto a la abundancia y a los parámetros fisicoquímicos, en contraste con Catapalla y San Jerónimo, que se diferenciaron del resto de lugares. Este resultado es similar al hallado por Carrasco *et al*. (2020) en bofedales andinos, donde las familias con mayor abundancia relativa fueron Elmidae (Coleoptera), Chironomidae (Diptera), Gripopterygidae (Plecoptera) y Baetidae (Ephemeroptera).

Los macroinvertebrados de las familias de Tricorythidae y Leptohyphidae tuvieron mayores densidades en la temporada lluviosa, mientras que los Chironomidae predominaron en la temporada seca. En concordancia con lo registrado en este estudio, Kasangaki *et al*. (2006) afirmaron que los taxones de macroinvertebrados de las familias Chironomidae y Tricorythidae están bien adaptados a ambientes estresados y son colonizadores rápidos después de las perturbaciones. Además, manifiestan características como tolerancia a baja calidad del agua, adherencia firme (usando ganchos o garras), formas corporales flexibles, cuerpo hidrodinámico o aplanado y una estrategia de historia de vida tolerante a la desecación (diapausa), entre otros atributos. Acosta (2009) señaló que los géneros de esta familia Chironomidae representaron 30% de macroinvertebrados de la cuenca andina del río Cañete.

La presencia del orden Ephemeroptera (Leptohyphidae) en los diferentes puntos de muestreo estuvo influenciada por valores altos de OD. Por otro lado, los Trichoptera se incrementaron con el aumento de los valores de conductividad y temperatura. Las grandes cargas de nutrientes promueven el crecimiento de biopelículas en el sustrato de la corriente y, dado que la biopelícula es una fuente importante de alimento para algunos Trichoptera, su biomasa pudo haber aumentado en los sitios con alta carga de nutrientes y elevada conductividad (Piscart *et al*., 2009). La riqueza,

parameters, while Puente Clarita and Boca del Río differed. In the dry season, the highest density was found in Catapalla, represented by Elmidae, in San Jerónimo by Tricorythidae, in Socsi and Boca del Río by Leptohyphidae, and in Puente Clarita by Hydropsychidae. The Bray-Curtis similarity dendrogram showed that the Socsi, Puente Clarita, and Boca del Río stations had the greatest similarity in terms of abundance and physicochemical parameters, in contrast to Catapalla and San Jerónimo, which differed from the other locations. This result is similar to that found by Carrasco *et al*. (2020) in Andean wetlands, where the families with the greatest relative abundance were Elmidae (Coleoptera), Chironomidae (Diptera), Gripopterygidae (Plecoptera), and Baetidae (Ephemeroptera).

The macroinvertebrates from the families Tricorythidae and Leptohyphidae had higher densities in the rainy season, while the Chironomidae predominated in the dry season. In accordance with what was reported in this study, Kasangaki *et al*. (2006) stated that the macroinvertebrate taxa of the families Chironomidae and Tricorythidae are well adapted to stressed environments and are rapid colonizers after disturbances. Additionally, they exhibit characteristics such as tolerance to low water quality, firm adherence (using hooks or claws), flexible body shapes, hydrodynamic or flattened bodies, and a life history strategy tolerant to desiccation (diapause), among other attributes. Acosta (2009) indicated that the genera of this Chironomidae family represented 30% of the macroinvertebrates in the Andean basin of the Cañete River.

The presence of the order Ephemeroptera (Leptohyphidae) at the different sampling points was influenced by high DO values. On the other hand, Trichoptera increased with the rise in conductivity and temperature values. The large nutrient loads promote the growth of biofilms on the stream substrate, and since the biofilm is an important food source for some Trichoptera, its biomass may have increased in sites with high nutrient loads and elevated conductivity(Piscart *et al*., 2009).

The richness, dominance, and density of macroinvertebrate communities are influenced by the geomorphological characteristics of rivers, the aquatic microhabitat, oxygen-producing macrophytes, riparian vegetation that provides organic matter, and microclimates. These aspects modify the presence, abundance, and distribution patterns of invertebrates and the relationships that exist between these traits(Herrera and Burneo, 2017).

dominancia y densidad de las comunidades de macroinvertebrados se ven influenciadas por las características geomorfológicas de los ríos, el microhábitat acuático, las macrófitas que producen oxígeno, la vegetación ribereña que aporta materia orgánica y los microclimas, aspectos que modifican la presencia, abundancia y patrones de distribución de los invertebrados y las relaciones que existen entre dichos rasgos (Herrera y Burneo, 2017).

CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS

Las variables fisicoquímicas, en especial el OD, la CE, los STD, la temperatura, el NO_3^-, y el P, mostraron diferencia estacional climática (lluviosa y seca) y espacial en algunas estaciones (Catapalla y Boca del Río). Estas diferencias se debieron a los sustratos provenientes de la parte alta del río (cuenca alta) que son arrastrados a lo largo del curso, al deshielo de la zona glaciar de las Cordilleras Ticlla y Pichcahuajra (Acosta, 2009) y a las actividades agrícolas en la parte alta (Catapalla) y baja del área de estudio (Puente Clarita). Los resultados obtenidos coinciden parcialmente con los hallados por Núñez-Bustamante *et al*. (2021), quienes observaron diferencias espaciales pero no temporales en su estudio realizado en efluentes de la cabecera del río Tingo.

Los valores de pH presentaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo y temporadas, coincidiendo con lo determinado por Pascual *et al*. (2019) en el río Rímac, Perú. Lo contrario se evidenció en el río Pindo Grande, Ecuador (Endara e Hinojosa-Garró, 2020), donde el pH no mostró diferencias entre temporadas (lluvia y seca). No obstante, de manera similar a este estudio, se presentó una ligera elevación del pH al final del trayecto del río en la temporada seca. El incremento del pH se ha relacionado con la presencia de materia orgánica, la temperatura, el tiempo de muestreo y el caudal del río (Mutlu, 2019). Este último trayecto del río trae consigo residuos de origen agrícola, ganadero y domésticos que confluyen con la salinidad del agua del mar. Asimismo, el leve incremento en el pH puede indicar una mayor cantidad de iones disueltos, especialmente carbonatos, que por lo general se incrementan en las partes bajas de los ríos debido al lavado de toda la cuenca.

Los valores de OD se incrementaron en la temporada de lluvia en todas las estaciones de muestreo, observándose una diferencia significativa entre temporadas. Los valores altos de OD se han relacionado con el aumento del caudal de la corriente, el cual

Physicochemical characteristics

The physicochemical variables, especially DO, EC, TDS, temperature, NO_3^-, and P, showed seasonal climatic (rainy and dry) and spatial differences at some stations (Catapalla and Boca del Río). These differences were due to the substrates coming from the upper part of the river (upper basin) that are carried along the river, the melting of the glacial area of the Ticllay Pichcahuajra mountain ranges (Acosta, 2009), and the agricultural activities in the upper (Catapalla) and lower parts of the study area (Puente Clarita). The results obtained partially coincide with those found by Núñez-Bustamante *et al*. (2021), who observed spatial but not temporal differences in their study conducted on effluents from the headwaters of the Tingo River.

The pH values showed significant differences between sampling stations and seasons, consistent with what was determined in the Rímac River (Pascual *et al*., 2019). The opposite was observed in the Pindo Grande River, Ecuador (Endara e Hinojosa-Garró, 2020), where the pH did not show differences between seasons (rainy and dry). However, similar to our study, there was a slight increase in pH at the end of the river's course during the dry season. The increase in pH has been linked to the presence of organic matter, temperature, sampling time, and the river (Mutlu, 2019) flow. This last stretch of the river carries agricultural, livestock, and domestic waste that converges with the salinity of the seawater. Likewise, the slight increase in pH may indicate a higher number of dissolved ions, especially carbonates, which generally increase in the lower parts of rivers due to the washing of the entire basin.

The DO values increased during the rainy season at all sampling stations, with a significant difference observed between seasons. High DO values have been linked to the increased flow of the stream, which allows for the diffusion and mixing of atmospheric oxygen in the water (Ioryue *et al*., 2018). There is a contrast with previous results reported in the Rímac River, where the average DO in the dry season was higher than in the rainy season, due to the temporal influence during the period of higher precipitation of untreated domestic wastewater and other anthropogenic activities such as mining liabilities, agriculture, and industries Pascual *et al*., 2019).

The values for EC showed significant differences between sampling stations and between seasons, coinciding with the findings made in the Tingo María River (Núñez-Bustamante *et al*., 2021). During the

permite la difusión y la mezcla de oxígeno atmosférico en el agua (Ioryue *et al*., 2018). Existe un contraste con resultados previos registrados en el río Rímac, donde la media de OD en la temporada seca fue más alta que en la temporada lluviosa, debido a la influencia temporal durante el periodo de mayor precipitación de aguas residuales domésticas sin tratar y otras actividades antrópicas como pasivos mineros, agricultura e industrias (Pascual *et al*., 2019).

Los valores para CE mostraron diferencias significativas entre estaciones de muestreo y entre temporadas, coincidiendo con los hallazgos realizados en el río Tingo María, Perú (Núñez-Bustamante *et al*., 2021). En la temporada de lluvias los valores altos obtenidos en algunas estaciones de muestreo cercanas a la desembocadura del río, pueden explicarse por el aumento de la escorrentía superficial, ocasionando la incorporación de iones al cauce del río que provienen de la bruma marina que aporta sales a los sistemas acuáticos cercanos a la costa y los que tienen mayor influencia de actividades antrópicas (Rascón *et al*., 2021).

Los registros de CE se relacionaron con la presencia de STD, debido a la presencia alta de sales, en especial en Puente Clarita. Esto se debe a la descarga de los residuos provenientes de las actividades agrícola, doméstica y ganadera. Este resultado es similar a lo registrado por Núñez-Bustamante *et al*. (2021) y guardan similitud con los estudios realizados en los ríos Rímac (Pascual *et al*., 2019) y Huacamarcanga (Mora *et al*., 2020).

En este estudio se hallaron valores de STD con diferencias significativas entre las estaciones de muestreo y entre las temporadas climáticas, en especial para Puente Clarita y Boca del Río, donde hay incidencia de residuos de la actividad agrícola. Los datos obtenidos en este estudio son similares a los informados para el río Pindaré, Brasil (Muniz *et al*., 2020). Los valores bajos de STD en las estaciones de mayor altitud (como Catapalla) con respecto a las demás localidades, se debe a que el área de lavado de la cuenca es mucho mayor para la región baja del río, lo cual aumenta la riqueza iónica en este sector (Charkhabi y Sakizadeh, 2006).

Los valores de temperatura fueron diferentes en las temporadas de muestreo. La temperatura del agua fue más alta durante la temporada seca y más baja durante la de lluvia. Los hallazgos obtenidos en la presente investigación coinciden con los datos del río Huacamaracanga (Mora *et al*., 2020). Los valores altos

rainy season, the high values obtained at some sampling stations near the river's mouth can be explained by the increase in surface runoff, causing the incorporation of ions into the river's course. This comes from sea spray that contributes salts to aquatic systems near the coast and those with greater influence from anthropogenic activities (Rascón *et al*., 2021).

The CE records were related to the presence of STD, due to the high presence of salts, especially in Puente Clarita. This is due to the discharge of waste from agricultural, domestic, and livestock activities. This result is similar to what was reported and shows similarity with the studies conducted in the Rímac (Pascual *et al*., 2019) and Huacamarcanga (Mora *et al*., 2020) rivers.

In our study, we found STD values with significant differences between the sampling stations and between the climatic seasons, especially for Puente Clarita and Boca del Río, where there is an incidence of agricultural activity residues. The data obtained in this study are similar to those reported for the Pindaré River, Brazil (Muniz *et al*., 2020). The low STD values at higher altitude stations (such as Catapalla) compared to other locations are due to the fact that the wash area of the basin is much larger for the lower region of the river, which increases the ionic richness in this sector (Charkhabi and Sakizadeh, 2006).

The temperature values were different in the sampling seasons. The water temperature was higher during the dry season and lower during the rainy season. The findings obtained in the present investigation coincide with the data from the Huacamaracanga River, Peru (Mora *et al*., 2020). High values are related to the exposure of the waters to solar radiation. On the other hand, there are also significant differences observed between the temperatures at the sampling stations in the river. However, the influence of the altitude of the stations does not seem to greatly affect the temperature values, unlike the study conducted in the Rímac River (Pascual *et al*., 2019), where the higher altitude areas were characterized by low temperatures. It should be considered that the elevation differences between the stations studied on the Cañete River are not very large (544 m), so the effect of altitude on temperature is limited.

A significant variation was found in the NO_3^- values between seasons, with the highest records in the dry season due to the increase in temperature that favors the nitrification process in the benthos and along the riverbank. This was especially evident at the

están relacionados con la exposición de las aguas a la radiación solar. Por otra parte, existen también diferencias significativas observadas entre las temperaturas de las estaciones de muestreo en el río. Sin embargo, la influencia de la altitud de las estaciones no pareciera afectar grandemente los valores de temperatura, a diferencia del estudio realizado en el río Rímac (Pascual *et al*., 2019), donde la zonas con mayor altitud se caracterizaron por presentar temperaturas bajas. Hay que considerar que las diferencias de elevación entre las estaciones estudiadas en el río Cañete no son tan grandes (544 m), con lo cual el efecto de la altitud sobre la temperatura es limitado.

Una variación significativa se encontró en los valores de NO_3^- entre temporadas, con los registros más altos en la temporada seca debido al incremento de la temperatura que favorece el proceso de nitrificación en el bentos y en la orilla del río. Esto se presentó especialmente en las estaciones San Jerónimo y Socsi, en donde se encontró la mayor abundancia de macroinvertebrados. Tales respuestas se complementan con los procesos registrados por Muniz *et al*. (2020) en el río Pindaré, quienes atribuyeron los valores más altos de nitritos al incremento de las actividades de agricultura intensiva y a los residuos de la crianza animal.

Las mediciones fueron variables para el NH_4^+; sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas ni entre estaciones de muestreo. Se ha registrado que el incremento de esta variable química podría generar una toxicidad directa sobre los organismos acuáticos (Dehedin *et al*., 2013); para el río Cañete el promedio fue de 0.4 ppm, considerado relativamente alto.

Las concentraciones de P presentaron diferencias significativas entre temporadas, pero no para las estaciones de muestreo. Se ha determinado que las variaciones entre temporadas dependen de la descarga del río, cuyo incremento en el período lluvioso ocasiona una remoción interna y condiciona el flujo de P (Kang *et al*., 2018). Esto explicaría los valores altos obtenidos en la temporada de lluvias de este estudio. Por otro lado, los valores bajos de P están influenciados por el incremento en los STD, la temperatura y el pH (Zhou *et al*., 2018).

Frente a las diferentes variables fisicoquímicas, los macroinvertebrados respondieron con una mayor abundancia y riqueza cuando se tuvieron valores bajos de STD y mayor concentración de DO, con la presencia de indicadores de buena calidad de agua, entre ellos las familias Leptohyphidae

San Jerónimo and Socsi stations, where the greatest abundance of macroinvertebrates was found. Such responses are complemented by the processes reported in the Pindaré River, Brazil, where the highest nitrite values were attributed to the increase in intensive agricultural activities and the waste from animal husbandry.

The measurements were variable for NH_4^+; however, no significant differences were found between seasons or between sampling stations. It has been reported that the increase of this chemical parameter could generate direct toxicity on aquatic (Dehedin *et al*., 2013) organisms; for the Cañete River, the average was 0.4 ppm, considered relatively high.

The P concentrations showed significant differences between seasons, but not for the sampling stations. It has been determined that the variations between seasons depend on the river discharge, whose increase during the rainy season causes internal removal and conditions the flow of P (Kang *et al*., 2018). This would explain the high values obtained during the rainy season of this study. On the other hand, the low P values are influenced by the increase in TDS, temperature, and pH (Zhou *et al*., 2018).

Faced with the different physicochemical parameters, the families of macroinvertebrates responded with greater abundance and richness when there were low TDS values and higher DO concentration, with the presence of indicators of good water quality, including Leptohyphidae and Elmidae. The opposite occurred with the Chironomidae, which are indicators of polluted waters. Therefore, the proximity of agricultural or livestock activities, runoff, climate, and the geomorphological structure of the river would cause certain changes in the physicochemical conditions, which in turn determine the responses and consequently the structure of the macroinvertebrate community, especially the presence of Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Hydropsychidae, Tricorythidae, Elmidae, and Chironomidae (Villamarín *et al*., 2021). It is important to mention that these families registered within the order Ephemeroptera (Leptohyphidae, Leptophlebiidae, and Tricorythidae) are excellent indicators of clear and clean waters, but some species tolerate certain levels of organic pollution. The Diptera (Chironomidae) are an extremely diverse group, and a large majority are indicators of contaminated waters (Castillo-Velásquez and Huamantinco-Araujo, 2020). The larvae of Trichoptera (Hydropsychidae) build shelters from small stones, sand, and leaves, and are considered excellent indicators of clean and cold waters; some species tolerate certain levels of organic pollution

y Elmidae. Lo contrario ocurrió con los Chironomidae, que son indicadores de aguas contaminadas. Por lo tanto, la cercanía de actividades agrícolas o ganaderas, la escorrentía, el clima y la estructura geomorfológica del río causarían ciertos cambios en las condiciones fisicoquímicas, las mismas que determinan las respuestas y por ende la estructura de la comunidad de macroinvertebrados y, en especial, la presencia de las familias Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Hydropsychidae Tricorythidae, Elmidae y Chironomidae (Villamarín *et al*., 2021). Es importante mencionar que las familias del orden Ephemeroptera (Leptohyphidae, Leptophlebiidae y Tricorythidae) son excelentes indicadores de aguas claras y limpias, pero algunas especies toleran ciertos niveles de contaminación orgánica. Los Dípteros (Chironomidae) son un grupo extremadamente diverso y una gran mayoría son indicadoras de aguas contaminadas (Castillo-Velásquez y Huamantinco-Araujo, 2020). Las larvas de Tricóptera (Hydropsychidae) construyen refugios a partir de piedras pequeñas, arena y hojas, y se les considera excelentes indicadoras de aguas limpias y frías; algunas especies toleran ciertos niveles de contaminación orgánica y altas temperaturas (Cheneaux, 2015).

La familia Hydropsychidae es sensible a la contaminación agrícola, es decir se asoció negativamente con las variables fisicoquímicas de contaminación agrícola (NH_4^+, temperatura y STD), tanto en la temporada lluviosa como la época seca. Estos hallazgos proporcionan evidencia adicional que apoya el hecho de que el estrés inducido por la agricultura tiene efectos diferenciales en los patrones de distribución de los macroinvertebrados (Akamagwuna *et al*., 2023).

Las especies asociadas a ambientes degradados, como Chironomidae, experimentan incrementos poblacionales debido a cambios en el OD, la temperatura, el pH, los metales pesados y otros contaminantes emergentes (Ríos-Touma y Ramírez, 2018; Carrasco-Baquero *et al*., 2025). Además, se sugiere que esta familia puede tolerar niveles reducidos de OD en ambientes contaminados orgánicamente (Canning y Death, 2019), lo que puede ser posible debido a su hábito de alimentación en sedimentos ricos en bacterias (Timms, 2010). La familia Chironomidae se caracteriza por encontrarse en ambientes con intervención antropogénica, y es muy común hallarla en sistemas con altas cargas de materia orgánica (Thelma, 2012). En particular, la familia Chironomidae se considera la más resistente y resiliente, ya que se adapta a la anoxia al poseer compuestos similares a la

and high temperatures (Cheneaux, 2015).

The Hydropsychidae family is sensitive to agricultural pollution, meaning it was negatively associated with the physicochemical variables of agricultural pollution (NH_4^+, temperature, and TDS), both in the rainy season and the dry season. These findings provide additional evidence supporting the fact that stress induced by agriculture has differential effects on the distribution patterns of macroinvertebrates (Akamagwuna *et al*., 2023).

Species associated with degraded environments, such as Chironomidae, experience population increases due to changes in DO, temperature, pH, heavy metals, and other emerging contaminants (Ríos-Touma and Ramírez, 2018, Carrasco-Baquero *et al*., 2025). Furthermore, it is suggested that this family can tolerate reduced levels of DO in organically contaminated environments (Canning and Death, 2019), which may be possible due to their feeding habit in bacteria-rich sediments (Timms, 2010). The Chironomidae family is characterized by being found in environments with anthropogenic intervention, and it is very common to find it in systems with high loads of organic matter (Thelma, 2012). In particular, the Chironomidae family is considered the most resistant and resilient, as it adapts to anoxia by possessing compounds similar to hemoglobin that allow it to absorb oxygen more effectively (Sinche *et al*., 2022; Williams-Subiza *et al*., 2022). Furthermore, it exhibits a great ease of distribution, adapting to various conditions of disturbance or stress (Rodríguez-Romero *et al*., 2021). These characteristics allowed it to be found at all sampling stations, but with variations in its abundance largely caused by local environmental factors, such as DO, pH, conductivity, and altitude (Garay *et al*., 2020).

hemoglobina que le permiten absorber mejor el oxígeno (Sinche *et al*., 2022; Williams-Subiza *et al*., 2022). Además, presenta una gran facilidad de distribución, adaptándose a diversas condiciones de perturbación o estrés (Rodríguez-Romero *et al*., 2021). Estas características permitieron encontrarla en todas las estaciones de muestreo, pero con variaciones en su abundancia ocasionadas en gran medida por factores ambientales locales, como el OD, el pH, la conductividad y la altitud (Garay *et al*., 2020).

CONCLUSIONES

Los macroinvertebrados principales que habitan el río Cañete desde Catapalla hasta Boca del Río pertenecieron a las familias Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Hydropsychidae, Tricorythidae, Elmidae y Chironomidae, las cuales son buenos indicadores de la calidaxd del agua. La mayor riqueza se registró en la temporada seca en la estación Catapalla, en la cual las familias como Tricorythidae, Chironomidae y Leptohyphidae presentaron valores altos de densidad; sin embargo, Chironomidae y Leptohyphidae estuvieron presenten en ambas temporadas. La similaridad entre las estaciones de muestreo se dio por grupos ubicados espacialmente: Catapalla, San Jerónimo y Socsi en la zona alta, que difirieron de Puente Clarita y Boca del Río en la parte baja de la cuenca. Al parecer, las respuestas de la abundancia, la riqueza y la densidad de los macroinvertebrados estuvieron influenciadas por las características geomorfológicas del río y por la vegetación ribereña, que modifican la producción de oxígeno y los microclimas. Asimismo, las variables fisicoquímicas mostraron diferencia significativa por temporadas y en algunas estaciones de muestreo (Catapalla y Boca del Río), probablemente debido a la descarga de los residuos agrícolas, domésticos y ganaderos. El OD y la temperatura parecen jugar roles claves en el incremento de la abundancia y la riqueza de los invertebrados, mientras que, el aumento de los STD, el NH4+ y el P, tienden a disminuirlos. Las temporadas climáticas juegan un rol trascendente en la presencia de algunas familias, como Tricorythidae, que se presentó solo en la época lluviosa.

AGRADECIMIENTOS

A los estudiantes Edwin Vicente, Lucia Moreyra, Hider Sante y Dayana Alcalá por el apoyo en la colecta de muestras. A la Universidad Nacional de Cañete – Perú, por el financiamiento del proyecto en marco del “Concurso de proyectos de investigación aplicado inicial”.

CONCLUSIONS

The main macroinvertebrates inhabiting the Cañete River from Catapalla to Boca del Río belonged to the families Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Hydropsychidae, Tricorythidae, Elmidae, and Chironomidae, which are good indicators of water quality. The greatest richness was recorded in the dry season at the Catapalla station, where families such as Tricorythidae, Chironomidae, and Leptohyphidae showed high density values; however, Chironomidae and Leptohyphidae were present in both seasons. The similarity between the sampling stations was due to spatially located groups: Catapalla, San Jerónimo, and Socsi in the upper area, which differed from Puente Clarita and Boca del Río in the lower part of the basin. Apparently, the responses of the abundance, richness, and density of macroinvertebrates were influenced by the geomorphological characteristics of the river and the riparian vegetation, which modify oxygen production and microclimates. Likewise, the physicochemical variables showed significant differences by seasons and at some sampling stations (Catapalla and Boca del Río), probably due to the discharge of agricultural, domestic, and livestock waste. DO and temperature seem to play key roles in the increase of abundance and richness of invertebrates, while the increase of TDS, NH_4^+, and P tend to decrease them. Climatic seasons play a significant role in the presence of some families, such as Tricorythidae, which appeared only during the rainy season.

ACKNOWLEDGMENTS

To the students Edwin Vicente, Lucia Moreyra, Hider Sante, and Dayana Alcalá for their support in the sample collection. To the National University of Cañete – Peru, for funding the project within the framework of the “Initial Applied Research Project Competition.”

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Acosta, R. (2009*). Estudio de la cuenca altoandina del río Cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas*. Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona, España. pp.153. https://www.fehm.cat/wp-content/uploads/2025/03/TESIS_RAUL_ACOSTA.pdf

Acosta, R. and Prat, N. (2010). Chironomid assemblages in high altitude streams of the Andean region of Peru. Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie, 177(1), pp.57–79. doi:https://doi.org/10.1127/1863-9135/2010/0177-0057.

AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación). (2002). *Norma UNE 77028:2002. Calidad del agua. Determinación de nitrógeno amoniacal. Método por destilación y valoración o colorimetría*. https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0027048

Akamagwuna, F.C., Odume, O.N. and Richoux, N. (2023). Agricultural disturbance affects taxonomic and functional diversity of Afrotropical macroinvertebrate composition in a South African river system. *Environmental and Sustainability Indicators*, 18, p.100251. doi:https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100251.

Argollo, J. (2006). *Aspectos geológicos. Botánica Económica de los Andes Centrales*. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, pp.1-10. https://www.beisa.dk/Publications/BEISA%20Book%20pdfer/Capitulo%2001.pdf

Arroyo, M.M. y Jiménez, D.A. (2011). *Evaluación de los impactos ambientales asociados a la contaminación en agua, suelo y sedimento por cromo y zinc, en los municipios de Tabio y Tenjo- Cundinamarca (sub-cuenca del río Chicú)*. Tesis de pregrado Universidad de La Salle. p.149. https://ciencia.lasalle.edu.co/server/api/core/bitstreams/619219fe-cb38-4667-9947-425bf57045d8/content

Atoche-Bazán, L., C. Córdova-Rojas, A. Ramos-Camacho, S. Sánchez-Llanos, K. Velezmoro-Cruzado and S.P. Marco (2024). Determination of water quality of the ChancayBaños river applying aquatic macroinvertebrates. *Proceedings of the LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education and Technology.* doi:https://doi.org/10.18687/LACCEI2024.1.1.1773

Canning, A.D. and R.G. Death. (2019). Ecosystem health indicators—Freshwater environments. *Encyclopedia of ecology*, 1, pp.46-60. doi:https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10617-7

Carrasco, C., C. Rayme, R.P. Alarcón, Y. Ayala, J. Arana y H. Aponte. (2020). Macroinvertebrados acuáticos en arroyos asociados con bofedales altoandinos, Ayacucho Perú. *Revista de Biología Tropical*, 68, pp.116-131. doi:https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44344

Carrasco-Baquero, J.C., V. Caballero-Serrano, D.C. Carrasco-López, F. Romero-Cañizares, D.A. León-Gualán, J.D. Córdova-Lliquin, R. Vieira-Lanero and F. Cobo-Gradín. (2025). Aquatic macroinvertebrates as indicators of water quality in the wetlands of the Chimborazo Wildlife Reserve–Ecuador. *Limnologica*, 112, 126234. doi:https://doi.org/10.1016/j.limno.2025.126234

Castillo-Velásquez, R.M. y A.A. Huamantinco-Araujo. (2020). Variación espacial de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la zona litoral del humedal costero Santa Rosa, Lima, Perú. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), pp.50-68. doi:http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68i1.35233

Charkhabi, A.H. and M. Sakizadeh. (2006). Assessment of spatial variation of water quality parameters in the most polluted branch of the Anzali wetland, northern Iran. Polish Journal of Environmental Studies, 15(3), pp.395–403. doi:https://www.pjoes.com/pdf-87883-21742?filename=Assessment%20of%20Spatial.pdf

Cheneaux, A.A. (2015). Estado ecológico en dos lagunas del santuario nacional lagunas de Mejía, Arequipa, mediante macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad de agua (febrero-abril 2014). Tesis, Facultad de Biología. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Perú. http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/426

Custodio, M. and F. Chanamé. (2016). Analysis of benthic macroinvertebrates biodiversity of Cunas river by means of environmental indicators, Junin-Peru. Scientia Agropecuaria, 7(1), pp.33–44. doi: https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2016.01.04

Dávila-Recinos, G., J.R. Ortiz y F. Reyes-Morales. (2019). Efecto del microhábitat sobre la abundancia y riqueza específica de los macroinvertebrados bentónicos en dos ríos tropicales de montaña, Guatemala. *Ciencia, Tecnología Y Salud*, 6(1), pp.7–21. doi:https://doi.org/10.36829/63CTS.v6i1.657

Dehedin, A., C. Maazouzi, S. Puijalon, P. Marmonier and C. Piscart. (2013). The combined effects of water level reduction and an increase in ammonia concentration on organic matter processing by key freshwater shredders in alluvial wetlands. *Global Change Biology*, 19(3), pp.763-774. doi: https://doi.org/10.1111/gcb.12084

Domínguez, E. y H.R. Fernández. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Argentina: Tucumán. p.656.

Dou, Q., X. Du, Y. Cong, L. Wang, C. Zhao, D. Song, H. Liu and T. Huo. (2022). Influence of environmental variables on macroinvertebrate community structure in Lianhuan Lake. *Ecology and Evolution*, 12(2), e8553. doi:https://doi.org/10.1002/ece3.8553

Endara, M.A. and D. Hinojosa-Garró.)Aquatic entomofauna and biotic index along the Pindo Grande River, Montano Bajo Forest, in Pastaza Province, Ecuador. *Revista Ambiente & Agua*, 16(1), e2563. https://doi.org/10.4136/1980-993X

Flecker, A.S. and Feifarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*, 31(2), pp.131-142. doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb00847.x

Garay, G.N.R., A.C. Paggi and E.E. Scheibler. (2020). Chironomidae assemblages at different altitudes in Northwest Argentina: the role of local factors. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 92, e20190953. doi:https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190953

Hammer, O., D.T. Harper and P.D. Ryan. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4(1), p.9. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Henriques-Oliveira, A.L. and J.L. Nessimian. (2010). Aquatic macroinvertebrate diversity and composition in streams along an altitudinal gradient in Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 10(3), pp.115–128. doi:https://doi.org/10.1590/s1676-06032010000300012

Herrera, I.A. and P.C. Burneo. (2017). Environmental flow assessment in Andean rivers of Ecuador, case study: Chanlud and El Labrado dams in the Machángara River. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 17(2), pp.103-112. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.01.002

Ioryue, I.S., R. Wuana and A. Agustine. (2018). Seasonal Variation in Water Quality Parameters of River Mkomon Kwande Local Goverment, Nigeria. *International Journal of Recent Research in Physics and Chemical Sciences*, 5(1), pp.42-62.

Jacobsen, D. (2008). Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 154(4), pp.795–807. doi:https://doi.org/10.1007/s00442-007-0877-x

Jacobsen, D. and R. Marín. (2007). Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology*, 42, pp.643-656. doi:https://doi.org/10.1007/s10452-007-9127-x

Jacobsen, D., S. Rostgaard and J.J. Vásconez. (2003). Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency?. *Freshwater Biology*, 48(11), pp.2025–2032. doi:https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01140.x

Jerves-Cobo, R., G. Córdova-Vela, X. Iñíguez-Vela, C. Díaz-Granda, W. Van Echelpoel, F. Cisneros, I. Nopens and P.L.M. Goethals. (2018). Model-based analysis of the potential of macroinvertebrates as indicators for microbial pathogens in rivers. *Water*, 10(4), pp.375. doi:https://doi.org/10.3390/w10040375

Johnson, L. and G. Host. (2010). Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), pp.41-66. doi:https://doi.org/10.1899/09-030.1

Kang, P., W. Chen, Y. Hou and Y. Li. (2018). Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: A case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration. *Science of the Total Environment*, 636, 1 pp.442-1454. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.427

Kasangaki, A., Babaasa, D., Efitre, J., McNeilage, A. and Bitariho, R. (2006). Links between anthropogenic perturbations and benthic macroinvertebrate assemblages in Afromontane forest streams in Uganda. *Hydrobiologia*, 563(1), pp.231–245. doi:https://doi.org/10.1007/s10750-005-0009-8

Minchola, G., M. Ñique y J. Gil. (2025). Macroinvertebrados bentónicos y la calidad de agua de afluente del río Aguaytía en la selva baja de Perú. *Revista Alfa*, 9(25), pp.255-268. doi:https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v9i25.345

Ministerio de Cultura del Perú. (2015). Cuadernos del Qhapaq Ñan. (3era ed.) Burcon Impresores y Derivados SAC. https://www.muniasia.gob.pe/wp-content/uploads/2022/01/CUADERNOS-DEL-QHAPAQ-NAN.pdf

Miranda, L.E., G. Coppola and J. Boxrucker. (2020). Reservoir fish habitats: A perspective on coping with climate change. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 28(4), pp.478-498. doi:https://doi.org/10.1080/23308249.2020.1767035

Miserendino, M.L. (2001). Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: Environmental relationships. *Hydrobiologia*, 444(1), pp.147–158. doi:https://doi.org/10.1023/A:1017519216789

Molina, C.I., J. Pinto, C. Rosales y F.M. Gibon. (2008). Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río atoandino de la Cordillera Real, Bolivia: Variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología Aplicada*, 7(1–2), pp.105–116. doi:https://doi.org/10.21704/rea.v7i1-2.365

Mora, G., C. Medina, J. Polo-Corro y M. Hora. (2020). Calidad del agua según los macroinvertebrados bentónicos y parámetros fisicoquímicos en la cuenca del río Huacamarcanga (La Libertad, Perú). *Revista de Investigación Científica REBIOL*, 40(1), pp.85–98. doi:http://dx.doi.org/10.17268/rebiol.2020.40.01.10

Muniz, J.N., K.G. Duarte, F.H. Ramos Braga, N.S. Lima, D.F. Silva, W.C.A. Firmo, M.R.V. Batista, F.M. Silva, R.C.M. Miranda and M.R.C. Silva. (2020). Limnological quality: Seasonality assessment and potential for contamination of the pindaré river watershed, pre-amazon region, Brazil. *Water*, 12(3), p.851. doi:https://doi.org/10.3390/w12030851

Mutlu, E.(2019). Evaluation of spatio-temporal variations in water quality of Zerveli stream (northern Turkey) based on water quality index and multivariate statistical analyses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(6), p.335. doi:https://doi.org/10.1007/s10661-019-7473-5

Needham, P.R. and R.L. Usinger. (1956). Variability in the macrofauna of a single riffle in Prosser Creek, California, as indicated by the Surber sampler. *Hilgardia*, 24(14), 383–409. doi:https://doi.org/10.3733/hilg.v24n14p383

Nguyen, T.H.T., P. Boets, K. Lock, M.A.E Forio, W. Van Echelpoel, J. Van Butsel, J.A. Dueñas, G. Everaert, L.E. Domínguez, T.H. Thi and P.L. Goethals. (2017). Water quality related macroinvertebrate community responses to environmental gradients in the Portoviejo River (Ecuador). *International Journal of Limnology*, 53, pp.203-219. doi:https://doi.org/10.1051/limn/2017007

Núñez-Bustamante, E., E.E. Tarrilo Campos, D.M. Alva Mendoza, D. Tarrillo Cieza y J. Racón. (2021). Impacto de los efluentes mineros en los macroinvertebrados acuáticos en la cabecera del río Tingo, Cajamarca, Perú. *Revista Nor@ndina*, 4(2), pp.95–112. doi:https://doi.org/10.37518/2663-6360x2021v4n2p95

ONERN (Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales). (1970). *Inventario, evaluación y uso racional de los recursos naturales de la costa: Cuenca del río Cañete*. Lima, Perú. p.83. doi:https://hdl.handle.net/20.500.12543/971

Pascual, G., J. Iannacone and L. Alvariño. (2019). Benthic macroinvertebrates and toxicological tests for assessing water and sediment quality of the Rimac river, Lima, Peru. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú (RIVEP)*, 30(4), pp.1421–1442. doi:https://doi.org/10.15381/rivep.v30i4.17164

Piscart, C., R. Genoel, S. Doledec, E. Chauvet and P. Marmonier. (2009). Effects of intense agricultural practices on heterotrophic processes in streams. *Environmental Pollution*, 157(3), pp.1011-1018. doi:https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.10.010

Rascón, J., F. Corroto, D. Leiva-Tafur y O.A. Gamarra Torres. (2021). Variaciones limnológicas espaciotemporales de un lago altoandino tropical al norte de Perú. *Ecología Austral*, 31(2), pp.343–356. doi:https://doi.org/10.25260/ea.21.31.2.0.1200

Reyes-Morales, F. (2013). Macroinvertebrados acuáticos de los cuerpos lénticos de la Región Maya, Guatemala. *Revista Científica*, 23(1), pp.7-16. doi:https://doi.org/10.54495/Rev.Cientifica.v23i1.107

Rice, E.W. and L. Bridgewater. (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater (Vol. 10). En American Public Health Association (Eds.). Washington, DC: American public health association. doi:https://www.standardmethods.org/doi/book/10.2105/smww.2882

Ríos-Touma, B. and A. Ramírez. (2019). Multiple stressors in the Neotropical region: Environmental impacts in biodiversity hotspots. In S. Sabater, A. Elosegui and R. Ludwing (eds.), *Multiple stressors in river ecosystems* (pp. 205-220). Elsevier.

Ríos-Touma, B., R. Acosta and N. Prat. (2014). The Andean biotic index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62, pp.249-273. doi:https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791

Rivera-Usme, J.J., G.A. Pinilla-Aguelo and J. Rangel-Ch. (2013). Assemblage of aquatic macroinvertebrates and its relationship whit physical and chemical variables in the wetland Jaboque-Colombia. *Caldasia*, 35(2), pp.389-408.

https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/41209/42782

Rodríguez-Romero, A.J., A.E. Rico-Sánchez, J.E. Sedeño-Díaz and E. López-López. (2021). Characterization of the multidimensional functional space of the aquatic macroinvertebrate assemblages in a biosphere reserve (Central México). *Diversity*, 13(11), pp.546. doi:https://doi.org/10.3390/d13110546

Roldán, G. (1996). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia.* Colombiar: Universidad de Antioquia, Colombia. https://ianas.org/wp-content/uploads/2020/07/wbp13.pdf

Sermeño-Chicas, J., L. Serrano, M. Springer, M. Paniagua, D. Pérez, A. Rivas, R. Menjívar, B. Bonilla de Torres, F. Carranza, J. Flores, C.A. González, P.E. Gutiérrez, M.A. Hernández, A.J. Monterrosa y A. Arias. (2010). Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010). San Salvador: Editorial Universitaria. pp.5-6. https://repositorio.ues.edu.sv/server/api/core/bitstreams/6948961b-17f9-4b50-ad16-d60dd920ab26/content

Sifuentes, M. (2017). Composición, distribución y ecología de la ictiofauna de la cuenca del río Cañete, Lima, Perú. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Mayor De San Marcos. Lima, Perú. https://hdl.handle.net/20.500.12390/1875

Sinche, F., M. Cabrera, L. Vaca, E. Segura and P. Carrera. (2022. Determination of the ecological water quality in the Orienco stream using benthic macroinvertebrates in the northern Ecuadorian Amazon. Integrated Environmental Assessment and Management, 19(3), pp.615-625. doi:https://doi.org/10.1002/ieam.4666

Smok, L. (1996). Macroinvertebrate move ments: Drift, Colonization, and Emengence. In: Hauer, F.R. and G.A. Lamberti. 1996. Methods in stream ecology. Academy Press. pp.674.

Stern, M. y M. Echavarría. (2013). Mecanismos de retribución por servicios hídricos para la cuenca de Cañete, Departamento de Lima, Perú. Mecanismos de retribución por servicios hídricos Perú. Washington, DC: Forest Trends. http://hdl.handle.net/20.500.12404/15139

Tafur, C.M., M.H. Revilla, W.P. Ruiz, R.G. Aguilar e I.A. Guzmán. (2010). El índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), modificado y adaptado a tres microcuencas del Alto Chicama. La Libertad. Perú. 2008. Sciéndo, 13(1-2). https://revistas.unitru.edu.pe/index.php/SCIENDO/article/view/280/284

Thelma, S.S. (2012). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de la calidad del agua en el Rio Gil González y tributarios más importantes, Rivas, Nicaragua. Universidad y Ciencia, 6 (9), pp.38–46. doi:https://doi.org/10.5377/uyc. v6i9.1958

Timms, B.V. (2010). Blue Lagoon, South Australia: a closed marine lake harbouring potential invaders of continental saline lakes?. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 30(9), 1 pp.425-1428. doi:https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11902346

Vásquez-Ramos, J. y G. Reinoso. (2012. Estructura de la fauna béntica en corrientes de los Andes colombianos. Revista Colombiana de Entomología, 38(2), pp.351-358. doi:http://doi.org/10.25100/socolen.v38i2.9018

Villamarín, C., S. Villamarín-Cortez, D.M. Salcido, M. Herrera-Madrid and B. Ríos-Touma. (2021). Drivers of diversity and altitudinal distribution of chironomids (Diptera: Chironomidae) in the Ecuadorian Andes. Revista de Biología Tropical, 69(1), pp.113-126.. doi:http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v69i1.40964

Villegas, C. (2021. Contrastaje de la calidad biológica del agua entre los años 2009 y 2018 mediante macroinvertebrados bentónicos: parte alta de la cuenca del Río Cañete (sector Reserva Paisajística Nor-Yauyos Cochas). Tesis de pregrado. Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima. https://hdl.handle.net/20.500.13084/5195

Vinson, M. and C. Hawkins. (1998). Biodiversity of stream insects: variation at local, basin, and regional scales. Annual Review of Entomology, 43(1), pp.271-293. doi:https://doi.org/10.1146/annurev.ento.43.1.271

Vörösmarty, C.J., P.B. McIntyre, M.O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S.E. Bunn, C.A. Sullivan, C. Reidy Liermann and P. Davies. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. Nature, 467(7315), pp.555-561. doi:https://doi.org/10.1038/nature09440

Williams-Subiza, E.A., C. Brand and M.L. Miserendino. (2022. Compositional shifts in freshwater macroinvertebrate communities over 30 years of urbanization. Ecological Engineering, 183, 106738. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106738

Wright, I.A. and M.M. Ryan. (2016). Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. Hydrobiologia, 772(1), pp.103–115. doi:https://doi.org/10.1007/s10750-016-2644-7

Zhou, T., J. Bao, M. Huang, Z. Hou, E. Arntzen, X. Song, S.F. Harding, P.S. Titzler, H. Ren, C.J. Murray, W.A. Perkins, X. Chen, J.C. Stegen, G.E. Hammod, P.D. Thorne and J.M. Zachara. (2018). Riverbed hydrologic exchange dynamics in a large regulated river reach. Water Resources Research, 54(4), pp.2715-2730. doi:https://doi.org/10.1002/2017WR020508

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

ARTÍCULO / ARTICLE

Condiciones hidroquímicas en la costa norte de la península de Paria Caribe suroriental , Venezuela

Hydrochemical conditions on the northern coast of the Paria Peninsula southeastern Caribbean, Venezuela

Sonia S. Subero-Pino[1],
0000 0002 3562 5604
ssuberos9@gmail.com;
soniasubero@gmail.com

Luisa Rojas de Astudillo[2],
0000-0001-6667-1673
lrojas40@yahoo.com

Edgar A. García-Marcano[3],
0000-0003-4057-5514;
tukani2000@yahoo.es

Luis E. Troccoli-Ghinaglia[4]
0000-0001-8684-6741;
luis.troccoli@gmail.com

José R. Díaz-Ramos[5]
0000-0002-0167-6665
jrdiazramos@gmail.com

1. [1]Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente. Apartado Postal 245, Cumaná, Sucre. Venezuela. 6101.
2. [2]Departamento de Química, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente. 3Departamento de Oceanografía Química, Instituto Oceanográfico de Venezuela.
3. [4]Escuela de Ciencias Aplicadas al Mar, Boca del Río Estado Nueva Esparta.
4. [5]Departamento de Biología Marina, Instituto Oceanográfico de Venezuela.

Recibido / Received: 28/09/2024
Aceptado / Accepted: 16/06/2025

Citación / Citation: Subero-Pino, S.S.; Rojas de Astudillo, L.; Garcia-Marcano, E.A.; Troccoli-Ghinaglia, L.E.; Díaz-Ramos, J.R. 2026. Condiciones hidroquímicas en la costa norte de la península de Paria (S.E. Caribe), Venezuela. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 37-60

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1341

RESUMEN

Las condiciones hidroquímicas de los cuerpos de agua costeros son modificadas por procesos naturales y antropogénicos. Con el objetivo de evaluar la variación espacio temporal de las condiciones hidroquímicas al suroriente del Caribe, se tomaron muestras de agua mensualmente durante: junio 2012 - julio 2013 y luego en enero-octubre 2015; en siete estaciones de la área. Se midió temperatura, oxígeno disuelto, nutrientes y clorofila *a*. Los valores promedios más altos de nutrientes nitrogenados se registraron para NH_4^+ y NO_3^- (3.0 y 3.2 µmol L^{-1}; respectivamente) ; así mismo, la concentración promedio de FRS fue 0.27 µmol L^{-1} en 2012-13 y 0.97 µmol L^{-1} 2015. La clorofila *a* fue alta en 2015 (3.1 mg m^{-3}), con los mayores registros a partir de junio asociado al efecto de la surgencia secundaria y el aporte terrestre ligado a las descargas del río Orinoco en época lluviosa. El análisis de componentes principales demostró que las condiciones hidroquímicas de la costa la península de Paria, suroriente del Caribe, están influenciada por: la surgencia primaria por efecto eólico; surgencia secundaria debido a la intensificación de la Corriente del Caribe, y cuando la surgencia se detiene, las lluvias aumentan la descarga de ríos, trayendo nutrientes que actúan sobre la clorofila *a*.

PALABRAS CLAVES: surgencia costera, suroriente del mar Caribe, dinámica de nutrientes, influencia antropogénica, índice de estado trófico.

ABSTRACT:

Hydrochemical conditions of coastal water bodies are modified by natural and anthropogenic processes. In order to evaluate the spatiotemporal variation of hydrochemical conditions in the southeastern Caribbean, water samples were taken monthly during: June 2012 - July 2013 and then in January - October 2015; at seven stations in the area. Temperature, dissolved oxygen, nutrients, and chlorophyll *a* were measured. The highest average values of nitrogen nutrients were recorded for NH_4^+ and NO_3^- (3.0 and 3.2 µmol L^{-1}, respectively). Likewise, the average concentration of FRS was 0.27 µmol L^{-1} in 2012-13 and 0.97 µmol L^{-1} in 2015. Chlorophyll *a* was high in 2015 (3.1 mg m^{-3}), with the highest records starting in June associated with the effect of secondary upwelling and the terrestrial contribution linked to the discharges of the Orinoco River in the rainy season. The principal components analysis showed that the hydrochemical conditions of the coast of the Paria Peninsula, southeastern Caribbean, are influenced by: primary upwelling due to the wind effect; secondary upwelling due to the intensification of the Caribbean Current, and when the upwelling stops, the rains increase the discharge of rivers, bringing nutrients that act on chlorophyll *a*.

KEYWORDS: coastal upwelling, southeastern Caribbean Sea, nutrient dynamics, anthropogenic influence, trophic state index.

INTRODUCCIÓN

Todos los cuerpos de agua se caracterizan por sus condiciones hidroquímicas además de la interacción a largo plazo con el entorno circundante durante el proceso de circulación, lo que puede indicar la historia del agua, formación y migración (Kanduc *et al*., 2008). El conocimiento de las condiciones hidroquímicas de los cuerpos de agua costeros, es fundamental para su conservación y manejo (Morales-Ojeda *et al*., 2010). Estos procesos son importantes en el equilibrio ecológico y biogeoquímico, debido a que controlan los cambios diagenéticos en la columna de agua y sedimentos (Bonilla *et al*., 2003).

Además de los factores físicoquímicos y biológicos que regulan la concentración de micronutrientes en un cuerpo de agua, los niveles pueden aumentar significativamente ante aportes antropogénicos, generando un desmedido crecimiento biológico (crecimiento de biomasa fitoplanctónica), finalmente produciendo un colapso del sistema costero a través del proceso de eutrofización (Smith, 2003; Akinnawo, 2023). Después de ser alcanzado el nivel eutrófico, por el crecimiento excesivo de vegetales acuáticos, se incrementa la producción de materia orgánica y por ende biodeposición de la misma en los fondos, seguido de disminución de la concentración de oxígeno disuelto presente en el medio debido a los procesos biogeoquímicos (Smith, 2003; Sonarghare *et al*., 2020; Zeng *et al*., 2022).

Se ha determinado que la región costera del nororiente de Venezuela es la región pesquera más importante del país y del mar Caribe, con una biomasa de pequeños pelágicos de 2,6 10^5 toneladas métricas (Rueda-Roa y Müller-Karger, 2013; FAO, 2024). Esta fertilidad tiene varias causas: en primer lugar, la surgencia costera estacional con marcada variación interanual que se refleja en la producción primaria y en la biomasa fitoplanctónica (Ferraz-Reyes, 1987; Müller-Karger *et al*., 2004), y en segundo lugar, es necesario considerar las descargas de los ríos sudamericanos, que durante la época de lluvia inundan la plataforma (Monente, 1986, 1997).

Hasta la fecha, son escasos los trabajos publicados que señalan la calidad del agua de la región. La mayoría de los estudios han sido realizados en el golfo de Paria y área cercana, tal como lo demuestran los trabajos de: Gade (1961a, 1961b), Fukuoka (1965), Bonilla (1977) Moigis y Bonilla (1985) y Castellanos *et al*. (2002). A partir de 2000, producto del auge de la exploración

INTRODUCTION

All bodies of water are characterized by their hydrochemical conditions in addition to the long-term interaction with the surrounding environment during the circulation process, which can indicate the history of the water, formation, and migration (Kanduc *et al*., 2008). Knowledge of the hydrochemical conditions of coastal water bodies is essential for their conservation and management (Morales-Ojeda *et al*., 2010). These processes are important in the ecological and biogeochemical balance because they control the diagenetic changes in the water column and sediments (Bonilla *et al*., 2003).

In addition to the physicochemical and biological factors that regulate the concentration of micronutrients in a body of water, the levels can increase significantly due to anthropogenic inputs, generating an excessive biological growth (phytoplankton biomass growth), ultimately leading to a collapse of the coastal system through the process of eutrophication (Smith, 2003; Akinawo, 2023). After the eutrophic level is reached, due to the excessive growth of aquatic plants, the production of organic matter increases and consequently its biodeposition on the bottoms, followed by a decrease in the concentration of dissolved oxygen present in the environment due to biogeochemical processes (Smith, 2003; Sonarghare *et al*., 2020; Zeng *et al*., 2022).

It has been determined that the northeastern coastal zone of Venezuela is the most important fishing region in the country and the Caribbean Sea, with a biomass of small pelagics of 2.6 x 10^5 metric tons (Rueda-Roa and Müller-Karger, 2013; FAO, 2024). This fertility has several causes: firstly, the seasonal coastal upwelling with marked interannual variation that is reflected in primary production and phytoplankton biomass (Ferraz-Reyes, 1987; Müller-Karger *et al*., 2004), and secondly, it is necessary to consider the discharges from South American rivers, which during the rainy season flood the platform (Monente, 1977, 1997).

To date, there are few published works that indicate the water quality of the area. Most of the studies have been conducted in the Gulf of Paria and the nearby area, as demonstrated by the works of Gade (1961a, 1961b), Fukuoka (1965), Bonilla (1977), and Moigis and Bonilla (1985). Also, Castellanos *et al*. (2002), and since 2000, as a result of the boom in oil exploration in the region, geological studies and measurements of certain parameters have been conducted to assess water quality (Martín *et al*., 2007).

petrolera en la región, se han realizado estudios geológicos y de medición de algunas variables para evaluar la calidad del agua (Martín *et al*., 2007).

La variabilidad interanual de las microalgas y la surgencia costera en la costa norte de Paria, es considerada como el factor más importante en la evaluación de los recursos marinos de la región oriental, y en relación con la producción del bivalvo *Perna perna* como acumulador de toxinas debido al consumo de fitoplancton. En este sentido, Umasangaji y Ramili (2021) ubican al suroriente del Caribe entre las áreas con la surgencia más intensa a nivel mundial. Estos autores señalan qué entre las áreas con la surgencia más intensa y productiva en el mundo, están las aguas sudamericanas, el sistema de surgencia de Benguela (BUS) en la costa africana (Wells *et al*., 2024), el área frente a la costa sur de la isla de Java en Indonesia y sus alrededores. Además, el aumento de nutrientes en las aguas a menudo va acompañado de un aumento de varias especies de algas tóxicas (floraciones algales nocivas, FAN), que son perjudiciales para el sistema pesquero local. Esto último podría resultar en un aumento de la mortalidad de ciertos organismos como sardinas (*Sardinella aurita*), materia prima principal de las industrias de fabricación de conservas marinas, una de las principales fuentes de empleo del área, así como afectación a otros miembros de la cadena trófica como los existentes en los bancos naturales de moluscos (*P. perna* y *Arca zebra*), los más grande del país y del Caribe, principal fuente de trabajo de los pescadores locales para consumo local y para la preparación artesanal de conservas. Los estudios biológicos y oceanográficos son esenciales para apoyar el desarrollo marino y pesquero en esta porción del sur del Caribe. La evaluación y el conocimiento de esta dinámica es extremadamente importante sobre todo a la luz de la crisis climática actual y donde ha habido antecedentes de la ocurrencia de eventos tóxicos. Además, conociendo sus condiciones hidroquímicas se podrían tomar medidas con la finalidad de reducir los problemas de eutroficación, sobre todo en las suroriente más pobladas como Río Caribe y El Morro. Por esta razón se planteó como objetivo: establecer la variación espacio-temporal de algunas variables ambientales en las aguas superficiales de siete bancos naturales de *P. perna* existentes en la costa norte de la península de Paria, S.E. del Caribe, Venezuela, durante dos períodos: junio 2012-julio 2013 y luego enero-octubre 2015.

The interannual variability of microalgae and coastal upwelling on the northern coast of Paria is considered the most important factor in the evaluation of marine resources in the eastern zone, and in relation to the production of the bivalve, *Perna perna,* as an accumulator of toxins due to the consumption of phytoplankton. In this regard, Umasangaji and Ramili (2021) place the southeastern Caribbean among the areas with the most intense upwelling worldwide. These authors point out that among the areas with the most intense and productive upwelling in the world are the South American waters, the Benguela Upwelling System (BUS) on the African coast (Wells *et al*., 2024), the area off the southern coast of the island of Java in Indonesia and its surroundings. Moreover, the increase in nutrients in the waters is often accompanied by an increase in various species of toxic algae (harmful algal blooms, HABs), which are detrimental to the local fishing system. This could result in an increase in the mortality of certain organisms such as sardines (*Sardinella aurita*), the main raw material for the marine canning industries, one of the main sources of employment in the area, as well as affecting other members of the food chain such as those existing in natural mollusk banks; *P. perna*, and *Arca zebra,* the largest in the country and the Caribbean, the main source of work for local fishermen for local consumption and for the artisanal preparation of preserves. Biological and oceanographic studies are essential to support marine and fisheries development in this area of the southern Caribbean. The evaluation and understanding of this dynamic is extremely important, especially in light of the current climate crisis and where there have been precedents of toxic events occurring. Furthermore, by understanding its hydrochemical conditions, measures could be taken to reduce eutrophication problems, especially in the more populated areas such as Río Caribe and El Morro.

For this reason, the objective was set: to establish the spatio-temporal variation of some environmental variables in the surface waters of 7 natural banks of *P. perna* existing on the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. of the Caribbean, Venezuela, during two periods: June 2012-July 2013 and then January-October 2015.

MATERIALES Y MÉTODOS

La península de Paria está ubicada en el extremo nororiental de Venezuela, suroriente del mar Caribe, rodeada de una región montañosa que se eleva hasta 1449 m sobre el nivel del mar y cae abruptamente al mar. En su base, la costa rocosa facilita el desarrollo de poblaciones de organismos bentónicos y, además, suroriente refugios naturales y sitios para la anidación y desoves de tortugas marinas (Rondón *et al*., 2010; Velásquez *et al*., 2010). Para determinar la calidad del agua, se procedió a tomar muestras mensuales para: nutrientes, clorofila, muestras de agua para toxinas y además de material de mejillones *P. perna*, en los sitios donde se encuentran bancos naturales de dicho molusco (Tabla 1)

Tabla 1. Localidades geo referenciadas (bancos naturales de mejillones) de la costa norte de la península de Paria, suroriente Caribe, Venezuela

Estación Station	Localidad Locality	Coordenadas Coordinates
1	El Morro (M)	N 10° 43' 35.5" W 63° 09' 07.6"
2	Los Cocos (Cc)	N 10° 70' 72" W 63° 13' 62"
3	Río Caribe (Rc)	N 10° 42' 05.5" W 63° 06' 54.0"
4	Canguas (Cn)	N 10° 41' 51.7" W 62° 55' 16.8"
5	Querepare (Q)	N 10° 69' 06.6" W 62º 87' 54.6"
6	Querepare Oeste (Q2)	N 10° 69' 94" W 62º 87' 31"
7	Sipara (S)	N 10° 75' 06.6" W 62° 70' 54.6"

El área de estudio está influenciada por surgencia costera estacional, de origen eólico (López-Monroy y Troccoli-Ghinaglia, 2014; Jury, 2017), provocada por los vientos alisios que soplan sobre la plataforma y el aporte sedimentario de las aguas del río Orinoco (Castellanos *et al*., 2002), eventos que en conjunto sostienen una rica y abundante fauna marina (Figura 1)..

MATERIALS AND METHODS

Study Area

The Paria Peninsula is located in the northeasternmost part of Venezuela, southeast of the Caribbean Sea, surrounded by a mountainous region that rises up to 1,449 meters above sea level and drops abruptly to the sea. At its base, the rocky coast facilitates the development of benthic organism populations and also serves as natural refuges and sites for nesting and spawning of sea turtles (Rondón *et al*., 2010; Velásquez *et al*., 2010). Monthly samples were taken for: nutrients, chlorophyll, water samples for toxins, and also samples of mussels. *Perna perna*, in the places where natural banks are found (Table 1).

Table 1. Georeferenced locations (natural mussel banks) of the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela

The study area is influenced by seasonal coastal upwelling, of wind origin (López-Monroy and Troccoli-Ghinaglia, 2014; Jury, 2017, 2018), caused by the trade winds blowing over the continental shelf and the sedimentary input from the waters of the Orinoco River (Castellanos *et al*., 2002), events that together support a rich and abundant marine fauna (Fig. 1).

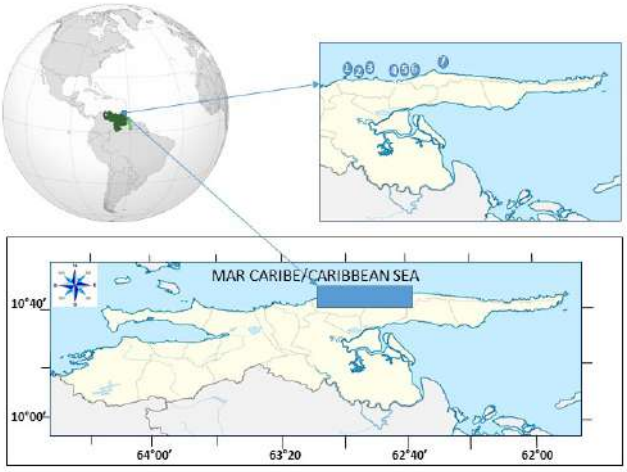


Figura 1. Área de estudio mostrando la ubicación de las estaciones de muestreo en los bancos naturales de mejillones de la costa norte de la Península de Paria, S.E.del Caribe, Venezuela.

Figure 1. Study area showing the location of sampling stations in the natural mussel beds of the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela.

Diseño del muestreo

Los datos meteorológicos (velocidad del viento y precipitación) fueron tomados de la página web del Aeropuerto de Trinidad (PIARCO://www.aeropuertos.net/aeropuerto-internacional-de-piarco/). Se fijaron siete estaciones en las inmediaciones de los bancos naturales del mejillón *P. perna* (Figura 1). Los muestreos se realizaron mensualmente de junio 2012 hasta julio 2013 y luego de enero - octubre 2015. La área de estudio es una región remota y de difícil acceso, distante del área de influencia del Instituto Oceanográfico de la Universidad de Oriente.

La toma de muestras se realizó a bordo de un bote peñero desde la localidad de Río Caribe. En cada estación se determinó la transparencia del agua con un disco Secchi (30 cm de diámetro) y se midió la temperatura del agua con un termómetro ambiental (± 0.1 °C) de precisión. Las muestras para cuantificar el oxígeno disuelto se tomaron en botellas de DBO y se fijaron de inmediato para determinar la concentración del gas (mL L^{-1}) según el método de Winkler (Parsons *et al*., 1984).

Las muestras de agua superficial para determinar los nutrientes se tomaron en botellas de polietileno (500 mL) y se almacenaron en una cava con hielo hasta su transporte al laboratorio. Allí las muestras se congelaron (-20°C) hasta el momento de su procesamiento. La concentración de amonio (NH_4^+) se determinó según el método de Koroleff (1969); nitrito (NO_2^-) por espectrofotometría visible

.Sampling design

The meteorological data (wind speed and precipitation) were taken from the website of the Trinidad Airport (PIARCO://www.aeropuertos.net/aeropuerto-internacional-de-piarco/). Seven stations were established in the vicinity of the natural banks of the mussel *P. perna* (Fig. 1). The sampling was conducted monthly from June 2012 to July 2013 and then from January to October 2015. The study area is a remote and difficult-to-access zone, very far from the area of influence of the Oceanographic Institute of the University of Oriente.

The sampling was carried out aboard a small boat from the town of Río Caribe. At each station, water transparency was determined with a *Secchi* disk and water temperature was measured with an environmental thermometer (± 0.1 °C) for precision and water transparency with a Secchi disk (30 cm in diameter). The samples to quantify dissolved oxygen were taken in BOD bottles and immediately fixed to determine the gas concentration (mL.$^{L-1}$) according to the Winkler method (Parsons *et al*., 1984).

Surface water samples to determine nutrients were taken in polyethylene bottles (500 mL capacity) and stored in a cooler with ice until transported to the laboratory. There the samples were frozen (-20°C) until the time of processing. The concentration of ammonium (NH_4^+) was determined according to the Koroleff (1969) method; nitrite (NO_2^-) by visible spectrophotometry

(Bendschneider and Robinson, 1952) nitrato (NO_3^-) mediante un sistema autoanalizador Technicon II (Wood *et al.*, 1967; Treguer and Le Corre, 1975). La concentración de fósforo reactivo soluble (FRS) se determinó por espectrofotometría según Murphy y Riley (1962). Se utilizó un espectrofotómetro marca Thermo Spectronic modelo GenesisTM-8 en la determinación de la concentración de NO_2^-, NH_4^+ y FRS. Los resultados se expresan en µmol L^{-1}. Todos los nutrientes fueron determinados con una precisión de ± 0.001 µmol L^{-1}.

La determinación de la concentración de clorofila *a* (Clo*a*) y feopigmentos se realizó según el método Lorenzen modificado por Parsons *et al*. (1984). Se tomaron muestras de agua de mar superficial con botellas de plástico ámbar (1,5 L Cap.). El agua de mar se concentró con un equipo Millipore y una bomba de vacío (GAST). Utilizando filtros de fibra de vidrio (1.5 µm poro, 4.7 cm Ø; Whatman GF/C). La extracción de los pigmentos se realizó con 8 mL de acetona al 90% y se midió la absorbancia de las muestras en un espectrofotómetro Shimadzu UV-120. Finalmente, las concentraciones de clorofila *a* y feopigmentos se expresaron en mg m^{-3} y fueron determinadas mediante las ecuaciones de Lorenzen (Parsons *et al*., 1984), utilizando la hoja de cálculo Excel.

Debido a la carga de nutrientes, sobre todo en las localidades más pobladas donde las descargas antrópicas son mayores, se utilizó el índice multivariado de Karydis (1992) para caracterizar el estado trófico por períodos, en base a cada nutriente. Para esto se utilizó la hoja de Cálculo Excel y la fórmula:

IT=(C/C-Log Xi) + Log A

Donde IT es el índice trófico para un nutriente específico, C es la sumatoria de la concentración del nutriente por estación, Xi es la concentración mensual promedio del nutriente por estación y A es el número de estaciones. La escala numérica que determina el nivel trófico es la siguiente: <3, Oligotrófico; 3-5, Mesotrófico; >5, Eutrófico.

Para determinar diferencias entre períodos, meses y localidades se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Sheskin, 2004), luego de comprobar el no cumplimiento de los supuestos del Anova como son normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y homocedasticidad a través del índice de Bartlett (Zar, 1996), expresándose los resultados en diagramas de cajas y bigotes de acuerdo con Boyer *et al*. (1997). Se aplicó también Análisis de Componentes Principales (ACP) para establecer las relaciones

(Bendschneider and Robinson, 1952); nitrate (NO_3^-) using a Technicon II autoanalyzer system (Wood *et al.*, 1967; Treguer and Le Corre, 1975). The concentration of soluble reactive phosphorus (SRP) was determined by spectrophotometry according to Murphy and Riley (1962). A Thermo Spectronic spectrophotometer model GenesisTM-8 was used in the determination of the concentration of NO_2^-, NH_4^+, and FRS. The results are expressed in µmol L^{-1}. All nutrients were determined with a precision of +/- 0.001 µmol L^{-1}.

The determination of chlorophyll *a* concentration (Chlor. *a*) and pheopigments were carried out according to the method described by Lorenzen, modified by Parsons *et al*. (1984). Surface seawater samples were taken with amber plastic bottles (1.5 L Cap). Seawater was concentrated using a Millipore system and a vacuum pump (GAST). Using fiberglass filters (1.5 µm pore, 4.7 cm Ø; Whatman GF/C). The extraction of the pigments was carried out with 8 mL of 90% acetone and the absorbance of the samples was measured using a Shimadzu UV-120 spectrophotometer. Finally, the concentrations of Chlor. *a* and pheopigments were expressed in mg m^{-3} and were determined using Lorenzen's equations (Parsons *et al*., 1984), utilizing the Excel spreadsheet.

Due to the nutrient load, especially in the more populated areas where anthropogenic discharges are greater, the Karydis (1992) multivariate index was used to characterize the trophic state over periods, based on each nutrient. For this, the Excel spreadsheet and the formula were used:

IT=(C/C-Log Xi) + Log A

Where IT is the trophic index for a specific nutrient, C is the sum of the nutrient concentration per station, Xi is the average monthly concentration of the nutrient per station, and A is the number of stations. The numerical scale that determines the trophic level is as follows: <3, Oligotrophic; 3-5, Mesotrophic; >5, Eutrophic.

To determine differences between periods, monthly and by locations, the non-parametric Kruskal-Wallis test (Sheskin, 2004) was applied, after verifying the non-fulfillment of the ANOVA assumptions such as normality (Kolmogorov-Smirnov) and homoscedasticity through Bartlett's index (Zar, 1996), with the results expressed in box-and-whisker plots according to Boyer *et al*. (1997). Principal Component Analysis (PCA) was also applied to establish the relationships between the different variables analyzed (Sheskin, 2004). For the execution of the statistical tests, the software Statgraphics Centurion 5.1 was used. The significance level used was $p<0.05$.

entre las diferentes variables analizadas (Sheskin, 2004). Para la realización de las pruebas estadísticas se utilizó el software Statgraphics Centurion 5.1. El nivel de significancia utilizado fue $p<0.05$.

RESULTADOS

El resumen de las variables físico-químicas y biológicas se muestra en la Tabla 2. La temperatura superficial el agua de mar presentó un amplio intervalo de fluctuación, (7°C). Este comportamiento fue determinado para la concentración de NH_4^+, NO_3^- y Clo*a*. Las variables: concentración de NH_4^+, y concentración de Clo*a* presentaron diferencias entre años, meses y localidades ($p<0.05$). La temperatura superficial del agua de mar, concentración de NO_3^-, NO_2^- y concentración de FRS no presentaron diferencias estadísticas significativas en cuanto a las localidades de estudio. En este trabajo sólo se discuten los resultados de aquellas variables con resultados significativos.

RESULTS

The summary of the physicochemical and biological variables is shown in Table 2. The sea surface temperature showed a wide range of fluctuation (7°C). This behavior was determined for the concentration of NH_4^+, NO_3^-, and Chlor. *a*. The variables: concentration of NH_4^+, and concentration of Chlor. they presented differences between years, months, and locations ($p<0.05$). The sea surface temperature, NO_3^- concentration, NO_2^- concentration, and FRS concentration did not show statistically significant differences regarding the study locations. In this work, only the results of those variables with significant outcomes are discussed.

Tabla 2. Resumen de los estadísticos básicos de las variables físicoquímicas y biológicas determinados en la zona región de la península de Paria, suroriente Caribe, Venezuela, durante los períodos 2012- 2013 y 2015.

Table 2. Summary of the basic statistics of the physicochemical and biological variables determined in the coastal zone of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela, during the periods 2012-2013 and 2015.

	N	Promedio Average	S	Mínimo Minimum	Máximo Maximum
Velocidad del Viento Promedio (m s^{-1}) Average Wind Speed (m s^{-1})	85	7.56	2.29	3.33	12.67
Precipitación (mm) Precipitation (mm)	85	68.32	50.61	2.03	180.58
Transparencia del agua (m) Water transparency (m)	47	3.58	1.59	1.0	9.0
Temperatura superficial del agua (°C) Surface water temperature (°C)	81	26.40	1.68	23	30
Oxígeno disuelto en el agua (mL L^{-1}) Dissolved oxygen in water (mL L^{-1})	.69	4.81	0.81	2.34	6.50
Amonio (µmol L^{-1}) Ammonium (µmol L^{-1})	81	2.71	2.16	0.17	11.81
Nitrito (µmo L^{-1}) Nitrite (µmol L^{-1})	81	0.20	0.23	0	1.60
Nitrato (µmol L^{-1}) Nitrate (µmol L^{-1})	81	2.22	3.71	0.28	21.47
Fósforo Reactivo Soluble (µmol L^{-1}) Soluble Reactive Phosphorus (µmol L^{-1})	81	0.68	0.77	0.05	3.72
Relación N:P N:P Ratio	81	17.4	17.77	1	92
Clorofila *a* (mg m^{-3}) Chlorophyll *a* (mg m^{-3})	82	2.57	4.66	0	39.45
Feopigmantos (mg m^{-3}) Feopigments (mg m^{-3})	79	10.0	1.33	0	6.72

N: Tamaño de la Muestra. Sample size; S: Desviación estándar, Standard desviation

N: Tamaño de la muestra/Sample size; S: Desviación estándar/ Standard desviation

En relación con las variables meteorológicas, la velocidad del viento fluctuó entre 5.9–8.2 m s^{-1} en septiembre 2012 y marzo 2013, respectivamente. Mientras que, en 2015 estuvo en el intervalo 5.3-9.6 m s^{-1} en septiembre y octubre 2015, respectivamente, sin un patrón claro de estacionalidad (Figura 2A). Durante el período 2012-13 las precipitaciones superaron 40.37 mm. En el segundo período (2015) esta variable disminuye de enero (52.32 mm) hasta abril 2015 (nd) luego comienza a subir hasta junio 2015 (120 mm) con máximo en agosto del mismo año (176.8 mm; Figura 2A).

N: Sample size; S: Standard deviation

In relation to meteorological variables, the wind speed fluctuated between 5.9–8.2 m s^{-1} in September 2012 and March 2013, respectively. Whereas, in 2015 it was in the range of 9.6–5.3 m s^{-1} in September and October 2015, respectively, without a clear pattern of seasonality (Fig. 2A). During the 2012-13 period, precipitation exceeded 40.37 mm. In the second period (2015), this variable decreases from January (52.32 mm) until April 2015 (nd) then begins to rise until June 2015 (120 mm) with a maximum in August of the same year (176.8 mm; Fig. 2A).

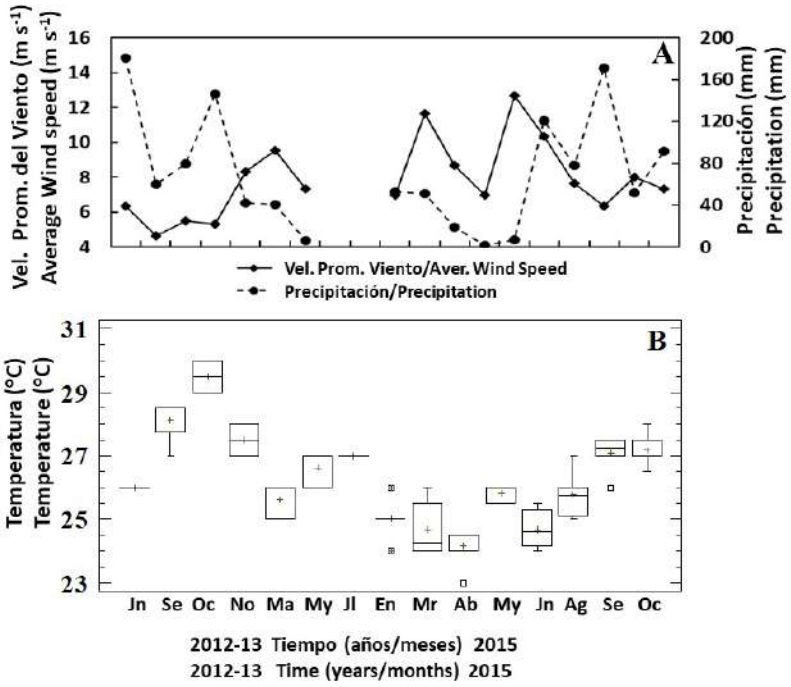


Figura 2. Variación mensual de: **A.** Velocidad promedio del viento (m s^{-1}) y la precipitación (mm). **B**. temperatura superficial del agua de mar (°C) medidas en la costa norte de la península de Paria, suroriente Caribe, Venezuela durante el período junio 2012 - julio 2013 y enero - octubre 2015.

Figure 2. Monthly variation of: **A.** Average wind speed (m s^{-1}) and precipitation (mm). **B**. sea surface temperature (°C) measured on the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela during the period June 2012 - July 2013 and January - October 2015.

La temperatura superficial del agua de mar presentó diferencias entre períodos y meses (K-S=2.96; KW=75.39; p<0.05; Figura 2B). La temperatura promedio más alta se determinó en 2012-13 (27.4°C); mientras que 2015 se caracterizó por temperatura promedio más baja (25.6°C). En relación con los meses, la temperatura máxima y mínima se detectó en octubre 2012 y marzo 2013 (29.5 y 25.3°C, respectivamente); mientras que en 2015 la temperatura mínima y máxima se detectó en abril y octubre (24.2 y 27.2°C, respectivamente; Figura 2B).

Sea surface temperature showed differences between periods and months (K-S=2.96; KW=75.39; p<0.05 Fig. 2B). The highest average temperature was recorded in 2012-13 (27.4°C), while 2015 was characterized by the lowest average temperature (25.6°C). In relation to the months, the maximum and minimum temperatures were detected in October 2012 and March 2013 (29.5 and 25.3°C, respectively); while in 2015 the minimum and maximum temperatures were detected in April and October (24.2 and 27.2°C, respectively; Fig. 2B).

La concentración de NH_4^+ presentó diferencias significativas entre períodos, meses y localidades (K-S=3.44; KW=37.31; KW=14.63; p<0.05; Figura 3 A, B, C). La concentración promedio mayor y menor fue determinada durante el período 2012-13 y 2015 (3.34 y 2.23 µmol L^{-1}; Figura 3A). Durante 2012-13 se detectaron los promedios mayores y menores en marzo y mayo 2013 (4.7 y 2.2 µmol L^{-1}, respectivamente). Mientras que en el período 2015 se registraron las concentraciones menores y mayores en mayo y junio (1.1 y 4.2 µmol L^{-1}, respectivamente; Figura 3B). En relación con las localidades, en Querepare2 y Río Caribe se determinaron los promedios mínimos y máximos de NH_4^+ (1.44 y 4.47 µmol L^{-1}, respectivamente (Figura 3C).

The concentration of NH_4^+ showed significant differences between periods, months, and locations (K-S=3.44; KW=37.31; KW=14.63; p<0.05; Fig. 3 A, B, C). The highest and lowest average concentration was determined during the period 2012-13 and 2015 (3.34 and 2.23 µmol L^{-1}; Fig. 3A). During 2012-13, the highest and lowest averages were detected in March and May 2013 (4.7 and 2.2 µmol L^{-1}, respectively). While in the 2015 period, the lowest and highest concentrations were recorded in May and June (1.1 and 4.2 µmol L^{-1}, respectively; Fig. 3B). In relation to the locations, in Querepare2 and Río Caribe, the minimum and maximum averages of NH_4^+ were determined (1.44 and 4.47 µmol L^{-1}, respectively (Fig. 3C).

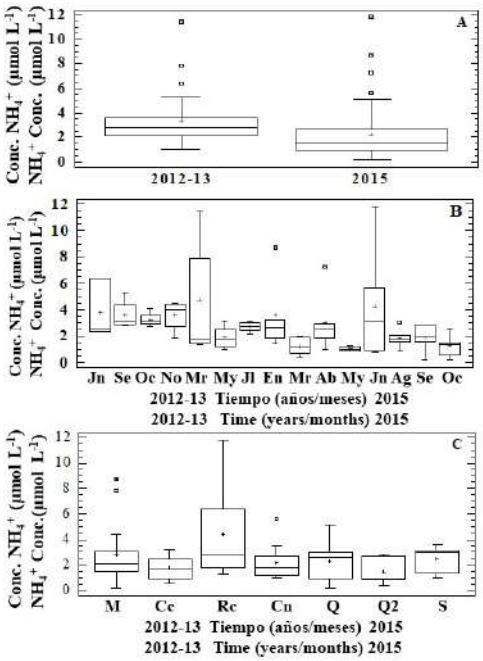


Figura 3. Variación de la concentración de NH_4^+ (µmol L^{-1}) en la costa norte de la península de Paria, suroriente Caribe, Venezuela, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. A, variación anual; B, variación mensual; C, localidad.

Figure 3. Variation of NH_4^+ concentration (µmol L^{-1}) on the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela, during the period June 2012-July 2013 and January - October 2015. A, annual variation; B, monthly variation; C, location.

La concentración de NO_2^- sólo presentó diferencias significativas entre períodos y meses (K-S= 1.51; KW=45.62 p<0.05). En relación con los períodos, la concentración mínima y máxima se detectó en 2012-2013 y 2015 (0.13 y 0.35 µmol L^{-1}, respectivamente; Figura 4A). Mientras que la variación mensual fue mayor y menor en junio 2012 y julio 2013 (0.54 y 0.03 µmol L^{-1}, respectivamente). En el segundo período de estudio (2015), el promedio máximo y mínimo se registró en enero y mayo (0.51 y 0.04 µmol L^{-1}, respectivamente; Figura 4B).

The concentration of NO_2^- only showed significant differences between periods and months (K-S= 1.51; KW=45.62 p<0.05). In relation to the periods, the minimum and maximum concentration was detected in 2012-2013 and 2015 (0.13 and 0.35 µmol L^{-1}; respectively; Fig. 4A). While the monthly variation was higher and lower in June 2012 and July 2013 (0.54 and 0.03 µmol L^{-1}; respectively). In the second study period (2015), the maximum and minimum averages were recorded in January and May (0.51 and 0.04 µmol L^{-1}; respectively; Fig. 4B).

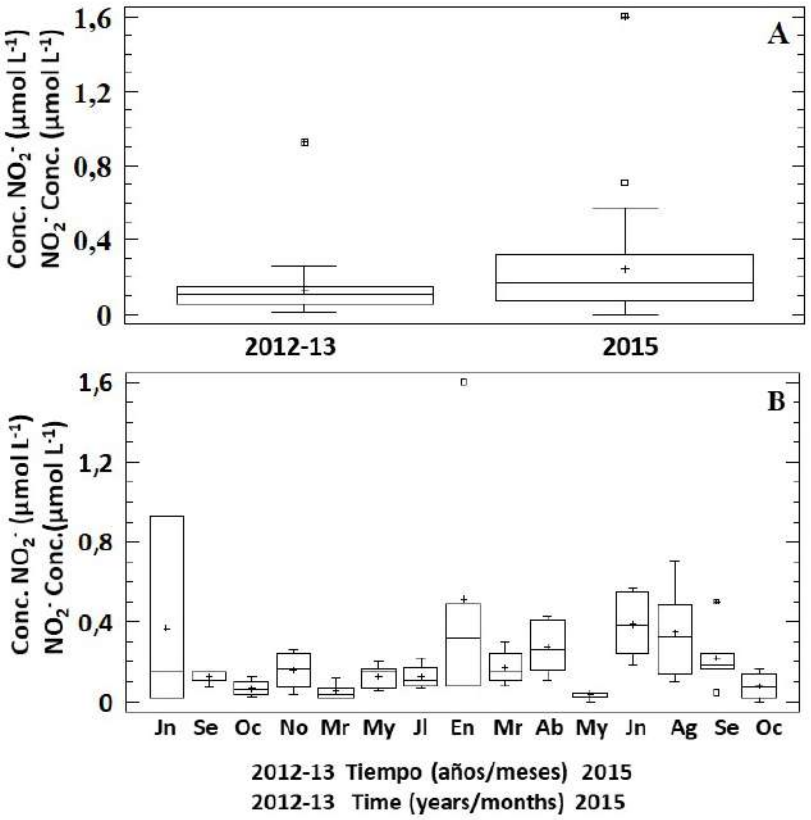


Figura 4. Variación de la concentración de NO_2^- (µmol L^{-1}) en la costa norte de la península de Paria, suroriente Caribe, Venezuela, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual.

Figure 4. Variation of NO_2^- concentration (µmol L^{-1}) on the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela, during the period June 2012-July 2013 and January - October 2015. **A**, annual variation; **B**, monthly variation.

En la costa norte de Paria la concentración de NO_3^- mostró diferencias significativas en relación con el factor temporal (períodos y meses; K-S=1.53; KW=32.00; $p<0.05$). En el período 2012-13 el promedio fue mayor 3.20 µmol L^{-1}; mientras que en 2015 fue menor (1.32 µmol L^{-1}; Figura 5A). La variación mensual de NO_3^- presentó sus valores promedios máximos y mínimos en junio 2012 y mayo 2013 (11.85 y 1.13 µmol L^{-1}, respectivamente; Figura 5B); mientras que en 2015 las concentraciones de NO_3^- promedios máximos y mínimo fueron detectadas en enero y junio (2.29 y 0.90 µmol L^{-1}, respectivamente; Figura 5B).

On the northern coast of Paria, the concentration of NO_3^- showed significant differences in relation to the temporal factor (periods and months; K-S=1.53; KW=32.00; $p<0.05$). In the 2012-13 period, the average was higher at 3.20 µmol L^{-1}, while in 2015 it was lower (1.32 µmol L^{-1}; Fig. 5A). The monthly variation of NO_3^- showed its maximum and minimum average values in June 2012 and May 2013 (11.85 and 1.13 µmol L^{-1} respectively; Fig. 5B); while in 2015 the maximum and minimum average concentrations of NO_3^- were detected in January and June (2.29 and 0.90 µmol L^{-1}) respectively (Fig. 5B).

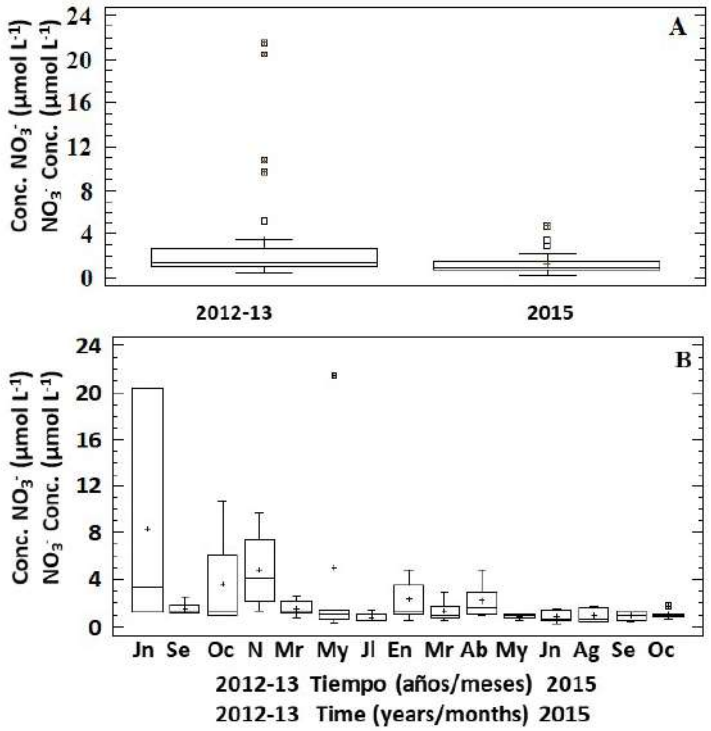


Figura 5. Variación de la concentración de NO_3^- (µmol L^{-1}) en la costa norte de la península de Paria, suroriente Caribe, Venezuela, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual.

Figure 5. Variation of NO_3^- concentration (µmol L^{-1}) on the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela, during the period June 2012-July 2013 and January - October 2015. **A**, annual variation; **B**, monthly variation.

En cuanto al FRS, se detectaron diferencias significativas entre períodos (K-S=1.53 p<0.05) y meses (KW=56.63 p<0.05). El promedio mínimo y máximo se detectó en 2012-13 y 2015 (0.27 y 0.97 µmol L^{-1}, respectivamente (Figura 6A). La distribución mensual de esta variable presentó sus promedios máximos y mínimos en junio y septiembre 2012 (0.40 y 0.19 µmol L^{-1}, respectivamente (Figura 6B). Por otra parte, durante el 2015 los promedios mínimo y máximo fueron determinados en mayo y junio (0.19 y 2.05 µmol L^{-1}, respectivamente (Figura 6B).

Regarding the FRS, significant differences were detected between periods (K-S=1.53 p<0.05) and months (KW=56.63 p<0.05). The minimum and maximum average was detected in 2012-13 and 2015 (0.27 and 0.97 µmol L^{-1}) respectively (Fig. 6A). The monthly distribution of this variable showed its maximum and minimum averages in June and September 2012 (0.40 and 0.19 µmol L^{-1}), respectively (Fig. 6B). On the other hand, during 2015 the minimum and maximum averages were determined in May and June (0.19 and 2.05 µmol L^{-1}) respectively (Fig. 6B).

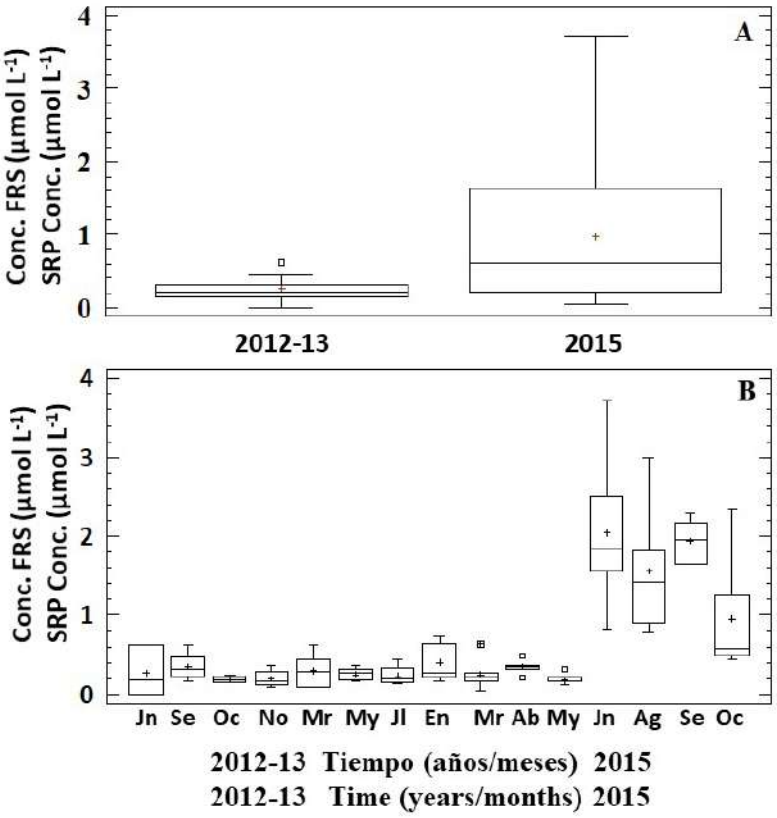


Figura 6. Variación de la concentración de FRS (µmol L^{-1}) en la costa norte de la península de Paria, suroriente Caribe, Venezuela, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero - octubre 2015. **A**, variación anual; **B**, variación mensual.

Figure 6. Variation of FRS concentration (µmol L^{-1}) on the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela, during the period June 2012-July 2013 and January - October 2015. **A**, annual variation; **B**, monthly variation.

La biomasa fitoplanctónica medida como clorofila *a*, presentó diferencias estadísticas significativas entre: períodos, meses y localidades (K-S=2.79; KW=48.77; KW=13.87; p<0.05, respectivamente (Figura 7A, B, C). El período 2012-13 presentó el promedio más bajo de clorofila *a* (1.83 mg m^{-3}); mientras que en 2015 el promedio fue mayor (3.13 mg m^{-3}; Figura 7A). Entre meses, esta variable osciló en el intervalo 0.36 – 13.44 mg m^{-3} en junio 2012- marzo 2013 (Figura 7B). Sin embargo, en 2015 se determinaron dos máximos de clorofila *a*, el primero en marzo y el segundo en junio del mismo año (4.0 y 6.24 mg m^{-3}). Por localidad, el promedio más bajo de clorofila *a* se determinó en Sipara (0.54 mg m^{-3}), mientras que el promedio más alto se detectó en Río Caribe (4.57 mg m^{-3}) con un máximo de 39.45 mg m^{-3} en marzo 2013 (Figura 7B).

Phytoplankton biomass, measured as Chlor. a, showed significant differences between: periods, months, and locations (K-S=2.79; KW=48.77; KW=13.87; p<0.05; respectively *(Fig.* 7A, B, C). The 2012-13 period presented the lowest average of Chlor. *a* (1.83 mg m^{-3}); whereas in 2015 the average was higher (3.13 mg m^{-3}; Fig. 7A). Between months, this variable fluctuated in the range of 0.36–13.44 mg m^{-3} from June 2012 to March 2013 (Fig. 7B). However, in 2015, two peaks of Chloro*p*hyll a were determined, the first in March and the second in June of the same year (4 and 6.2^{4} mg m-3). By location, the lowest average of Clor. It was determined in Sipara (0.54 mg m^{-3}), while the highest average was detected in Río Caribe (4.57 mg m^{-3}) with a maximum of 39.45 mg m^{-3} in March 2013 (Fig. 7B).

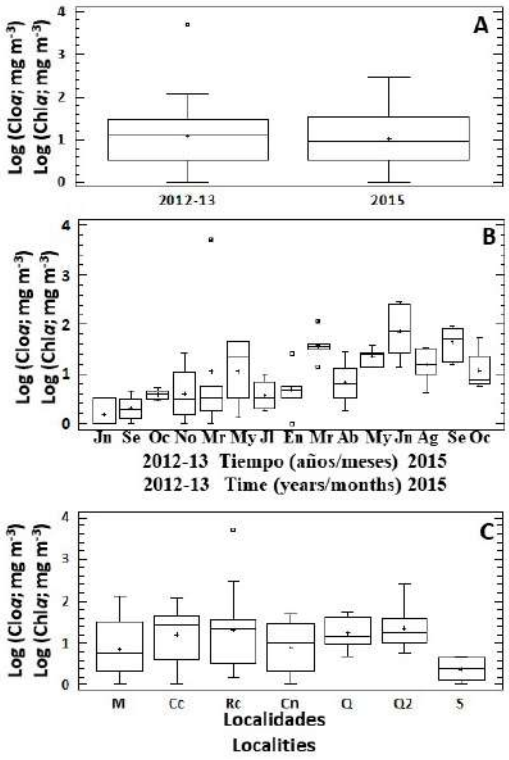


Figura 7. Variación de la concentración de clorofila *a* (mg m^{-3}) en la costa norte de la península de Paria, suroriente Caribe, Venezuela, durante el período junio 2012-julio 2013 y enero octubre 2015. **A**. Variación anual, **B**. Variación mensual, **C**. Localidad.

Figure 7. Variation of chlorophyll *a* concentration (mg m^{-3}) on the north coast of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela, during the period June 2012-July 2013 and January-October 2015. **A**. Annual variation, **B**. Monthly variation, **C**. Locality.

Durante el período 2012-13, las aguas superficiales de la costa norte de la península de Paria, suroriente del Caribe, presentaron un índice trófico (IT), para NH_4^+ mínimo (2.2) y máximo (5.0) en las localidades de Playa Los Cocos y Río Caribe. En relación con NO_2^- y FRS el comportamiento del IT fue similar; es decir mínimos en Los Cocos (1.23, 1.50, respectivamente) y máximos en Río Caribe (2.34, 2.70, respectivamente); mientras que en relación con el IT para NO_3^-, el mínimo (2.7) fue determinado en Sipara y máximo (6.5) en Río Caribe (Figura 8).

En 2015, la mayoría de los nutrientes mostraron una tendencia a disminuir el valor del IT. Sin embargo, las aguas superficiales de Querepare2 y Río Caribe presentaron el valor mínimo (2.8) y máximo (4.40) para NH_4^+. El NO_3^- y FRS tuvieron un comportamiento similar al determinado para NH_4^+; con valores mínimos (2.60 y 2.76) y máximo (3.80 y 3.30) en Querepare2 y Río Caribe, respectivamente. El IT para NO_2^- tuvo un comportamiento diferente con mínimo (2.72) y máximo (3.30) en las aguas superficiales de Los Cocos y Río Caribe (Figura 8).

During the 2012-13 period, the surface waters of the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. of the Caribbean, showed a trophic index (TI) for NH_4^+ with a minimum (2.2) and maximum (5.0) at the locations of Playa Los Cocos and Río Caribe. In relation to NO_2^- and FRS, the behavior of the TI was similar; that is, minimums in Los Cocos (1.23; 1.50; respectively) and maximums in Río Caribe (2.34; 2.70; respectively); while in relation to the IT for NO_3^-, the minimum (2.7) was determined in Sipara and the maximum (6.5) in Río Caribe (Fig. 8).

In 2015, the majority of nutrients showed a trend of decreasing the TI value. However, the surface waters of Querepare2 and Río Caribe presented the minimum (2.8) and maximum (4.40) values for NH_4^+. $NO3^-$ and FRS exhibited a similar behavior to that determined for $NH4^+$; with minimum values (2.60 and 2.76) and maximum (3.80 and 3.30) in Querepare2 and Río Caribe, respectively. The IT for NO_2^- had a different behavior with a minimum (2.72) and maximum (3.30) in the surface waters of Los Cocos and Río Caribe (Fig. 8).

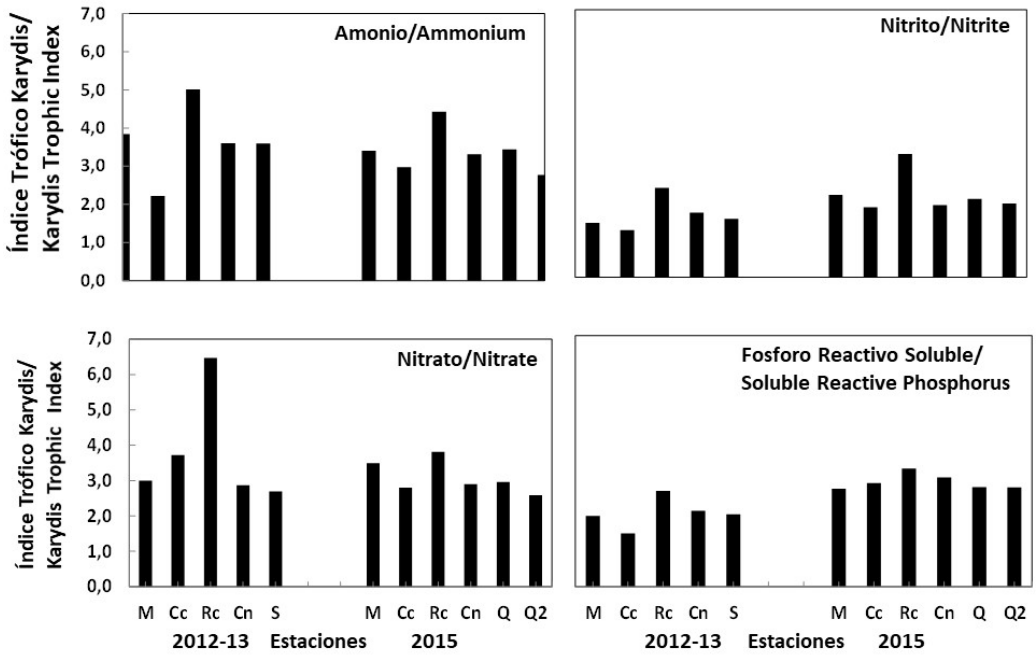


Figura 8. Variación estacional del índice trófico Karydis (**IT**) para: Amonio, Nitrito, Nitrato y Fósforo Reactivo Soluble en la zona costera de Paria, S.E. Caribe, Venezuela, durante junio 2012- julio 2013 y enero octubre 2015.

Figure 8. Seasonal variation of the Karydis trophic index (T**.I.**) for: A**)** ammonium, C**)** nitrite, E**)** nitrate, and D**)** FRS in the coastal area of Paria, S.E. Caribbean, Venezuela, during June 2012 - July 2013 and January - October 2015.

En relación con el ACP, para el período 2012-13 la varianza acumulada de los tres primeros componentes fue 77.68 %. El componente 1 (35.28 %) se correlacionó positivamente con NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, lluvia, FRS siendo débil con clorofila y temperatura del agua. Este grupo de variables de correlacionaron de manera negativa con oxígeno disuelto y velocidad promedio del viento. El componente 2 (23.57 %), se correlacionó positivamente con: velocidad promedio del viento, oxígeno disuelto, siendo negativa con la temperatura del agua (Figura 9A).

En el período 2015, la varianza acumulada de los tres primeros componentes del ACP fue de 70.83 %. Con el componente 1 (29.74 %) se halló una correlación positiva entre: NO_2^-, NH_4^+, NO_3^-; siendo negativa con temperatura del agua, oxígeno disuelto y la velocidad promedio del viento. Ambos grupos de variables se correlacionaron de manera inversa entre ellas. En relación con el componente 2 (24.1%) la correlación fue positiva con FRS, lluvia, siendo débil con clorofila *a* y negativa con NO_3^- (Figura 9B).

In relation to the PCA, for the 2012-13 period, the accumulated variance of the first three components was 77.68%. Component 1 (35.28%) was positively correlated with NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, rain, FRS, being weakly correlated with Chlor. *a* and water temperature. This group of variables correlated negatively with dissolved oxygen and average wind speed. Component 2 (23.57%) was positively correlated with: average wind speed, dissolved oxygen, and negatively with water temperature (Fig. 9A).

In the 2015 period the accumulated variance of the first three components of the PCA was 70.83%. With component 1 (29.74%), a positive correlation was found between: NO_2^-, NH_4^+, NO_3^-; being negative with water temperature, dissolved oxygen, and average wind speed. Both groups of variables were inversely correlated with each other. In relation to component 2 (24.19%), the correlation was positive with FRS, rain, being weak with Clor. *a* and negative with NO_3^- (Fig. 9B).

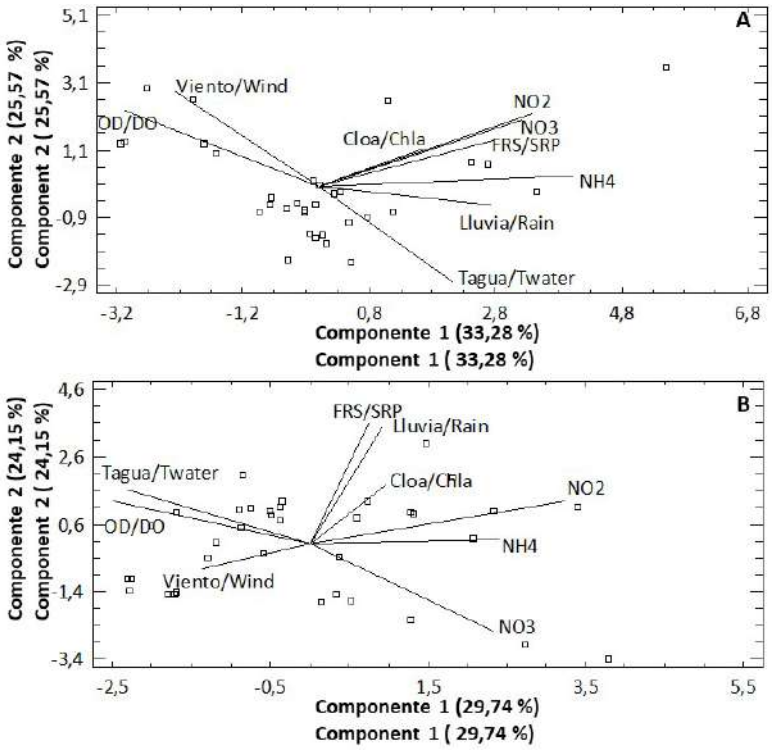


Figura 9. Proyección ortogonal de algunas variables físicoquímicas y biológicas en el espacio definido por los dos primeros componentes del ACP durante: A. 2012-13. B. 2015, en la costa norte de la península de Paria, suroriente Caribe, Venezuela. Lluvia/rain: Lluvia; Viento: Velocidad promedio del viento, Wind: Average Wind speed; Taguar: Temperatura superficial del agua de mar, Twater: Seawater surface temperature; OD: Oxígeno disuelto en el agua, DO: Dissolved oxygen in water; Cloa: Clorofila *a*, Chla*:* Chlorophyll *a*; FRS: Fósforo Reactivo Soluble, SRP: Soluble Reactive Phosphorus; NH4:NH_4^+, Amonio/Amomnium; NO2:NO_2^-: Nitrito/Nitrite; NO3: NO_3^-, Nitrato/Nitrate.

Figure 9. Orthogonal projection of some physicochemical and biological variables in the space defined by the first two components of the PCA during: A. 2012-13. B. 2015, on the northern coast of the Paria Peninsula, S.E. Caribbean, Venezuela. Rain: Rain, Wind: Average wind speed, TEM: Sea surface temperature, OXI: Dissolved oxygen in water, CLORa: Chlorophyll *a*, FEOP: Pheopigments, NH4: Ammonium (NH_4^+), NO2: Nitrite (NO_2^-), NO3: Nitrate (NO_3^-), FRS: Soluble reactive phosphorus.

DISCUSIÓN

La costa norte de la península de Paria se caracterizó por presentar fuerte brisa y oleaje; sin embargo, el mes más calmado fue octubre 2015 (5,3 m s^{-1}). Aparicio-Castro (2003) señaló que el fuerte oleaje se debe a una marcada estacionalidad en el campo de viento, que influencia el régimen de oleaje sobre la costa nororiental de Venezuela y estableció el semestre enero - junio de intenso oleaje con valores de frecuencia de ocurrencia de olas entre 1.8 y 3 m de altura, mayor a 10 %.

Los resultados de la velocidad del viento difieren de los detectados por Subero-Pino (2014) en la estación de Guaracayal, golfo de Cariaco, y también con el trabajo de Márquez *et al.* (2011) en el sector oriental del Golfo de Cariaco (en el intervalo 1-6 m s^{-1}). Sin embargo, están en el intervalo detectado por Rueda-Roa *et al.* (2018) en la región sur del Caribe (5-9 m s^{-1}), señalando, además,

DISCUSSION

The northern coast of the Paria Peninsula was characterized by strong winds and waves; however, the calmest month was October 2015 (5.3 m s^{-1}). Aparicio-Castro (2003) indicated that the strong waves are due to a marked seasonality in the wind field, which influences the wave regime along the northeastern coast of Venezuela and established the January - June semester as a period of intense waves with frequency of occurrence values, of waves between 1.8 and 3 m in height, greater than 10%.

The wind speed results differ from those detected by Subero-Pino (2014) at the Guaracayal station, Gulf of Cariaco, and also from the work of Márquez *et al.* (2011) in the eastern sector of the Gulf of Cariaco (in the range of 1-6 m s^{-1}). However, they are within the range detected by Rueda-Roa *et al.* (2018) in the southern Caribbean zone (5-9 m s^{-1}), also indicating that they are within the

que se encuentran dentro del rango favorable para el fenómeno de surgencia costera.

En relación con la temperatura, la amplitud del ciclo anual de temperatura de 5°C coincidió con lo señalado por Aparicio-Castro (2003). La elevada temperatura del agua detectada durante el primer periodo (2012-13) posiblemente se debe a que la mayoría de los muestreos se realizaron durante la época de lluvia/calma; además las muestras tomadas provienen de la capa superficial. En este sentido, Okuda *et al*. (1978), en un estudio realizado en el golfo de Cariaco, señalan que la capa superficial es la que recibe directamente la radiación solar y por tanto se calienta más que el resto de la columna de agua. Esto ocurre porque en la temporada de lluvia/calma, al disminuir la velocidad del viento, se reduce el intercambio vertical y el flujo de calor desde las capas superiores hacia lo profundo y paralelamente aumenta la evaporación superficial.

En relación con la disminución de la temperatura observada en marzo 2013 y abril 2015 (sequía/surgencia), se debe a la surgencia costera, ocasionada por el transporte costero de Ekman causado por la intensificación estacional de los vientos Alisios en el Caribe (Rueda-Roa *et al*., 2018). Un evento importante ocurrió en junio 2015 cuando la temperatura superficial del agua de mar disminuye, aumenta la concentración de NH_4^+ y FRS asociada al aumento de la concentración de clorofila *a*. Esto ha sido mencionado por Rueda-Roa y Müller-Karger (2013) y también por Rueda-Roa *et al*. (2018) y lo denominaron surgencia secundaria o surgencia de mediados de año. En este estudio la surgencia secundaria ocurrió en junio 2015. Rueda-Roa (2000), Müller-Karger *et al*. (2004), Rueda-Roa y Müller-Karger (2013) y Rueda-Roa *et al*. (2018) señalan que la surgencia secundaria de mitad de años también se caracteriza por ser más corta y cálida (1-2 °C más). Esta surgencia de mediados de años se ha observado posteriormente en otros años de la serie tiempo Cariaco, es distinta y está separada de la temporada de surgencia primaria señalada por Herrera y Febres (1975). En la región costera de Paria, cuando la surgencia primaria y secundaria culminan, como sucedió en agosto 2015, el evento dominante depende de las descargas del río Orinoco (Gómez, 1998). En este caso, en agosto se comienza a elevar la temperatura superficial del agua de mar (de 1-2 °C adicionales), si se compara con el promedio detectado para la surgencia del primer semestre del año; mientras que la concentración de clorofila *a* y los nutrientes se mantienen altos, poniendo en evidencia la influencia de las

favorable range for the coastal upwelling phenomenon.

In relation to temperature, the amplitude of the annual temperature cycle of 5°C coincided with what was indicated by Aparicio-Castro (2003). The high water temperature detected during the first period (2012-13) is possibly due to the fact that most of the samples were taken during the rainy/calm season; additionally, the samples were taken from the surface layer. In this regard, Okuda *et al*. (1978) in a study conducted in the Gulf of Cariaco, it is noted that the surface layer is the one that directly receives solar radiation and therefore heats up more than the rest of the water column. This occurs because during the rainy/calm season, as the wind speed decreases, the vertical exchange and the heat flow from the upper layers to the depths are reduced, and simultaneously, surface evaporation increases.

In relation to the decrease in temperature observed in March 2013 and April 2015 (drought/upwelling), it is due to coastal upwelling, caused by the coastal Ekman transport resulting from the seasonal intensification of the Trade Winds in the Caribbean Sea (Rueda-Roa *et al*., 2018). An important event occurs in June 2015 when the sea surface temperature decreases, the concentration of NH_4^+ and FRS increases, associated with the increase in Chlor concentration. *a*. This has been mentioned by Rueda-Roa and Müller-Karger (2013) and also by Rueda-Roa *et al*. (2018) and they called it secondary upwelling or mid-year upwelling. In this study, the secondary upwelling occurred in June 2015. Müller-Karger *et al*. (2004); Rueda-Roa (2000); Rueda-Roa and Müller-Karger (2013); Rueda-Roa *et al*. (2018) indicate that the mid-year secondary upwelling is also characterized by being shorter and warmer (1-2 °C, more). This mid-year upwelling has been observed subsequently in other years of the CARIACO time series; it is distinct and separate from the primary upwelling season noted by Herrera and Febres (1975). In the coastal area of Paria, when the primary and secondary upwelling ends, as in August 2015, the dominant event depends on the discharges of the Orinoco River (Gómez, 1998). In this case, in August, the sea surface temperature begins to rise (by an additional 1-2 °C) compared to the average detected for the upwelling in the first half of the year; while the concentration of Chlor. *and* the nutrients remain high, highlighting the influence of the Orinoco River waters between August-October 2015, whose maximum discharge is in August (Müller-Karger and Varela, 1990; Monente, 1997; Aparicio-Castro, 2003). These results indicate that the area is fertilized during the first months of the year

aguas del río Orinoco entre agosto-octubre 2015, cuya descarga máxima es en agosto (Müller-Karger y Varela, 1990; Monente, 1997; Aparicio-Castro, 2003). Estos resultados indican que la región es fertilizada durante los primeros meses del año por la surgencia primaria (Herrera y Febres, 1975), posteriormenteen junio la surgencia secundaria (Rueda-Roa and Müller-Karger, 2018) y cuando la surgencia disminuye en agosto las descargas de los grandes ríos como el río Orinoco (Monente, 1986, 1997) y los ríos locales también contribuyen a la fertilización de las aguas. Esta secuencia de eventos es favorable para el sistema pesquero local, ya que mantiene alta productividad pesquera durante todo el año.

Los resultados de este trabajo coinciden con lo determinado por Xiu *et al*. (2018) con respecto a las temperaturas superficiales en el norte de Sudamérica. Estos autores señalan que en esta región las aguas son más frías que en el centro y norte del Carie. Los registros de temperatura *in situ* señalaron una temperatura promedio más baja (25.6°C) durante el segundo período, evidencia del mantenimiento de las condiciones hidroquímicas en esta área del Caribe que hacen de la surgencia un evento sostenible en el tiempo.

Durante ambos períodos el NH_4^+ fue la forma predominante de nitrógeno inorgánico en todas las estaciones de la costa norte de la península de Paria; cabe señalar que en Río Caribe esta variable alcanzó la concentración más alta en junio del 2015 (11.81 µmol L^{-1}). Es posible que la alta concentración de NH_4^+ y el amplio intervalo de fluctuación en ambos períodos, se deba al suministro de nutrientes debido a la surgencia primaria (Herrera y Febres, 1975), surgencia secundaria (Rueda-Roa *et al*., 2018); la descarga de grandes ríos como el Orinoco, cuyo máximo (> 65000 m^3 s^{-1}) es en agosto (Monente, 1986; 1997), las descargas intermitentes de los ríos locales, que sólo en la época de lluvia vierten sus aguas al mar transportando gran cantidad de materia orgánica, las descargas domésticas de la localidad y el lavado y eviscerado del pescado del mercado, promueven la producción de NH_4^+.por acción bacteriana. De Santis Braga *et al*. (2018) añaden también como fuentes de NH_4^+ la excreción por parte del zooplancton, otros animales y la actividad bacteriana anóxica sobre NO_3^-. Martínez *et al*. (2012) mencionan que la concentración de NH_4^+ es mayor en las áreas cercanas a los centros más poblados; éste es el caso de El Morro y río Caribe. En Querepare2 se detectaron los promedios mínimos de NH_4^+, posiblemente debido a consumo por parte de

by the primary upwelling (Herrera and Febres, 1975), then in June by the secondary upwelling (Rueda-Roa and Müller-Karger, 2018), and when the upwelling decreases in August, the discharges from large rivers like the Orinoco River (Monente, 1977, 1997) and local rivers also contribute to the fertilization of the waters. This sequence of events is favorable for the local fishing system, as it maintains high fishing productivity throughout the year.

The results of this work are consistent with the findings of Xiu *et al*. 2018 with respect to surface temperatures in northern South America. These authors point out that in this region the waters are cooler than in the central and northern Caribbean. The *in situ* temperature records indicated a lower average temperature (25.6°C) during the second period, evidence of the maintenance of the hydrochemical conditions in this area of the Caribbean that make upwelling a sustainable event over time.

During both periods, NH_4^+ was the predominant form of inorganic nitrogen at all stations on the northern coast of the Paria Peninsula; it is noteworthy that in Río Caribe, this variable reached the highest concentration in June 2015 (11.81 µmol L^{-1}). The high concentration of NH_4^+ and the wide range of fluctuation in both periods may be due to the supply of nutrients from primary upwelling (Herrera and Febres, 1975), secondary upwelling (Rueda-Roa *et al*., 2018); the discharge of large rivers like the Orinoco, whose maximum discharge (> 65000 m^3 s^{-1}) occurs in August (Monente, 1977), the intermittent discharges of local rivers, which only during the rainy season pour their waters into the sea carrying a large amount of organic matter, domestic discharges from the locality, the washing and gutting of fish from the market, promote the production of NH_4^+ by bacterial action. De Santis Braga *et al*. (2018) also add as sources of NH_4^+: excretion by zooplankton, other animals, and anoxic bacterial activity on NO_3^-. Martínez *et al*. (2012) mention that the concentration of NH_4^+ is higher in areas near the most populated centers; this is the case for El Morro and Río Caribe. In Querepare 2, the minimum averages of NH_4^+ were detected, possibly due to consumption by microalgae, associated with a high concentration of Chlor. *to*. It is worth noting that in Sipara the concentration of this nutrient was higher (2.79 µmol L^{-1}); however, the Chlor *a*. average was lower (0.6 mg m^{-3}), this is possibly due to the biological activity of organisms in the natural mussel beds *P. perna*. These organisms feed on microalgae, reducing the biomass, and as an excretion product, they generate NH_4^+.

In relation to the concentration of NO_2^-, since it is considered an

las microalgas, asociado a una alta concentración de clorofila *a*. Cabe destacar que en Sipara la concentración de este nutriente fue mayor (2,79 µmol L^{-1}); sin embargo, la clorofila *a* promedio fue menor (0.6 mg m^{-3}), esto es posiblemente debido a la actividad biológica de los organismos en los bancos naturales del mejillón. Estos organismos se alimentan de microalgas disminuyendo la biomasa y como producto de excreción generan NH_4^+.

En relación con la concentración de NO_2^-, éste, al ser considerado un producto intermedio entre NH_4^+ y NO_3^-, su permanencia en el ambiente es corta. Por lo tanto, la concentración de NO_2^- se considera normal para este tipo de ecosistema.

Se ha señalado que el NO_3^- entra en el ciclo del nitrógeno como soporte principal del crecimiento del fitoplancton; siendo seguidamente regenerado a partir de las formas orgánicas por las bacterias (Senior, 1991, 2009). Las bajas concentraciones de NO_3^- detectadas, en marzo 2013 y 2015, coinciden con los valores de biomasa más altos, los cuales son posibles debido al consumo de este nutriente por las microalgas (Márquez *et al.*, 2011).

En líneas generales, la concentración de FRS coincide con los registros de Martínez *et al*. (2012); sin embargo, entre junio – octubre 2015 se determinaron valores más elevados, asociados a una alta concentración de clorofila debido a enriquecimiento relacionado posiblemente a: la surgencia secundaria de mitad de año señalada por Rueda-Roa y Müller-Karger (2013) y Rueda-Roa *et al*. (2018). Posterior a la intrusión de aguas provenientes del río Orinoco a través del estrecho de Boca Dragón vía golfo de Paria (Müller-Karger y Varela, 1990; Monente, 1997). Otras fuentes de FRS son: el uso de plaguicidas y fertilizantes productos de actividad agrícola, uso de detergentes de polifosfatos que por efecto de hidrólisis y de la actividad bacteriana incrementan el fósforo en el medio (Martínez *et al*., 2001; Morales *et al*., 2010). Las descargas domésticas y descomposición de los desechos de productos marinos arrojados directamente al mar.

En la costa norte de Paria, los promedios máximos de clorofila *a* se asociaron a bajas temperaturas, bajo nitrato, alto FRS y NH_4^+, como sucedió en marzo 2013, marzo y abril 2015 y entre junio y octubre 2015. Esto pudiera ser el resultado del suministro de nutrientes por surgencia y las descargas de los ríos. Estas últimas son las principales fuentes de enriquecimiento en el área, lo cual difiere de lo señalado por Márquez *et al*. (2011) en el sector oriental del golfo de Cariaco; allí se observó un desfase de la

intermediate product between NH_4^+ and NO_3^-, its presence in the environment is short-lived. Therefore, the concentration of NO_2^- is considered normal for this type of ecosystem.

It has been noted that NO_3^- enters the nitrogen cycle as the main support for phytoplankton growth; subsequently being regenerated from organic forms by bacteria (Senior, 1991, 2009). The low concentrations of NO_3^- detected in March 2013 and 2015 coincide with the highest biomass values, which are possible due to the consumption of this nutrient by microalgae (Márquez *et al.*, 2011).

In general terms, the concentration of FRS coincides with the records of Martínez *et al*. (2012); however, between June–October 2015, higher values were determined, associated with a high concentration of chlorine. possibly d*ue* to enrichment related to: the mid-year secondary upwelling indicated by Rueda-Roa and Müller-Karger (2013) and Rueda-Roa e*t al*. (2018); following the intrusion of waters from the Orinoco River through the Boca Dragón strait via the Gulf of Paria (Müller-Karger and Varela, 1990; Monente, 1997). Other sources of FRS are: the use of pesticides and fertilizers from agricultural activity, the use of polyphosphate detergents which, through the effect of hydrolysis and bacterial activity, increase phosphorus in the environment (Martínez *et al*., 2001; Morales *et al*., 2010). Domestic discharges and decomposition of marine product waste dumped directly into the sea.

On the northern coast of Paria, the maximum averages of Chlor. *a* were associated with low temperatures, low nitrate, high FRS, and NH_4^+ as happened in March 2013, March and April 2015, and then between June and October 2015. This could be the result of nutrient supply from upwelling and river discharges. These are the main sources of enrichment in the area, which differs from what was indicated by Márquez *et al*. (2011) in the eastern sector of the Gulf of Cariaco where a shift in Chlor. was observed. t*o* the nutrients, attributed to a process of acclimatization of the microalgae, in this work that does not occur. However, it coincides with what was reported by Richard (1963), Subero-Pino (2014), Márquez-Rojas *et al*. (2022) in the same Gulf of Cariaco, suggesting that the upwelling is the main source of enrichment in the area. The maximum of Clor. *a* detected in March 2013 (in Río Caribe), was due to a diatom bloom associated with a decrease in sea surface temperature, excess $NH4_+$ and an increase in the concentration of FRS. These events are typical of subsurface water upwelling, with low temperatures and high nutrients. For logistical reasons, Playa Sipara was only sampled during 2012-13, in which the minimum

clorofila *a* con los nutrientes, atribuido a un proceso de aclimatación de las microalgas, en este trabajo eso no ocurrió. Sin embargo, coincide con lo registrado por Richard (1963), Subero-Pino (2014) y Márquez-Rojas *et al*. (2022) en el mismo golfo, sugiriendo que la surgencia es la principal fuente de enriquecimiento en la región. El máximo de clorofila *a* detectado en marzo 2013 (en Río Caribe), se debió a un florecimiento de diatomeas asociado a disminución de la temperatura superficial del mar, exceso de NH_4^+ y aumento de la concentración de FRS. Estos eventos son típicos de surgencia de agua subsuperficial, con temperaturas bajas y altos nutrientes. Por razones de logística, Playa Sipara solo fue muestreada durante 2012-13; en ésta, el promedio mínimo de clorofila *a* detectado fue debido a que en 2012-13 el muestreo se inició en la época de lluvia/calma. Además, es una columna de agua muy somera, con poca turbulencia y la transparencia llega al fondo donde, tal vez, exista fotoinhibición en superficie. También es posible que la baja concentración de clorofila *a* se deba al consumo por parte de los moluscos en los bancos naturales de la región.

Los índices tróficos proporcionan información sinóptica sobre las redes alimentarias de los ecosistemas, lo cual permite generar criterios ecológicos para definir acciones de gestión y conservación de estos ambientes. En la península de Paria, el índice trófico (IT) utilizado fue el de Karydis. Los resultados del IT en la zona difieren un poco de los determinados por Prado-España (2017) en Guayaquil (Ecuador), utilizando el IT Karydis. En ese caso el estado trófico fue mesotrófico, con valores más elevados en el estuario interior debido probablemente a que recibe los aportes que provienen de actividades antrópicas; mientras que, en las aguas superficiales de la costa norte de la península de Paria cada una de las localidades tuvo un comportamiento diferente. El banco de mejillón de Querepare tuvo el IT más bajo para todos los nutrientes; siendo principalmente oligotrófico. Aparentemente los nutrientes producidos son destinados al soporte de la biomasa fitoplanctónica determinada en el área. Mientras que el banco de mejillones de Sipara varió de mesotrófico para NH_4^+ a oligotrófico para el resto de los nutrientes. El estado trófico de Cangua se mantuvo entre una condición mesotrófica a oligotrófica sin grandes variaciones entre períodos; soportando una biomasa moderada (Figura 7C). Mientras que el IT de las aguas superficiales de Río Caribe fue el más alto para todos los nutrientes, encontrándose en estado eutrófico para NH_4^+ y NO_3^- durante 2012-13 y mesotrófico para NO_2^- y FRS tanto en 2012-13 como en 2015. Los resultados indican la influencia de los aportes antropogénicos, sobre todo

average of Chlor. *a* detected in the locality of Sipara was due to the fact that in 2012-13 the sampling began during the rainy/calm season, in addition, it is a very shallow water column, with little turbulence and the transparency reaches the bottom where perhaps, there is surface photoinhibition. It is also possible that the low concentration of chlorine *i*s due to consumption by mollusks in the natural banks of the area.

Trophic indices provide synoptic information about the trophic state of ecosystems, which allows for the generation of ecological criteria to define management and conservation actions for these environments. In the Paria Peninsula, S.E. of the Caribbean, the trophic index used was that of Karydis. The IT results in the area differ slightly from those determined by Prado-España (2017) in Guayaquil-Ecuador, using the Karydis TI. In this case, the trophic state was mesotrophic, with higher values in the inner estuary probably due to inputs from anthropogenic activities; whereas, in the surface waters of the northern coast of the Paria Peninsula (S.E. Caribbean), each location exhibited different behavior. The mussel bank of Querepare had the lowest IT for all nutrients; being mainly oligotrophic. Apparently, the nutrients produced are possibly intended to support the phytoplankton biomass determined in the area. While the mussel bank of Sipara varied from mesotrophic for NH_4^+ to oligotrophic for the rest of the nutrients. The trophic state of Cangua remained between a mesotrophic to oligotrophic condition without significant variations between periods, supporting a moderate biomass (Fig. 7C). While the TI of the surface waters of Río Caribe was the highest for all nutrients, it was in a eutrophic state for NH_4^+ and NO_3^- during 2012-13 and mesotrophic for NO_2^- and FRS both in 2012-13 and in 2015. The results indicate the influence of anthropogenic contributions on all nitrogen due to the eutrophic condition for these nutrients. This suggests the control of wastewater emissions of anthropogenic origin.

So far, the microalgae blooms, like the one detected in this locality due to the high biomass determined (39.45 mg m^{-3} of Chlor. *a*) apparently, have not been harmful to other trophic levels. However, at some point the assimilative capacity of the environment could be exceeded, causing a system collapse due to the prolonged eutrophication process, favoring the excessive growth of microalgae, which could lead to the death of other organisms either by: oxygen depletion, intoxication, or suffocation. This is important in the area where other toxic events with fatal outcomes have already been reported, as mentioned by Reyes-Vásquez *et*

nitrógeno, debido a la condición eutrófica para estos nutrientes. Esto sugiere el control de las emisiones de aguas servidas de origen antropogénico.

Hasta el momento los florecimientos de microalgas, como el detectado en esta localidad debido a la alta biomasa determinada (39.45 mg m^{-3} de clorofila *a*), aparentemente no han resultado perjudiciales para otros niveles tróficos. Sin embargo, en algún momento se podría superar la capacidad asimilatoria del medio, ocasionando un colapso del sistema debido a el proceso de eutroficación prolongado, favoreciendo el crecimiento excesivo de microalgas, que podría ocasionar muerte de otros organismos ya sea por: agotamiento de oxígeno, intoxicación o asfixia. Esto es importante en el área donde ya se han registrado otros eventos tóxicos con resultados fatales como el mencionado por Reyes-Vásquez *et al*. (1979) al nororiente del estado Sucre (Río Caribe), evento que se presentó a finales de julio de 1977, cuando 9 niños murieron, posterior al consumo de mejillones mostrando los síntomas típicos de veneno paralizante de moluscos.

Los resultados de este trabajo coinciden con lo determinado por Xiu *et al*. (2018) con respecto a las temperaturas superficiales en el norte de Sudamérica. Estos autores señalan que en esta región las aguas son más frías que en el centro y norte del Caribe. Los registros de temperatura *in situ* señalaron una temperatura promedio más baja (25.6°C) durante el segundo período, evidencia del mantenimiento de las condiciones hidroquímicas en esta región del Caribe que hacen de la surgencia un evento sostenible en el tiempo; estos resultados también concuerdan con los obtenidos por Gómez y Acero (2020). Los resultados de esta investigación demuestran la sostenibilidad de la surgencia en el tiempo debido a los valores de temperatura obtenidos y comparados con los de otros autores. El oriente de Venezuela tiene mayor fertilidad y producción pesquera porque la masa de Agua Subsuperficial Subtropical es la que abastece la surgencia durante los primeros meses del año (sequía). En el segundo semestre, cuando la surgencia se relaja, el área se enriquece con materia orgánica del río Orinoco y el aporte de biomasa fitoplanctónica proveniente de lagunas costeras, golfos y bahías semicerradas. También juega un papel fundamental la amplitud de la plataforma continental con la presencia de archipiélagos, islas mayores y menores que causan enriquecimientos locales y la concentración y retención del plancton. Esto último aumenta la productividad biológica y propicia la reproducción de esos organismos.

al. (1979) to the northeast of the state of Sucre, (Río Caribe). event that occurred at the end of July 1977, when 9 children died after consuming mussels, showing the typical symptoms of paralytic shellfish poisoning (Reyes-Vásquez *et al*., 1979).

The results of this work are consistent with the findings of Xiu *et al*. (2018) with respect to surface temperatures in northern South America. These authors point out that in this region the waters are cooler than in the central and northern Caribbean. The *in situ* temperature records indicated a lower average temperature (25.6°C) during the second period, evidence of the maintenance of hydrochemical conditions in this area of the Caribbean that make upwelling a sustainable event over time. These results also match those obtained by Gómez and Acero (2020). The results of this research demonstrate the sustainability of the upwelling over time due to the temperature values obtained in this work and compared with those of other authors. The eastern part of Venezuela has greater fertility and fish production because the Subtropical Subsurface Water mass supplies the upwelling during the first months of the year (drought). In the second semester, when the upwelling relaxes, the area is enriched with organic matter from the Orinoco River and the contribution of phytoplankton biomass from coastal lagoons, gulfs, and semi-enclosed bays. The breadth of the continental shelf also plays a fundamental role with the presence of archipelagos, major and minor islands that cause local enrichments and the concentration and retention of plankton. This latter increases biological productivity and promotes the reproduction of those organisms.

CONCLUSIONES

El estudio demuestra que las condiciones hidroquímicas de la costa norte de la península de Paria están influenciadas por varios factores: la surgencia primaria debido al fortalecimiento estacional de los vientos Alisios. La surgencia secundaria durante junio-julio debido a una intensificación de la Corriente del Caribe cuando las intensidades locales de los vientos costeros se debilitan. Ambas llevarían todos los nutrientes (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+ y FRS) de las aguas profundas a la superficie, favoreciendo la concentración de clorofila *a*. Seguidamente, cuando la surgencia se detiene, las lluvias aumentan la descarga de los ríos, trayendo nutrientes que actúan sobre la clorofila *a*. Finalmente, los ríos locales de manera intermitente y las descargas antrópicas.

El índice trófico Karydis señaló que las aguas del banco natural de mejillones de Río Caribe son eutróficas para NH_4^+, NO_3^- y oligotrófica para NO_2^- a mesotrófica para FRS; ocupando Río Caribe el valor más alto del IT en cada una de estas condiciones tróficas. Esto es muy importante dado que el IT es más alto, donde la actividad humana es más intensa, pudiendo llegar a la modificar los procesos biogeoquímicos, modificando potencialmente la concentración de nutrientes, y/o proporciones en aguas costeras, modificando su estado trófico conduciendo a la eutrofización y finalmente favoreciendo el desarrollo de floraciones de algas nocivas, perjudiciales para el sistema pesquero local. Esto último podría resultar en un aumento de la mortalidad de ciertos organismos como sardinas (*Sardinella aurita*), materia prima principal de las industrias de fabricación de conservas marinas, una de las principales fuentes de empleo de la región, así como afectación a otros miembros de la cadena trófica como los existentes en los bancos naturales de moluscos *Perna perna* y *Arca zebra* más grande del país y del Caribe.

Debido a que los resultados del índice trófico Karydis revela que las aguas en la región varían de mesotrófico a eutrófico para nutrientes, la Clo*a* está en relación con la abundancia fitoplanctónica, en datos no publicados aún, donde la pesca y la extracción de bivalvos es de larga data y no hay indicios de sobreexplotación de los recursos, existe la posibilidad de cambios en las corrientes marinas y en el patrón regional de lluvias, bajo influencia de la crisis climática. Esto amerita el establecimiento de al menos una estación de series de tiempo para monitorear los posibles cambios en los bancos de bivalvos y las comunidades nectónicas.

CONCLUSIONS

The study demonstrates that the hydrochemical conditions of the northern coast of the Paria Peninsula, S. E. of the Caribbean, are influenced by several factors: the primary upwelling due to the seasonal strengthening of the Trade Winds. The secondary upwelling during June-July due to an intensification of the Caribbean Current during June and July when the local intensities of the coastal winds weaken. Both would carry all the nutrients (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, and FRS) from the deep waters to the surface, favoring the concentration of Chlor. *a*. Subsequently, when the upwelling stops, the rains increase the discharge of the rivers, bringing nutrients that act on the Chlor *a*. Finally, the local rivers intermittently and the anthropogenic discharges.

The Karydis trophic index indicated that the waters of the natural mussel bank of Río Caribe are eutrophic for NH_4^+, NO_3^- and oligotrophic to mesotrophic for NO_2^- to FRS; with Río Caribe having the highest IT value in each of these trophic conditions. This is very important since the IT is higher where human activity is more intense, potentially altering biogeochemical processes, potentially modifying the concentration of nutrients and/or proportions in coastal waters, changing their trophic state leading to eutrophication and ultimately favoring the development of harmful algal blooms, which are detrimental to the local fishing system. This could result in an increase in the mortality of certain organisms such as sardines (*Sardinella aurita*), the main raw material for the marine canning industries, one of the main sources of employment in the area, as well as affecting other members of the food chain such as those in the natural banks of mollusks *Perna perna* and *Arca zebra*, the largest in the country and the Caribbean.

Because the results of the Karydis trophic index reveal that the waters in the area range from mesotrophic to eutrophic for nutrients, the Chlor. *a* is related to phytoplankton abundance, in data not yet published, where fishing and bivalve extraction have been long-standing and there are no signs of resource overexploitation, there is the possibility of changes in ocean currents and in the regional rainfall pattern, under the influence of the climate crisis. This warrants the establishment of at least one time series station to monitor possible changes in bivalve beds and nektonic communities.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto titulado: : "Variación espacial y temporal de las toxinas paralizantes y amnésicas en microalgas y moluscos bivalvos de los bancos naturales del municipio Arismendi, estado Sucre, Venezuela", FONACIT-UDO N°2012000085 y proyecto PEII Nº 1868, financiado por el Ministerio del Poder Popular para Ciencia, Tecnología y Educación Universitaria, dirigido por Luisa Rojas, Universidad de Oriente. A Damelis Rojas (dirección del hospital "Pedro Rafael Figallo"), Alcaldía del municipio Arismendi (alcalde encargado Álvaro Lugo por su apoyo). A los laboratorios de fitoplancton y nutrientes del Instituto Oceanográfico de la UDO por facilitar el procesamiento de las muestras.

ACKNOWLEDGMENTS

To the project titled: "Spatial and temporal variation of paralytic and amnesic toxins in microalgae and bivalve mollusks from the natural banks of the Arismendi municipality, Sucre state, Venezuela," FONACIT-UDO No. 2012000085 and PEII project No. 1868, funded by the Ministry of Popular Power for Science, Technology, and University Education, directed by Luisa Rojas, University of Oriente. To Damelis Rojas (director of the "Pedro Rafael Figallo" hospital), Mayor's Office of the Arismendi municipality (acting mayor Álvaro Lugo for his support). To the Phytoplankton and Nutrient Laboratory of the Oceanographic Institute of the UDO for facilitating the processing of the samples.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Akinnawo, S. O. (2023). Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Enviromental Chanllenges* 12: pp. 1-18. doi.

https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733

Aparicio-Castro, R. (2003). *Review of the oceanographic characteristics on the continental shelf of northeastern Venezuela*. En: P. Frèon and J. Mendoza (eds.). The sardine (*Sardinella aurita*), its environment and exploitation in Eastern Venezuela. IRD (Colloques et Séminaires), Paris. pp.171-200.

Bendschneider, K. and R. Robinson. (1952). A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. *Mar. Res.*, 11: 87-96.

Bonilla, J. (1977). Condiciones hidroquímicas del agua y características químicas de los sedimentos del golfo de Paria durante la expedición LS-7302. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente Venezuela*, 16 (1y2): pp. 99-114.

Bonilla, J., A. Quintero, J. Cordero, E. Basoa, B. Marín e Y. Figueroa. (2003). Condiciones hidrográficas y químicas en la columna de agua de las adyacencias de la cuenca de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Saber*, 15(1 y 2): pp. 106-112.

Boyer, J., J. Fourqrean and R. Jones. (1997). Spatial characterization of water quality in Florida Bay and Whitewater Bay by multivariate analyses: zones of similar influence. *Estuaries*. 20 (4): 743-758.

Castellanos, P., R. Varela y F. Müller-Karger. (2002). Descripción de las áreas de surgencia al sur del mar Caribe examinadas con el sensor infrarrojo AVHRR. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle,* pp. 154:55–76.

De Santis-Braga, E., V.G. Chiozzini and G.D, Benedetti Berbel. (2018). Oligotrophic water conditions associated with organic matter regeneration support life and indicate pollution on the western side of Fernando de Norhona Island-NE, Brazil, 3°S. *Braz. J. Oceanogr.,* 66(1): pp. 73-90. https://doi.org/10.1590/S1679-87592018148306601

FAO. (2024). Perfíles de Pesca y Acuicultura por Países. Venezuela (República Bolivariana de), 2020. Hojas de datos de perfiles de los países. En: Pesca y acuicultura. Roma. Actualizado Oct 7, 2021 [Citado Monday, July 8th 2024]. https://www.fao.org/fishery/en/facp/ven?lang=es

Ferraz Reyes, E. (1987). Productividad primaria en el golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 26 (1 y 2): pp. 87-110.

Fukuoka, J. (1965). Coastal upwelling near Venezuela (I). year to year changer of upwelling. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente Venezuela,* 4(2): pp. 223-233.

Gade, H. (1961a). Informe sobre las condiciones hidrográficas en el Golfo de Cariaco para el período de comienza en mayo y termina en noviembre 1960. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente Venezuela*, 1(1): pp. 21-46.

Gade, H. (1961b). On some oceanographic observations in the south Eastern Caribbean Sea and adjacent Atlantic Ocean with special reference to the influence of the Orinoco river. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente Venezuela,* 1(2):287-342.

Gómez G., A. (1998). Causas de la fertilidad marina en el nororiente de Venezuela. *Interciencia*, 21(3): pp. 140-146.

Gómez Gaspar, A. y A. Acero P. (2020). Comparación de las surgencias de la Guajira colombiana y del oriente venezolano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras 49(2). DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.2.943

Herrera, L. y G. Febres. (1975). Procesos de surgencia y de renovación de aguas en la fosa de Cariaco, mar Caribe. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 14 (1): pp. 31-44.

Jury, M. R. (2017). Eastern Venezuela coastal upwelling in context of regional weather and climate variability. *Reg. Stud. Mar. Sci.,* 18: 219-228.

Kanduc, T., D. Kocman and N. Ogrinc. (2008). Hydrogeochemical and stable isotope characteristics of the River Idrijca (Slovenia), the boundary watershed between the Adriatic and Black Seas. *Aquat. Geochem.,* 14: pp. 239–262.

Karydis, M. (1992). Scaling methods in assessing environmental quality a methodological approach to eutrophication. *Environ. Monit. Assess.,* 22:123-136.

Koroleff, F. (1969). Direct determination of ammonia in natural water as indophenol blue. *Int. Counc. Explor. Sea.*, 9: pp. 19-22.

López-Monroy, F y L. E. Troccoli-Ghinaglia. (2014). Aproximación sobre la climatología de la isla de Margarita y su importancia en los procesos oceánicos. *Saber*, 26(4): pp. 465-471.

Márquez, A., W. Senior, A. Benítez y R. De La Cruz. (2011). Sector oriental del golfo de Cariaco, Venezuela. Una descripción de su dinámica hidroquímica. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente Venezuela*, 50(2): 255-272.

Márquez-Rojas, B., L. Troccoli y J. Morales-Esparragoza. (2022). Distribución vertical de copépodos pelágicos en un estrato hipóxico del golfo de Cariaco (mar Caribe Oriental). *Rev. Biol. Mar. y Oceanog*. 57(3): 162-180 https://doi.org/10.22370/rbmo.2022.57.3.4085

Martín, A., L. Malavé , D. Sánchez, R. Aparicio, F. Arocha, D. Bone, J. A. Bolaños, J. Bolaños-Jiménez, J. Castañeda, J. J. Cárdenas, A. K. Carbonini, Y. J. Díaz, H. J. Guada, E. Klein, R. Lazpo, A. Lemus, M. Lentino, C. Lira, C. Lodeiros, R. López, B. Marín, G. Martínez, B. Márquez, A. Márquez, R. Molinet, F. Morales, J. Posada, A. Prieto, A. Riera, C. T. Rodríguez, A. Ramírez, W. Senior, P. Solana, H. Severeyn, P. Spiniello, E. Valera, C. Yanez y E. Zoppi., procesos y del rol de la surgencia costera estacional. (2007). En: Martín A, Bone D (Eds.). *Línea Base Ambiental Plataforma Deltana. Petróleos de Venezuela, S. A.* Univ Simón Bolívar. Caracas, Venezuela, pp. 176

Martínez, G., J. Alvarado y W. Senior. (2001). Estudio físico-químico de las aguas superficiales de la cuenca baja y pluma del río Manzanares. *Interciencia*, 26(2):53-61.

Martínez, G., J. Castañeda, W. Senior, A. Márquez y A. González. (2012). Caracterización ambiental de la ensenada de Playa Grande, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente Venezuela*, 51 (2): 193-206.

Moigis, A. y J. Bonilla. (1985). La productividad primaria del fitoplancton e hidrografía del golfo de Paria, Venezuela, durante la estación de lluvias. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente Venezuela*, 24(1 y 2): 163-175.

Monente, J. (1986). Influencia del Orinoco en el Caribe. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle,* 46(125-126): 163-175.

Monente, J. (1997). Factores que controlan el caudal del Río Orinoco. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle, 57(147): 1-19.*

Morales-Ojeda, S.M., J.A. Herrera-Silveira and J. Montero. (2010). Terrestrial and oceanic influence on spatial hydrochemistry and trophic status in subtropical marine near-shore waters. *Water Res.,* 44: 5949-5964.

Müller-Karger, F. E. y R., Varela. (1990). Influjo del río Orinoco en el mar Caribe: Observaciones con el CZCS desde el espacio. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle*, 50:133-154.

Müller-Karger, F., R. Varela, R. Thunell, Y. Astor, H. Zhanga, R. Luerssen and C. Hua. (2004). Processes of coastal upwelling and carbon flux in the Cariaco Basin. *Deep-Sea Res.*, II 51:927–943.

Murphy, J. and J. Riley. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Act.*, 12: 162-170.

Okuda, T., J. Álvarez, J. Bonilla y G. Cedeño. (1978). Características hidrográficas del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente Venezuela,* 17(1 y 2):69-88.

Parsons, T., Y. Maita and C. Lally. (1984). *A manual of chemical and biological methods of seawater analysis.* Pergamon Press. Oxford, 173 p.

Prado-España, M., L. Troccoli-Ghinaglia y J. Cajas-Flores. (2017). Análisis del estado trófico y microfitoplancton de la zona costera de la provincia del Guayas, Ecuador. *Bull. of Mar. and Coastal Res.,* 46 (2): 91-114. DOI: 10.25268/bimc.invemar.2017.46.2.729

Reyes-Vázquez, G. R., E. Ferraz-Reyes and E. Vázquez. (1979). *Toxic Dinoflagellate Blooms in the northeasthern Venezuela during 1977*. En Toxic Dinoflagellate Blooms. Taylor/Seliger, Eds. Elsevier Noth Holland, Inc.191-195.

Richard, F. (1963). Some chemical and hydrography observations along the north coast South America Cabo Tres Punta to Curacao including the Cariaco trench and gulf of Cariaco. *Deep. Sea Res.*, 7(3): 163-182.

Rondón, M., M.J. Buitriago y J.H. Guada. (2010). Biología reproductiva de la tortuga cardón (*Dermochelys coriacea*) en playas de la península de Paria, Venezuela, durante las temporadas de anidación 2000-2006. *Interciencia*, 35(4): 263-270.

Rueda-Roa, D. T. (2000). *Variabilidad temporal de la distribución vertical de la biomasa fitoplanctónica en la depresión oriental de la cuenca de Cariaco y sus relaciones con los aspectos hidrográficos del estrato superficial (1996-1998).* Tesis de *Magister Scientiarum* en Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Venezuela. 120 pp.

Rueda-Roa, D. T. and F. E. Müller-Karger. (2013). The southern Caribbean upwelling system: Sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns. *Deep-Sea Res.,* I: 1-13.

Rueda-Roa, D. T., T. Ezer and F. E. Muller-Karger. (2018). Description and mechanisms of the mid-year upwelling in the southern Caribbean Sea from remote sensing and local data. *J. Mar. Sci. Eng.,* 6(36):1-19. doi:10.3390/jmse6020036.

Senior, W. (1991). Estudio de la degradación de la materia orgánica en el agua de mar. Efectos del aumento de la concentración en materia orgánica sobre la eficacia de procesos de descomposición. *Acta Cient. Venez.*, 42: 33-38.

Senior, W. (2009). Estudio de las características físico-químicas de la bahía de Mochima, edo. Sucre, Venezuela. *Tech. Rep.*, 88 pp.

Sheskin, D. J. (2004). *Parametric and nonparametric statistical procedures* (4th ed.). Chapman and Hall. Boca Ratón, USA. 265 pp.

Smith, V. A. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. *Environ. Sci. & Pollut. Res.,* 10(2):1-15.

Sonarghare, P.C., S.C. Masram, U.R Sonparote, K.P. Khaparde and S.K. Kharkate. (2020). Causes and effects of eutrophication on aquatic life (a review). *Int. J. Env. Rehab. Conserv.* XI (SP2), 213–218. https://eoi.citefactor.org/10.11208/essence.20.11.SP2.147 .

Subero-Pino, S. S. 2014. Estructura de la comunidad fitoplanctónica en una estación ubicada en la depresión de Guaracayal, golfo de Cariaco estado Sucre, Venezuela Trabajo para ascender a Profesor Agregado Univ. Oriente, 68 pp.

Trëguer, P. and P. Le Corre. (1975). *Manual d'analyses des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilization l'autoanalyzer II. Techicon.* LOC-UBC. 2ed. 110 pp.

Umasangaji, H. and Y. Ramili. (2021). Mini review: Characteristics of upwelling in several coastal areas in the world. Published under licence by IOP Publishing Ltd 2nd International Conference on Fisheries and Marin IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science 890. 012004, IOP Publishing doi:10.1088/1755-1315/890/1/01200

Velásquez, F., A. Prieto y L. González. (2010). Estatus, revisión y aspectos reproductivos de la tortuga cardón *Dermochelys coriacea* en Venezuela. *Saber*, 22(1): 25-34.

Wells, C., J. Pringle and D.D. Stretch. (2024). Upwelling along the southeast African coastline and links to cold water temperature anomalies at Sodwana Bay, South Africa. *Cont. Shelf Res.* 276: 105227. https://doi.org/10.1016/j.csr.2024.105227

Wood, E., F. Armstrong and F. Richards. (1967). Determination of nitrite in sea water by cadmium-cooper reduction to nitrite. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.,* 47: 23-29.

Xiu, P. F. Chai, E.N. Curchitser and F.S. Castruccio. (2018). Future changes in coastal upwelling ecosystems with global warming: The case of the California Current System. *Scientific Reports,* 8:2866. DOI:10.1038/s41598-018-21247-7

Zar, J. (1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. New Jersey. USA.940 pp

Zeng, Y., F. Chang, X. Wen, L. Duan, Y. Zhang, Q. Liu and H. Zhang. (2022). Seasonal variation in the water quality and eutrophication of Lake Xingyun in southwestern China. *Water*, 14(22), 3677;

https://doi.org/10.3390/w14223677

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia
CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

ARTÍCULO / ARTICLE

Comunidades coralinas asociadas al infralitoral rocoso en Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano

Coral communities associated with the rocky infralittoral zone in Santa Marta and Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean

Carlos Andrés Daza-Guerra*
0000-0001-6599-2328
caadazagu@unal.edu.co

Catalina Gómez-Cubillos
: 0000-0003-3384-5969
macgomezcu@unal.edu.co

Helena Benavides-Marchena
0009-0000-1348-0101
mbenavidesma@unal.edu.co

Sven Zea
0000-0002-5657-4877
szeas@unal.edu.co

1. Universidad Nacional de Colombia – Sede Caribe – Instituto de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR. Grupo de Investigación Fauna Marina Colombiana: Biodiversidad y Usos. Santa Marta, Colombia.
2. * Autor de correspondencia

Recibido / Received: 04/02/2025
Aceptado / Accepted: 13/06/2025

Citación / Citation: Daza-Guerra, C.A.; Gómez-Cubillos , C.; Benavides-Marchena, H.; Zea, S; Comunidades coralinas asociadas al infralitoral rocoso en Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 61-88

RESUMEN

Las formaciones coralinas en Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona (PNN Tayrona) en el Caribe colombiano son poco extensas por presentar condiciones relativamente marginales para su desarrollo. En el infralitoral rocoso (< 5 m) se asientan numerosas colonias de coral, pero aparentemente no logran formar arrecifes. Esta investigación caracterizó esta zona para comenzar a entender los factores que limitan el desarrollo coralino en el área. A lo largo de un gradiente de perturbación del SO al NE, en Santa Marta, Granate, Concha, Chengue y Gayraca, se evaluaron transectos empleando fotocuadrantes. El infralitoral estuvo dominado por macroalgas (66,4 %), seguido por corales pétreos (24,2 %). La mayor riqueza (15 spp.) y cobertura coralina (25,3 %) se registraron sobre los bloques rocosos, y en los costados protegidos de las bahías (11 spp.; 24,2 %). Se observó un mayor número de especies al inicio del gradiente de perturbación en Santa Marta (12 spp.) y Granate (13 spp.), mientras que la cobertura coralina fue alta en la zona central del gradiente (Bahía Concha = 41,3 %) y la más baja en los extremos (Gayraca = 6,9 % y Santa Marta = 12,9 %). No se evidenció un aumento o disminución de la cobertura coralina asociado al gradiente de perturbación, debido a que las formaciones coralinas presentan gran variabilidad por la configuración de la costa y la exposición al oleaje.

Palabras claves: comunidad coralina, entornos marginales, infralitoral rocoso, somero, oleaje.

ABSTRACT

The coral formations of Santa Marta and the Tayrona National Natural Park (Tayrona NNP) in the Colombian Caribbean are minor, owing to relatively marginal conditions for reef development. In the rocky infralittoral zone (< 5 m), numerous coral colonies settle, but apparently fail to form reefs. This research characterized this zone to begin understanding the factors that limit coral development. Along a SW to NE disturbance gradient, in Santa Marta, Granate, Concha, Chengue and Gayraca, transects were evaluated using photoquadrats. The infralittoral was dominated by macroalgae (66.4 %), followed by stony corals (24.2 %). The highest richness (15 spp.) and coral cover (25.3 %) were recorded on rocky blocks, and on the protected sides of the bays (11 spp.; 24.2 %). A greater number of species was observed at the beginning of the disturbance gradient in Santa Marta (12 spp.) and Granate (13 spp.), while coral cover was high in the central zone of the gradient (Concha Bay = 41.3 %) and lowest at the extremes (Gayraca = 6.9 % and Santa Marta = 12.9 %). There was no increase or decrease in coral cover associated with the disturbance gradient, because the coral formations show great variability from the configuration of the coast and exposure to wave action.

Keywords: coral community, marginal environments, rocky infralitoral, shallow, wave.

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1353

NTRODUCCIÓN

El litoral rocoso es una unidad ecológica ubicada en la transición entre el mar y la tierra, cubierta y expuesta por los cambios de las mareas. A lo largo y ancho del litoral se desarrollan comunidades biológicas sobre el sustrato rocoso irregular y de composición geológica variable (Osorno, 2008). En esta franja se pueden identificar tres zonas: supralitoral o de salpicadura, el mesolitoral entre el punto de más alta y baja marea y, el infralitoral permanentemente sumergido, debajo de la marea baja (Taylor, 1978; Little *et al*., 2009). Adicionalmente, de acuerdo con la inclinación y la geomorfología del sustrato, los litorales rocosos pueden clasificarse como acantilados, terrazas (plataformas) o como playas rocosas; estas últimas pueden estar compuestas de gravas (Ø = 2 – 30 mm), cantos rodados (Ø = 30 mm – 10 cm), rocas de mayor tamaño (Ø > 10 cm) y bloques, acumulados por la erosión de los acantilados (McLachlam y Hesp, 1984; López-Victoria *et al*., 2004). Se ha documentado que los cambios en la geomorfología del sustrato entre playas rocosas y plataformas intermareales generan diferencias en los aspectos reproductivos de una misma especie, variaciones de abundancia poblacional y cambios en los hábitos tróficos en las comunidades (Londoño-Cruz *et al*., 2014; Ojeda *et al*., 2017). Además, los individuos o las comunidades responden de manera diferencial a los gradientes de perturbación según la geomorfología del sustrato (Paine, 1980; Dunmore y Schiel, 2003; Sherman *et al*., 2007).

Este ecosistema presenta condiciones ambientales extremas como desecación, variación en la salinidad, temperatura, intensidad lumínica y en los niveles de oxígeno y, altos valores de pH, turbidez y sedimentación (Díaz-Pulido, 1997; Little *et al*., 2009; Camp *et al*., 2018). Se reconoce que algunas de las presiones naturales y antropogénicas tienen la capacidad de modificar la morfología de los litorales rocosos, repercutiendo en la estabilidad de la roca y en el desarrollo de los organismos que allí habitan. Entre las presiones naturales que actúan sobre la acreción y erosión del litoral rocoso están las corrientes, oleaje, mareas, procesos eólicos, aumento del nivel del mar, terremotos, tsunamis y la acción de organismos bioerosionadores (Osorno, 2008). Por su parte, entre las presiones antropogénicas se destacan la extracción de rocas, la construcción de infraestructuras y el turismo por incrementos en el apisonamiento (Franco *et al*., 1992; Osorno, 2008; Batista-Morales y Díaz-Sánchez, 2010). A pesar de las condiciones adversas presentes en el litoral rocoso, este alberga comunidades

INTRODUCTION

The rocky shore is an ecological unit located at the transition between sea and land, alternately covered and exposed by tidal changes. Throughout the extent of the shore, biological communities develop on an irregular rocky substratum of variable geological composition (Osorno, 2008). Within this zone, three areas can be identified: the supralittoral or splash zone, the mesolittoral between the highest and lowest tide levels, and the infralittoral, which remains permanently submerged below low tide (Taylor, 1978; Little *et al*., 2009). Additionally, according to the slope and geomorphology of the substratum, rocky shores can be classified as cliffs, terraces (platforms), or rocky beaches. The latter may be composed of gravel (Ø = 2 – 30 mm), pebbles (Ø = 30 mm – 10 cm), larger rocks (Ø > 10 cm), and boulders, accumulated as a result of cliff erosion (McLachlan and Hesp, 1984; López-Victoria *et al*., 2004). It has been documented that changes in substratum geomorphology between rocky beaches and intertidal platforms generate differences in the reproductive traits of the same species, variations in population abundance, and shifts in the trophic habits of communities (Londoño-Cruz *et al*., 2014; Ojeda *et al*., 2017). Furthermore, individuals or communities respond differently to disturbance gradients depending on the substratum geomorphology (Paine, 1980; Dunmore and Schiel, 2003; Sherman et al., 2007).

This ecosystem presents extreme environmental conditions such as desiccation, variations in salinity, temperature, light intensity, and oxygen levels, as well as high values of pH, turbidity, and sedimentation (Díaz-Pulido, 1997; Little *et al*., 2009; Camp *et al*., 2018). It is recognized that certain natural and anthropogenic pressures have the capacity to modify the morphology of rocky shores, affecting rock stability and the development of the organisms that inhabit them. Among the natural pressures that influence the accretion and erosion of rocky shores are currents, wave action, tides, aeolian processes, sea-level rise, earthquakes, tsunamis, and the activity of bioeroding organisms (Osorno, 2008). On the other hand, key anthropogenic pressures include rock extraction, infrastructure development, and tourism-related trampling (Franco *et al*., 1992; Osorno, 2008; Batista-Morales and Díaz-Sánchez, 2010). Despite the adverse conditions present on rocky shores, these environments harbor diverse and abundant coral communities (Craig *et al*., 2001), with species that exhibit high thermal tolerance (heat-tolerant symbionts), unique bacterial

coralinas diversas y abundantes (Craig *et al*., 2001), con especies que presentan alta tolerancia térmica (simbiontes tolerantes al calor), una configuración de comunidades bacterianas únicas y diversos mecanismos de aclimatación y adaptación (Oliver y Palumbi, 2011; Ziegler *et al*., 2017; Safaie *et al*., 2018; Burt *et al*., 2020).

En el Caribe colombiano los litorales rocosos consolidados (acantilados, terrazas, bloques) abarcan una longitud aproximada de 370 km (Posada-Posada y Henao-Pineda, 2008). En el área de Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona - PNN Tayrona, las estribaciones rocosas de la Sierra Nevada de Santa Marta penetran en el mar, conformando bahías profundas con playas interiores, flancos y puntas de pendientes abruptas. Las formaciones coralinas someras están relegadas a las partes internas, mientras que las zonas someras de los costados presentan un desarrollo coralino incipiente, propio de entornos marginales (Perry y Larcombe, 2003), representado en colonias pequeñas y medianas de variadas especies; mientras que los arrecifes desarrollados se encuentran a profundidad media (> 10 m) (Antonius, 1972; Werding y Sánchez, 1989; Zea, 1993, 1994; López-Victoria *et al*., 2004). Este patrón se puede atribuir al grado de exposición al oleaje generado por los vientos alisios del NE durante la época seca y por vendavales del SO durante la época de lluvia, que produce una fuerte turbulencia, que incide en el desarrollo natural de las colonias coralinas (Werding y Sánchez, 1989; Bayraktarov *et al*., 2014a; Eidens *et al*., 2015). Asimismo, la alta pendiente del sustrato, los derrumbes relativamente frecuentes, la alta intensidad lumínica, la abrasión por los sedimentos con el oleaje y la competencia estacional con macroalgas también puede estar determinando el bajo grado de desarrollo arrecifal en los costados y puntas de las bahías (Werding y Sánchez, 1989; Garzón-Ferreira y Cano, 1991; Zea, 1993; Venera-Pontón *et al*., 2011). Adicionalmente, las descargas continentales cargadas de sedimentos y nutrientes durante la época de lluvias concentradas hacia el SO del área se traducen en un gradiente de perturbación desde Santa Marta hacia el PNN Tayrona, influyendo en el desarrollo coralino (Antonius, 1972; Werding y Sánchez, 1988; 1989; Zea, 1993, 1994; Bayraktarov y Wild, 2014, Bayraktarov *et al*., 2014b).

Debido a que las formaciones arrecifales desarrolladas en los flancos de las bahías se encuentran a profundidad media (> 10 m), las zonas litorales someras han sido poco estudiadas,

community configurations, and a variety of acclimatization and adaptation mechanisms (Oliver and Palumbi, 2011; Ziegler *et al*., 2017; Safaie *et al*., 2018; Burt *et al*., 2020).

In the Colombian Caribbean, consolidated rocky shores (cliffs, terraces, blocks) span an approximate length of 370 km (Posada-Posada and Henao-Pineda, 2008). In the Santa Marta area and Tayrona National Natural Park – Tayrona NNP, the rocky foothills of the Sierra Nevada de Santa Marta extend into the sea, forming deep bays with interior beaches, flanks, and steeply sloped headlands. Shallow coral formations are confined to the inner areas, while the shallow zones along the flanks exhibit incipient coral development typical of marginal environments (Perry and Larcombe, 2003), represented by small to medium colonies of various species. In contrast, well-developed reefs are found at mid-depths (> 10 m) (Antonius, 1972; Werding and Sánchez, 1989; Zea, 1993, 1994; López-Victoria *et al*., 2004). This pattern can be attributed to the degree of wave exposure caused by the NE trade winds during the dry season and by SW squalls during the rainy season, which generate strong turbulence that affects the natural development of coral colonies (Werding and Sánchez, 1989; Bayraktarov *et al*., 2014a; Eidens *et al*., 2015). Additionally, the steep substratum slope, relatively frequent landslides, high light intensity, sediment abrasion by waves, and seasonal competition with macroalgae may also be limiting reef development along the sides and headlands of the bays (Werding and Sánchez, 1989; Garzón-Ferreira and Cano, 1991; Zea, 1993; Venera-Pontón *et al*., 2011). Moreover, continental discharges laden with sediments and nutrients during the rainy season, concentrated toward the SW of the area, result in a disturbance gradient from Santa Marta toward Tayrona NNP, influencing coral development (Antonius, 1972; Werding and Sánchez, 1988, 1989; Zea, 1993, 1994; Bayraktarov and Wild, 2014; Bayraktarov *et al*., 2014b).

Because the well-developed reef formations along the flanks of the bays are found at mid-depths (> 10 m), shallow coastal zones have been little studied, despite being the most exposed to natural and anthropogenic disturbances. Notable exceptions include the studies conducted by Acosta (1989) and Martínez and Acosta (2005) in areas of Santa Marta and Tayrona NNP. However, although considered marginal environments due to their limited potential for reef construction, these areas are of great importance for coral diversity conservation, as they harbor abundant coral settlement and contribute to coral sediment generation (Perry and

a pesar de ser las más expuestas a perturbaciones naturales y antropogénicas, destacándose las investigaciones realizadas por Acosta (1989) y Martínez y Acosta (2005) en sectores de Santa Marta y el PNN Tayrona. No obstante, pese a ser considerados entornos marginales debido al limitado potencial para la construcción de arrecifes, son ambientes de gran importancia para la conservación de la diversidad coralina, por ser áreas con abundante asentamiento coralino y por generar sedimentos coralinos (Perry y Larcombe, 2003). A pesar de que allí aparentemente las colonias coralinas no viven mucho tiempo (si lo hicieran ya habría arrecifes), estas pueden resistir condiciones adversas y eventualmente reproducirse, sirviendo como semilla para la restauración coralina de los arrecifes más profundos. Por lo anterior, la presente investigación buscó caracterizar las comunidades coralinas del infralitoral rocoso somero (< 5 m de profundidad) de Santa Marta y PNN Tayrona, y evaluar el efecto de la exposición al oleaje, la geomorfología del sustrato y el gradiente de perturbación ambiental por descargas continentales sobre su estructura.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se realizó en el litoral rocoso de Santa Marta y el PNN Tayrona (Fig. 1), cuyas características geomorfológicas y ecológicas generales están determinadas por las estribaciones noroccidentales de la Sierra Nevada de Santa Marta, que caen directamente al mar formando bahías con flancos abruptos y playas al interior. En general, las formaciones coralinas del área presentan un bajo desarrollo. Al interior de las bahías se desarrollan parches someros que alcanzan la superficie del mar y, en los flancos los arrecifes son de tipo franjeante simple, poco amplios, comenzando a profundidad media (>10 m) y profundizándose hasta los 25-30 m (Antonius, 1972; Garzón-Ferreira y Cano, 1991; Werding y Sánchez, 1988, 1989; Zea, 1993, 1994; Martínez y Acosta, 2005). Por la orientación general de la costa en relación con los vientos alisios predominantes del NE, los sectores occidentales y suroccidentales de las bahías están más expuestos al viento y al oleaje mientras que los sectores orientales y surorientales lo están menos y las zonas interiores presentan aguas calmas (Werding y Erhardt, 1976; Díaz y Gómez, 2000; Díaz *et al*., 2000).

El área presenta una época seca entre diciembre y abril, una

Larcombe, 2003). Although coral colonies in these areas seemingly do not persist for long periods (if they did, reefs would already be present), they are capable of withstanding adverse conditions and may eventually reproduce, acting as seed populations for the restoration of deeper reefs. Based on this, the present study aimed to characterize the coral communities of the shallow rocky infralittoral (<5 m depth) in Santa Marta and Tayrona NNP, and to evaluate the effects of wave exposure, substratum geomorphology, and the environmental disturbance gradient caused by continental discharges on their structure.

MATERIALS AND METHODS

Study Area

The present study was conducted along the rocky shore of Santa Marta and Tayrona NNP (Fig. 1), whose general geomorphological and ecological characteristics are shaped by the northwestern foothills of the Sierra Nevada de Santa Marta. These foothills descend directly into the sea, forming bays with steep flanks and inner beaches. In general, the coral formations in the area exhibit limited development. Shallow coral patches reach the sea surface in the inner parts of the bays, while on the flanks, fringing reefs are narrow and begin at mid-depths (> 10 m), extending to depths of 25-30 m (Antonius, 1972; Garzón-Ferreira and Cano, 1991; Werding and Sánchez, 1988, 1989; Zea, 1993, 1994; Martínez and Acosta, 2005). Due to the general orientation of the coastline relative to the prevailing NE trade winds, the western and southwestern sectors of the bays are more exposed to wind and wave action, whereas the eastern and southeastern sectors are more sheltered, and the innermost areas are characterized by calm waters (Werding and Erhardt, 1976; Díaz and Gómez, 2000; Díaz et al., 2000).

The area experiences a dry season from December to April, a transitional period until mid-July with scarce rainfall (known as the San Juan's Little Summer), and a rainy season from August to November (which accounts for more than 65 % of the annual precipitation). During the dry season, a coastal upwelling phenomenon occurs, driven by NE-E trade winds, and is associated with strong wave action, slight increases in nutrients and salinity (> 38), and a decrease in water temperature (20 - 25 °C), often accompanied by massive algal blooms on hard bottoms. In the rainy season, due to local runoff and continental discharges from adjacent rivers, the waters exhibit lower salinity (< 34), are slightly

de transición hasta mediados del mes de julio con escasas precipitaciones (conocida como veranillo de San Juan) y una época de lluvia entre agosto y noviembre (más de 65 % del volumen anual). Durante la época seca ocurre un fenómeno de surgencia costera, debido a los vientos alisios de NE-E, asociado con fuerte oleaje, ligeros incrementos de nutrientes y de la salinidad (> 38) y disminución de la temperatura del agua (20 - 25 °C), acompañados de florecimientos algales masivos en los fondos duros. En la época lluviosa, por la escorrentía local y aguas de descarga continental de los ríos adyacentes, las aguas tienen menor salinidad (< 34), son algo más calientes (27 - 29 °C) y turbias y ocurren episodios puntuales de vientos de tormenta del S y SO (Márquez, 1982; Salzwedel y Müller, 1983; Bula-Meyer, 1985; Blanco, 1988; Díaz *et al*., 2000; Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002; Arbeláez *et al*., 2020). A esta alternancia climática se le atribuye en parte el bajo desarrollo y marginalidad de los arrecifes del área, ya que tanto las aguas relativamente frías como las turbias limitan el crecimiento coralino (Antonius, 1972; Werding y Sánchez, 1989; Garzón-Ferreira y Cano, 1991). Adicionalmente, la concentración de la descarga continental en el lado SO del área y las corrientes predominantes hacia el N-NE en la época de lluvias generan un gradiente de perturbación por las aguas provenientes de la Ciénaga Grande de Santa Marta, las descargas de los ríos Gaira y Manzanares y el emisario submarino de aguas servidas de la ciudad de Santa Marta; aguas subóptimas para el desarrollo coralino desde Santa Marta hacia el PNN Tayrona, lo que sumado al desarrollo urbano y la deforestación en las cuencas de los ríos, han producido en las últimas décadas un efecto de menor cobertura coralina hacia Santa Marta y mayor hacia el PNN Tayrona (Werding y Sánchez, 1988; Garzón-Ferreira y Kielman, 1994; Zea, 1994; Ardila, 2014).

El litoral rocoso está conformado principalmente por rocas metamórficas, con algunas porciones ígneas y en menor medida sedimentarias calcáreas o bioclásticas (Osorno, 2008). Comprende acantilados verticales y terrazas inclinadas, salpicados de grandes bloques caídos con orientaciones verticales variadas (Brattstrom, 1980). Tiene la zonación característica en la que se destaca un cinturón de macroalgas en el intermareal, con un desarrollo máximo durante la época seca (Brattstrom,1980; Daza-Guerra *et al*., 2020). En el infralitoral expuesto a la luz dominan los céspedes algales con numerosas colonias coralinas pequeñas, alternados según la exposición al oleaje con bosques de octocorales (Botero, 1987; Zea, 1994); durante la época de surgencia macroalgas del

warmer (27 - 29 °C), and are more turbid, with occasional storm winds from the S and SW (Márquez, 1982; Salzwedel and Müller, 1983; Bula-Meyer, 1985; Blanco, 1988; Díaz *et al*., 2000; Díaz-Pulido and Garzón-Ferreira, 2002; Arbeláez *et al*., 2020). This climatic alternation is partly responsible for the limited development and marginal condition of the area's reefs, as both cold and turbid waters restrict coral growth (Antonius, 1972; Werding and Sánchez, 1989; Garzón-Ferreira and Cano, 1991). Additionally, the concentration of continental discharges on the SW side of the area, combined with the prevailing N-NE currents during the rainy season, generates a disturbance gradient caused by waters from the Ciénaga Grande de Santa Marta, the Gaira and Manzanares rivers, and the submarine wastewater outfall of the city of Santa Marta. These suboptimal waters for coral development flow from Santa Marta toward the Tayrona NNP. Combined with urban development and deforestation in the river basins, this has led in recent decades to a pattern of reduced coral cover near Santa Marta and increased cover toward the Tayrona NNP (Werding and Sánchez, 1988; Garzón-Ferreira and Kielman, 1994; Zea, 1994; Ardila, 2014).

The rocky shoreline is primarily composed of metamorphic rocks, with some igneous portions and, to a lesser extent, calcareous or bioclastic sedimentary rocks (Osorno, 2008). It includes vertical cliffs and sloping terraces, scattered with large fallen blocks displaying varied vertical orientations (Brattstrom, 1980). It exhibits a characteristic zonation, highlighted by a belt of macroalgae in the intertidal zone, which reaches its peak development during the dry season (Brattstrom, 1980; Daza-Guerra *et al*., 2020). In the sunlit infralittoral zone, algal turfs dominate, interspersed with numerous small coral colonies, alternating with octocoral forests depending on wave exposure (Botero, 1987; Zea, 1994). During the upwelling season, macroalgae of the genus *Dictyota*, and in some areas *Sargassum*, colonize the substratum, possibly shading and even smothering corals and other organisms (Díaz-Pulido and Garzón-Ferreira, 2002; Venera-Pontón *et al*., 2011).

género *Dictyota* y, en algunos puntos, *Sargassum* colonizan el sustrato, posiblemente sombreando y quizá ahogando corales y otros organismos (Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002; Venera-Pontón *et al*., 2011).

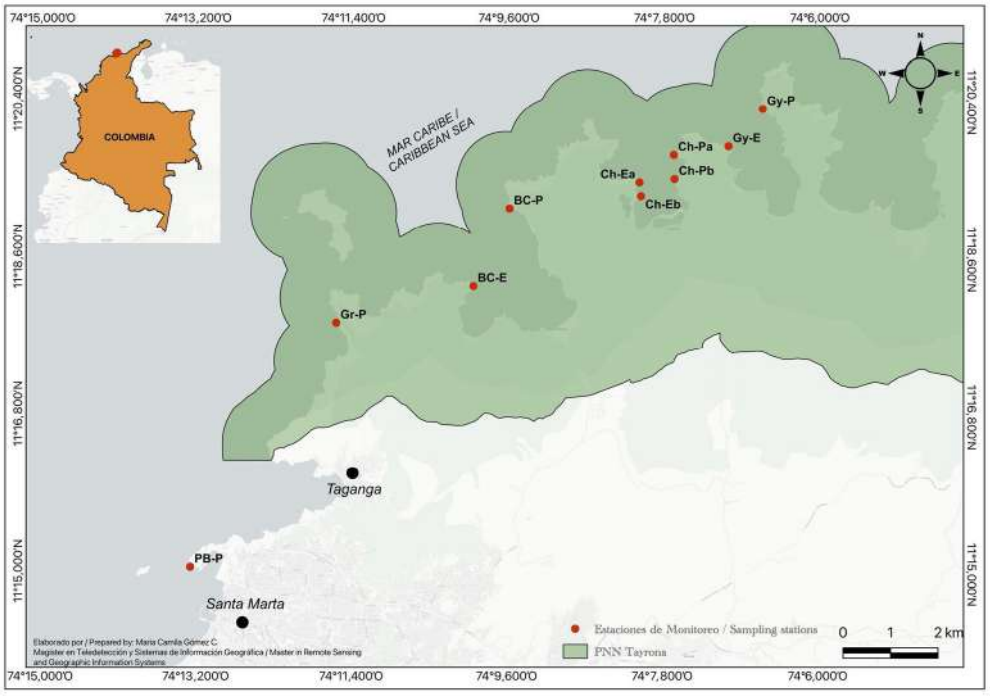


Figura 1. Estaciones de muestreo en Santa Marta y el PNN Tayrona. PB=Punta de Betín en la bahía de Santa Marta, Gr=Granate, BC=Bahía Concha, Ch=Chengue, Gy=Gayraca. P=protegido, E=Expuesto; a y b representan lugares replicados en Chengue. Para detalles ver Tabla 1.

Figure 1. Sampling stations in Santa Marta and Tayrona National Natural Park (Tayrona NNP). PB = Punta de Betín in Santa Marta Bay, Gr = Granate, BC = Concha Bay, Ch = Chengue, Gy = Gayraca. P = protected, E = exposed; a and b represent replicated sites in Chengue. For details, see Table 1.

Fase de campo

En el infralitoral rocoso (bloques y terrazas) somero (1,3 a 4,7 m) de cinco bahías, la de Santa Marta (Punta de Betín) y las del PNN Tayrona (Granate, Concha, Chengue, Gayraca), a lo largo del gradiente de perturbación (SO al NE, desde Santa Marta hacia el PNN Tayrona) (Zea, 1994), se definieron estaciones en los flancos protegido y expuesto al oleaje (Fig. 1, Tabla 1). Entre junio y diciembre de 2023, en cada estación se dispusieron tres transectos de 10 m de largo cada uno desplegando flexómetros sobre el fondo, paralelos a la línea de costa y separados entre sí por un par de metros (Díaz-Pulido *et al*., 2004). En cada transecto, cada metro y alternando de derecha a izquierda se empleó el método fotocuadrante de 0,25 m^2 implementado por Gómez-Cubillos *et al*. (2019), usando cámara subacuática adosada a un trípode de PVC de 80 cm de altura y base rectangular de 58 x 43 cm (para mantener la relación de aspecto 4:3 de la fotografía y la misma distancia focal). En total se evaluaron 2,5 m^2 por transecto.

Field Phase

In the shallow rocky infralittoral zone (blocks and terraces, 1.3 to 4.7 m depth) of five bays, Santa Marta bay (Punta de Betín) and the Tayrona NNP bays (Granate, Concha, Chengue, Gayraca), along the disturbance gradient (SW to NE, from Santa Marta toward the Tayrona NNP) (Zea, 1994), sampling stations were established on both wave-exposed and wave-protected flanks (Fig. 1, Table 1). Between June and December 2023, three 10-meter-long transects were placed at each station using measuring tapes laid on the seafloor, parallel to the coastline and spaced a couple of meters apart (Díaz-Pulido *et al*., 2004). On each transect, at every meter and alternating sides (right and left), the photo-quadrat method (0.25 m^2) described by Gómez-Cubillos *et al*. (2019) was applied, using an underwater camera mounted on a PVC tripod 80 cm in height with a rectangular base of 58 x 43 cm (to maintain a 4:3 aspect ratio and consistent focal distance). A total of 2.5 m^2 was surveyed per transect. In blocky shorelines, cover was evaluated

La cobertura en litorales de bloques se evaluó solamente en su parte superior (horizontal a inclinada) y no los lados verticales o extraplomados.

only on the upper surfaces (horizontal to inclined), excluding vertical or overhanging sides.

Tabla 1. Características y coordenadas de las estaciones monitoreadas en Santa Marta y el PNN Tayrona. Abreviatura: Geomorfología del sustrato (Geo. del sustrato), Santa Marta (S. Marta) y Bahía Concha (B. Concha).

Table 1. Characteristics and coordinates of the monitored stations in Santa Marta and Tayrona NNP. Abbreviations: Substratum geomorphology (Subst. geomorphology), Santa Marta (S. Marta), and Concha Bay (B. Concha).

Estaciones / Stations	Exposición / Exposure	Geo. del sustrato / Subst. geomorphology	Profundidad / Depth	Imagen / Image	Coordenada / Coordinates
S. Marta (PB-P; Punta de Betín)	Protegido / Protected	Bloques / Blocks	2.5 – 3.9 m		11°15'2.59"N, 74°13'15.67"O / W
Granate (Gr-P)	Protegido / Protected	Bloques / Blocks	2.0 – 3.5 m		11°17'51.65"N, 74°11'35.16"O / W
B. Concha (BC-E)	Expuesto / Exposed	Bloques / Blocks	2.5 – 3.3 m		11°18'20.40"N, 74°10'0.38"O / W
B. Concha (BC-P)	Protegido / Protected	Bloques / Blocks	1.3 – 2.6 m		11°19'9.50"N, 74°9'34.71"O / W
Chengue (Ch-Ea)	Expuesto a / Exposed a	Terraza / Terrace	4.0 – 4.5 m		11°19'29.10"N, 74° 8'5.73"O / W
Chengue (Ch-Eb)	Expuesto b / Exposed b	Terraza / Terrace	1.3 – 2.5 m		11°19'26.33"N, 74° 8'6.02"O / W

Chengue (Ch-Pa)	Protegido a / Protected a	Terraza / Terrace	2.0 – 3.0 m		11°19'45.39"N, 74°7'41.37"O / W
Chengue (Ch-Pb)	Protegido b / Protected b	Terraza / Terrace	1.5 – 2.5 m		11°19'31.05"N, 74°7'40.85"O / W
Gayraca (Gy-E)	Expuesto / Exposed	Bloques / Blocks	3.7 – 4.7 m		11°19'53.40"N, 74°7'3.20"O / W
Gayraca (Gy-P)	Protegido/ Protected	Terraza / Terrace	2.4 – 2.8 m		11°20'19.20"N, 74°6'39.60"O / W

ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Procesamiento de imágenes

Las fotografías se procesaron con el programa de acceso libre ImageJ 1.52v (Schneider *et al*., 2012). Con la herramienta Analize-Grid se creó una grilla de 100 puntos sistemáticamente esparcidos, que se usó para contar por cuadrante cuantos puntos cubrían corales pétreos e hidrocorales (por especie), macroalgas, esponjas, otros invertebrados sésiles (corales blandos, anémonas, entre otros, a nivel de gran grupo) y sustrato abiótico (arena, cascajo y escombros) (Caricomp, 2001; Garzón-Ferreira *et al*., 2002).

Análisis de datos

La riqueza coralina se determinó como el número de especies. La cobertura absoluta (% del total del sustrato duro) a partir del número de puntos en la grilla, se llevó a un valor total por transecto, para calcular promedios y variación en el gradiente de perturbación (bahías), geomorfología del sustrato (terraza vs.

INFORMATION ANALYSIS

Image Processing

The photographs were processed using the open-access software ImageJ 1.52v (Schneider *et al*., 2012). Using the Analyze-Grid tool, a grid of 100 systematically spaced points was created and used to count, per quadrat, how many points covered stony corals and hydrocorals (by species), macroalgae, sponges, other sessile invertebrates (such as soft corals, anemones, etc., at a broad group level), and abiotic substratum (sand, gravel, and rubble) (CARICOMP, 2001; Garzón-Ferreira *et al*., 2002).

Data Analysis

Coral richness was determined as the number of species. Absolute cover (% of total hard substratum), based on the number of points in the grid, was calculated as a total value per transect to determine averages and variation along the disturbance gradient (bays), substratum geomorphology (terrace vs. block), and wave exposure

bloque) y exposición al oleaje (protegido vs. expuesto) (Tabla 1).

La completitud del muestreo en términos de riqueza de especies se calculó usando el estimador recomendado por Chao y Jost (2012). La completitud del muestreo varía entre 1-100 %, donde valores cercanos a 100 % indicarían que el muestreo es completo con respecto a la técnica de muestreo. La cobertura del muestreo se estimó por estación, combinando los tres transectos, empleando datos de ocurrencia por cuadrante en cada estación (Roswell *et al*., 2021). Para realizar las comparaciones de las variables (riqueza y cobertura coralina) entre las geomorfologías del sustrato y los costado protegidos de las bahías (Solo Ch-Pa, en Chengue dado que su ubicación la hace comparable con las estaciones protegidas de las otras bahías) a lo largo del gradiente de perturbación, se realizaron análisis de varianza – ANOVA a una vía, acompañados de las pruebas Tukey o Kruskal-Wallis con la prueba *post hoc* de Dunn en caso de que los datos no cumplieran con los supuestos de normalidad y homocedasticidad, empleando los paquetes STATS y DescTools de R (Bolar, 2022; Signorell, 2024); para comparar entre niveles de exposición al oleaje (en aquellas bahías con ambos niveles de exposición), se realizaron Modelos Lineales Mixtos, añadiendo bahía como factor aleatorio, usando el paquete lme4 de R (Baes, 2024). En estos análisis se usaron como réplicas los transectos asociados a cada factor según el caso (todos los de terrazas y bloques, todos los protegidos y expuestos de las bahías con ambos niveles de exposición y todos los protegidos de cada bahía a lo largo del gradiente de perturbación).

Los cambios en composición y estructura de la comunidad coralina entre los factores de interés (geomorfología del sustrato, exposición al oleaje y bahía a lo largo del gradiente de perturbación) fueron analizados con la técnica de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), utilizando como medida de distancia el índice de similitud de Bray-Curtis binario, acompañado a posteriori por un análisis de similitud (ANOSIM), con los datos de cobertura en % previamente procesados con la transformación angular (arcoseno$\sqrt{}$(x/100), donde x = cobertura). Adicionalmente, se determinó las especies coralinas que caracterizaron los factores de interés basado en sus coberturas, mediante la prueba de porcentaje de similitud (SIMPER). Los análisis se realizaron con el paquete vegan (Oksanen *et al*., 2019). Las pruebas estadísticas se efectuaron en el programa R versión 4.4.2 (R Development Core Team, 2017).

(protected vs. exposed) (Table 1).

Sampling completeness in terms of species richness was calculated using the estimator recommended by Chao and Jost (2012). Sampling completeness ranges from 1-100 %, where values close to 100 % indicate that the sampling is complete with respect to the method used. Sampling coverage was estimated per station by combining the three transects and using species occurrence data per quadrat at each station (Roswell *et al*., 2021). To compare the variables (coral richness and cover) between substratum geomorphologies and the protected sides of the bays (only Ch-Pa in Chengue, given that its location makes it comparable to the protected stations in the other bays) along the disturbance gradient, one-way ANOVAs were performed, followed by Tukey's test or the Kruskal–Wallis test with Dunn's post hoc test in cases where the data did not meet normality or homoscedasticity assumptions. These analyses were performed using the STATS and DescTools packages in R (Bolar, 2022; Signorell, 2024). To compare between levels of wave exposure (in those bays with both exposure levels), Linear Mixed Models were used, including bay as a random factor, with the lme4 package in R (Baes, 2024). In these analyses, the transects associated with each factor were used as replicates, depending on the comparison (e.g., all terrace and block transects, all protected and exposed transects in bays with both exposure levels, and all protected transects from each bay along the disturbance gradient).

Changes in coral community composition and structure across the factors of interest (substratum geomorphology, wave exposure, and bay along the disturbance gradient) were analyzed using non-metric multidimensional scaling (nMDS), with the binary Bray-Curtis similarity index as the distance measure. This was followed by an Analysis of Similarities (ANOSIM), using coral cover data (%) previously transformed with an angular transformation (arcsine$\sqrt{}$(x/100), where x = cover). Additionally, the coral species that characterized each factor based on their cover were identified using a Similarity Percentage (SIMPER) analysis. All analyses were performed using the vegan package (Oksanen *et al*., 2019). Statistical tests were conducted in R version 4.4.2 (R Development Core Team, 2017).

RESULTADOS

Cobertura bentónica

El infralitoral rocoso somero de S. Marta y el PNN Tayrona se encuentra dominado por macroalgas ($\bar{x}$ ± 1 error estándar = 66,4 ± 2,4 %), principalmente céspedes algales, seguido por corales pétreos (24,2 ± 2,5 %), otros organismos sésiles (corales blandos, anémonas, foraminíferos, poliquetos, tunicados y zoantídeos) (5,2 ± 1,2 %) y poríferos (1,3 ± 0,3 %). El sustrato abiótico (roca, cascajo, escombros, esqueleto coralino y arena) ocupó 2,9 ± 0,5 %. Se encontraron diferencias significativas (Test de Dunn, $p < 0,05$) en la cobertura entre los corales pétreos con las macroalgas y, entre estos grupos con las demás categorías bentónicas.

Al comparar las coberturas bentónicas de las diferentes categorías entre las geomorfologías del sustrato (bloques y terrazas) se evidenció poca variación. Los corales pétreos presentaron una mayor cobertura sobre los bloques rocosos (25,3 ± 3,1 %), sin diferir con la cobertura registrada en las terrazas (23,2 ± 4,1 %) (ANOVA, F = 1,6; p = 0,689) (Fig. 2a); mientras que las macroalgas presentaron una cobertura más alta en las terrazas (69,1 ± 3,7 %), sin presentar diferencias con los bloques rocosos (63,7 ± 3 %) (ANOVA, F = 1,3; p = 0,257) (Fig. 2a). La cobertura de los otros invertebrados fue similar entre las geomorfologías del sustrato, encontrándose entre 5,1 ± 1,4 % en bloques y 5,3 ± 2 % en terrazas, sin presentar diferencias significativas (Kruskal-Wallis, H = 0,001; p = 0,967) (Fig. 2a). Particularmente, la cobertura de poríferos fue mayor sobre los bloques (2 ± 0,6 %), presentando diferencias con las registradas en las terrazas (0,6 ± 0,1 %) (Kruskal-Wallis, H = 4,9; p = 0,026) (Fig. 2a). Por último, la mayor cobertura del sustrato abiótico se encontró en los bloques (4 ± 0,7 %), presentando diferencias significativas con lo observado en las terrazas (1,8 ± 0,5 %) (Kruskal-Wallis, H = 5,6; p = 0,018) (Fig. 2a).

Al analizar el oleaje en las bahías con ambos niveles de exposición (B. Concha, Gayraca y Chengue), se observó un comportamiento uniforme entre las coberturas bentónicas, similar al evidenciado entre las geomorfologías del sustrato; siendo las bahías (factor aleatorio) la variable que explicó en gran medida el comportamiento (> 90 %) de la cobertura de corales pétreos y macroalgas. Los corales pétreos presentaron coberturas similares (no significativas) entre los costados expuestos (occidentales) (23,9 ± 3,6 %) y protegidos (orientales) (24,2 ± 5,4 %) (ANOVA, F = 0,004; p = 0,95) (Fig. 2b). Las macroalgas presentaron una

RESULTS

Benthic Cover

The shallow rocky infralittoral of S. Marta and Tayrona NNP is dominated by macroalgae ($\bar{x}$ ± 1 standard error = 66.4 ± 2.4 %), mainly algal turfs, followed by scleractinian corals (24.2 ± 2.5 %), other sessile organisms (soft corals, anemones, foraminifera, polychaetes, tunicates, and zoanthids) (5.2 ± 1.2 %), and sponges (1.3 ± 0.3 %). Abiotic substratum (rock, rubble, debris, coral skeleton, and sand) accounted for 2.9 ± 0.5 %. Significant differences were found (Dunn's test, $p < 0.05$) in cover between scleractinian corals and macroalgae, and between these groups and the other benthic categories.

When comparing the benthic cover of the different categories between substratum geomorphologies (blocks and terraces), little variation was observed. Scleractinian corals had higher cover on rocky blocks (25.3 ± 3.1 %), but not significantly different from that on terraces (23.2 ± 4.1 %) (ANOVA, F = 1.6; p = 0.689) (Fig. 2a). Macroalgae showed higher cover on terraces (69.1 ± 3.7 %), but without significant differences compared to rocky blocks (63.7 ± 3 %) (ANOVA, F = 1.3; p = 0.257) (Fig. 2a). The cover of other invertebrates was similar between substratum geomorphologies, ranging from 5.1 ± 1.4 % on blocks to 5.3 ± 2 % on terraces, with no significant differences (Kruskal-Wallis, H = 0.001; p = 0.967) (Fig. 2a). Notably, sponge cover was higher on blocks (2 ± 0.6 %), showing significant differences compared to that on terraces (0.6 ± 0.1 %) (Kruskal-Wallis, H = 4.9; p = 0.026) (Fig. 2a). Finally, the highest cover of abiotic substratum was found on blocks (4 ± 0.7 %), with significant differences from that on terraces (1.8 ± 0.5 %) (Kruskal-Wallis, H = 5.6; p = 0.018) (Fig. 2a).

When analyzing wave exposure in the bays with both exposure levels (B. Concha, Gayraca, and Chengue), a uniform pattern was observed in benthic cover, similar to that seen between substratum geomorphologies. The bays (random factor) explained a large portion (> 90 %) of the variation in scleractinian coral and macroalgal cover. Scleractinian corals showed similar (non-significant) cover between the exposed (western) (23.9 ± 3.6 %) and protected (eastern) sides (24.2 ± 5.4 %) (ANOVA, F = 0.004; p = 0.95) (Fig. 2b). Macroalgae had slightly higher, but not significant, cover on the exposed sides (68.9 ± 3.6 %) (ANOVA, F = 0.472; p = 0.503) (Fig. 2b). Other sessile invertebrates showed higher cover on the protected sides than on the exposed ones (7.3 ± 3.3

cobertura ligeramente mayor pero no significativa en los costados expuestos (68,9 ± 3,6 %) (ANOVA, F =0,472 p = 0,503) (Fig. 2b). Los otros invertebrados sésiles presentaron coberturas más altas en los costados protegidos que en los expuestos (7,3 ± 3,3 % vs 4,1 ± 1,4 %). Los poríferos no difirieron entre niveles de exposición al oleaje (expuesto = 1 ± 0,2 %; protegido = 0,6 ± 0,1 %) (ANOVA, F =3,179; p = 0,096), aunque las bahías tuvieron poco efecto sobre la cobertura de este grupo (< 1%) (Fig. 2b). Finalmente, el sustrato abiótico presentó poca variación entre niveles de exposición (expuesto = 2,1 ± 0,7 %; protegido = 2,6 ± 0,8 %) (Fig. 2b).

% vs. 4.1 ± 1.4 %). Sponges did not show significant differences between wave exposure levels (exposed = 1 ± 0.2 %; protected = 0.6 ± 0.1 %) (ANOVA, F = 3.179; p = 0.096), and the bays had little effect on sponge cover (< 1 %) (Fig. 2b). Lastly, abiotic substratum showed little variation between exposure levels (exposed = 2.1 ± 0.7 %; protected = 2.6 ± 0.8 %) (Fig. 2b).

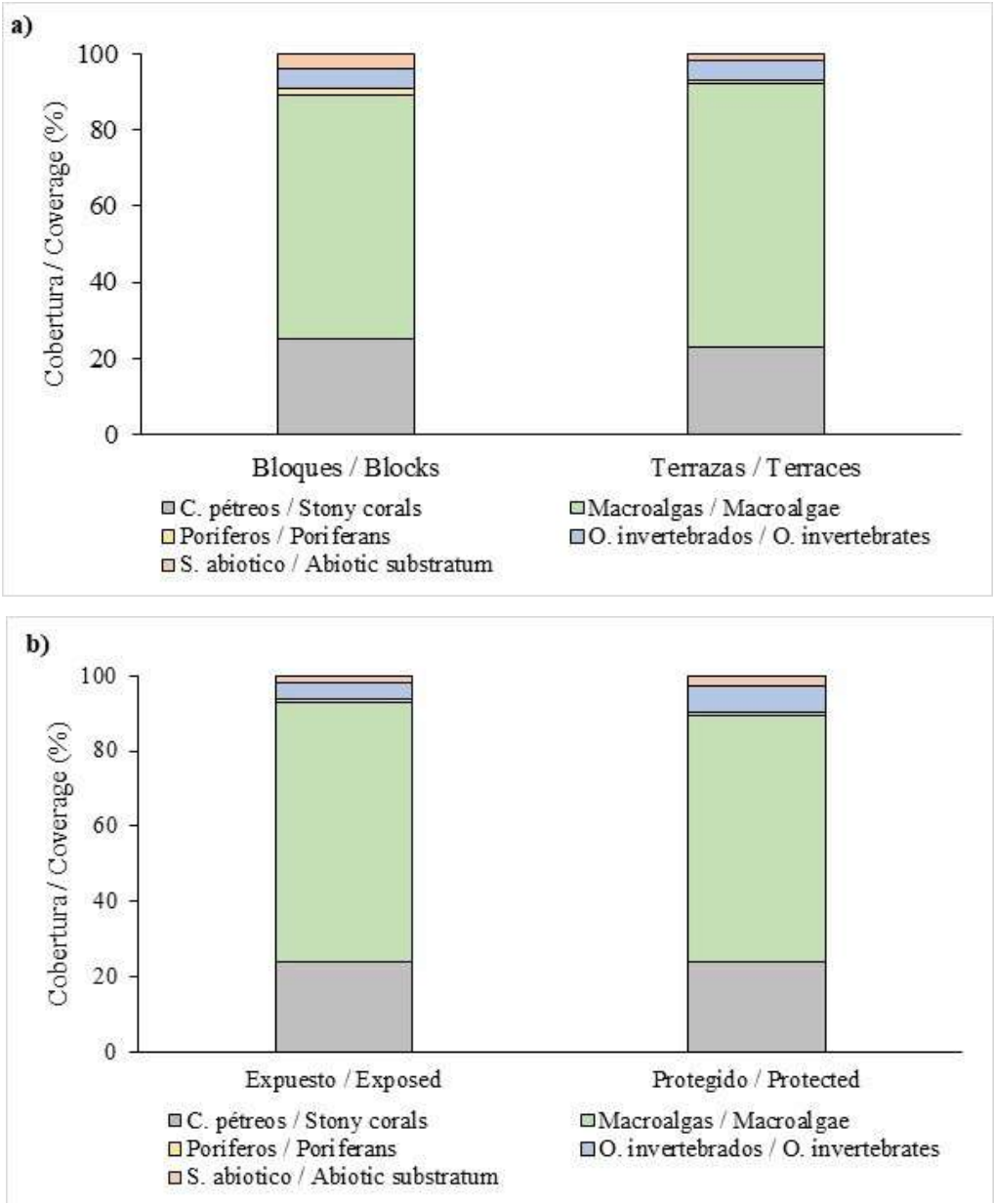


Figura 2. Cobertura bentónica en el infralitoral rocosos de Santa Marta y el PNN Tayrona según a) la geomorfología del sustrato y b) el nivel de exposición al oleaje.

Figure 2. Benthic cover in the shallow rocky infralittoral of Santa Marta and Tayrona National Natural Park (Tayrona NNP) according to a) substratum geomorphology and b) wave exposure level.

Contrario a lo esperado (a partir del conocimiento recabado en arrecifes de profundidad media, ver Zea, 1994 y Ardila, 2014), al analizar las coberturas bentónicas entre los costados protegidos de las bahías a lo largo del gradiente de perturbación, se encontró que los corales pétreos presentaron las coberturas más altas en la zona central del gradiente de perturbación, principalmente en B. Concha (41,3 ± 2,5 %) y la más baja en los extremos, especialmente en Gayraca (6,9 ± 0,7 %), presentándose diferencias entre B. Concha y las demás bahías (Tukey HSD, $p < 0,05$) (Fig. 3). Las macroalgas registraron un patrón inverso al de corales pétreos; es decir, baja cobertura al centro del gradiente de perturbación (B. Concha = 47,2 ± 3,1 %) y aumentó gradualmente hacia los extremos, alcanzado sus valores más altos en Gayraca (79 ± 9,6 %) y S. Marta (70,2 ± 2,6 %), con diferencias significativas entre B. Concha y Gayraca (Tukey HSD, $Q = 5,7$; $p = 0,016$) (Fig. 3).

Coincidiendo con lo registrado por Zea (1994), los poríferos presentaron las coberturas más altas al inicio del gradiente de perturbación, S. Marta (3,5 ± 0,7 %) y Granate (4,5 ± 1,9 %), disminuyendo hacia el centro del PNN Tayrona, con la cobertura más baja en B. Concha (0,4 ± 0,2 %) y diferencias entre Concha y Chengue con S. Marta y Granate (test de Dunn, $p < 0,05$) (Fig. 3). Los otros invertebrados y el sustrato abiótico no mostraron un patrón claro a través del gradiente. La cobertura de los otros invertebrados fluctuó entre 2,7 ± 1,1 % en Granate y 12,1 ± 9,2 % en Gayraca, sin presentarse diferencias significativas entre las bahías (ANOVA, $F = 0,5$; $p = 0,807$) (Fig. 3); mientras que, el sustrato abiótico varió entre 1,4 ± 0,6 % en Gayraca y 7,2 ± 1,2 % en S. Marta, presentando diferencias significativas (Test de Dunn, $p = 0,025$) (Fig. 3).

Contrary to expectations (based on knowledge gathered from mid-depth reefs; see Zea, 1994 and Ardila, 2014), when analyzing benthic cover on the protected sides of the bays along the disturbance gradient, stony corals showed the highest cover in the central part of the gradient, mainly in B. Concha (41.3 ± 2.5 %), and the lowest at the extremes, especially in Gayraca (6.9 ± 0.7 %), with significant differences between B. Concha and the other bays (Tukey HSD, $p < 0.05$) (Fig. 3). Macroalgae exhibited an inverse pattern to stony corals, that is, low cover in the center of the disturbance gradient (B. Concha = 47.2 ± 3.1 %) and a gradual increase toward the extremes, reaching the highest values in Gayraca (79 ± 9.6 %) and S. Marta (70.2 ± 2.6%), with significant differences between B. Concha and Gayraca (Tukey HSD, $Q = 5.7$; $p = 0.016$) (Fig. 3).

In line with what was reported by Zea (1994), sponges showed the highest cover at the beginning of the disturbance gradient, S.Marta (3.5 ± 0.7 %) and Granate (4.5 ± 1.9 %), decreasing toward the interior of the Tayrona NNP, with the lowest cover recorded in B. Concha (0.4 ± 0.2 %). Significant differences were found between B. Concha and Chengue compared to S. Marta and Granate (Dunn's test, $p < 0.05$) (Fig. 3). Other invertebrates and abiotic substratum did not show a clear pattern along the gradient. The cover of other invertebrates ranged from 2.7 ± 1.1 % in Granate to 12.1 ± 9.2 % in Gayraca, with no significant differences among bays (ANOVA, $F = 0.5$; $p = 0.807$) (Fig. 3). Meanwhile, abiotic substratum varied from 1.4 ± 0.6 % in Gayraca to 7.2 ± 1.2 % in S. Marta, with significant differences (Dunn's test, $p = 0.025$) (Fig. 3).

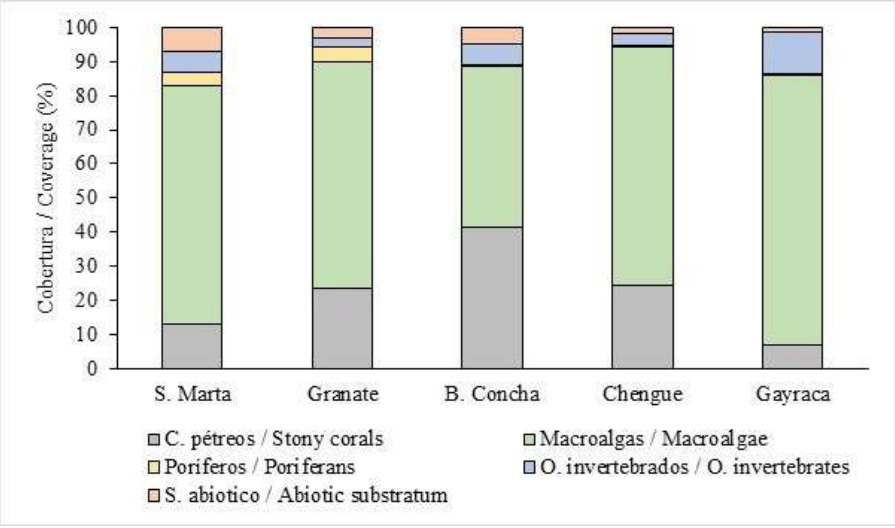


Figura 3. Cobertura bentónica de los litorales rocosos someros (solo costados protegidos del oleaje) en las diferentes bahías de Santa Marta y el PNN Tayrona.

Figure 3. Benthic cover of shallow rocky shores (only wave-protected sides) in the different bays of Santa Marta and Tayrona NNP.

COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD CORALINA

Riqueza coralina

En el infralitoral rocoso somero de Santa Marta y el PNN Tayrona la completitud del muestreo en términos de riqueza de especies por estación fue alta, entre 96,8 - 100 %; registrándose un total de 16 especies de corales pétreos (15 corales escleractinios y un hidrocoral) (Anexo 1). Se registró una mayor riqueza sobre los bloques rocosos (15 especies; 8,3 ± 0,4 especies) en comparación con las terrazas (13 especies; 6,7 ± 0,4 especies) (Anexo 1), presentándose diferencias significativas entre las geomorfologías del sustrato (ANOVA, F = 8,6; p = 0,009). En los costados protegidos al oleaje se encontraron 11 especies (6,7 ± 0,6 especies); mientras que, en sus costados expuestos se observaron 10 especies (7,4 ± 0,4 especies) (Anexo 1), sin diferencias significativas entre los niveles de exposición al oleaje (ANOVA, F = 1,6; p = 0,229), teniendo en cuenta que las bahías como factor aleatorio explican 84,7 % de la variación de los datos. Respecto al efecto del gradiente de perturbación sobre la riqueza coralina en los costados protegidos de las bahías, se observó un mayor número de especies al inicio del gradiente en las bahías de S. Marta (12 especies; 8,7 ± 1,2 especies) y Granate (13 especies; 9,3 ± 1,2 especies), en comparación con las bahías hacia el interior del PNN Tayrona, particularmente en Gayraca (6 especies; 4,7 ± 0,3 especies); pero sin presentarse diferencias significativas entre las bahías (Kruskal-Wallis, H = 7,8; p = 0,098) (Fig. 4, Anexo 1).

CORAL COMMUNITY COMPOSITION AND STRUCTURE

Coral Richness

In the shallow rocky infralittoral zone of Santa Marta and Tayrona NNP, sampling completeness in terms of species richness per station was high, ranging from 96.8 % to 100 %. A total of 16 species of stony corals were recorded (15 scleractinian corals and one hydrocoral) (Appendix 1). Greater richness was found on rocky blocks (15 species; 8.3 ± 0.4 species) compared to terraces (13 species; 6.7 ± 0.4 species) (Appendix 1), with significant differences between substratum geomorphologies (ANOVA, F = 8.6; p = 0.009). On the wave-protected sides, 11 species were recorded (6.7 ± 0.6 species), while the exposed sides had 10 species (7.4 ± 0.4 species) (Appendix 1), with no significant differences between wave exposure levels (ANOVA, F = 1.6; p = 0.229), noting that the bays, as a random factor, explained 84.7 % of the data variation. Regarding the effect of the disturbance gradient on coral richness in the wave-protected sides of the bays, a higher number of species was observed at the beginning of the gradient in the bays of S.Marta (12 species; 8.7 ± 1.2 species) and Granate (13 species; 9.3 ± 1.2 species), compared to bays farther inside the Tayrona NNP, particularly in Gayraca (6 species; 4.7 ± 0.3 species). However, no significant differences were found among the bays (Kruskal-Wallis, H = 7.8; p = 0.098) (Fig. 4, Appendix 1).

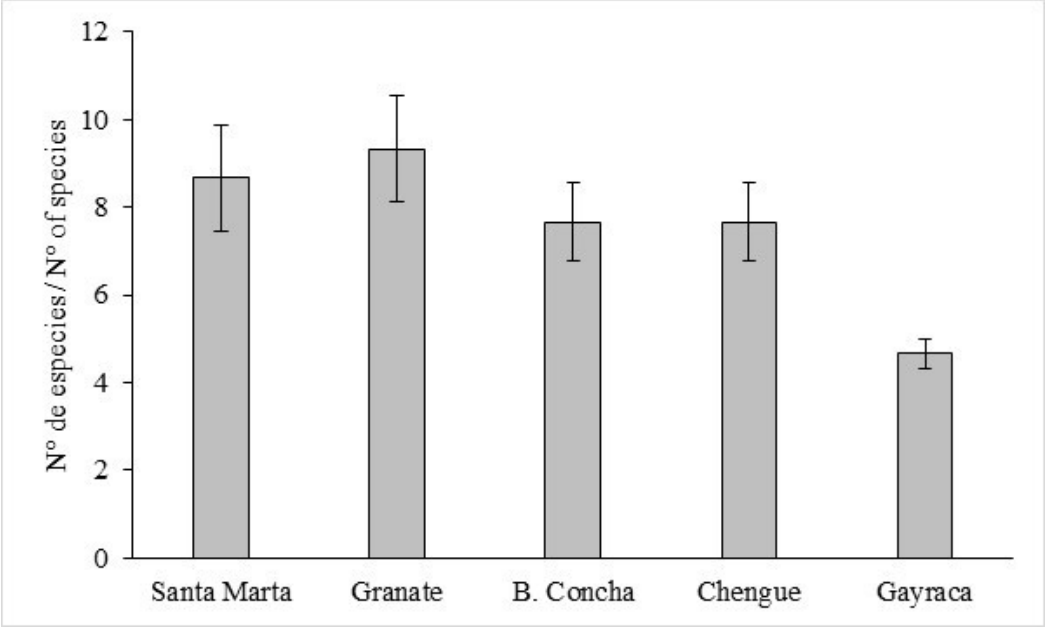


Figura 4. Riqueza de corales pétreos en los infralitorales rocosos (costados protegidos) de Santa Marta y el PNN Tayrona. $\bar{x}$ ± 1 error estándar.

Figure 4. Stony coral richness in the rocky infralitoral zones (sheltered sides) of Santa Marta and Tayrona NNP. $\bar{x}$ ± 1 standard error.

Distribución/cobertura de especies coralinas

Al considerar todas las estaciones monitoreadas (n = 10), se observó que en los costados protegidos de las bahías se encontraron especies exclusivas como *Madracis decactis*, *Meandrina meandrites*, *Montastraea cavernosa*, *Orbicella annularis*, *Porites porites* y *Stephanocenia intersepta*. Asimismo, al comparar entre geomorfologías del sustrato, *P. porites* sólo se observó en las terrazas; mientras que *M. meandrites*, *O. annularis* y *S. intersepta* sólo se encontraron sobre bloques rocosos. Respecto al gradiente de perturbación, en las estaciones cercanas al inicio del gradiente se registraron cuatro especies exclusivas *O. annularis* en S. Marta, *M. decactis* y *M. meandrites* en Granate y, *S. intersepta* en ambas bahías. Hacia el interior del PNN Tayrona, B. Concha y Chengue comparten la presencia de *Acropora palmata*, especie que también se ha observado en los costados expuestos de Gayraca, y *P. porites* sólo se registró en Chengue (Anexo 1).

Respecto al total de la cobertura bentónica, las especies de corales pétreos más abundantes fueron *Pseudodiploria strigosa* (5,3 ± 0,9 %), *P. clivosa* (5 ± 1,5 %), *Porites astreoides* (3,6 ± 0,5 %), *Siderastrea siderea* (3,5 ± 0,7 %), *Millepora complanata* (3,4 ± 0,5 %) y *A. palmata* (1,5 ± 0,6 %). Los aportes individuales de las demás especies coralinas (11 especies) fueron menores a 1 % (Anexo 1). No se evidenció una segregación en el espacio multivariado (nMDS) al comparar la composición y abundancia coralina de las unidades monitoreadas con respecto a la exposición al oleaje (ANOSIM; R = 0,12, p = 0,04) o la geomorfología del sustrato (ANOSIM; R = 0,16, p = 0,01) (Fig. 5). Sin embargo, *P. strigosa* presentó mayor cobertura sobre los bloques (8,5 %) y *Favia fragum* sobre las terrazas rocosas (1,2 %), mientras que *Pseudodiploria clivosa* (8,8 %) y *A. palmata* (3,3 %) registraron su mayor cobertura en los costados expuestos de las bahías (SIMPER, p < 0,05) (Anexo 1).

Teniendo en cuenta las bahías, se observó una ligera segregación en el espacio multivariado (ANOSIM; R = 0,24, p = 0,01), la cual se atribuyó principalmente a las diferencias entre B. Concha ubicada en la zona central del gradiente de perturbación con las bahías ubicadas en el extremo inicial (S. Marta: ANOSIM; R = 0,86, p = 0,007 y Granate: ANOSIM; R = 0,79, p = 0,013) y final del gradiente (Gayraca: ANOSIM; R = 0,7, p = 0,003) (Fig. 5). Estas diferencias se atribuyen principalmente a las altas coberturas de *P. strigosa* en B. Concha (13,5 %), en comparación con las otras bahías donde no superó el 8 % (SIMPER, p < 0,05) (Anexo 1).

Distribution/cover of coral species

Considering all monitored stations (n = 10), several species were exclusively observed on the protected sides of the bays, including *Madracis decactis*, *Meandrina meandrites*, *Montastraea cavernosa*, *Orbicella annularis*, *Porites porites*, and *Stephanocoenia intersepta*. When comparing between substratum geomorphologies, *P. porites* was only observed on terraces, whereas *M. meandrites*, *O. annularis*, and *S. intersepta* were only found on rocky blocks. Regarding the disturbance gradient, four exclusive species were recorded near the beginning of the gradient: *O. annularis* in S. Marta, *M. decactis* and *M. meandrites* in Granate, and *S. intersepta* in both bays. Toward the interior of the Tayrona NNP, *Acropora palmata* was present in both B. Concha and Chengue, has also been observed on the exposed sides of Gayraca. *P. porites* was only recorded in Chengue (Appendix 1).

Regarding total benthic cover, the most abundant species of stony corals were *Pseudodiploria strigosa* (5.3 ± 0.9 %), *P. clivosa* (5 ± 1.5 %), *Porites astreoides* (3.6 ± 0.5 %), *Siderastrea siderea* (3.5 ± 0.7 %), *Millepora complanata* (3.4 ± 0.5 %), and *Acropora palmata* (1.5 ± 0.6 %). The individual contributions of the remaining coral species (11 species) were below 1 % (Appendix 1). No clear segregation in multivariate space (nMDS) was observed when comparing coral composition and abundance in the monitored units according to wave exposure (ANOSIM; R = 0.12, p = 0.04) or substratum geomorphology (ANOSIM; R = 0.16, p = 0.01) (Fig. 5). However, *P. strigosa* showed greater cover on rocky blocks (8.5 %) and *Favia fragum* on rocky terraces (1.2 %), whereas *Pseudodiploria clivosa* (8.8%) and *A. palmata* (3.3 %) had their highest cover on the exposed sides of the bays (SIMPER, p < 0.05) (Appendix 1).

Considering the bays, a slight segregation was observed in the multivariate space (ANOSIM; R = 0.24, p = 0.01), mainly attributed to differences between B. Concha, located in the central zone of the disturbance gradient, and the bays located at the initial (S. Marta: ANOSIM; R = 0.86, p = 0.007 and Granate: ANOSIM; R = 0.79, p = 0.013) and final ends of the gradient (Gayraca: ANOSIM; R = 0.7, p = 0.003) (Fig. 5). These differences are primarily attributed to the high cover of *P. strigosa* in B. Concha (13.5%), compared to the other bays where it did not exceed 8% (SIMPER, p < 0.05) (Appendix 1).

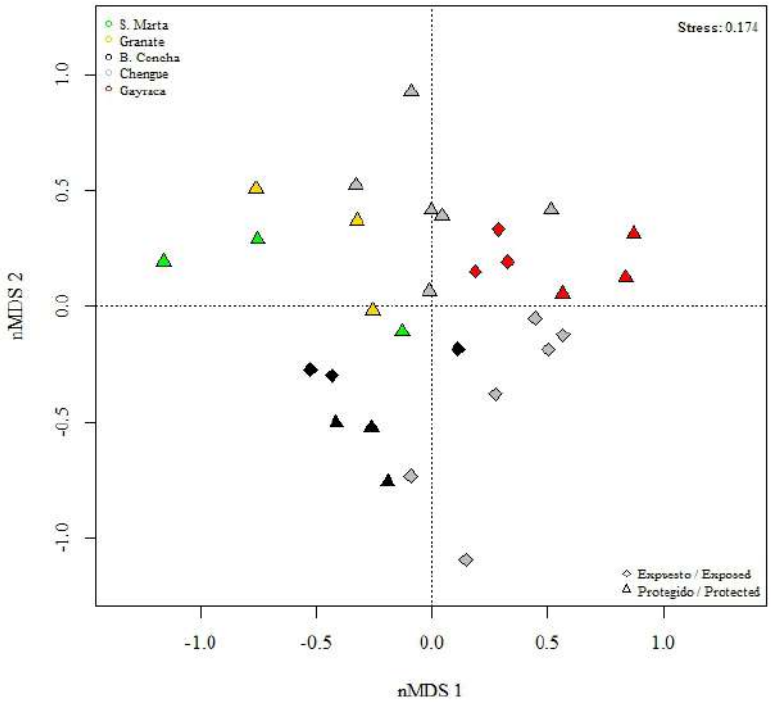


Figura 5. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), basado en una matriz de similitud de Bray-Curtis, teniendo en cuenta la cobertura coralina (%) en los litorales rocosos someros de Santa Marta y el PNN Tayrona. Cada punto representa un transecto.

Figure 5. Non-metric multidimensional scaling analysis (nMDS), based on a Bray-Curtis similarity matrix, considering coral cover (%) in the shallow rocky shores of Santa Marta and Tayrona NNP. Each point represents a transect.

DISCUSIÓN

El infralitoral rocoso somero (< 5 m) de Santa Marta y el PNN Tayrona constituye un ambiente marginal para el desarrollo de arrecifes coralinos. En esta área, la comunidad coralina está compuesta predominantemente por colonias masivas e incrustantes de tamaño pequeño a mediano, dispersas sobre el sustrato. Esta formación se contrasta con las formaciones coralinas de profundidad media, donde predominan colonias de mayor tamaño, crecimiento compacto y una estructura tridimensional mejor definida (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). A pesar del menor desarrollo, se encontró entre 48,5 % y 50 % del total de especies de corales pétreos registradas para esta área en estudios previos (32 - 33 spp.) en profundidades con mayor desarrollo coralino (Martínez y Acosta, 2005; Vega-Sequeda *et al*., 2008; Acevedo, 2010), y 30,2 % del listado de especies de corales pétreos registrados para el área (53 spp.) (Díaz *et al*., 2000). Lo anterior confirma que comunidades coralinas con relativamente alta diversidad no siempre implican acumulación de estructura calcárea (Perry, 2003). La alta riqueza coralina encontrada resalta la importancia de estos

DISCUSSION

The shallow rocky infralittoral zone (< 5 m) of Santa Marta and Tayrona NNP constitutes a marginal environment for the development of coral reefs. In this area, the coral community is predominantly composed of small to medium-sized massive and encrusting colonies, scattered across the substratum. This contrasts with the coral formations found at intermediate depths, where larger colonies with compact growth and a better-defined three-dimensional structure dominate (Garzón-Ferreira and Cano, 1991). Despite the limited development, between 48.5 % and 50 % of the total number of stony coral species previously recorded for this region (32 - 33 spp.) at deeper, better-developed reef zones (Martínez and Acosta, 2005; Vega-Sequeda *et al*., 2008; Acevedo, 2010) were found, as well as 30.2 % of the stony coral species listed for the area (53 spp.) (Díaz *et al*., 2000). This confirms that coral communities with relatively high diversity do not always imply significant accumulation of reef structure (Perry, 2003). The high coral richness found highlights the importance of these marginal environments for the conservation of biodiversity (Perry

entornos marginales para la conservación de su diversidad (Perry y Larcombe, 2003), teniendo en cuenta que, a pesar de encontrarse bajo condiciones ambientales extremas características del litoral rocoso (variación en la salinidad, temperatura e intensidad lumínica), conservan comunidades coralinas diversas. La investigación de estos entornos marginales permitirá comprender mejor la supervivencia de los corales bajo condiciones ambientales futuras, al actuar como refugio y/o reservorio genético de especies adaptadas a condiciones ambientales extremas (Camp *et al*., 2017, 2018).

Según Zea (1993), donde el crecimiento de coral es limitado, las macroalgas y las esponjas dominan los sustratos duros, como por ejemplo el litoral rocoso somero. En tal sentido, el dominio de las macroalgas (principalmente los céspedes algales) en la zona rocosa somera, coincide por lo registrado por Garzón-Ferreira y Cano (1991) para el PNN Tayrona y por Batista-Morales y Díaz-Sánchez (2010) para el litoral rocoso de Chengue (61,5 %). Este patrón de dominancia de céspedes algales puede explicarse en parte por la disminución de la herbivoría debido a la sobrepesca y a la mortalidad masiva del erizo *Diadema antillarum* (Morrison, 1988; Hughes, 1994; Díaz-Pulido *et al*., 2005; Vega-Sequeda *et al*., 2008), sumado a las altas tasas de sedimentación de origen terrestre que pueden fomentar el dominio de los céspedes sobre otros grupos algales (Birkeland, 1977; Sousa *et al*., 1981; Nugues y Roberts, 2003; Vega-Sequeda *et al*., 2008). Es de resaltar que las macroalgas frondosas carnosas del género *Dictyota* (y a veces *Sargassum*) colonizan ampliamente el infralitoral (incluyendo los arrecifes de profundidad media) durante el primer semestre del año (Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002); sin embargo, su presencia y abundancia no fue registrada durante el muestreo realizado durante el segundo semestre de 2023.

La cobertura de los corales pétreos registrada en esta investigación coincide con lo documentado por Vega-Sequeda *et al*. (2008) en arrecifes de profundidad media en Santa Marta y el PNN Tayrona (4 y 15 m). Los resultados de Vega-Sequeda *et al*. (2008) muestran que el dominio de las macroalgas, y en menor medida de corales pétreos en las estaciones someras, está relacionado con las interacciones entre algas y corales, dado que las macroalgas son mejores competidoras por sus mayores tasas de crecimiento y alta capacidad para colonizar rápidamente el sustrato disponible, proceso favorecido por una alta disponibilidad de luz en entornos someros (Birkeland *et al*., 1981; Rogers *et al*., 1984; Zea, 1993; and Larcombe, 2003), especially considering that, despite being exposed to extreme environmental conditions typical of rocky shores (such as fluctuations in salinity, temperature, and light intensity), they still harbor diverse coral communities. Research on these marginal habitats will allow for a better understanding of coral survival under future environmental conditions, as they may serve as refuge and/or genetic reservoirs of species adapted to extreme environments (Camp *et al*., 2017, 2018).

According to Zea (1993), in areas where coral growth is limited, macroalgae and sponges tend to dominate hard substrata, such as shallow rocky infralittoral zones. In this context, the dominance of macroalgae (primarily algal turfs) observed in the shallow rocky zone is consistent with the findings of Garzón-Ferreira and Cano (1991) for the Tayrona NNP, and Batista-Morales and Díaz-Sánchez (2010) for the rocky shoreline of Chengue (61.5 %). This pattern of turf algal dominance can be partly explained by the reduction in herbivory due to overfishing and the mass mortality of the sea urchin *Diadema antillarum* (Morrison, 1988; Hughes, 1994; Díaz-Pulido *et al*., 2005; Vega-Sequeda *et al*., 2008), as well as high sedimentation rates from terrestrial sources, which can promote the prevalence of turfs over other algal groups (Birkeland, 1977; Sousa *et al*., 1981; Nugues and Roberts, 2003; Vega-Sequeda *et al*., 2008). It is worth noting that fleshy foliose macroalgae of the genus *Dictyota* (and occasionally *Sargassum*) widely colonize the infralittoral zone (including mid-depth coral reefs) during the first half of the year (Díaz-Pulido and Garzón-Ferreira, 2002); however, their presence and abundance were not recorded during the sampling conducted in the second half of 2023.

The cover of scleractinian corals recorded in this study is consistent with the findings of Vega-Sequeda *et al*. (2008) for mid-depth reefs in Santa Marta and Tayrona NNP (4 and 15 m). According to Vega-Sequeda *et al*. (2008), the dominance of macroalgae and the relatively low coral cover in shallow stations is largely associated with coral-algae interactions. Macroalgae are superior competitors due to their faster growth rates and high colonization capacity of available substrata, a process enhanced by the greater light availability in shallow environments (Birkeland *et al*., 1981; Rogers *et al*., 1984; Zea, 1993; Lirman, 2001). This competitive advantage can inhibit both the growth of adult coral colonies and the settlement of coral recruits (Garzón-Ferreira *et al*., 2000; Rogers and Miller, 2006). In the case of turf algae, the negative effect is mainly attributed to their ability to trap sediments within

Lirman, 2001), impidiendo así el crecimiento de corales adultos y el asentamiento de los reclutas (Garzón-Ferreira *et al*., 2000; Rogers y Miller, 2006). En el caso de los céspedes algales, el efecto se atribuye a la captura de sedimentos en sus frondas, mientras que las algas frondosas adicionalmente pueden generar sombreado, abrasión y agotamiento del oxígeno (McCook *et al*., 2001; Birrell *et al*., 2008; Rasher y Hay, 2010; Venera-Pontón *et al*., 2011).

En los corales pétreos, las colonias masivas con formas hemisféricas o costrosas dominaron en las diferentes estaciones, independientemente del nivel de exposición o la geomorfología del sustrato. En estas colonias, a pesar de presentar una baja densidad esquelética (porosos), su forma hemisférica y amplia área basal de unión con el sustrato las hace resistentes al afecto de las tormentas y huracanes; sumado a una alta tolerancia al estrés que presenta este grupo de corales (Jackson y Hughes, 1985; Hughes, 1987; Ng *et al*., 2012). En los corales masivos, la mayor cobertura de *P. strigosa* y *P. clivosa* coincidió con Martínez y Acosta (2005), quienes indican que estas especies son frecuentes en las estaciones someras entre 1,5 y 9 m de profundidad en Santa Marta y el PNN Tayrona. Sus altas coberturas pueden atribuirse a que estas especies tienen una mayor habilidad para remover sedimentos mediante la secreción de mucus, son agresivas a la hora de ocupar espacio y pueden crecer en forma de costras para resistir las fuerzas hidrodinámicas y la baja energía lumínica (Bak y Elgershuizen, 1976; Garzón-Ferreira y Cano, 1991; Pinzón *et al*., 1998; Nugues *et al*., 2004).

Zea (1993) y Martínez y Acosta (2005) registraron *P. astreoides, S. siderea, A. agaricites y Millepora* spp. como especies características de las comunidades coralinas someras, coincidiendo con los registrado en esta investigación. Estas especies, también registradas para otros arrecifes del Caribe colombiano [Magdalena, Bolívar y Chocó (Osorno, 2016), Bocachica y Tierra Bomba – Bolívar (Núñez et al., 1999) y del Cove en San Andrés isla (López, 2009)], se catalogan colonizadoras rápidas (Garzón-Ferreira y Cano, 1991; Garzón-Ferreira *et al*., 2004). *Porites astreoides* y *A. agaricites* poseen alta capacidad de recolonización, alta tasa de fecundidad, producción larval e incubación (Vidal *et al*., 2005; Green *et al*., 2008). Por su parte *M. complanata* presenta un rápido crecimiento, corta vida larval y es aparentemente tolerante a la depredación, las enfermedades y los daños físicos (Lewis, 1989). En contraste, *S. siderea* presenta tolerancia a distintas condiciones físicas del hábitat (contaminación, sedimentación y abrasión)

their filaments, while fleshy macroalgae can also cause shading, abrasion, and oxygen depletion (McCook *et al*., 2001; Birrell *et al*., 2008; Rasher and Hay, 2010; Venera-Pontón *et al*., 2011).

In scleractinian corals, massive colonies with hemispherical or encrusting shapes dominated across the different stations, regardless of the level of exposure or substratum geomorphology. Despite having low skeletal density (porous structure), their hemispherical shape and broad basal attachment to the substratum make them resistant to the effects of storms and hurricanes, along with a high tolerance to stress exhibited by this coral group (Jackson and Hughes, 1985; Hughes, 1987; Ng *et al*., 2012). Among massive corals, the greater cover of *Pseudodiploria strigosa* and *P. clivosa* is consistent with Martínez and Acosta (2005), who reported these species as common in shallow stations between 1.5 and 9 m depth in Santa Marta and Tayrona NNP. Their high cover may be explained by their ability to remove sediments through mucus secretion, their competitive advantage in occupying space, and their encrusting growth form, which enhances resistance to hydrodynamic forces and low light availability (Bak and Elgershuizen, 1976; Garzón-Ferreira and Cano, 1991; Pinzón *et al*., 1998; Nugues *et al*., 2004).

Zea (1993) and Martínez and Acosta (2005) recorded *Porites astreoides*, *Siderastrea siderea*, *Agaricia agaricites*, and *Millepora* spp. as characteristic species of shallow coral communities, which coincides with the findings of this study. These species, also reported for other reefs in the Colombian Caribbean [Magdalena, Bolívar, and Chocó (Osorno, 2016), Bocachica and Tierra Bomba - Bolívar (Núñez *et al*., 1999), and El Cove in San Andrés Island (López, 2009)], are classified as rapid colonizers (Garzón-Ferreira and Cano, 1991; Garzón-Ferreira *et al*., 2004). *Porites astreoides* and *A. agaricites* exhibit high recolonization capacity, high fecundity, larval production, and brooding (Vidal *et al*., 2005; Green *et al*., 2008). *Millepora complanata*, on the other hand, shows rapid growth, short larval duration, and apparent tolerance to predation, diseases, and physical damage (Lewis, 1989). In contrast, *S. siderea* displays tolerance to various physical habitat conditions (pollution, sedimentation, and abrasion) and recruits in disturbed environments, with its abundance being more dependent on space availability (Acosta *et al*., 2005).

These findings are consistent with reports for mid-depth reefs in Santa Marta and the Tayrona NNP by authors such as Vega-Sequeda *et al*. (2008) and Acevedo (2010), who, in addition to *Pseudodiploria* spp., reported *Acropora palmata* as a species that

y recluta en ambientes perturbados, siendo su abundancia dependiente en mayor medida de la disponibilidad de espacio (Acosta *et al*., 2005).

Lo anterior coincide con lo registrado para arrecifes de profundidad media en Santa Marta y PNN Tayrona por autores como Vega-Sequeda *et al*. (2008) y Acevedo (2010), quienes adicional a *Pseudodiploria* spp., registraron *A. palmata* como una especie que no está ampliamente distribuida en el área, si no confinada en ambientes someros con alta intensidad del oleaje (Werding y Sánchez, 1989; Garzón-Ferreira *et al*., 2004), como se evidenció en el presente estudio, especialmente en la bahía de Chengue. Adicionalmente, se resalta la cobertura relativamente alta de *F. fragum* y *Siderastrea radians,* a pesar de su menor talla en comparación con las demás especies. *Siderastrea radians* se considera una de las especies más tolerantes al estrés en el Caribe al desarrollarse en lugares con alto grado de perturbación como baja salinidad y altas tasas de sedimentación; además, se recupera rápidamente luego de perder una gran cantidad de tejido (Lirman *et al*., 2002). Por su parte, *F. fragum* tiene una baja capacidad de dispersión larvaria, su asentamiento en el sustrato adyacente aumenta rápidamente su abundancia local (Knowlton, 2001; Carlon, 2002) y, registra baja mortalidad posterior al asentamiento (Edmunds, 2000; Lozano-Cortés y Zapata, 2015).

La mayor riqueza y cobertura coralina sobre los bloques se atribuyó a una mayor heterogeneidad superficial que favorece el asentamiento coralino por el aumento de la superficie y mayor disponibilidad de microhábitats y superficies crípticas, mejorando así la colonización y la supervivencia de las especies (Carleton y Sammarco, 1987; Aguilera *et al*., 2014; Kikuzawa *et al*., 2020; Lee *et al*., 2021). Por su parte, una menor riqueza de especies en los costados expuestos vs. los costados protegidos puede ser una respuesta a la acción del oleaje proveniente del nororiente, que limita la formación de estructuras calcáreas. De hecho, en los costados expuestos de las bahías, el crecimiento es principalmente de tipo costroso (predominantemente *P. clivosa* en la presente investigación) y la diversidad es baja; mientras que el mayor desarrollo coralino en estos costados ha sido registrado por debajo de 15 m, sin ser la pendiente demasiado vertical en comparación con los costados protegidos, donde hay mayor desarrollo y diversidad coralina, con formas de crecimiento masivas y ramificadas (Garzón-Ferreira y Cano, 1991; Bayraktarov *et al*., 2014a).

is not widely distributed in the area, but rather confined to shallow environments with high wave exposure (Werding and Sánchez, 1989; Garzón-Ferreira *et al*., 2004), as evidenced in the present study, especially in Chengue Bay. Additionally, the relatively high cover of *Favia fragum* and *Siderastrea radians* is noteworthy, despite their smaller size compared to other species. *S. radians* is considered one of the most stress-tolerant coral species in the Caribbean, capable of thriving in highly disturbed areas such as those with low salinity and high sedimentation rates; it also recovers quickly after significant tissue loss (Lirman *et al*., 2002). *Favia fragum*, in turn, has low larval dispersal capacity, and its settlement on adjacent substrata rapidly increases local abundance (Knowlton, 2001; Carlon, 2002), with low post-settlement mortality (Edmunds, 2000; Lozano-Cortés and Zapata, 2015).

The higher coral richness and cover observed on rocky blocks was attributed to greater surface heterogeneity, which enhances coral settlement by increasing available area and providing more microhabitats and cryptic surfaces, thereby improving species colonization and survival (Carleton and Sammarco, 1987; Aguilera *et al*., 2014; Kikuzawa *et al*., 2020; Lee *et al*., 2021). In contrast, lower species richness on exposed sides compared to protected sides may be a response to wave action from the northeast, which limits the formation of calcareous structures. In fact, on the exposed sides of the bays, coral growth is mainly encrusting (predominantly *P. clivosa* in this study), and diversity is low. On the other hand, greater coral development on these exposed sides has been reported below 15 m, though the slope is not significantly steeper than on protected sides, where coral development and diversity are higher, with massive and branching growth forms prevailing (Garzón-Ferreira and Cano, 1991; Bayraktarov *et al*., 2014a).

Contrary to expectations regarding the disturbance gradient, lower coral richness was recorded toward the interior of the Tayrona NNP compared to bays near the city of Santa Marta (S. Marta and Granate). This may be attributed to the remoteness of these bays from direct disturbance sources, which may render their species and genotypes more vulnerable to variations in environmental conditions and disturbances, which have been increasing at local, regional, and global scales (Martínez and Acosta, 2005) (Souter *et al*., 2021). Perry (2003) documented high coral richness (160 spp.) in disturbed environments, a pattern consistent with the findings of this study. In Inhaca Island (Mozambique), characterized by high turbidity and sedimentation, coral communities were found to be

Opuesto a lo esperado con el gradiente de perturbación, se registró una menor riqueza coralina hacia al interior del PNN Tayrona en comparación con las bahías cercanas a la ciudad de S. Marta (Santa Marta y Granate). Esto se atribuye a la lejanía de estas bahías a las fuentes de perturbación directa, generando que sus especies y genotipos sean más vulnerables a las variaciones en las condiciones ambientales y perturbaciones, las cuales han venido en aumento (Martínez y Acosta, 2005) a nivel local, regional y mundial (Souter *et al*., 2021). Perry (2003) registró una alta riqueza coralina (160 spp.) en entornos perturbados, tendencia coincidente con lo observado en esta investigación. Estos autores encontraron que en la isla Inhaca (Mozambique), caracterizada por una alta turbidez y sedimentación, las comunidades coralinas se restringen a los primeros 6 m, son de carácter efímero y están sujetas a una mortalidad periódica impulsada por la movilización de sedimentos. No obstante, a pesar de la alta riqueza coralina en la estación S. Marta, la cobertura fue baja, sólo por encima de Gayraca, en respuesta a la fuerte perturbación que somete a las formaciones coralinas cercanas a la ciudad. Al inicio del gradiente de perturbación, los altos valores de sedimentación y nutrientes limitan la fijación y el reclutamiento de las larvas, el desarrollo coralino, y la regeneración de tejidos (Werding y Sánchez, 1988; 1989; Acosta, 1989, 1994; Garzón-Ferreira y Cano, 1991; Zea, 1994; Martínez y Acosta, 2005; Fabricius, 2005; Wilkinson, 2006). Se destaca que, en función a este gradiente, las comunidades coralinas de Bahía Concha (punto medio en el gradiente) presentaron las coberturas coralinas más altas (> 40 %) y las coberturas de macroalgas más bajas (< 50 %).

Una cobertura más alta de macroalgas en la estación S.Marta coincide con lo registrado por Vega-Sequeda *et al*. (2008), quienes relacionaron estos valores con la cercanía a las actividades humanas y las descargas continentales (sedimentación y contaminación). Al respecto, Núñez *et al*. (1999) atribuyen una mayor abundancia de macroalgas en el infralitoral rocoso de Bocachica, isla de Tierra Bomba (Cartagena), seguido por las esponjas y otros grupos, a la cantidad de materia orgánica e inorgánica disuelta y/o en suspensión proveniente de la bahía de Cartagena, proporcionándole mayor disponibilidad de nutrientes a estos organismos.

Similar a lo registrado por Zea (1994) y Vega-Sequeda *et al*. (2008), en S. Marta y Granate se registraron las coberturas más altas de esponjas. Estos altos valores de coberturas cerca de la ciudad

limited to the upper 6 meters, ephemeral in nature, and subject to periodic mortality driven by sediment movement. However, despite the high coral richness at the S. Marta site, coral cover was low and only slightly higher than at Gayraca, due to the strong disturbances affecting coral formations near the city. At the beginning of the disturbance gradient, high levels of sedimentation and nutrients limit larval settlement and recruitment, coral development, and tissue regeneration (Werding and Sánchez, 1988; 1989; Acosta, 1989; Garzón-Ferreira and Cano, 1991; Acosta, 1994; Zea, 1994; Martínez and Acosta, 2005; Fabricius, 2005; Wilkinson, 2006). Notably, along this gradient, coral communities in B. Concha (the midpoint of the gradient) exhibited the highest coral cover (> 40 %) and the lowest macroalgal cover (< 50 %).

A higher macroalgal cover at the S. Marta station is consistent with the findings of Vega-Sequeda *et al*. (2008), who linked these values to proximity to human activities and continental runoff (sedimentation and pollution). In this regard, Núñez *et al*. (1999) attributed the greater abundance of macroalgae in the rocky infralittoral zone of Bocachica, Tierra Bomba Island (Cartagena), followed by sponges and other groups, to the amount of dissolved and/or suspended organic and inorganic matter coming from Cartagena Bay, which provides increased nutrient availability for these organisms.

Similar to what was reported by Zea (1994) and Vega-Sequeda *et al*. (2008), the highest sponge coverages were recorded at S. Marta and Granate. These high values near the city of Santa Marta are attributed to the optimal development of filter-feeding organisms in environments where conditions are unfavorable for coral development, such as high levels of suspended organic matter used as a food source, high turbidity, sedimentation, and reduced light. Similarly, Osorno (2016) found a comparable pattern for the rocky intertidal zones of the Colombian Caribbean (Magdalena, Bolívar, and Chocó), with greater sponge abundance in areas close to continental nutrient discharges and an opposite trend for corals. Additionally, the S. Marta station showed the highest coverage of zoanthids within the category “other sessile invertebrates” (Apendix 1). These fast-growing organisms (Hughes *et al*., 2007) have been reported in shallow environments with high sedimentation rates (Mueller and Haywick, 1995; Torres and Morelock, 2002), as they have a high capacity to incorporate sediments (< 125 µm) into their tissues and use them for growth, becoming secondary colonizers in disturbed areas (Haywick and Mueller, 1997; Acevedo, 2007;

de Santa Marta se atribuyen al óptimo desarrollo de organismos filtradores en ambientes donde las condiciones son adversas para el desarrollo coralino; es decir, alta materia orgánica en suspensión que aprovechan como fuente de alimento, alta turbidez, sedimentación y menor iluminación. Por su parte, Osorno (2016), encontró para los intermareales rocosos del Caribe colombiano (Magdalena, Bolívar y Chocó) un patrón similar, con una mayor abundancia de esponjas en zonas cercanas a descargas continentales de nutrientes, y un comportamiento inverso por parte de los corales. Adicionalmente, la estación S. Marta presentó la cobertura más alta de zoantídeos dentro de la categoría "otros invertebrados sésiles" (Anexo 1). Estos organismos de crecimiento rápido (Hughes *et al*., 2007), han sido registrados en ambientes someros con altas tasas de sedimentación (Mueller y Haywick, 1995; Torres y Morelock, 2002), dado que tienen una alta capacidad para incorporar sedimentos dentro de sus tejidos (partículas < 125 µm) y aprovecharlo para su crecimiento, convirtiéndose en colonizadores secundarios en áreas perturbadas (Haywick y Mueller, 1997; Acevedo, 2007; Marrugo, 2009).

La bahía de Gayraca presentó un compartimiento particular, con los valores de riqueza y cobertura coralina bajos, a pesar de estar en la parte central del PNN Tayrona, lo que se atribuye a diversos factores. Por un lado, Garzón-Ferreira y Cano (1991) registraron comunidades densas de octocorales cercanas al sector monitoreado, lo que se evidenció en uno de los transectos del presente estudio; sin embargo, en los transectos restantes, desprovistos de octocorales, no se reflejó un incremento en la cobertura coralina. Por su parte, Martínez y Acosta (2005) encontraron que el porcentaje absoluto de pérdida de coral siguió un patrón inverso al de cobertura a lo largo del gradiente de deterioro (estimado entre 1989 y 2002), siendo Gayraca la bahía más afectada (22 %) a pesar de su lejanía a las fuentes de contaminación vinculadas con la bahía de Santa Marta y siendo está perdida más significativa en las porciones someras (< 9 m). Estos autores relacionaron este comportamiento con la pesca con dinamita (Garzón-Ferreira y Cano, 1991), actividad que, si bien no se evidenció durante el desarrollo del presente estudio, fue confirmado por las comunidades locales, quienes afirmaron que esta práctica era usual décadas atrás. Finalmente, Vega-Sequeda *et al.* (2008) proponen que dentro del PNN Tayrona las formaciones coralinas de profundidad media (4 y 15 m) presentan gran variabilidad en su cobertura, debido a la configuración de la costa y la exposición al oleaje (desprendimiento de colonias y/o

Gayraca Bay exhibited a particular pattern, with low values of coral richness and cover, despite being in the central zone of the Tayrona NNP, which is attributed to various factors. On the one hand, Garzón-Ferreira and Cano (1991) reported dense octocoral communities near the monitored sector, which was evident in one of the transects of the present study; however, in the remaining transects, which lacked octocorals, no increase in coral cover was observed. Martínez and Acosta (2005) found that the absolute percentage of coral loss followed an inverse pattern to coral cover along the degradation gradient (estimated between 1989 and 2002), with Gayraca being the most affected bay (22 %) despite its distance from the pollution sources linked to Santa Marta Bay, and this loss was more significant in the shallow zone (< 9 m). These authors associated this pattern with dynamite fishing (Garzón-Ferreira and Cano, 1991), an activity that, although not observed during the present study, was confirmed by local communities, who reported that this practice was common decades ago. Finally, Vega-Sequeda *et al*. (2008) proposed that within the Tayrona NNP, mid-depth coral formations (4 and 15 m) show high variability in their cover due to coastal configuration and wave exposure (colony detachment and/or encrusting growth); conditions that may be accentuated in shallow environments, as observed in this study. Although long-term monitoring of coral colony fate is still underway (as part of a parallel study), it is suggested that turbulence, coastal slope, and seasonal competition with macroalgae are the main limiting factors for reef development in the shallow rocky infralittoral zone of Santa Marta and the Tayrona NNP.

crecimiento costroso); tales condiciones podrían acentuarse en los entornos someros, como se evidenció en esta investigación. Aunque el seguimiento temporal del destino de las colonias aún está en proceso (como parte de un estudio paralelo), se sugiere que la turbulencia, la pendiente del litoral y la competencia estacional con macroalgas constituyen los principales factores limitantes del desarrollo arrecifal en el infralitoral rocoso somero de Santa Marta y el PNN Tayrona.

CONCLUSIONES

En el infralitoral rocoso somero (< 5 m) de Santa Marta y el PNN Tayrona, la comunidad coralina se desarrolla en forma de colonias pequeñas a medianas y dispersas sobre el sustrato, albergando un número significativo de las especies coralinas registradas para el área de estudio. La mayor riqueza y cobertura coralina en los bloques rocosos se debe a su mayor heterogeneidad superficial, lo que favorece el asentamiento de corales y una mayor diversidad. Una menor riqueza coralina en los costados expuestos de las bahías es una consecuencia de la acción del oleaje proveniente del nororiente, que limita la formación de estructuras calcáreas y, por ello el crecimiento es principalmente de tipo costroso. La menor riqueza coralina al interior del PNN Tayrona sugiere que su lejanía a fuentes de perturbación directa ha modelado especies y genotipos más vulnerables a las variaciones en las condiciones ambientales. A pesar de la alta riqueza coralina en S. Marta, su baja cobertura es producto de las perturbaciones que someten a las formaciones coralinas cercanas a la ciudad de Santa Marta (alta materia orgánica en suspensión, turbidez, sedimentación y menor iluminación). Los bajos valores de riqueza y cobertura coralina en Gayraca, a pesar de estar en la porción central del PNN Tayrona, se explica por el dominio de comunidades densas de octocorales y al efecto residual de la pesca con dinamita que se realizaba años atrás en la bahía. Contrario a lo que sucede en los arrecifes de profundidad media, no se evidenció en el infralitoral estudiado un aumento de la cobertura coralina vinculado con un gradiente de perturbación, si no que estas formaciones presentan gran variabilidad en su cobertura, debido a la configuración de la costa y a la exposición al oleaje.

CONCLUSIONS

In the shallow rocky infralittoral zone (< 5 m) of Santa Marta and the Tayrona NNP, the coral community develops as small to medium-sized, scattered colonies on the substratum, hosting a significant number of the coral species reported for the study area. The higher coral richness and cover observed on rocky blocks is attributed to their greater surface heterogeneity, which favors coral settlement and increased diversity. Lower coral richness on the exposed sides of the bays is a consequence of wave action from the northeast, which limits the formation of calcareous structures, resulting in predominantly encrusting growth forms. The lower coral richness within the Tayrona NNP suggests that distance from direct sources of disturbance may have led to the development of species and genotypes that are more vulnerable to variations in environmental conditions. Despite the high coral richness in S. Marta, low coral cover is the result of disturbances affecting coral formations near the city of Santa Marta, such as high levels of suspended organic matter, turbidity, sedimentation, and reduced light availability. The low values of coral richness and cover in Gayraca, despite its location in the central area of the Tayrona NNP, are explained by the dominance of dense octocoral communities and the residual effects of past dynamite fishing in the bay. Contrary to what is observed in mid-depth reefs, no increase in coral cover was recorded in relation to a disturbance gradient in the studied infralittoral zone. Instead, these formations show great variability in cover due to coastal configuration and wave exposure.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Alejandro Lozano, Nicoll Lizarazo, Jerónimo Díaz, Valentina Ceballos y Sarha García por su apoyo en la toma de datos en campo; a Cecil Bolaño por su apoyo logístico en la fase inicial del proyecto; a los capitanes de las embarcaciones del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – Invemar, en especial a Eduardo Vilarete y Daniel Parra y a la Casa de Buceo y Aventura por su apoyo logístico en las salidas de campo. A la Universidad Nacional de Colombia por la financiación con la Convocatoria Nacional "Fortalecimiento de la Formación a través del Apoyo de Proyectos de Investigación, Creación Artística e Innovación 2022-2024", a través del proyecto "Influencia de gradientes ambientales en la estructura y patrones de competencia de corales masivos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona." (Código Hermes, 57619)". Contribución 573 del Instituto de Estudios en Ciencias Marinas (Cecimar) y del programa de posgrado en Ciencias-Biología, Línea Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe. Igualmente se agradece a la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales – Parque Nacional Natural Tayrona (UAESPNN – PNN Tayrona) por respaldar el proyecto de investigación e incluirlo dentro de su portafolio.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank Alejandro Lozano, Nicoll Lizarazo, Jerónimo Díaz, Valentina Ceballos, and Sarha García for their support in field data collection; María Camila Gómez for map elaboration; Cecil Bolaño for his logistical support in the initial phase of the project; the captains of the Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR boats, especially Eduardo Vilarete and Daniel Parra, and Casa de Buceo y Aventura for their logistical assistance during fieldwork. The Universidad Nacional de Colombia is thanked for funding through the National Call "Fortalecimiento de la Formación a través del Apoyo de Proyectos de Investigación, Creación Artística e Innovación 2022-2024" under the project "Influencia de gradientes ambientales en la estructura y patrones de competencia de corales masivos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona" (Hermes Code, 57619)". This is Contribution 573 from the Instituto de Estudios en Ciencias Marinas (Cecimar) and the postgraduate program in Sciences-Biology, Marine Biology Line, Universidad Nacional de Colombia, Caribbean campus. Likewise, the Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales – Parque Nacional Natural Tayrona (UAESPNN – PNN Tayrona) is acknowledged for endorsing the research project and including it within its portfolio.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Acevedo, D. (2010). Estado actual de las formaciones coralinas en la región de Santa Marta, Bahía de Gaira y el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tesis de pregrado. Universidad Jorge Tadeo Lozano.

Acevedo, V. (2007). Effects of sedimentation on the distribution and ecology of the reef zoanthid Palythoa caribaeorum. Master's thesis. Universidad de Puerto Rico.

Acosta, A. (1989). Composición y estructura de la comunidad de corales hermatípicos en tres zonas representativas de la región de Santa Marta (Punta de Betín, isla Morro Grande y ensenada Granate, mar Caribe colombiano). Tesis de pregrado. Universidad Nacional de Colombia.

Acosta, A., Bernal, J.K., Jaramillo-González, J., Mariño-Correa, D., Ordóñez, M., Camacho, J., Ruiz, M. y Álvarez, D. (2005). Investigaciones desde la perspectiva de la conectividad y el reclutamiento coralino para el entendimiento del estado, estructura y dinámica de los arrecifes coralinos (Caribe). En: Invemar, ed. Informe del estado del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. Santa Marta: Invemar, Serie Publicaciones Periódicas 8. pp.96-134.

Acosta, L. (1994). Contamination gradient and its effect on the coral community structure in the Santa Marta area, Colombian Caribbean. En: R.N. Ginsburg, ed. Proceedings of the Colloquium on Global Aspect of Coral Reefs: Health, Hazards and History. Miami, USA: RSMAS, University of Miami. pp.233-239.

Aguilera, M.A., Broitman, B.R. and Thiel, M. (2014). Spatial variability in community composition on a granite breakwater versus natural rocky shores: Lack of microhabitats suppresses intertidal biodiversity. Marine Pollution Bulletin, 87(1-2), pp.257-268. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.046

Antonius, A. (1972). Occurrence and distribution of stony corals (Anthozoa and Hydrozoa) in the vicinity of Santa Marta, Colombia. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 6, pp.89-103. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1972.6.0.561

Arbeláez, N., Franco-Angulo, J. y Espinosa, L. (2020). Incidencia estacional de mareas rojas en la bahía de Santa Marta y sectores adyacentes, Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 49(2), pp.49-66. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2020.49.2.940

Ardila, M.E. (2014). Ocupación de espacio por esponjas y otros componentes sésiles en arrecifes del Caribe colombiano en relación con la materia orgánica en suspensión. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia.

Baes, D., Maechler, M., Bolker, B. and Walker, S. (2024). The lme4 package. Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4. R Core Team. doi: https://cran.r-project.org/web/packages/lme4/lme4.pdf

Bak, R. and Elgershuizen, J. (1976). Patterns of oil-sediment rejection in corals. Mar. Sci., 37, pp. 105-113. https://doi.org/10.1016/0146-6291(77)90012-1

Batista-Morales, A.M. y Díaz-Sánchez, C.M. (2010). Estado de los litorales rocosos. En: Invemar, ed. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia: Año 2009. Santa Marta: Invemar, Serie Publicaciones Periódicas 8. pp.133-158.

Bayraktarov, E. and Wild, C. (2014). Spatiotemporal variability of sedimentary organic matter supply and recycling processes in coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. Biogeosciences, 11(11), pp.2977-2990. doi: https://doi.org/10.5194/bg-11-2977-2014

Bayraktarov, E., Bastidas-Salamanca, M.L. and Wild, C. (2014a). The physical environment in coral reefs of the Tayrona National Natural Park (Colombian Caribbean) in response to seasonal upwelling. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 43(1), pp.137-157. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2014.43.1.38

Bayraktarov, E., Pizarro, V. and Wild, C. (2014b). Spatial and temporal variability of water quality in the coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. Environmental Monitoring and Assessment, 186(6), pp.3641-3659. doi: https://doi.org/10.1007/s10661-014-3647-3

Birkeland, C. (1977). The importance of rate of biomass accumulation in early successional stages of benthic communities to the survival of coral recruits. In: D.L. Taylor, ed. Proceedings of the Third International Coral Reef Symposium. Miami, USA: University of Miami Press. pp.16-21.

Birkeland, C., Rowley, D. and Randall, R. (1981). Coral recruitment patterns at Guam. In: E.D. Gomez, C.E. Birkeland, R.W. Buddemeier, R.E. Johannes, J.A. Marsh and R.T. Tsuda. The reef and man. Manila, Philippines: Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium, University of Philippines. pp.339-344.

Birrell, C.L., McCook, L.J., Willis, B.L. and Díaz-Pulido, G.A. (2008). Effects of benthic algae on the replenishment of corals and the implications for the resilience of coral reefs. Oceanography and Marine Biology, 46, pp. 25-65. doi: https://doi.org/10.1201/9781420065756-4

Blanco, J. (1988). Las variaciones ambientales estacionales en las aguas costeras y su importancia para la pesca en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia.

Bolar, K. (2022). The STATS package. Interactive Document for Working with Basic Statistical Analysis. R Core Team. doi: https://cran.r-project.org/web/packages/STAT/STAT.pdf

Botero, L. (1987). Zonación de octocorales gorgonáceos en el área de Santa Marta y Parque Nacional Tayrona, costa Caribe colombiana. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 17, pp.61-80. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1987.17.0.455

Brattström, H. (1980). Rocky-shore zonation in the Santa Marta area, Colombia. Sarsia, 65 (3-4), pp. 163-226. doi: https://doi.org/10.1080/00364827.1980.10431482

Bula-Meyer, G. (1985). Un núcleo nuevo de surgencia en el Caribe colombiano detectado en correlación con las macroalgas. Boletín Ecotrópica, 12, pp.3-25.

Burt, J.A., Camp, E.F., Enochs, I.C., Johansen, J.L., Morgan, K.M., Riegl, B. and Hoey, S. (2020). Insights from extreme coral reefs in a changing world. Coral Reefs, 39, pp. 495-507. doi: https://doi.org/10.1007/s00338-020-01966-y

Camp, E.F., Nitschke, M.R., Rodolfo-Metalpa, R., Houlbreque, F., Gardner, S.G., Smith, D.J., Zampighi, M. and Suggett, D.J. (2017). Reef-building corals thrive within hot-acidified and deoxygenated waters. Scientific Reports, 7(1), pp. 2434. doi: https://doi.org/10.1038/s41598-017-02383-y

Camp, E.F., Schoepf, V., Mumby, P.J., Hardtke, L.A., Rodolfo-Metalpa, R., Smith, D.J. and Suggett, D.J. (2018). The future of coral reefs subject to rapid climate change: lessons from natural extreme environments. Frontriers in Marine Science, 5, p.4. doi: https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00433

Caribbean Coastal Marine Productivity (CARICOMP). (2001). Methods manual

levels 1 and 2: Manual of Methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. St. Petersburg, USA: Centre for Marine Sciences, University of the West Indies, Mona, Kingston, Jamaica and Florida Institute of Oceanography, University of South Florida.

Carleton, J.H. and Sammarco, P.W. (1987). Effects of substratum irregularity on success of coral settlement: quantification by comparative geomorphological techniques. Bulletin of Marine Science, 40, pp.85-98.

Carlon, D. (2002). Production and supply of larvae as determinants of zonation in a brooding tropical coral. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology., 268, pp.33-46. doi: https://doi.org/10.1016/s0022-0981(01)00369-0

Chao, A. and Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. Ecology, 93(12), pp.2533-2547. doi: https://doi.org/10.1890/11-1952.1

Craig, P., Birkeland, C. and Belliveau, S. (2001). High temperatures tolerated by a diverse assemblage of shallow-water corals in American Samoa. Coral Reefs, 20, pp.185-189. doi: https://doi.org/10.1007/s003380100159

Daza-Guerra, C.A., Osorno-Arango, A.M., Gómez-Cubillos, M.C. y Zea, S. (2020). Efecto de la herbivoría de Cittarium pica (Gastropoda: Tegulidae) y la estacionalidad climática en el ensamblaje algal del litoral rocoso de Bonito Gordo, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Revista Mexicana de Biodiversidad, 91, e913192, pp.1-16. doi: https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3192

Díaz, J. y Gómez L. eds. (2000). Programa nacional de investigación en biodiversidad marina y costera - PNIBM. Santa Marta, Colombia: INVEMAR, FONADE, MMA.

Díaz, J.M., Barrios, L.M., Cendales, M.H., Garzón-Ferreira, J., Geister, J., López-Victoria, M., Ospina, G.H., Parra-Velandia, F.J., Pinzón, J., Vargas-Ángel, B., Zapata, F.A. y Zea, S. (2000). Áreas coralinas de Colombia. Santa Marta: Invemar, Serie Publicaciones Especiales 5.

Díaz-Pulido G. (1997). Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia. Informe final. Santa Marta: INVEMAR.

Díaz-Pulido, G. and Garzón-Ferreira, J. (2002). Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. Botanica Marina., 45, pp.284-292. doi: https://doi.org/10.1515/bot.2002.028

Díaz-Pulido, G., Sánchez, J., Zea, S., Díaz, J. y Garzón-Ferreira, J. (2004). Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 24(108), pp.337-347. doi: https://doi.org/10.18257/raccefyn.28(108).2004.2130

Díaz-Pulido, G., Rangel-Campo, A., Díaz-Ruiz, M., Flores-Leiva, L. y Venera-Pontón, D.E. (2005). Efectos sinérgicos de la sedimentación, herbivoría, asentamiento algal y localidad sobre el reclutamiento y desarrollo de algas en los arrecifes del Parque Tayrona, Caribe colombiano. En: Invemar, ed. Informe del estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2005. Santa Marta. Invemar, Serie Publicaciones Periódicas No.8. pp.111-113

Dunmore, R.A. and Schiel, D.R. (2003). Demography, competitive interactions and grazing effects of intertidal limpets in southern New Zealand. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 288(1), pp.17-38. doi: https://doi.org/10.1016/s0022-0981(02)00579-8

Edmunds, P.J. (2000). Patterns in the distribution of juvenile corals and coral reef community structure in St. John, U.S. Virgin Islands. Marine Ecology Progress Series., 202, pp.113-24. doi: https://doi.org/10.3354/meps202113

Eidens, C., Hauffe, T., Bayraktarov, E., Wild, C. and Wilke, T. (2015). Multi-scale processes drive benthic community structure in upwelling-affected coral reefs. Frontiers in Marine Science., 2, pp.2. doi: https://doi.org/10.3389/fmars.2015.00002

Fabricius, K.E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. Marine Pollution Bulletin, 50(2), pp.125-146. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.028

Franco, A., Avendaño, D. y Pino, J.C. (1992). Descripción, distribución y anotaciones ecológicos de la comunidad algas en el litoral rocoso artificial de Marbella, Cartagena. En: Comisión Colombiana del Océano - CCO, ed. Memorias VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, Santa Marta. Bogotá: CCO. pp.544-555.

Garzón-Ferreira, J. y Cano, M. (1991). Tipos, distribución extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Bogotá: 7o Concurso Nacional de Ecología "Enrique Pérez Arbeláez", Fondo para la Protección del Medio Ambiente – FEN.

Garzón-Ferreira, J. and Kielman, M. (1994). Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. In: R.N. Ginsburg, ed. Proceedings of the Colloquium on Global Aspect of Coral Reefs. Health, Hazards and History. Miami, USA: RSMAS, University of Miami. pp.247-253

Garzón-Ferreira, J., Gil-Agudelo, D., Marín, B., Mejía-Niño, N., Rodríguez-Ramírez, A. y Rojas-Ruíz, J. (2000). Evaluación preliminar de algunos indicadores de contaminación de origen terrestre en áreas coralinas de la región de Santa Marta, Caribe colombiano: informe de resultados. Santa Marta: Invemar.

Garzón-Ferreira, J., Reyes-Nivia, M.C. y Rodríguez-Ramírez, A. (2002). Manual de métodos del SIMAC - Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. Informe Final. Santa Marta, Colombia: Invemar.

Garzón-Ferreira, J., Moreno-Bonilla, M. y Valderrama, J. (2004). Condición actual de las formaciones coralinas de Acropora palmata y A. cervicornis en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 33, pp.117-136. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2004.33.0.251

Gómez-Cubillos, C., Gómez-Cubillos, M.C., Sanjuan-Muñoz, A. y Zea. S. (2019). Interacciones de corales masivos con céspedes algales y otros organismos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona. Boletin de Investigaciones Marinas y Costeras, 48(2), pp.143-171. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2019.48.2.770

Green, D., Edmund, P. y Carpenter, R. (2008). Increasing relative abundance of Porites astreoides on Caribbean reef mediated by an overall decline in coral cover. Marine Ecology Progress Series., 359, pp.1-10. doi: https://doi.org/10.3354/meps07454

Haywick, D. and Mueller, E. (1997). Sediment retention in encrusting Palythoa spp. a biological twist to a geological process. Coral Reefs, 16, pp.39-46. doi: https://doi.org/10.1007/s003380050057

Hughes, T.P. (1987). Skeletal density and growth form of corals. Marine Ecology Progress Series., 35, pp.259-266. doi: https://doi.org/10.3354/meps035259

Hughes, T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science, 265(5178), pp.1547-1551. doi: https://doi.org/10.1126/science.265.5178.1547

Hughes, T.P, Rodrigues, M.J., Bellwood, D.R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg,

O., McCook, L., Moltschaniwskyj, N., Pratchett, M.S., Steneck, R.S. and Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. Current Biology, 17, pp.360-365. doi: https://doi.org/10.3410/f.1076783.529697.

Jackson, J.B. and Hughes, T.P. (1985). Adaptive strategies of coral-reef invertebrates: coral-reef environments that are regularly disturbed by storms and by predation often favor the very organisms most susceptible to damage by these processes. American Scientist, 73(3), pp.265-274. doi: https://doi.org/10.1017/cbo9780511804472.017

Kikuzawa, Y.P., Ng, C.S.L., Toh, T.C., Sam, S.Q., Lee, Y.L., Loo, P.L., Chua, Y.Z., Tan, K.S. and Chou, L.M. (2020). Diversity of subtidal benthic and hard coral communities on sloping and vertical seawalls in Singapore. Marine Biodiversity., 50, pp.1-14. doi: https://doi.org/10.1007/s12526-020-01118-z

Knowlton N. (2001). The future of coral reefs. Proc. Natl. Acad. Sci., 98, pp.5419-5925.

Lee, Y.L., Lam, S.Q.Y., Tay, T.S., Kikuzawa, Y.P. and Tan, K.S. (2021). Composition and structure of tropical intertidal hard coral communities on natural and man-made habitats. Coral Reefs, 40(3), pp. 685-700. doi: https://doi.org/10.1007/s00338-021-02059-0

Lewis, J.B. (1989). The ecology of Millepora: a review. Coral Reefs, 8, pp.99-107. doi: https://doi.org/10.1007/bf00338264

Lirman, D. (2001). Competition between macroalgae and corals: effects of herbivore exclusion and increased algal biomass on coral survivorship and growth. Coral Reefs, 19(4), pp.392-399. doi: https://doi.org/10.1007/s003380000125

Lirman, D., Manzello, D. and Maciá. S. (2002). Back from the dead: The resilience of Siderastrea radians to severe stress. Coral Reefs, 21, pp.291-292. doi: https://doi.org/10.1007/s00338-002-0244-7

Little C., Williams, G.A. and Trowbridge, C.D. (2009). The Biology of Rocky Shores. New York: Oxford University Press. doi: https://doi.org/10.1093/oso/9780198564904.002.0002

Londoño-Cruz, E., López de Mesa-Agudelo, L.A., Arias-Gálvez, F., Herrera-Paz, D.L., Prado, A., Cuellar, L.M. and Cantera, J. (2014). Distribution of macroinvertebrates on intertidal rocky shores in Gorgona Island, Colombia (Tropical Eastern Pacific). Revista de Biología Tropical, 62(1), pp.189-198. doi: https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.16275

López, L.P. (2009). Dinámica espacio temporal en la estructura de la comunidad y de la población móvil y sésil del litoral rocoso, San Andrés (Cove). Tesis de pregrado. Pontificia Universidad Javeriana.

López-Victoria M., Cantera, J.R., Díaz, J.M., Rozo, D., Posada-Posada, B.O. y Osorno, A. (2004). Estado de los litorales rocosos en Colombia, acantilados y playas rocosas. En: INVEMAR, ed. Informe del estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2003. Santa Marta: Invemar, Serie Publicaciones Periódicas No. 8. pp.171-181.

Lozano-Cortés, D.F. and Zapata, F.A. (2015). Abundance and composition of juvenile scleractinian corals on a fringing reef (Little Reef) off San Andres Island, Colombian Caribbean. Marine Biology Research., 11(3), pp. 304-312. doi: https://doi.org/10.1080/17451000.2014.914222

Márquez G. (1982). Los sistemas ecológicos marinos del sector adyacente a Santa Marta. Caribe colombiano. I. Generalidades. Ecología Tropical, 2(1), pp.5-19.

Marrugo, M.D.P. (2009). Composición de la comunidad bentónica de parches coralinos dentro y fuera de un área marina protegida (Parque Nacional Natural Tayrona) en zonas con y sin impacto turístico. Tesis de pregrado. Universidad Jorge Tadeo Lozano.

Martínez, S. y Acosta, A. (2005). Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta-Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano). Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 34, pp.161-191. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2005.34.0.239

McCook, L., Jompa, J. and Díaz-Pulido, G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. Coral Reefs, 19(4), pp.400-417. doi: https://doi.org/10.1007/s003380000129

McLachlam A. and Hesp, P. (1984). Faunal response to morphology and water circulation of a sandy beach with cusps. Marine Ecology Progress Series, 19, pp.133-144. doi: https://doi.org/10.3354/meps019133

Morrison, D. (1988). Comparing fish and urchin grazing in shallow and deep coral reef algal communities. Ecology, 69(5), pp.1367-1382. doi: https://doi.org/10.2307/1941634

Mueller, E. and Haywick, D.W. (1995). Sediment assimilation and calcification by the western Atlantic reef zoanthid, Palythoa caribaeorum. Bulletin de l'Institut océanographique, 14, pp. 89-100.

Ng C.S.L., Chen, D. and Chou, L.M. (2012). Hard coral assemblages on seawalls in Singapore. Contributions in Marine Science, pp.75-79.

Nugues, M.M. and Roberts, C.M. (2003). Coral mortality and interaction with algae in relation to sedimentation. Coral Reefs, 22, pp.507-516. https://doi.org/10.1007/s00338-003-0338-x

Nugues, M.M., Smith, G.W., Van Hooidonk, R.J., Seabra, M.I. and Bak, R.P. (2004). Algal contact as a trigger for coral disease. Ecology Letters, 7(10), pp.919-923. doi:https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00651.x

Núñez, S.G., López, N.H., García, C.B. y Navas, G.R. (1999). Caracterización y comportamiento bimensual de la comunidad sésil asociada con el litoral rocoso de Bocachica, Isla de Tierra Bomba, Caribe colombiano. Ciencias Marinas, 25(4), pp.629-646.

Ojeda, J., Rodríguez, J., Rosenfeld, S. y Vega, N. (2017). Comparación de la estructura comunitaria entre plataformas y bolones del intermareal en isla Navarino, Reserva de Biósfera Cabo de Hornos. Anales del Instituto de la Patagonia, 45, pp.33-43. https://doi.org/10.4067/s0718-686x2017000300033

Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Antoniazi, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro, E., Smith, T., Stier, A., Ter C. and Weedon. J. (2019). The vegan package. Community ecology package. The R Project for Statistical Computing. R Core Team. https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf

Oliver, T.A. and Palumbi, S.R. (2011). Many corals host thermally resistant symbionts in high-temperature habitat. Coral Reefs, 30, pp.241-250. doi: https://doi.org/10.1007/s00338-010-0696-0

Osorno, A. (2008). Estado de los litorales rocosos en Colombia. En: Invemar, ed. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2007. Santa Marta: Invemar, Serie Publicaciones Periódicas No. 8. pp.111-146.

Osorno-Arango, A. (2016). Caracterización y diagnóstico del estado de los litorales rocosos del Caribe colombiano con fines de determinar los indicadores de

integridad ecológica. Fase II: Ecorregiones Darién, Archipiélagos Coralinos y Tayrona. Santa Marta: Invemar.

Paine, R.T. (1980). Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. Journal of Animal Ecology, 49(3), pp.667-685. doi: https://doi.org/10.2307/4220

Perry, C.T. (2003). Coral reefs in a high-latitude, siliciclastic barrier island setting: reef framework and sediment production at Inhaca Island, southern Mozambique. Coral Reefs, 22(4), pp.485-497. doi: https://doi.org/10.1007/s00338-003-0339-9

Perry, C.T. and Larcombe, P. (2003). Marginal and non-reef-building coral environments. Coral Reefs, 22, pp.427-432. https://doi.org/10.1007/s00338-003-0330-5

Pinzón, J.H., Perdomo, A.M. y Díaz, J.M. (1998). Isla Arena, una formación coralina saludable en el área de influencia de la pluma del río Magdalena, plataforma continental del Caribe colombiano. Boletín de Investigación Marinas Costeras, 27, pp.21-37. https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1998.27.0.329

Posada-Posada, B.O y Henao-Pineda, W. (2008). Diagnóstico de la erosión en la zona costera del Caribe. Santa Marta: Invemar, Serie de Publicaciones Especiales No. 13.

R Development Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Obtenido de: https://www.R-project.org/

Rasher, D.B. and Hay, M.E. (2010). Chemically rich seaweeds poison corals when not controlled by herbivores. Proceedings of the National Academy of Sciences, 107(21), pp. 9683-9688. doi: https://doi.org/10.1073/pnas.0912095107

Rogers, C. and Miller, J. (2006). Permanent 'phase shifts' or reversible declines in coral cover? Lack of recovery of two coral reefs in St. John, US Virgins Islands. Marine Ecology Progress Series, 306, pp. 103-114. doi: https://doi.org/10.3354/meps306103

Rogers, C., Fitz, H., Gilnack, M., Beets, J. and Hardin, J. (1984). Scleractinian coral recruitment patterns at salt river submarine canyon, St. Croix, US Virgin Islands. Coral Reefs, 3(2), pp.69-76. doi: https://doi.org/10.1007/bf00263756

Roswell, M., Dushoff, J. and Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. Oikos, 130(3), pp.321-338. doi: https://doi.org/10.1111/oik.07202

Safaie, A., Silbiger, N.J., McClanahan, T.R., Pawlak, G., Barshis, D.J., Hench, J.L., Rogers, J.S., Williams, G.J. and Davis, K.A. (2018). High frequency temperature variability reduces the risk of coral bleaching. Nature Communications, 9, pp.1671. https://doi.org/10.1038/s41467-018-04074-2

Salzwedel, H. and Müller, K. (1983). A summary of meteorological and hydrological data from the Bay of Santa Marta, Colombian Caribbean. Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, 13, pp.67-83. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1983.13.0.483

Schneider, C.A., Rasband, W.S. and Eliceiri, K.W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. Nature methods, 9(7), pp.671-675. doi: https://doi.org/10.1038/nmeth.2089

Sherman, C.D., Peucker, A.J. and Ayre, D.J. (2007). Do reproductive tactics vary with habitat heterogeneity in the intertidal sea anemone Actinia tenebrosa?. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 340(2), pp.259-267. doi: https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.09.016

Signorell, A. (2024). The DescTools package. Tools for Descriptive Statistics. R Core Team. https://cran.r-project.org/web/packages/DescTools/DescTools.pdf

Sousa, W.P., Schroeter, S.C. and Gaines, S.D. (1981). Latitudinal variation in intertidal algal community structure: the influence of grazing and vegetative propagation. Oecologia, 48, pp.297-307. doi: https://doi.org/10.1007/bf00346486

Souter, D., Serge, P., Wicquart, J., Logan, M., Obura, D. and Staub, F. (2021). Status of Coral Reefs of the World: 2020 Executive Summary. Australia, Townsville: Coral Reef Initiative, Global Coral Reef Monitoring Network.

Taylor, J.D. (1978). Zonation of rocky intertidal surfaces. In: D.R Stoddart y R.E. Johannes, eds. Coral Reefs: Research Methods. UNESCO: UK. pp.139-148

Torres, J.L. and Morelock, J.N. (2002). Effect of terrigenous sediment influx on coral cover and linear extension rates of three Caribbean massive coral species. Caribbean Journal of Science, 38(3), pp. 222-229.

Vega-Sequeda, J., Rodríguez-Ramírez, A., Reyes-Nivia, M.C. y Navas-Camacho, R. (2008). Formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. Boletín Investigaciones Marinas y Costeras, 37(2), pp. 87-105. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2008.37.2.193

Venera-Pontón, D.E., Díaz-Pulido, G., McCook, L.J. and Rangel-Campo, A. (2011). Macroalgae reduce growth of juvenile corals but protect them from parrotfish damage. Marine Ecology Progress Series, 421, pp.109-115. doi: https://doi.org/10.3354/meps08869

Vidal, A.M., Villamil, C.M. y Acosta, A. (2005). Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés isla, Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 34, pp.211-225. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2005.34.0.241

Werding, B. y Erhardt, H. (1976). Los corales (Anthozoa y Hydrozoa) de la bahía de Chengue en el Parque Nacional Tayrona (Colombia). Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas 8, pp. 45-57. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1976.8.0.533

Werding, B. and Sánchez, H. (1989). The coral formations and their distributional pattern along a wave exposure gradient in the area of Santa Marta, Colombia. Medio Ambiente, 10(2), pp. 61-68.

Werding, B. y Sánchez, H. (1988). Deterioro observado en las formaciones coralinas de la bahía de Santa Marta, Colombia. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 18, pp.9-16. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1988.18.0.439

Wilkinson, C. (2006). Earthquakes, tsunamis and other stresses to coral reefs and coastal resources. In: C. Wilkinson, D. Souter and J. Goldberg, eds. Status of Coral Reefs in Tsunami Affected Countries: 2005. Australian Institute of Marine Science: Townsville, Queensland. pp.31-42.

Zea, S. (1993). Cover of sponges and other sessile organisms in rocky and coral reef habitats of Santa Marta, Colombian Caribbean Sea. Caribbean Journal of Science, 29(1-2), pp.75-88.

Zea, S. (1994). Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reefs at Santa Marta, Colombian Caribbean. In: R. Soest, T. van Kempen and J. Bracekman, eds. Sponges in time and space. Rotterdam: Balkema. pp.257-264.

Ziegler, M., Seneca, F.O., Yum, L.K., Palumbi, S.R. and Voolstra, C.R. (2017). Bacterial community dynamics are linked to patterns of coral heat tolerance. Nat. Commun., 8, pp.14213. https://doi.org/10.1038/ncomms14213

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia
CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

ANEXOS

Anexo 1. Cobertura bentónica en los litorales rocosos de Santa Marta y el PNN Tayrona. $\bar{x}$ ± 1 error estándar. (-) = ausente en los transectos. Se definieron como algas calcáreas a aquellas algas costrosas con coloración que varía entre rosado a rojo.

APPENDICES

Appendix 1. Benthic cover on rocky shores of Santa Marta and Tayrona NNP. $\bar{x}$ ± 1 standard error. (–) = absent in transects. Crustose algae with pink to red coloration were classified as calcareous algae.

	S. Marta	Granate	B. Concha		Chengue				Gayraca		Total
	Bloque / Block	Bloque / Block	Bloque / Block	Bloque / Block	Terraza / Terrace				Bloque / Block	Terraza / Terrace	
	PB-P	**Gr-P**	**BC-E**	**BC-P**	**Ch-Ea**	**Ch-Eb**	**Ch-Pa**	**Ch-Pb**	**Gy-E**	**Gy-P**	
Acropora palmata	-	-	4.47 ± 2.38	2.2 ± 2.2	1.63 ± 1.63	7 ± 4.54	-	-	-	-	1.53 ± 0.63
Agaricia agaricites	0.67 ± 0.33	0.5 ± 0.1	0.43 ± 0.28	0.43 ± 0.3	-	0.33 ± 0.33	0.53 ± 0.23	1.23 ± 0.55	1.1 ± 0.38	-	0.43 ± 0.13
Diploria labyrinthiformis	0.37 ± 0.27	0.83 ± 0.83	0.47 ± 0.26	-	-	-	0.13 ± 0.13	-	0.33 ± 0.33	0.37 ± 0.37	0.25 ± 1
Favia fragum	0.23 ± 0.19	0.23 ± 0.33	0.5 ± 0.46	0.23 ± 0.67	2.4 ± 0.32	0.4 ± 0.28	0.97 ± 0.45	0.77 ± 0.67	1.17 ± 0.23	1.4 ± 0.35	0.83 ± 0.14
Madracis decactis	-	0.13 ± 0.67	-	-	-	-	-	0.13 ± 0.13	-	-	0.27 ± 0.16
Meandrina meandrites	-	0.27 ± 0.27	-	-	-	-	-	-	-	-	0.27 ± 0.27
Millepora complanata	2.43 ± 0.47	4.83 ± 1.49	2.2 ± 0.85	1.63 ± 0.49	7.17 ± 2.7	3.93 ± 2.56	4.23 ± 1.49	2.4 ± 1.12	2.47 ± 0.91	3 ± 0.76	3.43 ± 0.49
Montastraea cavernosa	0.2 ± 0.12	0.1 ± 0.1	-	-	-	-	0.3 ± 0.3	-	-	-	0.6 ± 0.34
Orbicella annularis	0.77 ± 0.77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.77 ± 0.77
Porites astreoides	0.8 ± 0.49	2.63 ± 0.88	2.83 ± 0.76	9.5 ± 1.51	2.5 ± 0.51	6.83 ± 1.25	4.5 ± 0.28	1.57 ± 0.66	3.43 ± 0.58	0.9 ± 0.32	3.55 ± 0.52
Porites porites	-	-	-	-	-	-	-	0.1 ± 0.1	-	-	0.1 ± 0.1
Pseudodiploria clivosa	0.8 ± 0.53	0.63 ± 0.63	4.5 ± 0.24	12.33 ± 4.84	4.2 ± 0.84	24.43 ± 6.87	0.7 ± 0.7	-	2.2 ± 0.57	0.13 ± 0.13	4.99 ± 1.54
Pseudodiploria strigosa	5.87 ± 1.89	7.97 ± 1.56	12.9 ± 3.18	14.17 ± 0.68	3.83 ± 1.15	2.67 ± 0.78	2.3 ± 1.69	1.87 ± 0.9	1.6 ± 0.32	-	5.32 ± 0.95
Siderastrea radians	0.57 ± 0.22	0.4 ± 0.58	0.67 ± 0.67	0.13 ± 0.67	-	0.33 ± 0.33	0.6 ± 0.28	0.13 ± 0.88	-	-	0.19 ± 0.53
Siderastrea siderea	0.7 ± 0.17	4.7 ± 1.17	4.57 ± 1.44	0.67 ± 0.23	1.3 ± 0.61	2.27 ± 1.74	1.1 ± 4.37	5.8 ± 3.27	3.53 ± 1.23	1.1 ± 0.25	3.47 ± 0.73
Stephanocoenia intersepta	0.13 ± 0.13	0.67 ± 0.67	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2 ± 0.15
Gorgonáceos erectos / Erect gorgonians	0.37 ± 0.37	0.33 ± 0.33	1.53 ± 0.46	5.7 ± 4.67	0.27 ± 0.18	-	2.17 ± 0.93	4.9 ± 1.22	4 ± 1.42	11.8 ± 8.95	3.17 ± 1.76
Gorgonáceos incrustantes / Encrusting gorgonians	-	1.37 ± 0.82	-	-	-	-	-	1.3 ± 1.3	-	-	0.27 ± 0.16
Algas calcáreas / Calcareous algae	0.17 ± 0.88	6.8 ± 0.26	3.43 ± 1.28	5.93 ± 0.59	17.4 ± 1.76	5.27 ± 0.65	11.93 ± 1.22	12.57 ± 7.82	1.87 ± 1.96	3.67 ± 1.93	7.74 ± 1.18
Algas costrosas / Crustose algae	0.67 ± 0.67	3.4 ± 1.42	1.2 ± 0.56	4.63 ± 0.84	12.9 ± 0.44	2.87 ± 1.27	8.67 ± 2.36	11.37 ± 2.72	3.33 ± 0.43	0.87 ± 0.68	4.93 ± 0.87
Césped / Turf algae	69.97 ± 2.69	54.7 ± 0.35	55.57 ± 8.97	34.53 ± 2.8	41.8 ± 4.19	41.4 ± 2.95	48.1 ± 3.49	51 ± 1.39	6.1 ± 4.97	75.67 ± 12.15	53.22 ± 2.81
Macroalgas carnosas / Fleshy macroalgae	-	1.57 ± 0.15	-	2.1 ± 0.29	0.2 ± 0.1	-	1.13 ± 0.3	0.33 ± 0.33	-	-	0.53 ± 0.14
Palythoa spp	5.67 ± 4.17	0.67 ± 0.33	0.43 ± 0.33	0.63 ± 0.48	1.83 ± 0.9	1.67 ± 1.24	1.13 ± 1.35	0.83 ± 0.13	4 ± 1.9	0.3 ± 0.3	1.72 ± 0.52
Poríferos / Sponges	3.53 ± 0.72	4.53 ± 1.91	0.73 ± 0.23	0.43 ± 0.18	1.3 ± 0.17	0.13 ± 0.67	0.63 ± 0.23	0.17 ± 0.12	0.83 ± 0.57	0.6 ± 0.28	1.29 ± 0.32
Otros Invertebrados sésiles / Other sessile invertebrates	0.13 ± 0.33	0.3 ± 0.12	0.27 ± 0.18	-	-	-	0.2 ± 0.2	0.1 ± 0,00	-	-	0.1 ± 0.32
Esqueleto coralino / Coral skeleton	0.1 ± 0.58	1.77 ± 0.69	1.33 ± 0.55	0.9 ± 0.17	0.97 ± 0.3	0.17 ± 0.88	0.5 ± 0.12	1.8 ± 0.96	0.13 ± 0.88	0.67 ± 0.67	0.74 ± 0.16
Sustrato abiótico / Abiotic substratum	7.67 ± 1.25	1.27 ± 0.54	2.87 ± 1.93	3.83 ± 1.76	0.3 ± 0.58	0.9 ± 0.7	1.17 ± 0.88	1.93 ± 1.63	0.9 ± 0.76	1.33 ± 0.52	2.16 ± 0.44

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

ARTÍCULO / ARTICLE

Presencia de residuos marinos en bosques de manglar con diferentes grados de intervención antrópica en el Pacífico colombiano

Presence of marine debris in mangrove forests with different degrees of anthropogenic intervention in the Colombian Pacific

Ingrid Arboleda[1]
0000-0002-5569-9686
ijarboledam@unal.edu.co.

Andrés Molina[2]
0000-0003-1954-4393
aemolinas@unal.edu.co

Guillermo Duque[3]
0000-0002-2468-529X
gduquen@unal.edu.co

1. Estudiante de Maestría en Ingeniería Ambiental. Grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Palmira, Colombia.
2. Profesor Asociado. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira- Facultad de Ingeniería y Administración, Palmira, Colombia.
3. Profesor Titular. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira- Facultad de Ingeniería y Administración, Palmira, Colombia.

Recibido / Received: 29/04/2024
Aceptado / Accepted: 26/06/2025

Citación / Citation: Arboleda, I.; Molina. A.; Duque, G. Presencia de Residuos Marinos en Bosques de Manglar con Diferentes Grados de Intervención Antrópica en el Pacífico colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 89-107

RESUMEN

Los residuos marinos generan impactos sobre los ecosistemas de bosque de manglar que son vulnerables por sus adaptaciones morfológicas; estas adaptaciones, facilitan la deposición de materiales flotantes. En este estudio se determinó la variabilidad en la abundancia y tipos de residuos marinos en bosques de manglar en relación con el grado de influencia antrópica en las bahías de Buenaventura y Málaga, ubicadas en el Pacífico colombiano. Los muestreos se realizaron en cuatro bosques de manglar, usando transectos y cuadrantes de 1 m^2. Los residuos se clasificaron con base en las categorías de la OSPAR y los tipos de plástico se clasificaron de acuerdo con su uso (turismo, hogar y misceláneos). Adicionalmente, se aplicaron dos índices, el Índice de Costa Limpia (CCI) y el Índice de Abundancia de Plástico (PAI). La mayor cantidad de residuos marinos se encontró en los manglares de Buenaventura (9280,1 g). El plástico fue el tipo de residuo predominante, con 77% del total de residuos recolectados. La mayor parte de los residuos encontrados según su uso estuvieron relacionados con el turismo. Según el Índice de Costa Limpia y el Índice de Abundancia de Plástico, todos los manglares estudiados se clasifican en las categorías de contaminación más altas. Finalmente, los manglares de la bahía de Buenaventura presentaron una mayor abundancia de residuos marinos (38,7 ítems/m^2) evidenciando que estos bosques de manglar ubicados cerca de la ciudad son susceptibles a una mayor contaminación en comparación a zonas protegidas, como en el caso de Bahía Málaga (34,2 ítems/m^2).

Palabras clave: Contaminación marina, Bahía de Buenaventura, Bahía Málaga, *Rhizophora mangle*, desechos marinos.

ABSTRACT

Marine debris generates impacts on mangrove forest ecosystems that are vulnerable due to their morphological adaptations, which facilitate the deposition of floating materials. This study determined the variability in the abundance and types of marine debris in mangrove forests in relation to the degree of anthropogenic influence in Buenaventura Bay and Malaga Bay, located in the Colombian Pacific. Sampling was carried out in four mangrove forests, using transects and 1 m^2 quadrats. Waste was classified based on OSPAR categories and plastic types were classified according to their use (tourism, household and others). Additionally, two indices were applied, the Clean Coast Index (CCI) and the Plastic Abundance Index (PAI). The highest number of marine debris was found in the mangroves of Buenaventura Bay (9280,1 g). Plastic was the predominant type of waste, with 77% of the total waste collected. Most of the waste found by use was related to tourism. According to the Clean Coast Index and the Plastic Abundance Index, all the mangroves studied are classified in the highest pollution categories. Finally, Buenaventura Bay presented a higher abundance of marine debris (38,7 items/m^2) showing that the mangrove forests located near the city are susceptible to higher pollution compared to protected areas, as in the case of Malaga Bay (34,2 items/m^2).

Key words: Marine pollution, Buenaventura Bay, Málaga Bay, *Rhizophora mangle*, marine debris.

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1349

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la contaminación marina asociada a residuos sólidos ha ganado relevancia, siendo considerada como una de las problemáticas ambientales más preocupantes (UNEP, 2021, Cerri *et al*., 2025), registrándose un aumento en la producción de plástico de aproximadamente 17% anual (620% entre 1975 y 2012) (Jambeck *et al*., 2015). Actualmente, se estima que en los ecosistemas marinos se pueden depositar cerca de ocho millones de toneladas métricas de residuos cada año (Ocean Conservancy, 2024), generándose múltiples impactos ecológicos y ambientales (Bappy et al., 2025; Deakin et al., 2025). Adicionalmente, la cantidad de materias primas utilizadas para la fabricación de plástico ha aumentado, generando impactos ambientales adicionales, registrándose un aumento del 4% anual (368 millones de toneladas en 2019) (PlasticsEurope, 2020). En este contexto, se estima que la producción de plásticos para el año 2050 sea de 1100 millones de toneladas (UNEP, 2022).

La contaminación marina por residuos sólidos no está constituida solamente por plásticos, considerándose como desechos marinos a todo material sólido persistente, manufacturado o procesado, descartado, dispuesto o abandonado en el medio marino y costero (Jeftic *et al*., 2009; Obonaga *et al*., 2025), incluyendo: telas, espumas, madera procesada, papel, entre otros. Sin embargo, a nivel mundial se ha reportado que la mayor parte de los desechos marinos (60-90%) están constituidos por plásticos (Derraik, 2002; De *et al*., 2023). Esto también ha sido reportado para Colombia, donde se han encontrado porcentajes de plástico cercanos al 90% en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Garcés-Ordóñez *et al*., 2019; Garcés-Ordóñez *et al*., 2025) y en Buenaventura (Sánchez-Giraldo, 2025).

Uno de los ecosistemas más vulnerables a la contaminación por residuos marinos son los bosques de manglar, al presentar adaptaciones morfológicas principalmente en las raíces (Martin *et al*., 2019; Vorsatz *et al*., 2025). Los manglares al estar en la zona de transición de ambiente acuático a terrestre y de agua dulce a agua marina, deben soportar fuertes cambios ambientales, desarrollando estructuras adicionales de soporte y adaptaciones fisiológicas (Duke, 2017; Das et al., 2025; Mendes et al., 2025). Así mismo, las estructuras de soporte relacionadas con el desarrollo de las raíces facilitan la acumulación de sedimentos y de biomasa viva, y previenen la erosión costera por la atenuación de las olas (Romañach *et al*., 2018). Por este mismo mecanismo posiblemente

INTRODUCTION

In recent decades, marine pollution associated with solid waste has gained relevance, being considered one of the most concerning environmental issues (UNEP, 2021, Cerri *et al*., 2025), with an increase in plastic production of approximately 17% annually (620% between 1975 and 2012) (Jambeck *et al*., 2015). Currently, it is estimated that approximately eight million metric tons of waste can be deposited in marine ecosystems each year (Ocean Conservancy, 2024), generating multiple ecological and environmental impacts (Bappy et al., 2025; Deakin et al., 2025). Additionally, the quantity of raw materials used for plastic manufacturing has increased, generating additional environmental impacts, with a recorded annual increase of 4% (368 million tons in 2019) (PlasticsEurope, 2020). In this context, it is estimated that plastic production for the year 2050 will be 1,100 million tons (UNEP, 2022).

Marine pollution by solid waste is not only composed of plastics; marine debris is considered to be any persistent, manufactured, or processed solid material that is discarded, disposed of, or abandoned in the marine and coastal environment (Jeftic *et al*., 2009; Obonaga *et al*., 2025), including: fabrics, foams, processed wood, paper, among others. However, it has been reported globally that the majority of marine debris (60-90%) consists of plastics (Derraik, 2002; De *et al*., 2023). This has also been reported for Colombia, where plastic percentages close to 90% have been found in the Ciénaga Grande de Santa Marta (Garcés-Ordóñez *et al*., 2019; Garcés-Ordóñez *et al*., 2025) and in Buenaventura (Sánchez-Giraldo, 2025).

One of the ecosystems most vulnerable to pollution from marine debris are mangrove forests, as they exhibit morphological adaptations primarily in the roots (Martin *et al*., 2019; Vorsatz *et al*., 2025). Mangroves, being in the transition zone from aquatic to terrestrial environments and from freshwater to marine water, must withstand strong environmental changes, developing additional support structures and physiological adaptations (Duke, 2017; Mendes *et al*., 2025; Das *et al*., 2025). Likewise, the support structures related to root development facilitate the accumulation of sediments and living biomass, and prevent coastal erosion by attenuating waves (Romañach *et al*., 2018). Through this same mechanism, they may also possibly retain large amounts of marine debris and act as a sink for other pollutants (Martin *et al*., 2019; Kesavan et al., 2025; Kiruba-Sankar *et al*., 2025).

también pueden retener grandes cantidades de residuos marinos y ser sumidero de otros contaminantes (Martin et al., 2019; Kesavan et al., 2025; KirubaSankar et al., 2025).

Teniendo en cuenta que anualmente más de dos millones de toneladas de plásticos ingresan a los ecosistemas marinos desde los ríos (Lebreton *et al*., 2017) y que en Colombia el consumo anual de plástico por persona es de 24 kg (1250000 ton/año) (Greenpeace, 2018), siendo más de la mitad plásticos de un solo uso, esta problemática es de especial interés para las regiones costeras de Colombia. La contaminación por residuos marinos ha sido registrada principalmente para la zona costera del Caribe colombiano (Rangel-Buitrago *et al*., 2018, 2021; Garcés-Ordóñez et al., 2019, 2025); pero se cuenta con poca información para ecosistemas de manglar en Colombia (Garcés-Ordóñez *et al*., 2019; Riascos *et al*., 2019; Garcés-Ordóñez *et al*., 2025), aunque se tienen registros de contaminación por plásticos (Vásquez-Molano *et al*., 2021; Vidal *et al*., 2021; Vivas-Sánchez *et al*., 2023; Arboleda *et al*., 2024; Cañón Bastidas *et al*., 2025) y otros contaminantes (Panesso Guevara, 2017; Molina *et al*., 2023) en Buenaventura y la zona costera del pacifico colombiano (Mondragón Díaz, 2023). Teniendo en cuenta lo anterior, esta investigación tiene como objetivo determinar la variabilidad en la abundancia y tipos de residuos marinos en bosques de manglar en relación con el grado de influencia antrópica en la las bahías de Buenaventura y Málaga, Pacífico colombiano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La presente investigación se realizó en cuatro bosques de manglar ubicados en las bahías de Buenaventura y Málaga, en el departamento del Valle del Cauca, Pacífico colombiano (Figura 1). En el Pacífico colombiano se encuentra la mayor parte de los bosques de manglar de Colombia (38% dentro de áreas de conservación) y están compuestos por las especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Conocarpus erectus* (mangle zaragoza), *Rhizophora racemosa* (mangle pava o caballero), *Rhizophora harrisonii* (mangle injerto), *Pelliciera rhizophorae* (mangle piñuelo) y *Mora oleifera* (mangle nato) (Invemar, 2021). Así mismo, las especies *P. rhizophorae* y *M. oleífera* están catalogadas como "Vulnerable-VU" según la Lista

Considering that annually more than two million tons of plastics enter marine ecosystems from rivers (Lebreton *et al*., 2017) and that in Colombia the annual plastic consumption per person is 24 kg (1'250,000 tons/year) (Greenpeace, 2018), with more than half being single-use plastics, this issue is of special interest to the coastal regions of Colombia. Marine waste pollution has been mainly reported for the coastal zone of the Colombian Caribbean (Rangel-Buitrago *et al*., 2018, 2021; Garcés-Ordóñez *et al*., 2019; Garcés-Ordóñez et al., 2019, 2025) ; however, there is little information available for mangrove ecosystems in Colombia (Garcés-Ordóñez *et al*., et al., 2019, 2025; Riascos et al., 2019), although there are records of plastic pollution (Vásquez-Molano *et al*., 2021; Vidal *et al*., 2021; Vivas-Sánchez *et al*., 2023; Arboleda *et al*., 2024; Cañón Bastidas *et al*., 2025) and other contaminants (Panesso Guevara, 2017; Molina *et al*., 2023) in Buenaventura and the coastal zone of the Colombian Pacific (Mondragón Díaz, 2023). Taking the above into account, this research aims to determine the variability in the abundance and types of marine debris in mangrove forests in relation to the degree of anthropogenic influence in the Bay of Buenaventura and Málaga Bay, Colombian Pacific.

MATERIALS AND METHODS

Study Area

The present research was conducted in four mangrove forests located in the bays of Buenaventura and Málaga, in the department of Valle del Cauca, Colombian Pacific (Figure 1). In the Colombian Pacific, most of Colombia's mangrove forests are found (38% within conservation areas) and are composed of the species *Rhizophora mangle* (red mangrove), *Avicennia germinans* (black mangrove), *Laguncularia racemosa* (white mangrove), *Conocarpus erectus* (buttonwood mangrove), *Rhizophora racemosa* (pava or caballero mangrove), *Rhizophora harrisonii* (grafted mangrove), *Pelliciera rhizophorae* (piñuelo mangrove), and *Mora oleifera* (nato mangrove) (INVEMAR, 2021). Likewise, the P. *rhizophorae* and *M. oleífera* are classified as "Vulnerable-VU" according to the IUCN Red List (Duke *et al*., 2007; Polidoro *et al*., 2010), due to trade and urbanization issues. Being the dominant species in the Colombian Pacific *R. mangrove*, with abundances exceeding 80% in the study areas.

Bahía Málaga is located in the central region of the Pacific coast of Colombia (3° 56' - 4° 05' N; 77° 19' - 21' W), approximately 36

Roja de IUCN (Duke *et al*., 2007; Polidoro *et al*., 2010), debido a problemas de comercio y urbanización. Siendo la especie dominante en el Pacífico colombiano *R. mangle*, con abundancias superiores al 80% en las zonas de estudio.

Bahía Málaga está situada en la región central de la costa pacífica de Colombia (3º 56' - 4º 05' N; 77º 19' - 77º 21' W), aproximadamente 36 km al norte del puerto de Buenaventura y tiene un área aproximada de 136 km^2 en la parte marino-costera. Se caracteriza por poseer varios biotopos localizados en forma dispersa en toda su longitud, tales como: bosques de manglar, playas arenosas, playas rocosas, acantilados terciarios, entre otros (Invemar *et al*., 2006). Esta bahía se encuentra dentro del Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga, el cual posee una extensión de 471 km^2 con ecosistemas de bosque muy húmedo tropical, playas, acantilados, islas y el cuerpo de agua con fondos marinos blandos y rocosos. En cuanto a las condiciones climáticas, presenta un clima cálido con lluvia permanente todo el año, temperatura entre 18 y 25 ºC y temperatura superficial del agua de 27 ºC (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2010).

En Málaga se estudiaron los bosques de manglar de La Barra y La Sierpe (Figura 1). El manglar de La Barra está expuesto a una mayor presión antrópica por el turismo y por su cercanía a centros poblados más grandes. El manglar de La Sierpe está ubicado en la parte interna de la bahía y tiene una menor presión antrópica, pese a estar en una zona con valor para el turismo. En la parte externa de la bahía se encuentran manglares de franja y en la parte interna manglares rivereños (Lucero *et al*., 2012).

La Bahía de Buenaventura es un sistema estuarino ubicado en la región central del Pacífico colombiano (03° 56′ - 03° 52′ N; 77° 01′ - 77° 16′ O) y es uno de los puertos más importantes del país. Tiene un área aproximada de 682 km^2, con una forma angosta y alargada, con presencia de sedimentos como gravas, arenas y lodos (Otero, 2005). En esta bahía desembocan los ríos Dagua y Anchicayá (POT, 2001). La mayor parte de la población costera se encuentra en el casco urbano de Buenaventura y en los caseríos de Piangüita y Punta Soldado (Invermar, 2015).

km north of the port of Buenaventura and has an approximate area of 136 km^2 in the marine-coastal part. It is characterized by having several biotopes located in a scattered manner throughout its length, such as: mangrove forests, sandy beaches, rocky beaches, tertiary cliffs, among others (INVEMAR *et al*., 2006). This bay is located within the Uramba Bahía Málaga National Natural Park, which covers an area of 471 km^2 with ecosystems of very humid tropical forest, beaches, cliffs, islands, and a body of water with soft and rocky sea beds. Regarding the climatic conditions, it has a warm climate with permanent rain throughout the year, temperatures between 18 and 25 °C, and a surface water temperature of 27 °C (National Natural Parks of Colombia, 2010).

In Bahía Málaga, the mangrove forests of La Barra and La Sierpe were studied (Figure 1). The mangrove of La Barra is exposed to greater anthropic pressure due to tourism and its proximity to larger populated centers. The mangrove of La Sierpe is located in the inner part of the bay and experiences less anthropic pressure, despite being in an area valuable for tourism. On the outer part of the bay, fringe mangroves are found, and on the inner part, riverine mangroves (Lucero *et al*., 2012).

The Bay of Buenaventura is an estuarine system located in the central region of the Colombian Pacific (03° 52′ - 56′ N; 77° 01′ - 16′ W) and is one of the most important ports in the country. It has an approximate area of 682 km^2, with a narrow and elongated shape, featuring sediments such as gravel, sand, and mud (Otero, 2005). In this bay, the Dagua and Anchicayá rivers flow into it (POT, 2001). Most of the coastal population is located in the urban area of Buenaventura (the main port of the Colombian Pacific), and in the villages of Piangüita and Punta Soldado (Invermar, 2015).

En Buenaventura la temperatura superficial del mar es de 28,2 °C (Otero, 2005), y es uno de los lugares más húmedos del mundo (Cantera y Blanco, 2001) con precipitación anual promedio de 6508 mm (Lobo-Guerrero, 1993). De enero a junio se presenta un periodo de lluvias bajas (estación seca), con precipitación promedio mensual de 200 a 500 mm y de julio a diciembre, una temporada de lluvia altas, con precipitación promedio mensual de 500 a 700 mm (Molina *et al*., 2020). En Buenaventura se evaluaron los bosques de Piangüita y Comba (Figura 1). El manglar de Piangüita está expuesto a una mayor influencia antrópica al estar cerca al centro poblado y presentar signos de deforestación. Por su parte, el manglar de Comba no es frecuentado por personas, por lo que se podría esperar una menor influencia antrópica.

In Buenaventura, the sea surface temperature is 28.2 °C (Otero, 2005), and it is one of the most humid places in the world (Cantera and Blanco, 2001) with an average annual precipitation of 6508 mm (Lobo-Guerrero, 1993). From January to June, there is a period of low rainfall (dry season), with an average monthly precipitation of 200 to 500 mm, and from July to December, a season of high rainfall, with an average monthly precipitation of 500 to 700 mm (Molina *et al*., 2020). In Buenaventura, the forests of Piangüita and Comba were evaluated (Figure 1). The Piangüita mangrove is exposed to greater anthropogenic influence due to its proximity to the populated center and shows signs of deforestation. For its part, the Comba mangrove is not frequented by people, so one might expect a lesser anthropogenic influence.

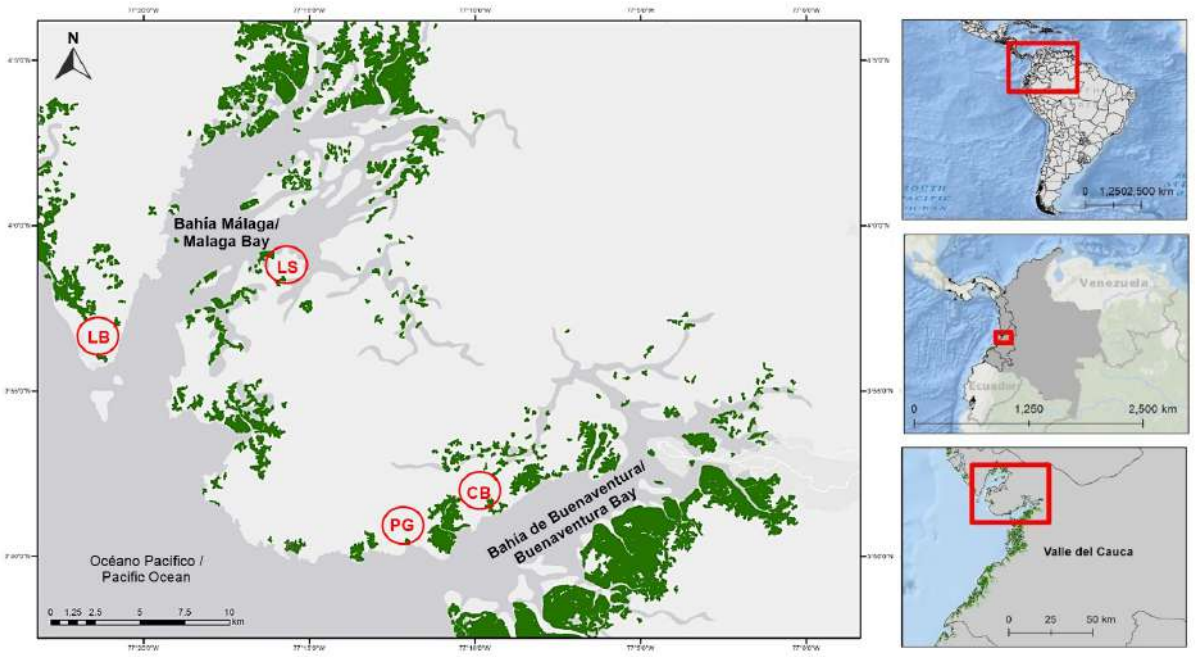


Figura 1. Puntos de muestreo en los bosques de manglar en la bahía de Buenaventura (Piangüita – PG; Comba - CB) y en Bahía Málaga (La Barra – LB; La Sierpe – LS). Fuente: Propia.

Figure 1. Sampling points in the mangrove forests in Buenaventura Bay (Piangüita – PG; Comba - CB) and in Málaga Bay (La Barra – LB; La Sierpe – LS). Source: Own.

Fase de campo

Las muestras de residuos marinos se recolectaron haciendo una adaptación de las metodologías propuestas por Cheshire *et al*. (2009), Lippiatt *et al*. (2013) y Jeyasanta *et al*. (2020). Las muestras se colectaron en cuatro manglares en marea baja, en época de lluvia (octubre) del 2019. Se seleccionó esta época para el muestreo por ser un periodo de alta afluencia turística asociado al avistamiento de ballenas yubarta, por lo que representa

Field phase

The marine debris samples were collected by adapting the methodologies proposed by Cheshire *et al*. (2009), Lippiatt *et al*. (2013) and Jeyasanta *et al*. (2020). The samples were collected in four mangroves at low tide, during the rainy season (October) of 2019. This period was selected for sampling because it is a time of high tourist influx associated with humpback whale watching, which represents a high anthropogenic influence in the region. To ensure

una alta influencia antrópica en la región. Para garantizar una estimación confiable de los residuos marinos se usaron transectos de 100 m de largo y 10 m de ancho (1000 m^2), ubicados sobre la línea de marea alta, en zonas de los bosques de manglar con poca afluencia de la comunidad. Las muestras se tomaron en tres cuadrantes de 1 m^2, ubicados aleatoriamente dentro de los transectos. Dentro de cada cuadrante se recogieron todos los residuos marinos (RM) (incluyendo residuos peligrosos) con un tamaño >5 mm, usando pinzas o manualmente dependiendo del tamaño y características del residuo. La recolección incluyo residuos encontrados hasta los 5 cm de profundidad. Todos los residuos colectados en cada cuadrante fueron guardados en bolsas etiquetadas para su transporte a laboratorio.

Fase de laboratorio

Los RM recolectados se lavaron con agua limpia para eliminar la suciedad y la arena, y se secaron a temperatura ambiente por 24 horas para evitar alteraciones en la masa de los residuos (Adnan *et al*., 2015; Sánchez-Giraldo, 2025). Posteriormente, cada ítem de los RM se contó, se pesó con una balanza analítica (precisión de 0,0001 g) y se clasificó con base en las categorías de la guía para el monitoreo de residuos marinos en las playas del área marítima (OSPAR, 2010; Lippiatt *et al*., 2013).

Análisis de datos

Para evaluar cambios en la acumulación de desechos marinos se realizaron análisis Permanova, para cada uno de los diferentes tipos de desechos, teniendo como fuente de variación los bosques de manglar muestreados ($p<0,05$). Los análisis se hicieron con datos transformados con raíz cuadrada, 10000 iteraciones y pruebas de Monte Carlo (MC) cuando fue necesario, usando el software PRIMER 7. Adicionalmente, para la categorización de los diferentes manglares estudiados y la comparación con otras zonas, se aplicaron dos índices, el Índice de Costa Limpia (CCI) y el Índice de Abundancia de Plástico (PAI).

Índice de costa limpia

El CCI propuesto por Alkalay et al. (2007), se sugiere como una herramienta para la evaluación de la limpieza de zonas costeras (Ecuación 1.). Este índice mide los RM como un indicador de limpieza de las zonas costeras de una manera fácil, evitando sesgos por parte del evaluador.

a reliable estimation of marine debris, transects of 100 m in length and 10 m in width (1000 m^2) were used, located along the high tide line, in areas of mangrove forests with little community influx. The samples were taken in three 1 m^2 quadrants, randomly located within the transects. Within each quadrant, all marine debris (MD) (including hazardous waste) larger than 5 mm was collected, using tweezers or manually depending on the size and characteristics of the debris. The collection included waste found up to 5 cm deep. All the waste collected in each quadrant was stored in labeled bags for transport to the laboratory.

Laboratory phase

The collected RM were washed with clean water to remove dirt and sand, and dried at room temperature for 24 hours to avoid alterations in the mass of the residues (Adnan *et al*., 2015; Sánchez-Giraldo, 2025). Subsequently, each item of the marine debris was counted, weighed with an analytical balance (precision of 0.0001 g), and classified based on the categories of the guide for monitoring marine debris on beaches in the maritime area (OSPAR, 2010; Lippiatt *et al*., 2013).

Data analysis

To evaluate changes in the accumulation of marine debris, PERMANOVA analyses were conducted for each of the different types of debris, using the sampled mangrove forests as the source of variation ($p<0.05$). The analyses were conducted with square root transformed data, 10,000 iterations, and Monte Carlo (MC) tests when necessary, using the PRIMER 7 software. Additionally, for the categorization of the different mangroves studied and the comparison with other areas, two indices were applied: the Clean Coast Index (CCI) and the Plastic Abundance Index (PAI).

Clean Coast Index

The Clean Coast Index (CCI) proposed by (Alkalay *et al*., 2007) is suggested as a tool for evaluating the cleanliness of coastal areas (Equation 1.). This index measures the RM as an indicator of coastal area cleanliness in an easy way, avoiding biases from the evaluator.

Ecuación 1.

$$CCI = \frac{\sum Items\ de\ residuos\ marinos/Marine\ debris\ items}{Área\ total\ del\ transecto/Total\ transect\ area} * k$$

Por razones estadísticas (Alkalay *et al*., 2007) definió k=20 como constante. Los resultados obtenidos con este índice facilitan la categorización de la playa y permite entender la complejidad de la zona respecto a la contaminación por RM.

0-2: Muy limpio, no se ven residuos marinos

2-5: Limpio: no se ven residuos marinos en un área grande

5–10: Moderado: se pueden detectar algunas piezas de residuos marinos

10-20: Sucio: hay muchos residuos marinos en la orilla

>20: Extremadamente sucio: la mayor parte de la playa está cubierta por residuos marinos

Índice de abundancia de plástico

Se empleó el índice de abundancia de plástico (PAI), desarrollado por Rangel-Buitrago et al. (2021) que evalúa la presencia de plástico en zonas costeras, calculando la relación existente entre la cantidad de plástico y la cantidad total de residuos recolectados (Ecuación 2).

Ecuación 2.

$$PAI = \frac{\frac{\sum Items\ de\ residuos\ plásticos\ recolectados/Items\ of\ plastic\ waste\ collected}{\log 10\ \sum Total\ de\ items\ de\ residuos\ marinos\ /Total\ marine\ debris\ items}}{Área/Area} * 20$$

Donde PAI es el número de residuos plásticos por metro cuadrado, considerando la relación existente entre los plásticos y el log10 de todos los elementos recolectados a lo largo del área de muestreo. El PAI permite la categorización en términos de presencia plástica de acuerdo con las siguientes cinco clases:

0: Ausencia (no hay presencia de plásticos)

0.1 – 1: Abundancia baja (algunos plásticos están en el área de muestreo)

1.1 – 4: Abundancia moderada (se ven cantidades considerables de plásticos)

Equation 1.

For statistical reasons Alkalay *et al*., (2007) defined k=20 as a constant.

The results obtained with this index facilitate the categorization of the beach and allow for an understanding of the complexity of the area regarding RM pollution.

0-2: Very clean, no marine debris visible

2-5: Clean: no marine debris is visible in a large area

5–10: Moderate: some pieces of marine debris can be detected

10-20: Dirty: there is a lot of marine debris on the shore

>20: Extremely dirty: most of the beach is covered by marine debris

Plastic Abundance Index

The Plastic Abundance Index (PAI) was used, developed by (Rangel-Buitrago *et al*., 2021), which evaluates the presence of plastic in coastal areas by calculating the ratio between the amount of plastic and the total amount of waste collected (Equation 2).

Equation 2.

Where PAI is the number of plastic residues per square meter, considering the existing relationship between plastics and the log10 of all elements collected throughout the sampling area. The PAI allows categorization in terms of plastic presence according to the following five classes:

0: Absence (no presence of plastics)

0.1 – 1: Low abundance (some plastics are in the sampling area)

1.1 – 4: Moderate abundance (considerable amounts of plastics are visible)

- 8: High abundance (there is a lot of plastic in the sampling area)

– 8: Abundancia alta (hay muchos plásticos en el área de muestreo)

>8: Abundancia muy alta (la mayor parte del área de muestreo tiene plásticos)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se recolectó un total de 438 ítems de residuos marinos, con una masa de 9762,3 g, en las dos bahías (Buenaventura y Málaga), agrupados en ocho tipos de acuerdo con la clasificación de la OSPAR (2010): plástico, metal, caucho, vidrio, madera, tela, peligroso y otros; este último tipo corresponde a residuos ordinarios como cabello, algodón, fibras naturales y tapabocas, los cuales no se encuentran dentro de las categorías de la guía para el monitoreo de la basura marina en las playas del área marítima.

El plástico fue el tipo de residuo marino más abundante, con 339 ítems/m^2 (77%) de la totalidad de los ítems encontrados. El segundo tipo de desecho más abundante fue la tela con 45 ítems/m^2 (10%), mientras que la madera, el vidrio, el metal, el caucho y los otros, suman 51 ítems/m^2, representando solo el 12%. Adicionalmente, dentro del muestreo se presentaron en total 3 ítems/m^2 de residuos peligrosos, representando el 1% (jeringa, pañal usado y un canalizador médico); estos residuos, según la OSPAR (2010), se reconocen como residuos médicos y sanitarios, mientras que en la legislación colombiana (Resolución 1164/2022 y Resolución 591/2024) este tipo de residuos se clasifican como peligrosos. Por otro lado, el tipo de residuo que representó la mayor cantidad en masa fue la tela con 4086,9 g (41,9%), seguido por la madera con 2269,8 g (23,2%) y el plástico con 2164,3 g (22,2%). La masa de los demás tipos de residuos fue de 1241,3 g, equivalentes al 12,7%.

La cantidad de residuos marinos en número de ítems y masa fue significativamente diferente entre las bahías (p(PERM) < 0,05), siendo mayor en Buenaventura con 38,7±10,3 ítems/m^2 (promedio±desviación estándar) y 1546,7±1132,2 g; y menor en Bahía Málaga con 34,2±31,5 ítems/m^2 y 80,4±82,8 g. Por otra parte, se encontraron diferencias significativas entre los bosques de manglar (p(PERM) < 0,05) en número de ítems y masa (Figuras 2 y 3). La Sierpe presentó una mayor cantidad de ítems (7,06±3,4 ítems/m^2), seguido de Comba (5,75±5,5 ítems/m^2), Piangüita (3,94±1,2 ítems/m^2) y La Barra (1,5±0,7 ítems/m^2). En cuanto a la masa de los residuos, la mayor acumulación se registró en Comba (293,4±238,3 g), seguido de Piangüita (93,3±67,5 g), La Sierpe (18,4±21,6 g) y La Barra (1,69±0,9 g).

>8: Very high abundance (most of the sampling area has plastics)

RESULTS AND DISCUSSION

A total of 438 marine debris items were collected, with a mass of 9762.3 g, in the two bays (Buenaventura and Málaga), grouped into eight types according to the OSPAR classification (2010): plastic, metal, rubber, glass, wood, fabric, hazardous, and others; this last type corresponds to ordinary waste such as hair, cotton, natural fibers, and face masks, which are not included in the categories of the guide for monitoring marine litter on the beaches of the maritime area.

Plastic was the most abundant type of marine debris, with 339 items/m^2 (77%) of all the items found. The second most abundant type of waste was fabric with 45 items/m^2 (10%), while wood, glass, metal, rubber, and others totaled 51 items/m^2, representing only 12%. Additionally, within the sampling, a total of 3 items/m^2 of hazardous waste were presented, representing 1% (syringe, used diaper, and a medical cannula); these wastes, according to OSPAR (2010), are recognized as medical and sanitary waste, while in Colombian legislation (Resolution 1164/2022 and Resolution 591/2024), this type of waste is classified as hazardous. On the other hand, the type of waste that represented the largest amount by mass was fabric with 4086.9 g (41.9%), followed by wood with 2269.8 g (23.2%) and plastic with 2164.3 g (22.2%). The mass of the other types of waste was 1241.3 g, equivalent to 12.7%.

The quantity of marine debris in terms of number of items and mass was significantly different between the bays (p(PERM) < 0.05), being higher in Buenaventura with 38.7±10.3 items/m^2 (mean±standard deviation) and 1546.7±1132.2 g; and lower in Bahía Málaga with 34.2±31.5 items/m^2 and 80.4±82.8 g. On the other hand, significant differences were found between the mangrove forests (p(PERM) < 0.05) in terms of the number of items and mass (Figures 2 and 3). La Sierpe presented a greater number of items (7.06±3.4 items/m^2), followed by Comba (5.75±5.5 items/m^2), Piangüita (3.94±1.2 items/m^2), and La Barra (1.5±0.7 items/m^2). Regarding the mass of the waste, the largest accumulation was recorded in Comba (293.4±238.3 g), followed by Piangüita (93.3±67.5 g), La Sierpe (18.4±21.6 g), and La Barra (1.69±0.9 g).

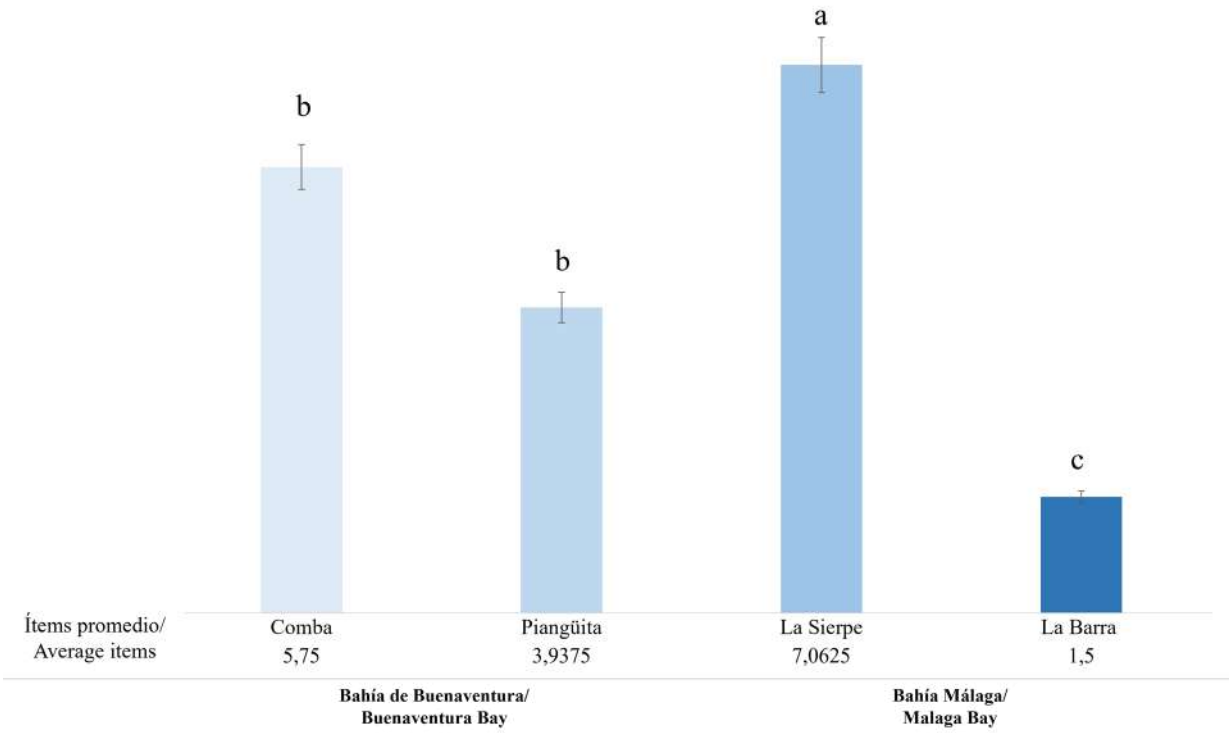


Figura 2. Ítems de los residuos por bosque de manglar (Promedio±EE). Las diferencias significativas entre los bosques de manglar se representan con letras minúsculas; Permanova [p(PERM)< 0,05].

Figure 2. Items of waste per mangrove forest (Average±SE). Significant differences between mangrove forests are represented with lowercase letters; Permanova [p(PERM)< 0.05].

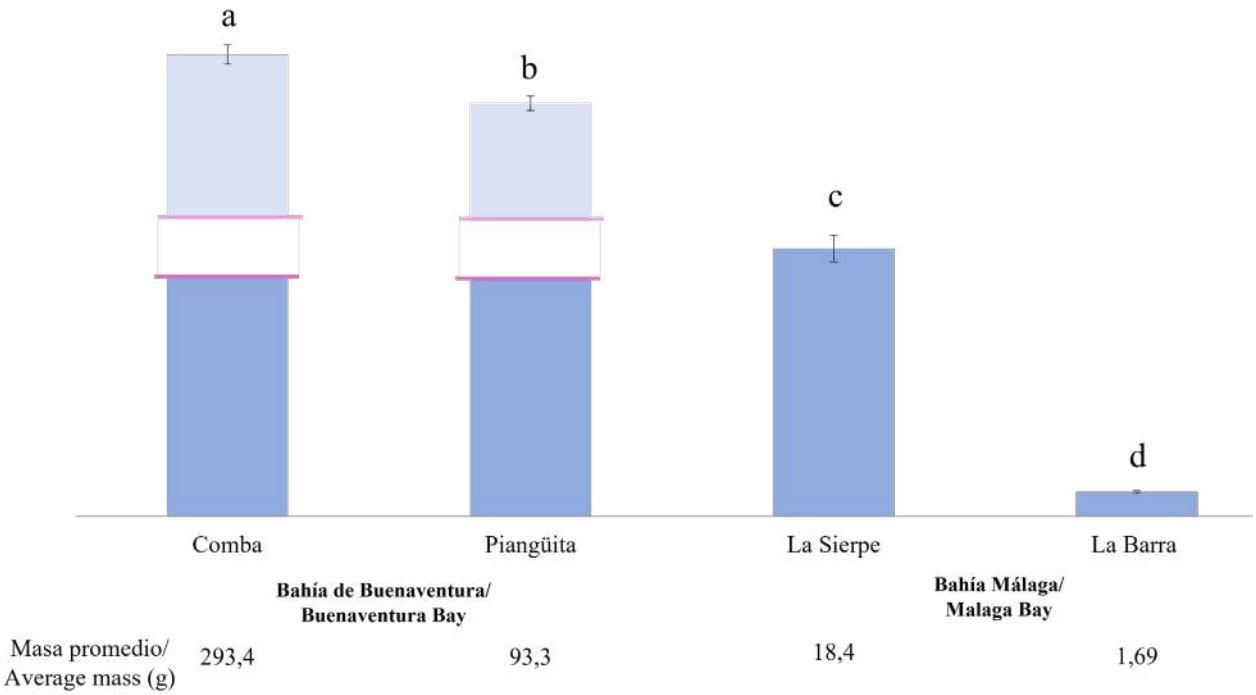


Figura 3. Masa (g) de los residuos por bosque de manglar (Promedio±EE). Las diferencias significativas entre los bosques de manglar se representan con letras minúsculas; Permanova [p(PERM)< 0,05].

Figure 3. Mass (g) of waste by mangrove forest (Mean±SE). Significant differences between mangrove forests are represented by lowercase letters; Permanova [p(PERM)< 0.05].

Se evidenció una mayor variedad de desechos marinos en los manglares de Piangüita y Comba en la Bahía de Buenaventura, encontrándose todos los tipos de residuos. Mientras que, en la Bahía Málaga, en el manglar de La Barra se encontraron solo dos tipos de residuos, (plástico y tela); y en el manglar de La Sierpe solo un tipo de residuo (plástico) (Tabla 1).

A greater variety of marine debris was evidenced in the mangroves of Piangüita and Comba in the Bay of Buenaventura, with all types of waste being found. Meanwhile, in Bahía Málaga, in the La Barra mangrove, only two types of waste were found (plastic and fabric); and in the La Sierpe mangrove, only one type of waste (plastic) was found (Table 1).

Tabla 1. Tipo de residuos en bosques de manglar en la bahía de Buenaventura y Bahía Málaga (media ± DE).

Table 1. Type of waste in mangrove forests in Buenaventura Bay and Málaga Bay (mean ± SD).

Tipo de Residuo /Waste type	Bahía de Buenaventura /Buenaventura Bay				Bahía Málaga /Málaga Bay			
	Comba		Piangüita		La Barra / The Barra		La Sierpe /The Sierpe	
	Ítems promedio / Average ítems/m^2	Masa promedio / Average mass (g)	Ítems promedio / Average ítems/m^2	Masa promedio / Average mass (g)	Ítems promedio / Average ítems/m^2	Masa promedio / Average mass (g)	Ítems promedio /Average ítems/ m^2	Masa promedio / Average mass (g)
Plástico /Plastic	29.5±16.5	325.9±61.9	18.5±0.5	235.2±153.4	8.5±1.5	13.1±2.6	56.5±9.5	147.2±61.1
Tela /Fabric	6.5±4.5	1352.8±594.9	5.0±4.0	9.1±8.9	3.5±1.5	0.4±0.3	0.0±0.0	0.0±0.0
Madera /Wood	1.5±1.5	458.1±458.1	3.5±1.5	298.5±68.7	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0
Otros /Others	3.0±0.0	106.3±0.5	1.5±0.5	7.9±7.3	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0
Vidrio /Glass	4.0±3.0	28.6±3.5	0.5±0.5	163.0±163.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0
Metal	0.5±0.5	0.7±0.7	1.0±1.0	1.1±1.1	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0
Caucho /Rubber	1.0±0.0	74.8±58.1	0.5±0.5	18.5±18.5	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0
Peligroso / Hazardous	0.0±0.0	0.0±0.0	1.0±1.0	12.8±12.8	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0	0.0±0.0

Los tipos de plástico se clasificaron de acuerdo con su uso (turismo, hogar y misceláneos) para cada uno de los bosques de manglar estudiados. Los vasos desechables, las bolsas de un solo uso, los desechables de icopor, las botellas de gaseosa y los empaques de snack se asociaron con actividades recreativas y turísticas. Los artículos de aseo personal, los empaques de alimentos de la canasta familiar y el menaje plástico, se asoció con artículos del hogar. Los restos de plástico que no son reconocibles por su grado de degradación se clasificaron dentro de la categoría de misceláneos (Figura 4).

En todos los bosques de manglar el turismo fue la actividad generadora de residuos con mayor incidencia, representando en promedio el 50% de los residuos. Los manglares evaluados en la Bahía de Buenaventura presentaron porcentajes similares de residuos asociados al turismo, siendo el segundo tipo de residuo más abundante en Comba, los asociados al hogar y en Piangüita los misceláneos (Figura 4). Por su parte, los manglares evaluados en Bahía Málaga tuvieron tendencias contrastantes. Por un lado, el manglar de La Sierpe, pese a estar ubicado lejos de centros

The types of plastic were classified according to their use (tourism, household, and miscellaneous) for each of the mangrove forests studied. Disposable cups, single-use bags, Styrofoam disposables, soda bottles, and snack packaging were associated with recreational and tourist activities. Personal care items, food packaging from the basic household basket, and plastic tableware were associated with household items. Plastic remnants that are unrecognizable due to their degree of degradation were classified under the miscellaneous category (Figure 4).

In all the mangrove forests, tourism was the activity generating the most waste, accounting for an average of 50% of the waste. The mangroves evaluated in the Bay of Buenaventura showed similar percentages of waste associated with tourism, with the second most abundant type of waste in Comba being household-related, and in Piangüita, miscellaneous waste (Figure 4). For their part, the mangroves evaluated in Bahía Málaga showed contrasting trends. On one hand, the La Sierpe mangrove, despite being located far from populated centers and in a protected area, showed the highest proportion of waste associated with tourism, with more

poblados y en un área protegida, fue el que presentó la mayor proporción de residuos asociados al turismo, siendo más de las dos terceras partes de los residuos encontrados, y por otro, el manglar de La Barra pese a ser una zona con fuerte vocación turística, presento las menores proporciones de residuos asociados al turismo (Figura 4).

En cuanto a los residuos más comunes en el manglar de Comba fueron empaques de icopor, botellas plásticas y vasos desechables, en Piangüita, fueron bolsas de un solo uso (baja densidad) y botellas plásticas, en La Sierpe bolsas de un solo uso (baja densidad) y vasos desechables, y en La Barra, bolsas de un solo uso (baja densidad) (Figura 4). Los residuos más abundantes estuvieron asociados principalmente con actividades turísticas.

than two-thirds of the waste found, and on the other hand, the La Barra mangrove, despite being an area with a strong tourism vocation, showed the lowest proportions of waste associated with tourism (Figure 4).

Regarding the most common waste in the Comba mangrove, they were Styrofoam packaging, plastic bottles, and disposable cups. In Piangüita, they were single-use bags (low density) and plastic bottles. In La Sierpe, single-use bags (low density) and disposable cups, and in La Barra, single-use bags (low density) (Figure 4). The most abundant waste was mainly associated with tourist activities.

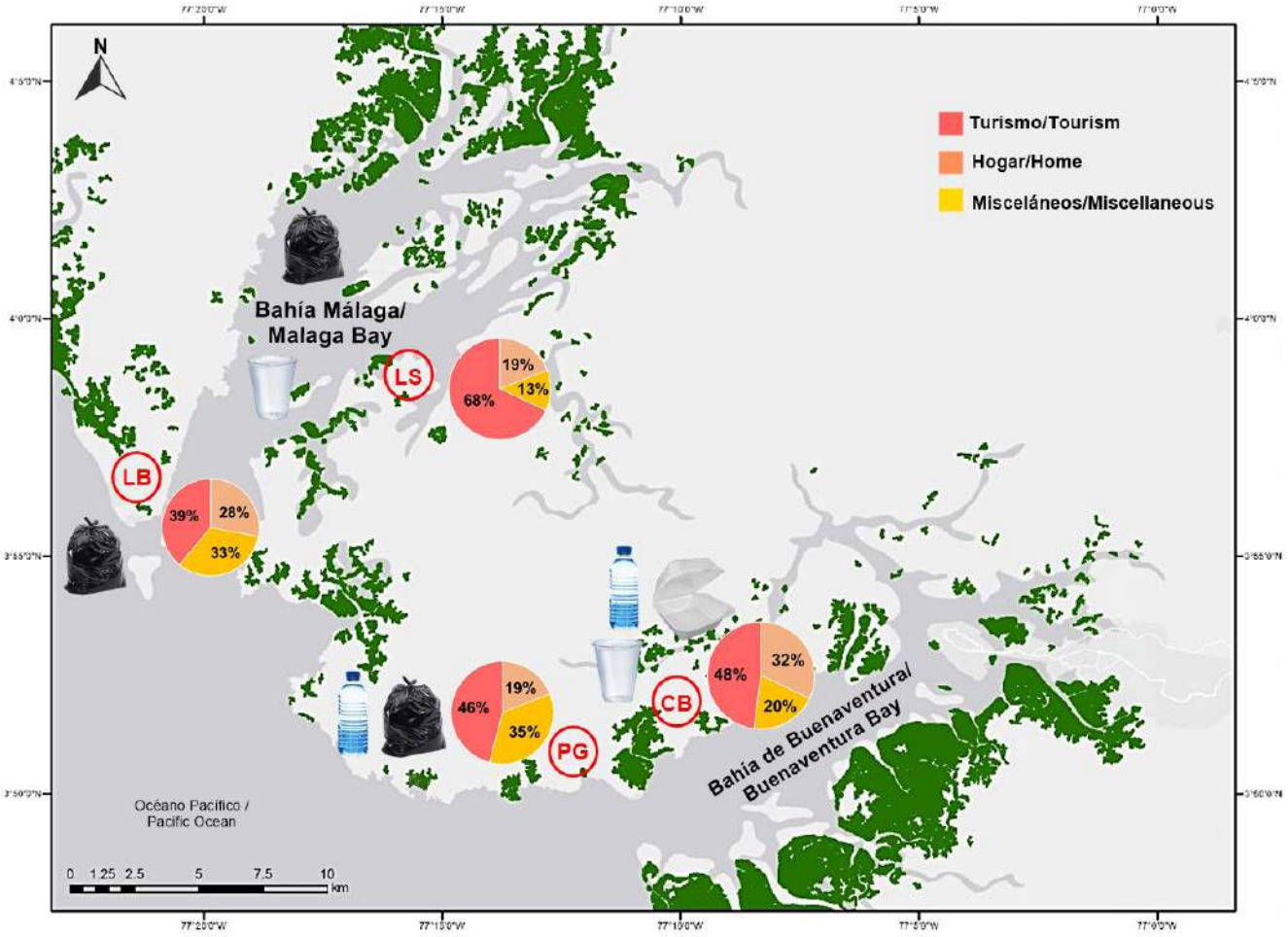


Figura 4. Proporción de los residuos marinos según su uso en los cuatro bosques de manglar evaluados. Los residuos representados con imágenes corresponden a los más abundantes en cada manglar. Fuente: Propia.

Figure 4. Proportion of marine debris according to its use in the four evaluated mangrove forests. The waste represented with images corresponds to the most abundant in each mangrove. (Own source).

Los residuos de plástico estuvieron presentes en todos los bosques de manglar, presentando altas abundancias, 100% para La Sierpe, 78.8% para la Barra, 64.1% para Comba y 58.7% para Piangüita. Finalmente, de acuerdo con los índices CCI y PAI, todos los manglares evaluados se clasifican en las categorías de mayor contaminación, siendo "Extremadamente sucio" según el CCI y con una "Abundancia muy alta" de plásticos según el PAI.

La abundancia promedio de residuos marinos en las bahías de Buenaventura y Málaga (38,7 items/m^2 y 34,2 items/m^2, respectivamente), fue mayor en comparación a la isla de Providencia (3,22 elementos/m^2) y a la Ciénaga Grande de Santa Marta (0,728 elementos/m^2) en el Caribe colombiano (Garcés-Ordóñez *et al*., 2019; Portz *et al*., 2022), y similar a la Republica de Mauricio, en el Océano Índico Occidental (40,0 ± 30,5 elementos/m^2) (Rambojun *et al*., 2023). La composición de los desechos marinos en las bahías comprueba que los plásticos constituyen la mayor parte de la basura marina (Riascos *et al*., 2019). Este resultado concuerda con algunos estudios que han demostrado que el plástico es el tipo de desecho que se retiene en mayor proporción en los bosques de manglar (Ivar do Sul *et al*., 2014; Dennis Vorsatz *et al*., 2023). Esto debido posiblemente a las características físicas de los plásticos, que le confieren una menor densidad, como el poliestireno expandido y las películas plásticas, facilitando su desplazamiento e ingreso al manglar mediante procesos ambientales como los vientos y las mareas (Dennis Vorsatz et al., 2023). Además de esto, actualmente el plástico representa del 60 al 80% de la basura marina y el 90% de las partículas flotantes, evidenciando sus lentas tasas de degradación, pudiendo quedar atrapados en las raíces del manglar por cientos de años (Riascos *et al*., 2019; Xia *et al*., 2020; Daoud-Taha *et al*., 2021; Issac y Kandasubramanian, 2021).

Es importante resaltar que en los manglares de la Bahía de Buenaventura se observaron residuos peligrosos con frecuencia, pero ubicados fuera de los cuadrantes muestreados. Estos residuos comprendían baterías usadas, jeringas y medicamentos, los cuales pueden representar tanto riesgos ecológicos como afectaciones para las poblaciones humanas cercanas. Los residuos peligrosos se han reportado en diferentes zonas costeras, siendo un tipo de residuos de especial atención (Chowdhury *et al*., 2021; Asefi y Attaran-Fariman, 2022). Este tipo de residuos no se encontraron, ni se observaron en los manglares de bahía Málaga, posiblemente por la menor cantidad de habitantes y por la menor descarga de

Plastic waste was present in all mangrove forests, showing high abundances: 100% for La Sierpe, 78.8% for La Barra, 64.1% for Comba, and 58.7% for Piangüita. Finally, according to the CCI and PAI indices, all the evaluated mangroves are classified in the highest contamination categories, being "Extremely dirty" according to the CCI and with a "Very high abundance" of plastics according to the PAI.

The average abundance of marine debris in Buenaventura Bay and Málaga Bay (38.7 items/m^2 and 34.2 items/m^2, respectively) was higher compared to Providencia Island (3.22 items/m^2) and the Ciénaga Grande de Santa Marta (0.728 items/m^2) in the Colombian Caribbean (Garcés-Ordóñez *et al*., 2019; Portz *et al*., 2022), and similar to the Republic of Mauritius in the Western Indian Ocean (40.0 ± 30.5 items/m^2) (Rambojun *et al*., 2023).

The composition of marine debris in the bays shows that plastics make up the majority of marine litter (Riascos *et al*., 2019). This result is consistent with some studies that have shown that plastic is the type of waste most retained in mangrove forests (Ivar do Sul *et al*., 2014; Dennis Vorsatz *et al*., 2023). This is possibly due to the physical characteristics of plastics, which give them a lower density, such as expanded polystyrene and plastic films, facilitating their movement and entry into the mangrove through environmental processes like winds and tides (Dennis Vorsatz *et al*., 2023). In addition to this, plastic currently accounts for 60 to 80% of marine litter and 90% of floating particles, highlighting its slow degradation rates, and it can become trapped in mangrove roots for hundreds of years (Riascos *et al*., 2019; Xia et al., 2020; Daoud-Taha et al., 2021; Issac and Kandasubramanian, 2021).

It is important to highlight that hazardous waste was frequently observed in the mangroves of the Bay of Buenaventura, but that in the mangroves of the Bay of Buenaventura, hazardous waste was frequently observed, but located outside the sampled quadrants. These wastes included used batteries, syringes, and medications, which can pose both ecological risks and impacts on nearby human populations. Hazardous waste has been reported in different coastal areas, being a type of waste that requires special attention (Chowdhury *et al*., 2021; Asefi and Attaran-Fariman, 2022). This type of waste was not found or observed in the mangroves of Bahía Málaga, possibly due to the smaller population and the lower discharge of rivers that could contribute this type of waste.

According to the significant statistical differences found between

ríos que puedan aportar este tipo de residuos.

De acuerdo con las diferencias estadísticas significativas encontradas entre bahías, es importante resaltar que la bahía de Buenaventura ocupa el cuarto lugar entre los lugares costeros más contaminados del mundo, evidenciando que los bosques de manglar ubicados cerca de la ciudad son susceptibles a una mayor contaminación en comparación a zonas protegidas, como en el caso de bahía Málaga, y que los estuarios muestran un mayor potencial para actuar como trampas de desechos antropogénicos (Riascos *et al*., 2019).

La gran cantidad de residuos plásticos encontrados en el bosque de manglar de La Sierpe, que en su mayoría lo constituían los desechables, bolsas y empaques de alimentos, relacionados con el turismo y la recreación, concuerda con la mayor cantidad de residuos marinos encontrados en El Morro en la bahía de Tumaco, los cuales correspondían a bolsas y botellas plásticas, alimentos consumidos por los turistas (Preciado y Laarenas, 2020). Esto podría explicarse por el auge del ecoturismo, pese a que, en 2008, Parques Nacionales Naturales de Colombia declara el Parque Natural Regional La Sierpe como área protegida con un total de 25.178 hectáreas (Ladino, 2018). Es importante señalar que en La Sierpe se recolectaron residuos que estaban parcialmente enterrados con más frecuencia que en los otros sitios de muestreo, pudiendo quedar atrapados en las fracciones finas del sedimento, como se ha reportado para otros bosques de manglar (Zhou *et al*., 2020; Deng *et al*., 2021; Zamprogno *et al*., 2021).

Por otro lado, en La Barra, los movimientos de las mareas tienen una influencia directa sobre la línea de costa, depositando residuos sólidos a lo largo de la playa (Restrepo, 2023), no obstante, a pesar de ser una playa potencialmente turística y sufrir los efectos de las mareas (Posso, 2018), la comunidad local ha tomado medidas de manejo para la limpieza de la playa, evitando que los residuos se acumulen de igual manera en el manglar, lo que podría explicar la poca cantidad de residuos encontrados en comparación con La Sierpe.

En el caso de Piangüita, si bien la limpieza de la playa se realiza de manera periódica gracias a su dinámica económica basada en el turismo, su ubicación estratégica en la desembocadura de la bahía (Narváez *et al*., 2006; Riascos *et al*., 2019), y la presión de su crecimiento poblacional, podría explicar la acumulación y variedad de los residuos, como los peligrosos. Adicionalmente, en Piangüita

bays, it is important to highlight that Buenaventura Bay ranks fourth among the most polluted coastal areas in the world, indicating that the mangrove forests located near the city are more susceptible to pollution compared to protected areas, such as in the case of Málaga Bay, and that the estuaries show a greater potential to act as traps for anthropogenic waste (Riascos *et al*., 2019). The large amount of plastic waste found in the mangrove forest of La Sierpe, mostly consisting of disposables, bags, and food packaging related to tourism and recreation, matches the larger quantity of marine debris found in El Morro in the Bay of Tumaco, which consisted of plastic bags and plastic bottles, food consumed by tourists (Preciado and Laarenas, 2020). This could be explained by the rise of ecotourism, despite the fact that in 2008, Colombia's National Natural Parks declared the La Sierpe Regional Natural Park as a protected area with a total of 25,178 hectares (Ladino, 2018). It is important to note that in La Sierpe, waste that was partially buried was collected more frequently than at the other sampling sites, potentially becoming trapped in the fine fractions of the sediment, as has been reported for other mangrove forests (Zhou *et al*., 2020; Deng *et al*., 2021; Zamprogno *et al*., 2021).

On the other hand, in La Barra the movements of the tides have a direct influence on the coastline, depositing solid waste along the beach (Restrepo, 2023). However, despite being a potentially tourist beach and suffering the effects of the tides (Posso, 2018), the local community has taken management measures for cleaning the beach, preventing waste from accumulating in the same way in the mangrove, which could explain the small amount of waste found compared to La Sierpe.

In the case of Piangüita, although the beach is cleaned periodically thanks to its economic dynamics based on tourism, its strategic location at the mouth of the bay (Narváez *et al*., 2006; Riascos *et al*., 2019), and the pressure of its population growth, could explain the accumulation and variety of waste, including hazardous ones. Additionally, in Piangüita, the plastic waste found was associated with tourism and miscellaneous use (characterized by fragments). This association with the fragments contributes to the characterization of these environments as "microplastic factories" (Duarte *et al*., 2023). This is consistent with the results of (Vidal *et al*., 2021), where a higher concentration of fragments and a greater density of microplastics were presented in the outer estuary of the Bay of Buenaventura, resulting from the fragmentation of larger waste, possibly accumulated over decades in the mangrove forest.

los residuos plásticos encontrados estuvieron asociados al turismo y al tipo de uso misceláneo (caracterizado por fragmentos), esta asociación con los fragmentos contribuye a la caracterización de estos ambientes como "fábricas de microplásticos" (Duarte *et al*., 2023). Esto concuerda con los resultados de Vidal *et al*., (2021), donde se presentó una mayor concentración de fragmentos y mayor densidad de microplasticos en el estuario externo de la Bahía de Buenaventura, resultantes de la fragmentación de desechos de mayor tamaño, posiblemente acumulados durante décadas en el bosque de manglar.

Comba presentó la mayor acumulación en masa de desechos marinos, teniendo en cuenta su ubicación en la bahía y su baja población, además de que las actividades turísticas en esta zona son escazas, la gran cantidad de residuos puede relacionarse con la dinámica de las corrientes, ya que por su alta recirculación de agua, impulsada por las mareas (Mouret *et al*., 2020), recibe una cantidad considerable de basura marina, en este caso proveniente de otras zonas, propiciando su acumulación en los bosques de manglar. La falta de infraestructura adecuada y servicios básicos de saneamiento, junto con la mala gestión de residuos y la falta de conciencia ambiental en las zonas costeras del pacifico, obliga a las poblaciones locales a quemar los residuos o depositarlos directamente en el mar, lo cual podría contribuir con la contaminación observada (Garcés-Ordóñez *et al*., 2023).

Finalmente, los ecosistemas de manglar se ven afectados por diferentes tipos de estrés físico y antrópico, sin embargo, se ha evidenciado que el principal factor de alteración son los residuos acumulados en el bosque de manglar, deteriorando la calidad del ecosistema (Preciado y Laarenas, 2020). Es importante establecer acciones encaminadas a la gestión y el manejo adecuado de los residuos en las zonas costeras del Pacifico colombiano, ya que aquí se encuentran ecosistemas estratégicos para la biodiversidad y la conservación, que brindan servicios ecosistémicos fundamentales para las comunidades.

CONCLUSIÓN

En bahía Málaga se encontró una menor cantidad de residuos, 482,2 g en total, ya que es un área marina protegida y posee una baja densidad poblacional, en contraste, la Bahía de Buenaventura presentó una mayor incidencia de basura marina cuya masa fue de 9280,1 g en total, esto debido a su cercanía con los

Comba presented the largest mass accumulation of marine debris, considering its location in the bay and its low population. Additionally, since tourist activities in this area are scarce, the large amount of waste can be related to the dynamics of the currents. Due to its high-water recirculation, driven by the tides (Mouret *et al*., 2020), it receives a considerable amount of marine litter, in this case coming from other areas, leading to its accumulation in the mangrove forests. The lack of adequate infrastructure and basic sanitation services, along with poor waste management and a lack of environmental awareness in the Pacific coastal areas, forces local populations to burn waste or dispose of it directly into the sea, which could contribute to the observed pollution (Garcés-Ordóñez *et al*., 2023).

Finally, mangrove ecosystems are affected by different types of physical and anthropogenic stress; however, it has been shown that the main factor of alteration is the waste accumulated in the mangrove forest, deteriorating the quality of the ecosystem (Preciado and Laarenas, 2020). It is important to establish actions aimed at the management and proper handling of waste in the coastal areas of the Colombian Pacific, as there are strategic ecosystems for biodiversity and conservation here, which provide essential ecosystem services for the communities.

CONCLUSIONS

In Bahía Málaga, a smaller amount of waste was found, totaling 482.2 g, as it is a protected marine area with a low population density. In contrast, Bahía de Buenaventura showed a higher incidence of marine litter, with a total mass of 9280.1 g. This is due to its proximity to populated centers, rivers, and various human and port activities, exceeding the quantity of marine debris found in Bahía Málaga by 19 times. Plastic was the predominant and ubiquitous type of waste in each of the sampling areas, representing 77% of the total waste by item. Most of the waste found in Comba and La Sierpe was plastic, which could be related to transportation by ocean currents and the rise of ecotourism. In all the mangrove forests, tourism was the activity generating waste with the highest incidence. Finally, according to the CCI and PAI indices, all the evaluated mangroves were classified as "Extremely dirty" with a "Very high abundance" of plastics.

centros poblados, ríos y por las diferentes actividades humanas y portuarias, rebasando en número (19 veces) la cantidad de desechos marinos encontrados en bahía Málaga. El plástico fue el tipo de residuo predominante y ubicuo en cada una de las zonas de muestreo, representando 77% del total de residuos por ítem. La mayor parte de residuos encontrados en Comba y La Sierpe fueron plásticos, lo que podría estar relacionado con el transporte por las corrientes marinas y el auge del ecoturismo. En todos los bosques de manglar el turismo fue la actividad generadora de residuos con mayor incidencia. Finalmente, de acuerdo con los índices CCI y PAI, todos los manglares evaluados se clasificaron como "Extremadamente sucios" con una "Abundancia muy alta" de plásticos.

CONTRIBUCIÓN DE LA AUTORÍA

Ingrid Arboleda: Recolección de muestras, análisis de datos, conceptualización, metodología, escritura, borrador original, revisión y edición. Andrés Molina: Escritura borrador original, conceptualización, análisis de datos, revisión y edición. Guillermo Duque: Conceptualización, muestreo, revisión, adquisición de recursos, administrador del proyecto.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, por su apoyo económico para la realización de esta investigación a través del proyecto "Fortalecimiento de la investigación sobre la contaminación en los ecosistemas costeros del Valle del Cauca" código 60100 y al Grupo de Investigación en Ecología y Contaminación Acuática por el apoyo logístico y en el procesamiento de muestras en laboratorio.

AUTHORSHIP CONTRIBUTION

Ingrid Arboleda: Sample collection, data analysis, conceptualization, methodology, writing, original draft, review, and editing. Andrés Molina: Original draft writing, conceptualization, data analysis, review, and editing. Guillermo Duque: Conceptualization Sampling, review, resource acquisition, project manager.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the National University of Colombia, Palmira Campus, for their financial support in carrying out this research through the project "Strengthening Research on Pollution in Coastal Ecosystems of Valle del Cauca," code 60100, and the Research Group on Ecology and Aquatic Pollution for logistical support and sample processing in the laboratory.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Adnan, F., Kilip, R., Dezvieo Keniin and Payus, C. (2015). Classification and quantification of marine debris at Teluk Likas, Sabah. *Borneo Science*, [online] 36(1), pp.44–50. Available at: https://www.researchgate.net/publication/303522698_CLASSIFICATION_AND_QUANTIFICATION_OF_MARINE_DEBRIS_AT_TELUK_LIKAS_SABAH [Accessed 1 Jun. 2024].

Alkalay, R., Pasternak, G. and Zask, A. (2007). Clean-coast index—A new approach for beach cleanliness assessment. *Ocean & Coastal Management*, 50(5-6), pp.352–362. doi:https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.10.002.

Arboleda, I., Molina, A. and Duque, G. (2024). Influencia de las condiciones ambientales sobre la distribución y tipos de microplásticos en aguas superficiales en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 53(1), pp.65–86. doi:https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2024.53.1.1268.

Asefi, M. and Attaran-Fariman, G. (2022). A Review on the Impact of Environmental Pollution from Municipal Waste Disposal on the Health of Marine Ecosystem of Kharchang Coast, Konarak, Chabahar Bay. *Environment and Water Engineering*, 8(1). doi:https://doi.org/10.22034/jewe.2021.287149.1570.

Bappy, M.M., Rahman, M., Hossain, K., Moniruzzaman, M., Yu, J., Arai, T., Paray, B.A. and Hossain, M.B. (2025). Distribution and retention efficiency of micro- and mesoplastics and heavy metals in mangrove, saltmarsh and cordgrass habitats along a subtropical coast. *Environmental Pollution*, 370, p.125908. doi:https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125908.

Cañón-Bastidas, J., Molina, A. and Duque, G. (2025). Impact of Microplastic Ingestion on Commercial Fish: A Trophic-Level Analysis. *International Journal of Environmental Research*, 19(4). doi:https://doi.org/10.1007/s41742-025-00798-4.

Cantera, J.R. and Blanco, J.F. (2001). The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. *Ecological Studies*, 144, pp.265–280. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_19.

Cerri, F., Mohamed, S. and Galli, P. (2025). Mangrove forests as a natural trap for marine plastic litter: Insights from the Maldives. *Marine Pollution Bulletin*, 213, p.117677. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117677.

Cheshire, A., Adler, E., BarbièreJ., Nations, U. and Al, E. (2009). *UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter*. Nairobi: Unep, pp.1–120. https://www.unep.org/resources/report/unepioc-guidelines-survey-and-monitoring-marine-litter.

Chowdhury, H., Chowdhury, T. and Sait, S.M. (2021). Estimating marine plastic pollution from COVID-19 face masks in coastal regions. *Marine Pollution Bulletin*, 168, p.112419. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112419.

Daoud-Taha, Z., Amin, R., Anuar, S.T., Nasser, A. and Sohaimi, E.S. (2021). Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of The Total Environment*, [online] 786, p.147466. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147466.

Das, N., De, K., Sen, A. and Maiti, B. (2025). Anthropogenic litter pollution in the mangrove blue carbon ecosystem: Unveiling the spatial distribution, composition, source delineation and mitigation measures along the Goa coast, India. *Journal of Hazardous Materials Advances*, [online] 18, p.100679. doi:https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100679.

De, K., Sautya, S., Dora, G.U., Gaikwad, S., Katke, D. and Salvi, A. (2023). Mangroves in the 'Plasticene': High exposure of coastal mangroves to anthropogenic litter pollution along the Central-West coast of India. *Science of The Total Environment*, 858, p.160071. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160071.

Deakin, K., Porter, A., Osorio Baquero, A. and Lewis, C. (2025). Plastic pollution in mangrove ecosystems: A global meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*, [online] 218, p.118165. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118165.

Deng, H., He, J., Feng, D., Zhao, Y., Sun, W., Yu, H. and Ge, C. (2021). Microplastics pollution in mangrove ecosystems: A critical review of current knowledge and future directions. *Science of The Total Environment*, 753, p.142041. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142041.

Dennis Vorsatz, L., Wing, M., Not, C. and Cannicci, S. (2023). Anthropogenic debris pollution in peri-urban mangroves of South China: Spatial, seasonal, and environmental drivers in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 195, pp.115495–115495. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115495.

Derraik, J. (2002). The Pollution of the Marine Environment by Plastic debris: a Review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), pp.842–852. doi:https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00220-5.

Duarte, L.F. de A., Ribeiro, R.B., Medeiros, T.V. de, Scheppis, W.R. and Gimiliani, G.T. (2023). Are mangroves hotspots of marine litter for surrounding beaches? Hydrodynamic modeling and quali-quantitative analyses of waste in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, [online] 67, p.103177. doi:https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103177.

Duke, N.C. (2017). *Mangrove Floristics and Biogeography Revisited: Further Deductions from Biodiversity Hot Spots, Ancestral Discontinuities, and Common Evolutionary Processes*. In: Rivera-Monroy, V., Lee, S., Kristensen, E., Twilley, R. (eds) ed. *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective*, Springer, Cham., pp.17–53. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_2.

Duke, N.C., Meynecke, J.-O. ., Dittmann, S., Ellison, A.M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K.C., Field, C.D., Koedam, N., Lee, S.Y., Marchand, C., Nordhaus, I. and Dahdouh-Guebas, F. (2007). A World Without Mangroves? *Science*, 317(5834), pp.41b42b. doi:https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b.

Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V.A., Espinosa-Díaz, L.F. and Canals, M. (2023). Seasonal variation in plastic litter pollution in mangroves from two remote tropical estuaries of the Colombian Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 193, pp.115210–115210. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115210.

Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V.A., Granados-Briceño, A.F., Blandón García, L.M. and Espinosa Díaz, L.F. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 145, pp.455–462. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058.

Garcés-Ordóñez, O., Spence, R., Canals, M. and Thiel, M. (2025). Macrolitter contamination in beach, dune, and mangrove ecosystems on a Caribbean island: A comparative analysis. *Marine Pollution Bulletin*, [online] 213, p.117616. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117616.

GREENPEACE (2018). *Mejor sin plásticos*. [online] Greenpeace Colombia. Available at: https://www.greenpeace.org/colombia/tag/plasticos [Accessed 28 Jun. 2025].

INVEMAR (2021). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de publicaciones periódicas*

No.3. [online] pp.35–103. Available at: https://www.invemar.org.co/documents/37438/87413/Informe+del+estado+de+los+ambientes+marinos+y+costeros+2020.pdf/15cde098-bb74-a083-1bbc-e6a5f5c8deb0?t=1671633174436 [Accessed 23 Feb. 2024].

Invemar, Univalle And Inciva (2006). *BIOMÁLAGA: Valoración de la biodiversidad marino-costera de Bahía Málaga (Valle del Cauca), como uno de los instrumentos necesarios para que sea considerada un área protegida*. [online] Cali, Colombia, pp.18–101. Available at: https://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/9860IF_BIOMALAGA2007.pdf [Accessed 28 Jun. 2025].

Issac, M. and Kandasubramanian, B. (2021). Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, [online] 28(16), pp.19544–19562. doi:https://doi.org/10.1007/s11356-021-13184-2.

Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Silva-Cavalcanti, J.S. and Araújo, M.C.B. (2014). Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Marine Pollution Bulletin*, 78(1-2), pp.252–257. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.011.

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. and Law, K. (2015). Plastic Waste Inputs from Land into the Ocean. *Science*, [online] 347(6223), pp.768–771. doi:https://doi.org/10.1126/science.1260352.

Jeftic, L., Sheavly, S. and Adler, E. (2009). *Marine Litter: A Global Challenge*. [online] Nairobi: United Nations Environment Programme, pp.13–215. Available at: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7787/-Marine%20Litter_%20A%20Global%20Challenge%20(2009)-2009845.pdf?sequence=3&amp%3BisAllowed= [Accessed 3 Oct. 2024].

Jeyasanta, K.I., Sathish, N., Patterson, J. and Edward, J.K.P. (2020). Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 154, p.111055. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111055.

Kesavan, S., Martin Xavier, K.A., Nair, M.M., Gurjar, U.R., Sukla, S.P., Jaiswar, A.K., Bhusan, S., Abdul Azeez, S. and Deshmukhe, G. (2025). Assessment of secondary microplastics trapped in mangrove ecosystem of a highly populated tropical megacity, India. *Journal of Hazardous Materials Advances*, [online] 17, p.100587. doi:https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100587.

Kiruba-Sankar, R., Selvam, K., Adamala, S., Saravanan, K., Eswaran, Y., Raj, J.Praveen., Soratur, A. and Ram, M. (2025). First assessment of anthropogenic marine debris (AMD) in the mangroves of Andaman and Nicobar archipelago, Bay of Bengal. *Regional Studies in Marine Science*, [online] 83, p.104091. doi:https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104091.

Ladino, L. (2018). *En un rincón de la bahía Crónicas de viaje*. [Trabajo de Grado - Pregrado] pp.10–101. Available at: https://core.ac.uk/download/pdf/185621305.pdf [Accessed 5 Nov. 2024].

Lebreton, L.C.M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A. and Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, [online] 8(15611), p.15611. doi:https://doi.org/10.1038/ncomms15611.

Lippiatt, S.M., Opfer, S. and Arthur, C. (2013). Marine Debris Monitoring and Assessment: Recommendations for Monitoring Debris Trends in the Marine Environment. *NOAA Marine Debris Division Silver Spring, MD*, pp.1–82. doi:https://doi.org/10.25607/obp-727.

Lobo-Guerrero, A. (1993). *Hidrología e Hidrogeología de la Región Pacífica Colombiana*. En: Leyva, P. (Ed.). Colombia – Pacífico, Tomo I, Fondo Para La Protección Del Medio Ambiente 'José Celestino Mutis', FEN ed. Bogotá, Colombia, pp.122–134.

Lucero, C., Cantera, J. and Neira, R. (2025). Pesquería y crecimiento de la piangua (Arcoida: Arcidae) Anadara tuberculosa en la Bahía de Málaga del Pacífico colombiano, 2005-2007. *Revista de Biología Tropical*, [online] 60(1), pp.203–217. Available at: https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442012000100014 [Accessed 28 Jun. 2025].

Martin, C., Almahasheer, H. and Duarte, C.M. (2019). Mangrove forests as traps for marine litter. *Environmental Pollution*, 247, pp.499–508. doi:https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.067.

Mendes, D.S., Paixão, E. de S.M., Silva, J.R.S., Silva-Gomes, J.L. and Fernandes, M.E.B. (2025). Macrolitter pollution in beaches and mangroves on the Brazilian Amazon coast. *Marine Pollution Bulletin*, 215, p.117891. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117891.

Molina, A., Duque, G. and Cogua, P. (2020). Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 50(1), pp.1–13. doi:https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0.

Molina, A., Duque, G. and Cogua, P. (2023). Effect of environmental variables on mercury accumulation in sediments of an anthropogenically impacted tropical estuary (Buenaventura Bay, Colombian Pacific). *Environmental Monitoring and Assessment*, [online] 195(11), pp.1–17. doi:https://doi.org/10.1007/s10661-023-11721-9.

Mondragón Díaz, L. (2023). *Influencia de la concentración de nutrientes en los sedimentos en la estructura de los bosques de manglar expuestos a diferentes grados de impactos en el Pacífico colombiano*. [Tesis - Maestría] pp.1–100. Available at: https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/85597 [Accessed 9 Apr. 2024].

Mouret, A., Charbonnier, C., Lécroart, P., Metzger, É., Howa, H., Deflandre, B., Deirmendjian, L. and Anschutz, P. (2020). Biogeochemistry in an intertidal pocket beach. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 243, pp.106920–106920. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106920.

Narváez, A., Sánchez, F. and Pinzón , G. (2005). *Alternativa para el desarrollo de la oferta ambiental de piangüita, en la bahía de Buenaventura, pacífico colombiano mediante la aplicación de estrategias de turismo sostenible*. [Trabajo de grado - Pregrado] pp.10–128. Available at: https://red.uao.edu.co/server/api/core/bitstreams/fb75ba8e-850c-4c51-ae61-02bd1a5e4528/content [Accessed 13 Jul. 2024].

Obonaga, L.D., Ortiz, A., Wilke, T. and Riascos, J.M. (2025). Plastic litter is rapidly bioeroded in mangrove forests. *Marine Environmental Research*, 207, p.107027. doi:https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107027.

Ocean conservancy (2024). *Plastics in the Ocean - Ocean Conservancy*. [online] Ocean Conservancy. Available at: https://oceanconservancy.org/Trash-Free-Seas/Plastics-in-the-%20Ocean/ [Accessed 28 Jun. 2025].

OSPAR (2010). *Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area.* [online] OSPAR Commission. Available at: https://www.ospar.org [Accessed 28 May 2024].

Otero, L.J. (2005). Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP*, 12, pp.9–21. doi:https://doi.org/10.26640/01213423.12.9_21.

Panesso Guevara, M. (2017). *Influencia de las variables ambientales en la estructura de las comunidades bentónicas y su relación con el flujo de mercurio en la bahía de Buenaventura*. [Trabajo de Grado - Maestría] pp.1–86. Available at: https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/59430

[Accessed 24 Sep. 2024].

Parques Nacionales Naturales de Colombia (2010). *Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga*. [online] Parques Nacionales Naturales de Colombia. Available at: https://old.parquesnacionales.gov.co/portal/es/ecoturismo/parques/region-pacifico/parque-nacional-%20%20natural-uramba-bahia-malaga/ [Accessed 28 Jun. 2025].

PlasticsEurope (2020). *Plastics -the Facts 2020 An analysis of European plastics production, demand and waste data*. [online] Brussels, pp.1–64. Available at: https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/09/Plastics_the_facts-WEB-2020_versionJun21_final.pdf [Accessed 15 Mar. 2024].

Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., Duke, N.C., Ellison, A.M., Ellison, J.C., Farnsworth, E.J., Fernando, E.S., Kathiresan, K., Koedam, N.E., Livingstone, S.R., Miyagi, T., Moore, G.E., Ngoc Nam, V., Ong, J.E., Primavera, J.H., Salmo, S.G., Sanciangco, J.C., Sukardjo, S. and Wang, Y. (2010). The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. *PLoS ONE*, [online] 5(4), pp.1–10. doi:https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095.

Portz, L., Manzolli, R.P., Villate-Daza, D.A. and Fontán-Bouzas, Á. (2022). Where does marine litter hide? The Providencia and Santa Catalina Island problem, Seaflower Reserve (Colombia). *Science of The Total Environment*, [online] 813, p.151878. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151878.

Posso, J. (2018). *SISEP "Sistema sociodemográfico del Pacífico" prueba piloto: Sistema de información para la actualización de datos socio-demográficos de la comunidad negra de la Barra.* [Trabajo de grado - Pregrado] pp.1–66. Available at: https://repositorio.unipacifico.edu.co/entities/publication/32a6ad58-c661-4c09-9f9d-23e727cca01f [Accessed 23 Aug. 2024].

POT (2001). Plan de Ordenamiento Territorial Buenaventura Valle del Cauca 2001 - 2013: POT Buenaventura Valle del Cauca 2001 - 2013. [online] pp.1–125. doi:https://repositoriocdim.esap.edu.co/handle/20.500.14471/15615.

Preciado, D. and Laarenas, A. (2020). *Contaminación por basura marina y microplásticos en puntos priorizados de suelos de manglar del municipio de San Andrés de Tumaco - Nariño*. [Trabajo de Pregrado] pp.1–24. Available at: https://repositorio.uniautonoma.edu.co/handle/123456789/336?show=full [Accessed 12 Sep. 2024].

Rambojun, S., Ramloll, Y., Mattan-Moorgawa, S. and Appadoo, C. (2023). Are mangroves hotspots for marine litter among selected coastal ecosystems of Mauritius, an oceanic island in Western Indian Ocean? *Regional Studies in Marine Science*, 69, pp.103284–103284. doi:https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103284.

Rangel-Buitrago, N., Mendoza, A.V., Mantilla-Barbosa, E., Arroyo-Olarte, H., Arana, V.A., Trilleras, J., Gracia , C.A., Neal, W.J. and Williams, A.T. (2021). Plastic pollution on the Colombian central Caribbean beaches. *Marine Pollution Bulletin*, [online] 162, p.111837. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111837.

Rangel-Buitrago, N., Williams, A. and Anfuso, G. (2018). Killing the goose with the golden eggs: Litter effects on scenic quality of the Caribbean coast of Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 127, pp.22–38. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.023.

Restrepo, D. (2023). *Teledetección aplicada en la evaluación de los cambios ocasionados por la dinámica en la línea de costa y zona de manglar influenciada bajo la desembocadura del río San juan y la dinámica mareal del pacifico en las veredas Ladrilleros, Juanchaco y La Barra, Buenaventura*. [Trabajo de Grado - Proyecto de investigación] pp.1–135. Available at: https://repositorio.ucm.edu.co/entities/publication/864d8be2-dbb7-4844-b69d-b06782a90a22 [Accessed 3 Dec. 2024].

Riascos, J.M., Valencia, N., Peña, E.J. and Cantera, J.R. (2019). Inhabiting the technosphere: The encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by macrobenthic biota. *Marine Pollution Bulletin*, 142, pp.559–568. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.010.

Romañach, S.S., DeAngelis, D.L., Koh, H.L., Li, Y., Teh, S.Y., Raja Barizan, R.S. and Zhai, L. (2018). Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. *Ocean & Coastal Management*, 154, pp.72–82. doi:https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.009.

Sánchez-Giraldo, N., Molina, A. and Duque, G. (2025). Abundancia y composición de residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura, en el Pacífico Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 54(1), pp.111–130. doi:https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2025.54.1.1328.

UNEP (2021). *Marine Litter and Plastic Waste Vital Graphics*. [online] pp.1–77. Available at: https://wedocs.unep.org/xmlui/bitstream/handle/20.500.11822/36964/VITGRAPH.pdf [Accessed 24 Nov. 2024].

UNEP (2022). *Our planet is choking on plastic*. [online] UNEP - UN Environment Programme. Available at: https://www.recorp.co.nz/our-planet-is-choking-on-plastic [Accessed 26 Oct. 2024].

Vásquez, D., Molina, A. and Duque, G. (2021). Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1), pp.27–42. doi:https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1021.

Vidal, L., Molina, A. and Duque, G. (2021). Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, [online] 50(2), pp.113–132. doi:https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1032.

Vivas-Sánchez, J., Gamboa-García, D.E. and Duque, G. (2023). Ecología trófica y consumo incidental de microplásticos en peces (Sciaenidae) y su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales*, 47(184), pp.571–590. doi:https://doi.org/10.18257/raccefyn.1893.

Vorsatz, L.D., So, M.W.K., Cheung, C.O., Not, C. and Cannicci, S. (2025). Anthropogenic marine debris accumulation and its ecological impact on the highly urbanized mangroves of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, [online] 211, p.117447. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117447.

Xia, W., Rao, Q., Deng, X., Chen, J. and Xie, P. (2020). Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. *Science of The Total Environment*, 732, p.139065. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065.

Zamprogno, G.C., Caniçali, F.B., dos Reis Cozer, C., Otegui, M.B.P., Graceli, J.B. and da Costa, M.B. (2021). Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: A comparison between fringe and basin. *Science of The Total Environment*, 784, p.146963. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146963.

Zhou, Q., Tu, C., Fu, C., Li, Y., Zhang, H., Xiong, K., Zhao, X., Li, L., Waniek, J.J. and Luo, Y. (2020). Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. *Science of The Total Environment*, 703, p.134807. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134807.

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia
CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

ARTÍCULO / ARTICLE

Intercalibración de ecosondas científicas (EK60 y EK80) para la evaluación acústica multiplataforma de anchoveta en Chile

Intercalibration of scientific echosounders (EK60 and EK80) for the multiplatform acoustic assessment of anchoveta in Chile

Luis La Cruz
0000-0002-2208-4538
luis.lacruz@ifop.cl

Javier Legua
0000-0001-6539-6745
javier.legua@ifop.cl

Francisco Leiva-Dietz
0000-0003-4304-6247
francisco.leiva@ifop.cl

1. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

*Autor de correspondencia/Corresponding Author: luis.lacruz@ifop.cl

Recibido / Received: 21/10/2024
Aceptado / Accepted: 31/07/2025

Citación / Citation: La Cruz,L.; Legua, J.; Leiva-Dietz, F. 2026. Intercalibración de ecosondas científicas (EK60 y EK80) para la evaluación acústica multiplataforma de anchoveta en Chile, Perú. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 108-131

RESUMEN

Los cruceros hidroacústicos son claves para evaluar especies pelágicas como la anchoveta (*Engraulis ringens*) en el Sistema de la Corriente de Humboldt (SCH), una de las pesquerías más importantes de Chile. Las variaciones oceanográficas afectan las condiciones ambientales y la distribución del recurso, especialmente cerca de la costa. Existe una brecha en la cobertura acústica en zonas costeras debido a limitaciones operativas del buque de investigación, lo que restringe la representatividad espacial de las evaluaciones hidroacústicas recurrentes. Para mejorar la cobertura en estas áreas, se han incorporado embarcaciones artesanales con ecosondas EK80, que pueden operar donde el buque principal tiene menor acceso. Este estudio evaluó la comparabilidad y precisión de mediciones acústicas obtenidas con ecosondas EK80 en embarcaciones artesanales cerqueras y con una ecosonda EK60 a bordo del buque de investigación Abate Molina, durante evaluaciones hidroacústicas realizadas entre 2022 y 2024. Se aplicaron modelos de Mínimos Cuadrados Generalizados para analizar la energía retrodispersada (NASC, 38 kHz), y se estimaron cocientes medios de densidades acústicas (R_i) como factores de intercalibración para corregir diferencias sistemáticas. Los resultados evidenciaron una alta correspondencia entre las mediciones, con diferencias en biomasa ajustadas inferiores a 5,5 % y sin cambios significativos en los coeficientes de variación, lo que confirma la robustez del procedimiento. Estos hallazgos respaldan el uso conjunto de multiplataformas para fortalecer la gestión sostenible de la pesca de anchoveta.

PALABRAS CLAVE: Pesquerías, anchoveta, ecosondas, serie temporal, biomasa.

ABSTRACT

Hydroacoustic surveys are key for assessing pelagic species such as the Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) in the Humboldt Current System (HCS), one of Chile's most important fisheries. Oceanographic variability influences environmental conditions and resource distribution, particularly in coastal areas. However, a coverage gap persists in nearshore zones due to operational limitations of the research vessel, which restricts the spatial representativeness of routine hydroacoustic assessments. To address this gap, artisanal purse-seine vessels equipped with EK80 echosounders have been incorporated, allowing operations in areas less accessible to the main research vessel. This study evaluated the comparability and accuracy of acoustic measurements collected with EK80 echosounders on artisanal vessels against those obtained with an EK60 echosounder aboard the research vessel Abate Molina, during hydroacoustic surveys conducted between 2022 and 2024. Generalized Least Squares (GLS) models were applied to analyze backscattered energy (NASC, 38 kHz), and mean density ratios (R_i) were estimated as intercalibration factors to correct for systematic differences. Results revealed a high correspondence between platforms, with adjusted biomass differences below 5.5% and no significant changes in coefficients of variation, confirming the robustness of the procedure. These findings support the complementary use of multi-platform acoustic surveys as a robust approach to enhance spatial representativeness in stock assessments and strengthen the sustainable management of the anchoveta fishery in the HCS.

KEY WORDS: Fisheries, Peruvian anchoveta, echosounders, temporal series, biomass.

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1342

INTRODUCCIÓN

Los cruceros hidroacústicos desempeñan un papel fundamental en la evaluación de especies pelágicas, como la anchoveta peruana *Engraulis ringens* Jenyns 1942 (Hilborn, 2003; Robotham *et al.*, 2010) en el Sistema de la Corriente de Humboldt (SCH) (Ganias, 2014). Esta especie es clave en una de las pesquerías más productivas del mundo, cuya distribución abarca áreas de surgencia costera a lo largo de un extenso rango latitudinal, desde el norte de Perú (04°S) hasta el sur de Chile (42°S) (Alheit y Ñiquen, 2004; Ganias, 2014). En los últimos años, la producción pesquera de anchoveta alcanzó 4.9 millones de toneladas (FAO, 2024); sin embargo, esta población se ve influenciada por fenómenos como El Niño y otras variaciones en las condiciones oceanográficas (FAO, 2024). En el SCH, frente a las costas del norte de Chile, la anchoveta constituye el principal recurso pesquero para la flota industrial cerquera, representando aproximadamente 80% de los desembarques anuales (Armas *et al.*, 2024). A lo largo de las costas de Chile, a nivel administrativo, existen tres unidades de pesquería de anchoveta: la Unidad de Pesquería Norte (Regiones de Arica y Parinacota a Antofagasta), la Unidad de Pesquería Centro Norte (Regiones de Atacama a Coquimbo) y la Unidad de Pesquería Centro Sur (Regiones de Valparaíso a Los Lagos) (Garcés *et al.*, 2019). Estas unidades reflejan diferencias en la dinámica poblacional, presión pesquera y estrategias de manejo, y constituyen un marco relevante para el diseño de estrategias de monitoreo y evaluación acústica en distintas regiones del país. La evaluación de este recurso se realiza mediante cruceros científicos liderados por el buque de investigación (BI) Abate Molina, en operación continua desde 1991, lo que ha permitido generar una serie temporal de largo plazo para el monitoreo del estado del stock. Este buque cuenta con una ecosonda EK60 y una red de arrastre pelágica de media agua (modelo Engel) (IFOP, 2025). Estos cruceros han permitido realizar estimaciones de biomasa en áreas amplias, donde la abundancia de la anchoveta está influenciada por factores ambientales como la temperatura superficial del mar (TSM) y clorofila-a (Chl-a) (Cerna *et al.*, 2022) . Diversos estudios han demostrado que un aumento en la TSM y una disminución en la Chl-a pueden resultar en una reducción de las poblaciones de anchoveta, debido a cambios en la productividad primaria y la disponibilidad de hábitat adecuado (Alheit y Ñiquen, 2004; Bertrand *et al.*, 2004; Ñiquen y Bouchon, 2004; Silva *et al.*, 2016; Canales *et al.*, 2018; Hernández-Santoro *et al.*, 2019; Ortiz, 2020). Armas *et al.* (2024) registraron que durante eventos de La Niña (2007, 2013) la

INTRODUCTION

Hydroacoustic cruises play a fundamental role in the assessment of pelagic species, such as the Peruvian anchoveta *Engraulis ringens* Jenyns, 1942 (Hilborn, 2003; Robotham *et al.*, 2010), in the Humboldt Current System (HCS) (Ganias, 2014). This species is key in one of the most productive fisheries in the world, whose distribution covers coastal upwelling areas along an extensive latitudinal range, from northern Peru (04°S) to southern Chile (42°S) (Alheit and Ñiquen, 2004; Ganias, 2014). In recent years, the Peruvian anchoveta fishery production reached 4.9 million tons (FAO, 2024); however, this population is influenced by phenomena such as El Niño and other variations in oceanographic (FAO, 2024) conditions. In the HCS, off the northern coast of Chile, Peruvian anchoveta is the main fishing resource for the industrial purse seine fleet, accounting for approximately 80% of the annual landings (Armas *et al.*, 2024). Administratively, along the coasts of Chile, there are three Peruvian anchoveta fishery units: the Northern Fishery Unit (Regions of Arica and Parinacota to Antofagasta), the Central-Northern Fishery Unit (Regions of Atacama to Coquimbo), and the Central-Southern Fishery Unit (Regions of Valparaíso to Los Lagos) (Garcés *et al.*, 2019). These units reflect differences in population dynamics, fishing pressure, and management strategies, and constitute a relevant framework for the design of monitoring and acoustic evaluation strategies in different areas of the country. The evaluation of this resource is carried out through scientific cruises led by the research vessel (RV) Abate Molina, in continuous operation since 1991, which has allowed for the generation of a long-term time series for monitoring the state of the stock. This vessel is equipped with an EK60 echo sounder and a midwater pelagic trawl net (Engel model) (IFOP, 2025). These cruises have allowed for biomass estimates in large areas, where the abundance of Peruvian anchoveta is influenced by environmental factors such as sea surface temperature (SST) and chlorophyll-a (Chl-a) (Cerna *et al.*, 2022). Various studies have shown that an increase in SST and a decrease in Chl-a can result in a reduction of Peruvian anchoveta populations, due to changes in primary productivity and the availability of suitable habitat (Alheit and Ñiquen, 2004; Bertrand *et al.*, 2004; Ñiquen and Bouchon, 2004; Silva *et al.*, 2016; Canales *et al.*, 2018; Hernández-Santoro *et al.*, 2019; Ortiz, 2020). Armas *et al.* (2024) reported that during La Niña events (2007, 2013) the Peruvian anchoveta moved westward; whereas, in El Niño 2015 its distribution was restricted to a narrow coastal strip (10 nmi). The exception was La Niña 2020, when the highest

anchoveta se desplazó hacia el occidente; mientras que en El Niño 2015 su distribución se restringió a una estrecha franja costera (10 mn). La excepción fue La Niña 2020, cuando las mayores probabilidades de captura se concentraron nuevamente cerca de la costa, debido a condiciones oceanográficas desfavorables. De forma similar, frente a Perú se observó una fuerte respuesta de la anchoveta ante condiciones cálidas y anóxicas (P. Castillo *et al.*, 2025), lo que también favoreció su concentración en zonas someras. En respuesta a estas fluctuaciones, se han venido incorporando diversas embarcaciones artesanales cerqueras (EACs), equipadas con una ecosonda portátil EK80 Simrad, para evaluar la biomasa en áreas cercanas a la costa, principalmente dentro de las 5 millas náuticas (Ñiquen y Bouchon, 2004; Canales *et al.*, 2018; Hernández-Santoro *et al.*, 2019; P. Castillo *et al.*, 2022, 2025).

La ecosonda científica EK60 Simrad (Simrad Kongsberg Maritime AS, Horten, Noruega), disponible comercialmente desde 2001, ha sido utilizada durante décadas en cruceros de evaluación hidroacústica de recursos pelágicos (Andersen, 2001). En 2016, se incorporó el modelo EK80, el cual puede configurarse para funcionar de manera similar a la EK60, garantizando la consistencia en las estimaciones de abundancia a lo largo del tiempo (Macaulay *et al.*, 2018; De Robertis *et al.*, 2019). Estas ecosondas calibradas permiten medir la reflectividad de cardúmenes, generando indicadores de biomasa (Simmonds y MacLennan, 2005, Demer *et al.*, 2015). Los cruceros hidroacústicos de evaluación del reclutamiento de la anchoveta en Chile deben realizarse en períodos cortos, cubriendo toda el área de distribución de la especie objetivo. En estos estudios, la participación de múltiples embarcaciones resulta esencial, ya que cada una contribuye a la evaluación de diferentes sectores del stock. Esto exige comparar y evaluar los datos acústicos generados por cada plataforma (Simmonds y MacLennan, 2005), con el objetivo de reducir la variabilidad espacial y temporal en la estimación del stock (Simmonds *et al.*, 1998). En ese contexto, es necesario determinar si las densidades acústicas de los cardúmenes de anchoveta, registradas tanto con el buque principal (equipado con ecosonda EK60) como por embarcaciones artesanales (equipadas con ecosonda EK80), son consistentes y pueden integrarse sin introducir sesgos significativos en las estimaciones de biomasa y abundancia de la población. La precisión y confiabilidad de los datos acústicos son factores claves para la gestión pesquera,

probabilities of capture were once again concentrated near the coast, due to unfavorable oceanographic conditions. Similarly, off the coast of Peru, a strong response of the Peruvian anchoveta was observed under warm and anoxic conditions (P. Castillo *et al.*, 2025), which also favored its concentration in shallow areas. In response to these fluctuations, various artisanal purse-seine vessels (EACs) have been incorporated, equipped with a portable Simrad EK80 echo sounder, to assess biomass in areas close to the coast, mainly within 5 nautical miles (Ñiquen and Bouchon, 2004; Canales *et al.*, 2018; Hernández-Santoro *et al.*, 2019; P. Castillo *et al.*, 2022; P. Castillo *et al.*, 2025).

The Simrad EK60 scientific echosounder (Simrad Kongsberg Maritime AS, Horten, Norway), commercially available since 2001, has been used for decades in hydroacoustic assessment cruises of pelagic resources (Andersen, 2001). In 2016, the EK80 model was introduced, which can be configured to operate similarly to the EK60, ensuring consistency in abundance estimates over time (Macaulay *et al.*, 2018; De Robertis *et al.*, 2019). These calibrated echo sounders allow for the measurement of the reflectivity of fish schools, generating biomass indicators (Simmonds and MacLennan, 2005, Demer *et al.*, 2015). The hydroacoustic assessment cruises for Peruvian anchoveta recruitment in Chile must be conducted in short periods, covering the entire distribution area of the target species. In these studies, the participation of multiple vessels is essential, as each one contributes to the evaluation of different areas of the stock. This requires comparing and evaluating the acoustic data generated by each platform (Simmonds and MacLennan, 2005), with the aim of reducing spatial and temporal variability in stock estimation (Simmonds *et al.*, 1998). In this context, it is necessary to determine whether the acoustic densities of Peruvian anchoveta schools, recorded both with the main vessel (equipped with an EK60 echo sounder) and by artisanal boats (equipped with an EK80 echo sounder), are consistent and can be integrated without introducing significant biases in the estimates of biomass and population abundance. The precision and reliability of acoustic data is a key factor for fisheries management, as these measurements form the basis for estimating fish abundance indices (MacLennan, 1990; Koslow, 2009).

This study is based on the hypothesis that the distribution and behavior of Peruvian anchoveta are not significantly altered by the differences between observation platforms (research vessel and artisanal purse-seine boats), nor by the technological differences

ya que estas mediciones constituyen la base para la estimación de índices de abundancia de peces (MacLennan, 1990; Koslow, 2009).

Este estudio parte de la hipótesis de que la distribución y el comportamiento de la anchoveta no se ven significativamente alterados por las diferencias entre las plataformas de observación (buque de investigación y embarcaciones artesanales cerqueras), ni por las diferencias tecnológicas entre sus ecosondas (EK60 y EK80). Si esta hipótesis se valida, los datos acústicos generados por ambas plataformas podrían integrarse de manera robusta, permitiendo una estimación conjunta más precisa y eficiente de la abundancia.

La integración de estos datos contribuiría a optimizar las estrategias de monitoreo y manejo pesquero, permitiendo adaptar los diseños de muestreo en los cruceros hidroacústicos y extender la cobertura hacia zonas más costeras, con implicancias clave en la evaluación del recurso. El objetivo de este estudio es evaluar las mediciones acústicas obtenidas mediante ecosondas científicas, a través de un análisis de intercalibración entre el buque principal (BI Abate Molina), equipado con una ecosonda EK60, y embarcaciones artesanales cerqueras (EACs), equipadas con ecosondas EK80. Asimismo, se busca determinar el efecto de los ajustes por intercalibración sobre las estimaciones de biomasa, con el fin de validar el uso conjunto de múltiples plataformas de investigación en cruceros de evaluación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en las costas de Chile frente a las regiones de Arica y Parinacota-Antofagasta y Atacama-Coquimbo, a bordo del buque de investigación (BI) Abate Molina (AM) y diversas embarcaciones artesanales cerqueras (EACs). Las intercalibraciones se realizaron durante cuatro cruceros de evaluación hidroacústica del reclutamiento de anchoveta, llevados a cabo entre 2022 y 2024 en las Unidades de Pesquería Norte (18° 25’ S – 24 °30’ S) y Centro Norte (25° 00 ’S – 32° 10’ S) (Figura 1; Tabla S1, Material Suplementario).

between their echo sounders (EK60 and EK80). If this hypothesis is validated, the acoustic data generated by both platforms could be robustly integrated, allowing for a more precise and efficient joint estimation of abundance.

The integration of these data would contribute to optimizing monitoring and fisheries management strategies, allowing for the adaptation of sampling designs in hydroacoustic surveys and extending coverage towards more coastal areas, with key implications for resource assessment. The objective of this study is to evaluate the acoustic measurements obtained with scientific echosounders through an intercalibration analysis between the main vessel (RV Abate Molina), equipped with an EK60 echosounder, and artisanal purse-seine vessels (EACs), equipped with EK80 echosounders. Likewise, the aim is to determine the effect of intercalibration adjustments on biomass estimates, in order to validate the joint use of multiple research platforms in assessment cruises.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The present study was conducted off the coast of Chile in the regions of Arica and Parinacota-Antofagasta and Atacama-Coquimbo, aboard the research vessel (RV) Abate Molina (AM) and various artisanal purse-seine boats (EACs). The intercalibrations were conducted during four hydroacoustic assessment cruises for Peruvian anchoveta recruitment, carried out between 2022 and 2024 in the Northern Fishery Units (18° 25’ S – 24°30’ S) and Central Northern (25° 00’ S – 32° 10’ S) (Figure 1; Table S1, Supplementary Material).

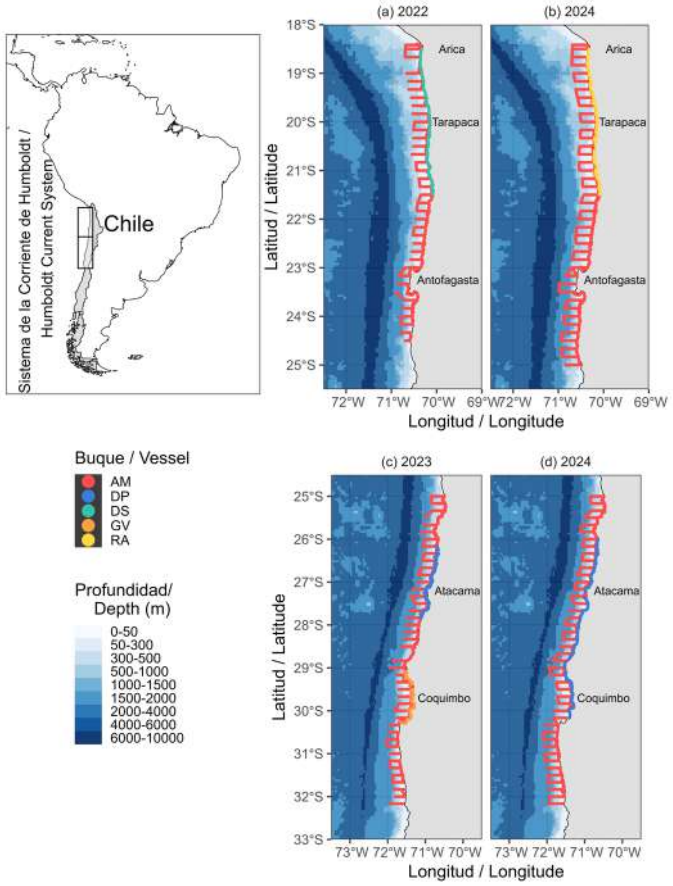


Figura 1. Área de estudio para las comparaciones acústicas entre el BI Abate Molina (AM), equipado con una ecosonda EK60 (frecuencia principal: 38 kHz), y las embarcaciones artesanales cerqueras (EACs: Don Pancracio (DP), Don Sergio (DS), Garota V (GV) y Ragnar (RA)), equipadas con ecosondas EK80 operando también a 38 kHz. (a) área de estudio correspondiente al crucero 2022 AM–DS (*Don Sergio*), (b) área de estudio correspondiente al crucero 2024 AM–RA (*Ragnar*), (c) área de estudio correspondiente al crucero 2023 AM–DP (*Don Pancracio*) y AM-GV (Garota V), (d) área de estudio correspondiente al crucero 2024 AM–DP (*Don Pancracio*).

Figure 1. Study area for acoustic comparisons between the RV Abate Molina (AM), equipped with an EK60 echo sounder (main frequency: 38 kHz), and the artisanal purse seine vessels (EACs: Don Pancracio (DP), Don Sergio (DS), Garota V (GV), and Ragnar (RA)) equipped with EK80 echo sounders also operating at 38 kHz. (a) study area corresponding to the 2022 AM–DS (Don Sergio) cruise, (b) study area corresponding to the 2024 AM–RA (Ragnar) cruise, (c) study area corresponding to the 2023 AM–DP (Don Pancracio) and AM-GV (Garota V) cruise, (d) study area corresponding to the 2024 AM–DP (Don Pancracio) cruise.

La ecosonda científica EK60 del BI Abate Molina fue configurada para realizar muestreos acústicos con una tasa de sondeo máxima a una frecuencia de 38 kHz, en modo de onda continua, con una duración de pulso de 1.024 ms y potencia de 2000 w. Las ecosondas EK80 instaladas en las EACs se configuraron con los mismos parámetros para asegurar la comparabilidad (Tabla 1). La ecosonda del BI Abate Molina fue calibrada con una esfera estándar de tungsteno (WC/38.1mm con material aglutinante de cobalto 6%) (Foote *et al.*, 1987; Demer *et al.*, 2015), siguiendo el protocolo de Foote *et al.* (1987). La calibración se aplicó al transceptor (*General Purpose Transceiver*, GPT) mediante el software Simrad ER60 v.2.4.3. Los datos se generaron en formato *crudo* (SIMRAD) (Demer *et al.*, 2017) y se almacenaron externamente.

The scientific echosounder EK60 of the RV Abate Molina was configured to conduct acoustic sampling with a maximum sounding rate at a frequency of 38 kHz, in continuous wave mode, with a pulse duration of 1.024 ms and a power of 2000 w. The EK80 echo sounders installed in the EACs were configured with the same parameters to ensure comparability (Table 1). The echo sounder of the RV Abate Molina was calibrated with a standard tungsten sphere (WC/38.1 with 6% cobalt binder) (Foote *et al.*, 1987; Demer *et al.*, 2015), following the protocol of Foote *et al.* (1987). The calibration was applied to the transceiver (General Purpose Transceiver, GPT) using the Simrad ER60 v.2.4.3 software. The data were generated in *.raw* format (SIMRAD) (Demer *et al.*, 2017) and stored externally.

Tabla 1. Principales características de las EACs (DS: Don Sergio, DP: Don Pancracio, GV: Garota V y RA: Ragnar) y configuración de ecosondas (38 kHz) durante los cruceros 2022-2024.

Table 1. Main characteristics of the EACs (DS: Don Sergio, DP: Don Pancracio,GV: Garota V and RA: Ragnar), and echosounder setting (38 kHz) during the 2022 - 2024 cruises.

Año/Year	2022	2023	2023	2024	2024
Código Crucero/ Code Cruise	**RECLAN 152-2212**	**RECLAN 34-2302**	**RECLAN 34-2302**	**RECLAN 34-2402**	**RECLAN 152-2412**
Embarcación/ Vessel	DS	DP	GV	DP	RA
Eslora total/ Length Overall (m)	6	14.95	17.43	14.95	11.9
Manga/ Beam (m)	1.8	6.01	7.02	6.01	7.0
Calado Máximo/ Maximum Draft (m)	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Ecosonda/ Echosounder	EK80	EK80	EK80	EK80	EK80
Frecuencia/ Frequency (kHz)	38	38	38	38	38
Transductor/ Transducer	ES38-7C	ES38-7C	ES38-7C	ES38-7C	ES38-7C
Ganancia/ Gain (dB)	26.53	26.53	26.53	26.62	26.73
Ancho de haz de 3 dB a lo largo del barco/ 3 dB beamwidth alongship (°)	6.62	6.62	6.62	6.35	6.37
Ancho de haz de 3 dB transversal al barco/ 3 dB beamwidth athwartship (°)	6.54	6.54	6.54	6.35	6.31
Velocidad del sonido/ Sound speed (ms^{-1})	1506.36	1500.83	1500.83	1521.76	1518.09

Diseño de intercalibraciones acústicas

Las intercalibraciones acústicas se realizaron con una separación de 100 m entre embarcaciones, navegando a ~12 km/h, representativo de la velocidad operativa de las EACs. La EAC mantenía rumbo sur o norte, mientras se coordinaba con el BI Abate Molina vía radio VHF, por sus siglas en ingles Very High Frequency. Cada transecto tuvo una duración de 15 a 30 min, cubriendo condiciones acústicas diversas (Figura 2). La ecosonda EK60 del BI Abate Molina fue tomada como referencia estándar (MacLennan y Pope, 1983). Las condiciones ambientales fueron favorables (viento ≤ 11.1 km/h, altura de ola ≤ 2.3 m), lo que permitió mediciones con mínima perturbación acústica y ambiental.

Acoustic intercalibration design

The acoustic intercalibrations were carried out with a separation of 100 m between vessels, navigating at ~6.5 knots, representative of the operational speed of the EACs. The EAC maintained a south or north course while coordinating with the RV Abate Molina via VHF radio, which stands for Very High Frequency. Each transect lasted from 15 to 30 minutes, covering diverse acoustic conditions (Figure 2). The EK60 echo sounder of the RV Abate Molina was taken as the standard reference (MacLennan and Pope, 1983). The environmental conditions were favorable (wind ≤ 6 knots, wave height ≤ 2.3 m), which allowed for measurements with minimal acoustic and environmental disturbance.

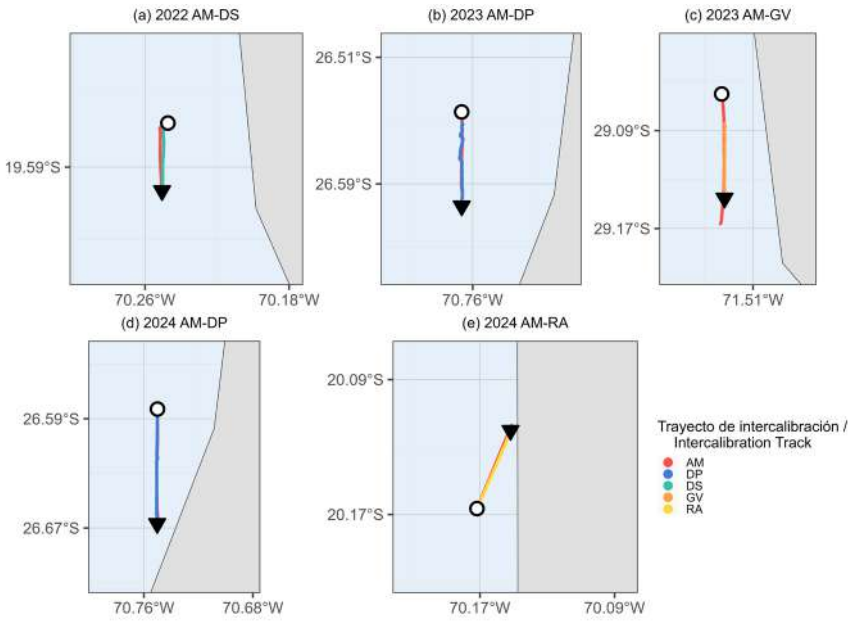


Figura 2. Trayectorias de las intercalibraciones acústicas entre el BI Abate Molina (AM) y las embarcaciones artesanales cerqueras (EACs: DP, DS, GV, RA) durante los cruceros de evaluación hidroacústica de anchoveta entre 2022 y 2024. El círculo marca el punto de partida y la flecha señala la dirección del trayecto de navegación. (a) intercalibración acústica 2022 AM–DS (Don Sergio), (b) intercalibración acústica 2023 AM–DP (Don Pancracio), (c) intercalibración acústica 2023 AM–GV (Garota V), (d) intercalibración acústica 2024 AM–DP (Don Pancracio), (e) intercalibración acústica 2024 AM–RA (Ragnar).

Figure 2. Trajectories of acoustic intercalibrations between the RV Abate Molina (AM) and the artisanal purse-seine vessels (EACs: DP, DS, GV, RA) during the hydroacoustic assessment cruises of Peruvian anchoveta between 2022 and 2024. The circle marks the starting point and the arrow indicates the direction of the navigation route. (a) acoustic intercalibration 2022 AM–DS (Don Sergio), (b) acoustic intercalibration 2023 AM–DP (Don Pancracio), (c) acoustic intercalibration 2023 AM–GV (Garota V), (d) acoustic intercalibration 2024 AM–DP (Don Pancracio), (e) acoustic intercalibration 2024 AM–RA (Ragnar).

Procesamiento de datos y análisis

Se utilizó el software ESP3 versión 1.52.0 (Ladroit *et al.*, 2020) (ESP3 / Wiki / ESP3 (sourceforge.net)) para explorar, analizar y exportar los datos acústicos. Los ecogramas fueron sincronizados y segmentados en capas horizontales de 100 pings y tramos verticales de 5 m. Se identificaron concentraciones de macrozooplancton, peces y fondo para análisis comparativo entre plataformas con el objetivo de analizar distintos niveles de intensidad de señal (Zhu *et al.*, 2024). Esta estrategia permitió evaluar de manera más robusta la funcionalidad, sensibilidad y capacidad de detección de las EACs.

Modelo de Mínimos Cuadrados Generalizados (GLS)

Para evaluar cuantitativamente la relación entre mediciones de las EACs y el BI, se aplicó un modelo de Mínimos Cuadrados Generalizados (Generalized Least Squares, GLS, por sus siglas en inglés) que incorpora autocorrelación espacial con estructura exponencial (corExp), considerando la variable posición como proxy de dependencia. La formulación fue:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i$$

Data processing and analysis

ESP3 software version 1.52.0 (Ladroit *et al.*, 2020) (ESP3 / Wiki / ESP3 (sourceforge.net)) was used to explore, analyze, and export the acoustic data. The echograms were synchronized and segmented into horizontal layers of 100 pings and vertical sections of five meters. Concentrations of macrozooplankton, fish, and seabed were identified for comparative analysis between platforms with the aim of analyzing different levels of signal intensity (Zhu *et al.*, 2024). This strategy allowed for a more robust evaluation of the functionality, sensitivity, and detection capability of the EACs.

Generalized Least Squares (GLS) model

To quantitatively evaluate the relationship between EAC measurements and RV, a Generalized Least Squares (GLS) model was applied, incorporating spatial autocorrelation with an exponential structure (corExp), considering the position variable as a proxy for dependency. The formulation was:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i$$

Donde $y_i y_i$ representa la densidad acústica observada por el BI Abate Molina, $x_i x_i$ es la densidad observada por una EAC y β_0 β_0 y β_0 y β_1 corresponden al intercepto y la pendiente del modelo, respectivamente. Este enfoque es más robusto que la regresión lineal simple al considerar dependencia espacial/temporal, y ha sido ampliamente aplicado en estudios comparativos de plataformas de investigación (Foote *et al*., 1987; Simmonds et al., 1998; Simmonds y MacLennan, 2005; Massé et al., 2018). Los modelos fueron ajustados en R usando la función gls() del paquete nlme (Pinheiro y Bates, 2000; R Core Team, 2024), y los resultados fueron resumidos utilizando el paquete modelsummary (Arel-Bundock, 2022).

Análisis de razón y factor de intercalibración

Se aplicó un enfoque complementario basado en la razón entre valores de NASC (Nautical Area Scattering Coefficient o Coeficiente Náutico de Dispersión Acústica, m^2mn^{-2} (MacLennan *et al*, 2002)), registrados por las ecosondas del BI AM y las EACs. A partir de estos valores, se calculó el cociente individual:

$$R_i = \frac{NASC_{AM}}{NASC_{EAC}}$$

El factor de intercalibración F_{int} fue definido como la mediana de los R_i, una medida robusta ante valores atípicos (Massé *et al*., 2018). La mediana de la desviación absoluta (MDA_{int}) y el coeficiente de variación (CV) se calcularon como:

$$MDA_{int} = [\text{ Mediana } (|R_i - F_{int}|)] * 1.4826$$

$$CV = \frac{MDA_{int}}{F_{int}}$$

Donde el factor 1.4826 ajusta la MDA para que sea comparable a la desviación estándar bajo una distribución normal (Adekeye, 2013). Se clasificó la calidad de la concordancia en cuatro categorías según el CV: muy alta concordancia para valores inferiores a 5%, alta concordancia para valores entre 5% y 10%, moderada concordancia para valores entre 10% y 20% y baja concordancia para valores superiores a 20%.

Estimación de biomasa y ajuste por intercalibraciones

A partir de los datos acústicos se estimó la densidad (Sv, por sus siglas en inglés: *Volume backscattering strength*, dB re 1 m^{-1}; (MacLennan *et al*, 2002) y posteriormente el NASC. Para convertir a densidad de peces, se aplicó la ecuación de la relación TS-Longitud de J. Castillo *et al.* (2022):

Where $y_i y_i$ represents the acoustic density observed by the RV Abate Molina $x_i x_i$, is the density observed by an EAC, and β_0 β_0 and β_0 y β_1 correspond to the intercept and the slope of the model, respectively. This approach is more robust than simple linear regression by considering spatial/temporal dependence, and it has been widely applied in comparative studies of research platforms (Foote *et al*., 1987; Simmonds *et al*., 1998; Simmonds and MacLennan, 2005; Massé *et al*., 2018). The models were fitted in R using the gls() function from the nlme package (Pinheiro and Bates, 2000; R Core Team, 2024), and the results were summarized using the modelsummary package (Arel-Bundock, 2022).

Analysis of ratio and intercalibration factor

A complementary approach was applied based on the ratio between NASC values (Nautical Area Scattering Coefficient, m^2nmi^{-2}; (MacLennan *et al*, 2002)) recorded by the RV AM echo sounders and the EACs. From these values, the individual quotient was calculated:

$$R_i = \frac{NASC_{AM}}{NASC_{EAC}}$$

The intercalibration factor F_{int} was defined as the median of the R_i, a robust measure against outliers (Massé *et al*., 2018). The median of the absolute deviation (MDA_{int}) and the coefficient of variation (CV) were calculated as:

$$MDA_{int} = [\text{ Median } (|R_i - F_{int}|)] * 1.4826$$

$$CV = \frac{MDA_{int}}{F_{int}}$$

Where the factor 1.4826 adjusts the MDA to make it comparable to the standard deviation under a normal distribution (Adekeye, 2013). The quality of the agreement was classified into four categories according to the CV: very high agreement for values below 5%, high agreement for values between 5% and 10%, moderate agreement for values between 10% and 20%, and low agreement for values above 20%.

Estimation of biomass and adjustment for intercalibrations

Based on the acoustic data, the density (Sv: Volume backscattering strength, dB re 1 m^{-1}; (MacLennan *et al*, 2002) was estimated, and subsequently the NASC. To convert to fish density, the equation of the TS-Length relationship was applied J. Castillo *et al.* (2022):

$$TS = 18.134 * \log_{10}(L, cm) - 71.352$$

La densidad de peces se estimó como:

$$Densidad\ de\ peces\ (ind/mn^2) = \frac{\overline{NASC}}{4\pi 10^{TS/10}}$$

La biomasa total (en toneladas) se calculó multiplicando por el área de distribución y el peso promedio individual estimado a partir de los lances de pesca del BI Abate Molina. La incertidumbre fue estimada mediante bootstrap (Robotham y Castillo, 1990). Los valores de NASC de las EACs fueron luego corregidos aplicando el factor F_{int}, y con estos se recalculó la biomasa ajustada y su CV, estimando también el porcentaje de variación respecto al valor original. Todos los análisis estadísticos se realizaron con R (R Core Team, 2024).

RESULTADOS

Precisión de la ecosonda científica EK60 calibrada con una esfera estándar

En este estudio, las velocidades del sonido de las calibraciones del BI Abate Molina fueron entre 1499.15 y 1509.70 ms^{-1}, calculada a partir de la temperatura y salinidad del agua durante el 2022-2024 (Tabla 2). Los TS máximos observados de la esfera de calibración fueron de -41.62, -41.92 y -42.52 dB, medidas a una profundidad de ~15.3 m. Utilizando la calculadora de la Fuerza de Blanco estándar de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA), el TS teórico de la esfera de calibración de tungsteno para 38 kHz, calculado a partir de la temperatura y salinidad del agua medidas en el estudio fue de -42.40 dB. Por lo tanto, la diferencia entre los valores medidos y teóricos fueron menores a 1 dB. Los valores obtenidos fueron consistentes con una desviación cuadrática media (RMS, *Root Mean Square* expresado en dB), entre el modelo del haz acústico ajustado y el teórico, inferior al valor máximo recomendado por el fabricante (RMS <0.4 dB), que se traduce en resultados aceptables (Tabla 2).

$$TS = 18.134 * \log_{10}(L, cm) - 71.352$$

The fish density was estimated as:

The total biomass (in tons) was calculated by multiplying the distribution area and the average individual weight estimated from the fishing hauls of the RV Abate Molina. The uncertainty was estimated using *bootstrap* (Robotham and Castillo, 1990). The NASC values of the EACs were then corrected by applying the F_{int} factor, and with these, the adjusted biomass and its CV were recalculated, also estimating the percentage of variation with respect to the original value. All statistical analyses were performed with R (R Core Team, 2024).

RESULTS

Precision of the EK60 scientific echosounder calibrated with a standard sphere

In this study, the sound speeds of the RV Abate Molina calibrations ranged between 1499.15 and 1509.70 ms^{-1}, calculated from the temperature and salinity of the water during 2022-2024 (Table 2). The maximum TS observed from the calibration sphere were -41.62, -41.92, and -42.52 dB, measured at a depth of ~15.3 m. Using the standard Target Strength calculator of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), the theoretical TS of the tungsten calibration sphere for 38 kHz, calculated from the temperature and salinity of the water measured in the study, was -42.40 dB. Therefore, the difference between the measured and theoretical values was less than 1 dB. The values obtained were consistent with a root mean square deviation (RMS, expressed in dB), between the adjusted acoustic beam model and the theoretical one, below the maximum value recommended by the manufacturer (RMS <0.4 dB), which translates into acceptable results (Table 2).

Tabla 2. Principales características del BI Abate Molina (AM) y resultados de las calibraciones de la ecosonda EK60 durante los cruceros 2022-2024.

Table 2. Main characteristics of the RV Abate Molina (AM) and results of the EK60 echosounder calibrations during the 2022-2024 cruises.

Año/Year	2022	2023	2023	2024
Código Crucero/ Code Cruise	RECLAN 152-2212	RECLAN 34-2302	RECLAN 34-2402	RECLAN 152-2412
Embarcación/ Vessel	AM	AM	AM	AM
Eslora total/ Length Overall (m)	43.62	43.62	43.62	43.62
Manga/ Beam (m)	8.30	8.30	8.30	8.30
Calado Máximo/ Maximum Draft (m)	3.50	3.50	3.50	3.50
Sitio de calibración/ Calibration site	Bahía Valparaíso/ Valparaíso Bay 33° 02'S-71° 37'O / 33° 02'S-71° 37'W			
Ecosonda/ Echosounder	EK60	EK60	EK60	EK60
Frecuencia/ Frequency (kHz)	38	38	38	38
Transductor/ Transducer	ES38B	ES38B	ES38B	ES38B
Longitud de pulso/ Pulse Length (ms)	1.024	1.024	1.024	1.024
Tipo de esfera/ Type of sphere	WC/38.1	WC/38.1	WC/38.1	WC/38.1
TS esfera/ TS sphere (dB)	-42.40	-42.40	-42.40	-42.40
TS estimado máximo/ Maximum estimated TS/	-41.62	-41.62	-41.92	-42.52
Diferencia TS medido máximo y teórico/ Difference between maximum measured TS and theoretical	0.78	0.78	0.48	0.12
Ganancia/ Gain (dB)	26.23	26.23	26.23	26.31
S_a corregido/ S_a correction (dB re 1 m^{-1})	-0.57	-0.57	-0.57	-0.61
Ancho de haz de 3 dB a lo largo del barco/ 3 dB beamwidth alongship (°)	6.89	6.95	7.21	6.99
Ancho de haz de 3 dB transversal al barco/ 3 dB beamwidth athwartship (°)	6.91	6.94	7.10	7.15
Temperatura/ Temperature (°C)	12.1	12.1	14.7	12.65
Salinidad/ Salinity	35.2	35.2	34.9	34.9
Velocidad del sonido/ Sound speed (ms^{-1})	1504.40	1503.0	1509.70	1499.15
Raíz cuadrada Media/ Root Mean Square (dB)	0.19	0.19	0.14	0.26

Intercalibración de ecosondas científicas EK60 y EK80

Los ecogramas presentados en la Figura 3 permiten observar visualmente la estructura de las agregaciones detectadas por cada plataforma. En general, los ecogramas estuvieron compuestos por densidades de ecos débiles, mayoritariamente asociadas a capas de macrozooplancton (valores de Sv menores a -60 dB). En la mayoría de los casos, se observa el fondo marino delimitado por una línea continua de color negro, correspondiente a valores de Sv alrededor de –25 dB.

Intercalibration of EK60 and EK80 scientific echosounders

The echograms presented in Figure 3 allow for a visual observation of the structure of the aggregations detected by each platform. In general, the echograms were composed of weak echo densities, mostly associated with macrozooplankton layers (Sv values less than -60 dB). In most cases, the seabed is observed delineated by a continuous black line, corresponding to Sv values around -25 dB.

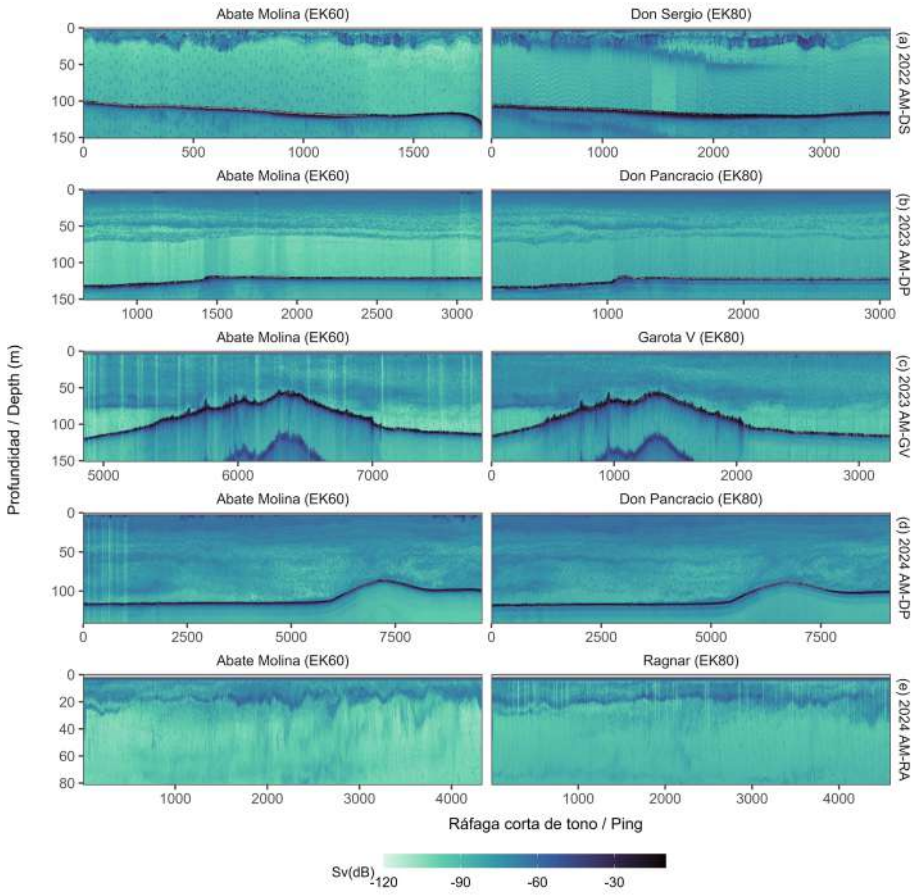


Figura 3. Ecogramas a 38 kHz registrados por el BI Abate Molina (AM), equipado con una ecosonda EK60, y por embarcaciones artesanales cerqueras (EACs: DS, DP, GV, RA) equipadas con ecosondas EK80. (a) intercalibración acústica 2022 AM–DS (Don Sergio), (b) intercalibración acústica 2023 AM–DP (Don Pancracio), (c) intercalibración acústica 2023 AM–GV (Garota V), (d) intercalibración acústica 2024 AM–DP (Don Pancracio), (e) intercalibración acústica 2024 AM–RA (Ragnar).

Figure 3. Echograms at 38 kHz recorded by the RV Abate Molina (AM), equipped with an EK60 echosounder, and by artisanal purse-seine vessels (EACs: DS, DP, GV, RA) equipped with EK80 echosounders. (a) 2022 AM–DS acoustic intercalibration (Don Sergio), (b) 2023 AM–DP acoustic intercalibration (Don Pancracio), (c) 2023 AM–GV acoustic intercalibration (Garota V), (d) 2024 AM–DP acoustic intercalibration (Don Pancracio), (e) 2024 AM–RA acoustic intercalibration (Ragnar).

Para evaluar cuantitativamente esta concordancia, se aplicaron modelos GLS con autocorrelación espacial entre las mediciones acústicas registradas por el AM y las distintas EACs. La Figura 4 muestra los gráficos de dispersión de las densidades acústicas (NASC, m^2mn^{-2}) observadas por cada EAC frente a las del BI Abate Molina, junto con la línea de ajuste derivada del modelo GLS para cada caso.

To quantitatively evaluate this concordance, GLS models with spatial autocorrelation were applied between the acoustic measurements recorded by the AM and the different EACs. Figure 4 shows the scatter plots of acoustic densities (NASC, m^2nmi^{-2}) observed by each EAC compared to those of the RV Abate Molina, along with the fitted line derived from the GLS model for each case.

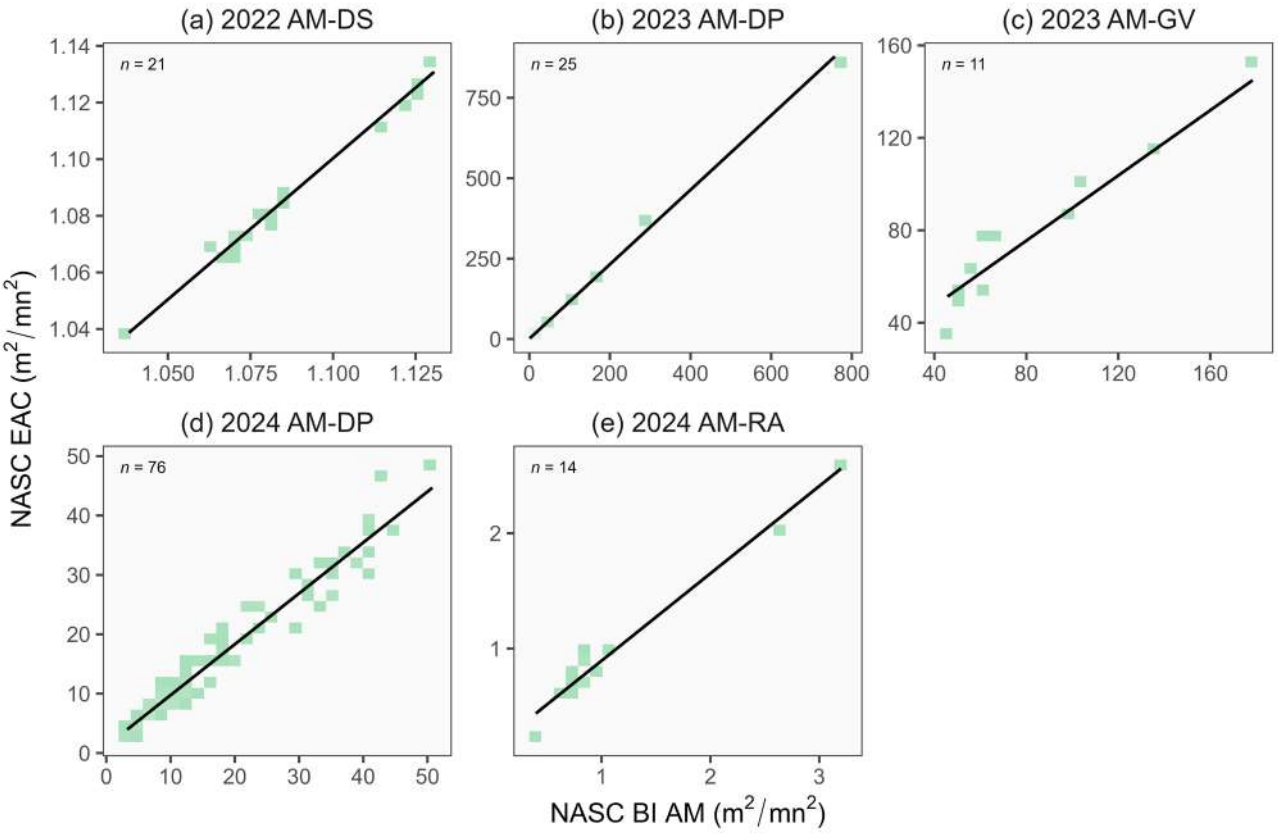


Figura 4. Comparaciones de la ecointegración (m2mn-2) observada entre el BI Abate Molina (EK60) y las EACs (EK80): dispersión de las densidades acústicas registradas por ambas plataformas, con línea de ajuste obtenida mediante modelo de Mínimos Cuadrados Generalizados (GLS). (a) intercalibración acústica 2022 AM–DS (Don Sergio), (b) intercalibración acústica 2023 AM–DP (Don Pancracio), (c) intercalibración acústica 2023 AM–GV (Garota V), (d) intercalibración acústica 2024 AM–DP (Don Pancracio), (e) intercalibración acústica 2024 AM–RA (Ragnar).

Figure 4. Comparisons of the observed eco-integration (m^2nmi^{-2}) between the RV Abate Molina (EK60) and the EACs (EK80): Dispersion of the acoustic densities recorded by both platforms, with a fitted line obtained through the Generalized Least Squares (GLS) model. (a) 2022 AM–DS acoustic intercalibration (Don Sergio), (b) 2023 AM–DP acoustic intercalibration (Don Pancracio), (c) 2023 AM–GV acoustic intercalibration (Garota V), (d) 2024 AM–DP acoustic intercalibration (Don Pancracio), (e) 2024 AM–RA acoustic intercalibration (Ragnar).

Los modelos ajustados muestran distintos grados de concordancia entre plataformas según el año y la embarcación involucrada (Tabla 3). En el crucero de 2022, la embarcación Don Sergio presentó la mayor correspondencia con el buque de investigación, con una pendiente prácticamente igual a 1 (0.99) y un error residual nulo (RMSE = 0.00), lo que indica una alta precisión y ausencia de sesgo sistemático en las mediciones. En 2023, se observaron diferencias importantes: Don Pancracio mostró una pendiente significativamente mayor a 1 (1.158), indicando una sobreestimación sistemática en la estimación de la EAC, con un error residual moderado (RMSE = 3.64); mientras que Garota V presentó una pendiente menor a 1 (0.71) y un intercepto elevado, lo que sugiere una subestimación sistemática y un sesgo adicional, además de una mayor variabilidad no explicada (RMSE = 9.91). Para 2024 Don Pancracio mostró una mejora en la concordancia

The adjusted models show different degrees of agreement between platforms depending on the year and the vessel involved (Table 3). On the 2022 cruise, the vessel Don Sergio showed the greatest correspondence with the research ship, with a slope practically equal to 1 (0.99) and a zero residual error (RMSE = 0.00), indicating high precision and absence of systematic bias in the measurements. In 2023, significant differences were observed: Don Pancracio showed a slope significantly greater than 1 (1.158), indicating a systematic overestimation in the estimation of the EAC, with a moderate residual error (RMSE = 3.64); whereas Garota V presented a slope less than 1 (0.71) and a high intercept, suggesting a systematic underestimation and an additional bias, as well as greater unexplained variability (RMSE = 9.91). By 2024, Don Pancracio showed an improvement in concordance

respecto al año anterior, aunque aún con una pendiente inferior a 1 (0.86) y un error residual más bajo (RMSE = 2.48), indicando una subestimación moderada. Por su parte Ragnar presentó una buena correspondencia con el buque de investigación (pendiente = 0.76) y un error residual muy bajo (RMSE = 0.10), lo que refleja una variabilidad mínima en las mediciones. Los parámetros de autocorrelación espacial (rango) estimados en los modelos variaron entre 0.05 y 1.66, lo que refleja distintos niveles de dependencia espacial entre mediciones consecutivas a lo largo del transecto. Esta estructura de correlación fue clave para mejorar la precisión de las estimaciones en comparación con un modelo lineal simple, al capturar adecuadamente la estructura espacial inherente a los datos acústicos.

compared to the previous year, although still with a slope less than 1 (0.86) and a lower residual error (RMSE = 2.48), indicating a moderate underestimation. For his part, Ragnar showed a good match with the research vessel (slope = 0.76) and a very low residual error (RMSE = 0.10), which reflects minimal variability in the measurements. The spatial autocorrelation parameters (range) estimated in the models varied between 0.05 and 1.66, reflecting different levels of spatial dependence between consecutive measurements along the transect. This correlation structure was key to improving the accuracy of the estimates compared to a simple linear model, by adequately capturing the spatial structure inherent in the acoustic data.

Tabla 3. Resultados del modelo GLS para las intercalibraciones entre el BI Abate Molina (AM) y las EACs en 38 kHz. IC: Intervalo de Confianza, RMSE = Raíz del Error Cuadrático Medio.

Table 3. GLS model results for the intercalibrations between the RV Abate Molina (AM) and the EACs at 38 kHz. CI: Confidence Interval, RMSE = Root Mean Square Error.

Comparación / Comparison	Año / Year	N° Observ. / Obs.	Intercepto / Intercept	IC95% Intercepto	Pendiente/ Slope	Rango/ Range	IC95% Pendiente	RMSE
AM-Don Sergio	2022	21	0.01	[-0.05, 0.06]	0.99***	0.05	[0.95, 1.05]	0.00
AM-Don Pancracio	2023	25	0.67	[-1.24, 2.58]	1.16***	0.50	[1.15, 1.17]	3.64
AM-Garota V	2023	11	19.04	[-5.12, 43.21]	0.71***	1.63	[0.47, 0.94]	9.91
AM-Don Pancracio	2024	76	1.17	[-0.00, 2.35]	0.86***	0.50	[0.81, 0.91]	2.48
AM-Ragnar	2024	14	0.14	[-0.03, 0.31]	0.76***	1.66	[0.66, 0.85]	0.10
p < 0.1, * p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001								

Con base en la metodología descrita, se optó por aplicar el enfoque de razón con el fin de obtener un factor de intercalibración (F_{int}), que permitiera ajustar los valores registrados por las EACs. Este ajuste fue fundamental para homogeneizar las mediciones acústicas entre plataformas y asegurar una estimación más precisa de la biomasa de anchoveta. Los resultados obtenidos (Tabla 4) evidencian diferentes niveles de concordancia entre las plataformas y los años evaluados. Por ejemplo, se observó muy alta concordancia para Don Sergio (2022) y alta concordancia para Don Pancracio (2023); mientras que en otros casos, como Garota V (2023), Don Pancracio (2024) y Ragnar (2024), la concordancia fue moderada, lo que resalta la importancia de aplicar el factor F_{int} antes del cálculo final de biomasa. Este factor fue posteriormente utilizado para ajustar directamente los datos acústicos de las EACs, permitiendo así integrar de manera coherente su aporte en la estimación global del stock.

Based on the described methodology, it was decided to apply the ratio approach in order to obtain an intercalibration factor (F_{int}), which would allow for adjusting the values recorded by the EACs. This adjustment was essential to standardize the acoustic measurements between platforms and ensure a more accurate estimation of Peruvian anchoveta biomass. The results obtained (Table 4) show different levels of agreement between the platforms and the years evaluated. For example, very high concordance was observed for Don Sergio (2022) and high concordance for Don Pancracio (2023); whereas, in other cases, such as Garota V (2023), Don Pancracio (2024), and Ragnar (2024), the concordance was moderate, highlighting the importance of applying the F_{int} factor before the final biomass calculation. This factor was subsequently used to directly adjust the acoustic data of the EACs, thus allowing their contribution to be coherently integrated into the global stock estimation.

Tabla 4. Resultados del análisis de intercalibración basado en la razón de densidades acústicas (R_iR_i) entre el BI Abate Molina (AM) y las EACs.

Table 4. Results of the intercalibration analysis based on the ratio of acoustic densities (R_iR_i) between the RV Abate Molina (AM) and the EACs.

Comparación/ Comparison	Año/ Year	F_{int}	MDA_{int}	CV (%)	Calidad/ Quality
AM-Don Sergio	2022	1.02	0.002	0.23	Muy alta concordancia/ Very high agreement
AM-Don Pancracio	2023	1.07	0.09	8.79	Alta concordancia/ High agreement
AM-Garota V	2023	0.91	0.11	11.63	Moderada concordancia/ Moderate agreement
AM-Don Pancracio	2024	0.92	0.16	17.06	Moderada concordancia/ Moderate agreement
AM-Ragnar	2024	0.92	0.15	16.21	Moderada concordancia/ Moderate agreement

Evaluación de la variación en biomasa estimada tras ajustes por intercalibración

Los resultados muestran que el ajuste de los valores NASC mediante factores de intercalibración (F_{int}) entre plataformas no generó diferencias significativas en las estimaciones finales de biomasa de anchoveta, lo que sugiere una alta consistencia entre las mediciones acústicas realizadas desde las embarcaciones artesanales cerqueras (EACs) y el buque de investigación (Tabla 5).

Evaluation of variation in estimated biomass after intercalibration adjustments

The results show that adjusting the NASC values using intercalibration factors (F_{int}) between platforms did not generate significant differences in the final estimates of Peruvian anchoveta biomass, suggesting a high consistency between the acoustic measurements taken from artisanal purse-seine vessels (EACs) and the research vessel (Table 5).

Tabla 5. Comparación de biomasa estimada de anchoveta con y sin ajuste por intercalibración, considerando talla, peso promedio y plataformas utilizadas por crucero. AM: Abate Molina.

Table 5. Comparison of estimated Peruvian anchoveta biomass with and without adjustment for intercalibration, considering size, average weight, and platforms used per cruise. AM: Abate Molina.

Año/ Year	Cobertura espacial/ Spatial Coverage	Plataformas/ Platforms	Talla Promedio/ Mean Length (cm)	Peso Promedio/ Mean Weight (g)	Biomasa/ Biomass (t)	CV Biomasa/ Biomass	Biomasa Ajustada/ Adjusted Biomass (t)	CV Ajustada/ Adjusted	Variación Biomasa/ Biomass Variation (%)
2022	Arica-Antofagasta	AM - Don Sergio	10.9	9.7	280,043.83	0.11	279,300.40	0.11	-0.27 ↓
2023	Atacama-Coquimbo	AM - Don Pancracio - Garota V	9.1	6.0	270,023.06	0.20	261,934.19	0.21	-3.00 ↓
2024	Atacama-Coquimbo	AM - Don Pancracio	8.9	5.3	32,971.00	0.16	31,278.15	0.16	-5.13 ↓
2024	Arica-Antofagasta	AM - Ragnar	7.60	5.13	245,966.92	0.12	240,006.73	0.12	-2.42 ↓

En los cuatro cruceros analizados en el 2022-2024, las variaciones porcentuales entre la biomasa estimada originalmente y la biomasa ajustada fueron bajas y negativas en todos los casos, con valores de -0.27 % en 2022, -3.00 % en 2023, -5.13 % en 2024 (Don Pancracio) y -2.42 % en 2024 (Ragnar). Estas diferencias se mantuvieron dentro de márgenes aceptables, lo que indica que la aplicación del F_{int} no introdujo sesgos importantes y permitió conservar la robustez de las estimaciones de biomasa.

Asimismo, los coeficientes de variación (CV) de la biomasa ajustada fueron prácticamente iguales a los valores originales, lo que refuerza la fiabilidad del procedimiento de intercalibración aplicado. En consecuencia, la integración de embarcaciones artesanales representa una estrategia viable y técnicamente sólida para fortalecer los programas de evaluación acústica del recurso anchoveta (Figura 5).

In the four cruises analyzed between 2022-2024, the percentage variations between the originally estimated biomass and the adjusted biomass were low and negative in all cases, with values of -0.27% in 2022, -3.00% in 2023, -5.13% in 2024 (Don Pancracio), and -2.42% in 2024 (Ragnar). These differences remained within acceptable margins, indicating that the application of the F_{int} did not introduce significant biases and allowed the robustness of the biomass estimates to be maintained.

Likewise, the coefficients of variation (CV) of the adjusted biomass were practically equal to the original values, which reinforces the reliability of the intercalibration procedure applied. Consequently, the integration of artisanal vessels represents a viable and technically sound strategy to strengthen the acoustic assessment programs for the Peruvian anchoveta resource (Figure 5).

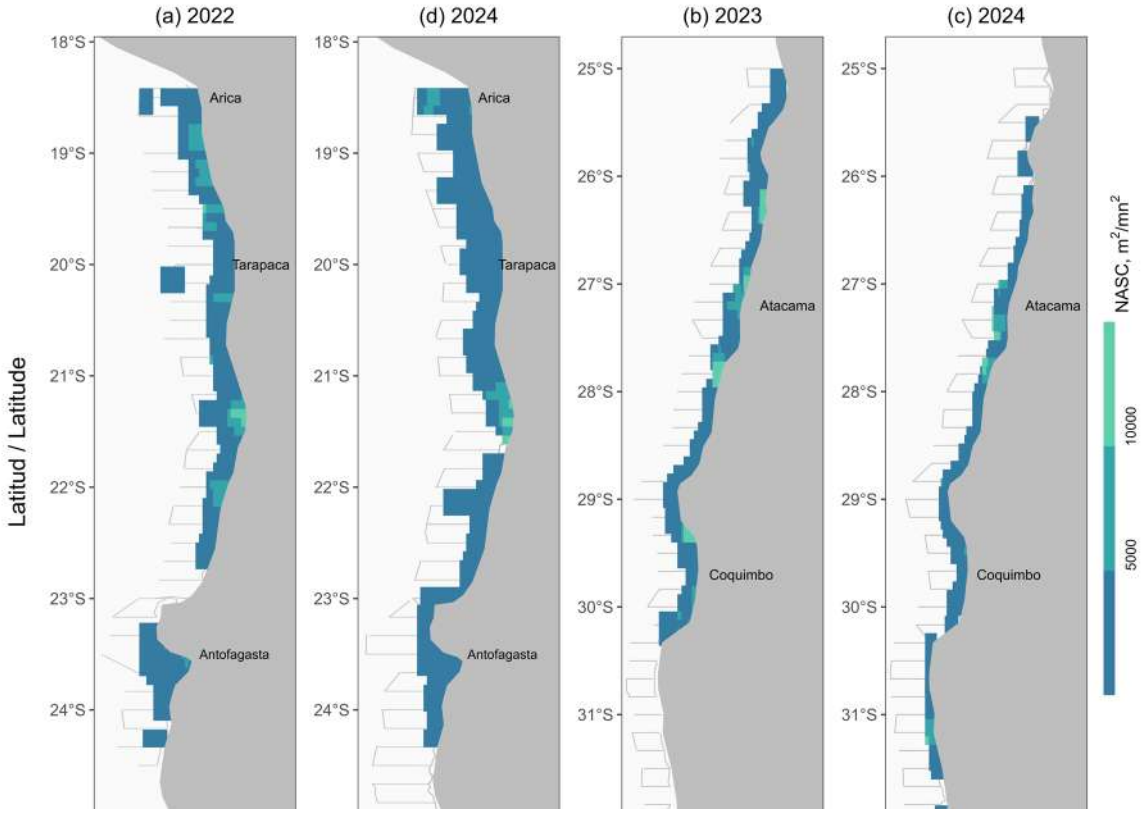


Figura 5. Mapas de la distribución espacial de la biomasa de anchoveta, estimada a partir de valores ajustados del NASC (Coeficiente Náutico de Dispersión Acústica, m^2mn^{-2}), generados utilizando datos de las embarcaciones artesanales cerqueras (EACs) y del BI *Abate Molina*.

Figure 5. Maps of the spatial distribution of Peruvian anchoveta biomass, estimated from adjusted NASC values (Nautical Area Scattering Coefficient, m^2nmi^{-2}), generated using data from artisanal purse-seine vessels (EACs) and the RV Abate Molina.

DISCUSIÓN

Intercalibración entre plataformas de muestreo: una estrategia para ampliar cobertura sin comprometer la calidad

La necesidad de realizar intercalibraciones acústicas entre plataformas ha sido destacada por diversos autores como un elemento esencial para asegurar la consistencia y comparabilidad de los resultados a lo largo del tiempo (Simmonds y MacLennan, 2005). En línea con esta visión, el International Council for the Exploration of the Sea (ICES, 2015; Doray *et al*., 2021) ha publicado directrices específicas que recomiendan la planificación periódica de ejercicios de intercalibración entre buques y equipos acústicos, con el fin de minimizar posibles sesgos y garantizar la coherencia metodológica en cruceros de evaluación pesquera. En este estudio, se ha abordado la necesidad de intercalibración entre plataformas de muestreo al comparar y ajustar las observaciones obtenidas por embarcaciones artesanales con aquellas generadas por un buque de investigación científica. La

DISCUSSION

Intercalibration between sampling platforms: a strategy to expand coverage without compromising quality

The need to perform acoustic intercalibrations between platforms has been highlighted by various authors as an essential element to ensure the consistency and comparability of results over time (Simmonds and MacLennan, 2005). In line with this vision, the International Council for the Exploration of the Sea (ICES, 2015; Doray *et al*., 2021) has published specific guidelines recommending the periodic planning of intercalibration exercises between vessels and acoustic equipment, in order to minimize potential biases and ensure methodological consistency in fisheries assessment cruises. In this study, the need for intercalibration between sampling platforms has been addressed when comparing and adjusting observations obtained by artisanal vessels with those generated by a scientific research vessel. The incorporation of portable scientific echosounders

incorporación de ecosondas científicas portátiles EK80 de 38 kHz en embarcaciones artesanales cerqueras (EACs), y su comparación con la ecosonda EK60 instalada en el buque de investigación Abate Molina, ha constituido un componente clave en los cruceros de evaluación hidroacústica del reclutamiento de anchoveta realizados entre 2022 y 2024 en las Unidades de Pesquería Norte y Centro Norte de Chile. Esta estrategia ha permitido ampliar significativamente la cobertura espacial de los cruceros sin comprometer la calidad de los datos. La intercalibración, en este contexto, asegura que los datos generados por estas plataformas y adaptadas mantengan niveles de precisión y consistencia equivalentes a los obtenidos por el buque de investigación, permitiendo integrar de forma robusta la información recolectada en diferentes sectores del ecosistema.

¿Existen diferencias en el rendimiento de las ecosondas?

Los cruceros hidroacústicos son herramientas clave para estimar la abundancia y biomasa de recursos pesqueros (Simmonds y MacLennan, 2005). Para evaluar el rendimiento de distintas ecosondas, es necesario realizar intercalibraciones entre plataformas de investigación utilizando modelos estadísticos robustos, como los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS), que permiten capturar la autocorrelación espacial inherente a los datos acústicos.

Los resultados muestran que, pese a diferencias esperables por condiciones operativas o de instalación, las EACs fueron capaces de reproducir consistentemente los patrones de densidad acústica observados por el buque de investigación. Por ejemplo, Don Sergio (2022) presentó una pendiente cercana a 1 (0.99), mientras que otras embarcaciones, como Garota V (2023), mostraron mayores desviaciones, las cuales fueron corregidas mediante la aplicación de factores de intercalibración (F_{int}). Resultados similares fueron registrados por otros autores, con razones de comparación que oscilaron entre 0.99 y 1.15, y pendientes de regresión lineal entre 1.00 y 1.02, lo que refleja una alta consistencia en las mediciones obtenidas entre plataformas distintas (Macaulay *et al.*, 2018; Massé *et al.*, 2018). De forma consistente, otros estudios también han registrado diferencias menores al 10% al comparar ecosondas entre diferentes plataformas. Por ejemplo, se ha observado un alto grado de concordancia entre un vehículo de superficie no tripulado (USV, Unmanned Surface Vehicle) y un buque de investigación (Swart *et al.*, 2016; De Robertis *et al.*, 2019), entre distintos buques (De Robertis y Handegard, 2013), así como entre instrumentos distintos instalados en la misma embarcación (Macaulay *et al.*, 2018). Estos antecedentes respaldan la validez del rango observado en este estudio y refuerzan

EK80 of 38 kHz in artisanal purse-seine vessels (EACs), and their comparison with the EK60 echosounder installed on the research vessel Abate Molina, has been a key component in the hydroacoustic assessment cruises of Peruvian anchoveta recruitment conducted between 2022 and 2024 in the Northern and North-Central Fisheries Units of Chile. This strategy has allowed for a significant expansion of the spatial coverage of the cruises without compromising the quality of the data. Intercalibration, in this context, ensures that the data generated by these platforms and adapted maintain levels of accuracy and consistency equivalent to those obtained by the research vessel, allowing for the robust integration of information collected in different sectors of the ecosystem.

Are there differences in the performance of echo sounders?

Hydroacoustic surveys are key tools for estimating the abundance and biomass of fishery resources (Simmonds and MacLennan, 2005). To evaluate the performance of different echosounders, it is necessary to conduct intercalibrations between research platforms using robust statistical models, such as generalized least squares (GLS) models, which allow capturing the spatial autocorrelation inherent in acoustic data. The results show that, despite expected differences due to operational or installation conditions, the EACs were able to consistently reproduce the acoustic density patterns observed by the research vessel. For example, Don Sergio (2022) presented a slope close to 1 (0.99), while other vessels, such as Garota V (2023), showed greater deviations, which were corrected by applying intercalibration factors (F_{int}). Similar results were reported by other authors, with comparison ratios ranging from 0.99 to 1.15, and linear regression slopes between 1.00 and 1.02, reflecting a high consistency in the measurements obtained across different platforms (Macaulay *et al.*, 2018; Massé *et al.*, 2018). Consistently, other studies have also reported differences of less than 10% when comparing echo sounders across different platforms. For example, a high degree of agreement has been observed between an unmanned surface vehicle (USV) and a research vessel (Swart *et al.*, 2016; De Robertis *et al.*, 2019), between different vessels (De Robertis and Handegard, 2013), as well as between different instruments installed on the same vessel (Macaulay *et al.*, 2018). These background factors support the validity of the range observed in this study and reinforce the applicability of the intercalibration process to maintain the comparability of acoustic measurements. The intercalibration of echo sounders does not aim to calibrate the data itself, but to adjust the measurements from different platforms to make them comparable. In some cases, due

la aplicabilidad del proceso de intercalibración para mantener la comparabilidad de las mediciones acústicas. La intercalibración de ecosondas no busca calibrar los datos en sí, sino ajustar las mediciones de plataformas diferentes para hacerlas comparables. En algunos casos, por condiciones climáticas adversas o restricciones logísticas, no fue posible realizar calibraciones directas en las EACs, lo que refuerza la importancia del proceso de intercalibración posterior (Gutiérrez *et al.*, 2016).

Precisión de las ecosondas EK60 y EK80: posibles sesgos en las comparaciones acústicas

Las diferencias entre los modelos de ecosonda EK60 y EK80 son considerablemente menores que las provenientes de otras fuentes de sesgo en los cruceros acústicos y los procesos de evaluación de stocks (Simmonds y MacLennan, 2005). Por lo tanto, al utilizar las ecosondas EK60 y EK80, con la configuración y procesamiento adecuados de los datos, no se debería introducir un cambio significativo en la estimación de abundancia en una serie temporal de evaluación (Macaulay *et al.*, 2018). En una intercalibración ideal, se espera que ambas ecosondas observen el mismo blanco en condiciones similares. Sin embargo, en la práctica esto raramente ocurre. El sesgo relativo, definido como la diferencia sistemática entre la ecosonda de referencia y la secundaria, puede deberse tanto al equipo como a condiciones operativas, ambientales o biológicas (Chander *et al.*, 2013). Los resultados de este estudio mostraron diferencias inferiores a 1 dB entre el valor de Target Strength (TS) teórico y el valor máximo observado durante las calibraciones con esfera estándar, lo que está dentro del rango aceptable (Demer *et al.*, 2015). Esto indica una buena calibración del equipo principal y, a su vez, proporciona un marco de referencia para evaluar el desempeño relativo de las ecosondas instaladas en embarcaciones artesanales.

Un aspecto relevante es el ángulo de haz equivalente (EBA), especialmente cuando los peces se ubican a mayor profundidad (>80 m), como ocurre ocasionalmente con la anchoveta (Hernández-Santoro *et al.*, 2019; Caballero *et al.*, 2024). En este estudio se consideraron también señales de fondo (100 - 150 m), permitiendo evaluar el efecto del EBA en el rendimiento de las ecosondas. Ademas, comparaciones entre equipos científicos como el WBAT y el Signature100 han evidenciado diferencias en la detección de agregaciones, atribuibles al tratamiento del ruido y la sensibilidad, destacando la importancia de una evaluación cuidadosa incluso entre instrumentos diseñados para fines

to adverse weather conditions or logistical restrictions, it was not possible to perform direct calibrations at the EACs, which underscores the importance of the subsequent intercalibration process (Gutiérrez *et al.*, 2016).

Precision of EK60 and EK80 echo sounders: possible biases in acoustic comparisons

The differences between the EK60 and EK80 echo sounder models are considerably smaller than those arising from other sources of bias in acoustic surveys and stock assessment processes (Simmonds and MacLennan, 2005). Therefore, when using the EK60 and EK80 echo sounders, with the appropriate configuration and data processing, there should not be a significant change introduced in the abundance estimation in a time series assessment (Macaulay *et al.*, 2018). In an ideal intercalibration, it is expected that both echosounders observe the same target under similar conditions. However, in practice, this rarely happens. Relative bias, defined as the systematic difference between the reference echosounder and the secondary one, can be due to equipment as well as operational, environmental, or biological conditions (Chander *et al.*, 2013). The results of this study showed differences of less than 1 dB between the theoretical Target Strength (TS) value and the maximum value observed during calibrations with a standard sphere, which is within the acceptable range (Demer *et al.*, 2015). This indicates a good calibration of the main equipment and, in turn, provides a reference framework for evaluating the relative performance of the echo sounders installed on artisanal vessels.

A relevant aspect is the equivalent beam angle (EBA), especially when the fish are located at greater depths (>80 m), as occasionally happens with Peruvian anchoveta (Hernández-Santoro *et al.*, 2019; Caballero *et al.*, 2024). In this study, background signals (100–150 m) were also considered, allowing for the evaluation of the effect of EBA on the performance of echo sounders. Moreover, comparisons between scientific equipment such as the WBAT and the Signature100 have shown differences in the detection of aggregations, attributable to noise treatment and sensitivity, highlighting the importance of careful evaluation even among instruments designed for similar purposes (Annasawmy *et al.*, 2024). Regarding the avoidance of sampling volume, although horizontal avoidance has been documented in some pelagic species (e.g., jack mackerel, herring) (De Robertis and Handegard, 2013), in the case of Peruvian anchoveta, studies by Gerlotto *et al.* (2004) suggest that avoidance is predominantly vertical. These findings

similares (Annasawmy *et al.*, 2024). Respecto al evitamiento del volumen de muestreo, si bien se ha documentado evitamiento horizontal en algunas especies pelágicas (p.ej., jurel, arenque) (De Robertis y Handegard, 2013), en el caso de la anchoveta, estudios de Gerlotto *et al.* (2004) sugieren que el evitamiento es predominantemente vertical. Estos hallazgos confirman que, con configuraciones adecuadas, los equipos EK80 instalados en EACs pueden ofrecer niveles de precisión comparables a ecosondas estándar como la EK60.

Intercalibración de plataformas: relevancia y limitaciones

Las embarcaciones pesqueras comerciales han sido reconocidas como plataformas complementarias para la recolección de datos científicos, especialmente en oceanografía y monitoreo pesquero. Su amplia cobertura geográfica y frecuencia de operación permiten acceder a áreas donde los buques científicos tradicionales rara vez operan, mejorando así la representatividad espacial y temporal de los datos obtenidos (Melvin *et al.*, 2016; Gawarkiewicz y Malek Mercer, 2019; Manso-Narvarte *et al.*, 2024). Esta integración ha abierto nuevas oportunidades para aumentar la eficiencia y reducir costos en programas de monitoreo marino a largo plazo.

La razón entre valores NASC registrados por las EACs y el buque principal fue utilizada para derivar factores de intercalibración (F_{int}) que permitieran ajustar las mediciones de las plataformas complementarias. En la mayoría de los casos, el coeficiente de variación (CV) asociado al F_{int} fue bajo (<10%), lo que indica buena concordancia. Sin embargo, embarcaciones como Garota V (2023) o Don Pancracio (2024) mostraron mayor variabilidad, destacando la importancia de aplicar este tipo de correcciones para asegurar la coherencia de las estimaciones globales.

Cabe destacar que los intervalos de comparación fueron relativamente cortos (entre 15 y 30 min), por lo que, si bien los resultados son consistentes, su aplicabilidad a escalas temporales mayores debe ser interpretada con cautela (Carrera, 2015). Se sugiere complementar estas comparaciones con experimentos de mayor duración en futuros estudios. El objetivo central de estas intercalibraciones es garantizar que las diferencias observadas entre plataformas de investigación no generen sesgos en la estimación de la abundancia y biomasa (Simmonds y MacLennan, 2005; ICES, 2015). En este estudio, la aplicación del F_{int} generó ajustes menores en la biomasa estimada (<5.5% en todos los casos), sin cambios significativos en los coeficientes de variación,

confirm that, with appropriate configurations, EK80 equipment installed in EACs can offer levels of accuracy comparable to standard echo sounders like the EK60.

Intercalibration of platforms: relevance and limitations

Commercial fishing vessels have been recognized as complementary platforms for the collection of scientific data, especially in oceanography and fisheries monitoring. Its wide geographical coverage and frequency of operation allow access to areas where traditional scientific vessels rarely operate, thus improving the spatial and temporal representativeness of the data obtained (Melvin *et al.*, 2016; Gawarkiewicz and Malek Mercer, 2019; Manso-Narvarte *et al.*, 2024). This integration has opened new opportunities to increase efficiency and reduce costs in long-term marine monitoring programs.

The ratio between NASC values recorded by the EACs and the main vessel was used to derive intercalibration factors (F_{int}) that would allow for the adjustment of measurements from the complementary platforms. In most cases, the coefficient of variation (CV) associated with F_{int} was low (<10%), indicating good agreement. However, vessels like Garota V (2023) or Don Pancracio (2024) showed greater variability, highlighting the importance of applying this type of correction to ensure the consistency of global estimates.

It is worth noting that the comparison intervals were relatively short (between 15 and 30 minutes), so while the results are consistent, their applicability to longer time scales should be interpreted with caution (Carrera, 2015). It is suggested to complement these comparisons with longer duration experiments in future studies. The central objective of these intercalibrations is to ensure that the differences observed between research platforms do not create biases in the estimation of abundance and biomass (Simmonds and MacLennan, 2005; ICES, 2015). In this study, the application of F_{int} generated minor adjustments in the estimated biomass (<5.5% in all cases), without significant changes in the coefficients of variation, which supports the robustness of the procedure. For the correction of acoustic biomass estimates between vessels, the average ratio of acoustic densities (R_i) was chosen, due to its direct interpretation as an adjustment factor, as well as its lower relative variability (CV) compared to the error of the GLS model (RMSE). This approach allows for consistent and reproducible corrections to be applied to the biomass estimates obtained by the EACs, ensuring a high concordance with the reference values

lo que respalda la robustez del procedimiento. Para la corrección de las estimaciones de biomasa acústica entre embarcaciones, se optó por utilizar el cociente medio de densidades acústicas (R_i), debido a su interpretación directa como factor de ajuste, así como su menor variabilidad relativa (CV) en comparación con el error del modelo GLS (RMSE). Esta aproximación permite aplicar correcciones consistentes y reproducibles a las estimaciones de biomasa obtenidas por las EACs, asegurando una alta concordancia con los valores de referencia del BI Abate Molina.

Implicancias para los cruceros de evaluación acústica y la gestión pesquera

La intercalibración entre embarcaciones constituye un paso esencial para garantizar la comparabilidad de los datos acústicos, especialmente cuando se busca integrar información obtenida desde distintas plataformas a lo largo del tiempo. Diversos estudios han demostrado que, cuando los sistemas acústicos son equivalentes y se realiza una intercalibración adecuada, es posible combinar los datos sin introducir sesgos significativos (Røttingen, 1978; MacLennan y Pope, 1983; Simmonds *et al*., 1998; Cotter, 2001; Leonori *et al*., 2012; Carrera, 2015; Macaulay *et al*., 2018; Massé *et al*., 2018). Un ejemplo destacado se encuentra en el mar Adriático, donde la comparación entre dos buques de investigación no evidenció diferencias significativas en los datos acústicos recolectados, validando así su uso conjunto en evaluaciones futuras de biomasa (Leonori *et al*., 2012). De manera similar, en cruceros acústicos dirigidos a especies pelágicas, la intercalibración entre los buques científicos Miguel Oliver y Thalassa mostró eficiencias comparables en ambas plataformas, sin efectos diferenciales en el comportamiento de los peces ni en las estimaciones de abundancia acústica (Carrera, 2015). No obstante, los ejercicios de intercalibración siguen siendo indispensables para evaluar el impacto potencial del cambio de buque en una serie temporal, así como para asegurar la coherencia metodológica en la combinación de datos provenientes de cruceros multiplataformas (Simmonds y MacLennan, 2005; ICES, 2015; Doray *et al*., 2021).

Los resultados del presente estudio respaldan la viabilidad de integrar plataformas artesanales equipadas con ecosondas científicas EK80 en cruceros de evaluación hidroacústica. Si bien se identificaron diferencias entre embarcaciones, la aplicación de factores de intercalibración permitió armonizar las mediciones y obtener estimaciones robustas de la biomasa de anchoveta. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de realizar

of the RV Abate Molina.

Implications for acoustic survey cruises and fisheries management

The intercalibration between vessels is an essential step to ensure the comparability of acoustic data, especially when seeking to integrate information obtained from different platforms over time. Various studies have shown that when acoustic systems are equivalent and proper intercalibration is performed, it is possible to combine the data without introducing significant biases (Røttingen, 1978; MacLennan and Pope, 1983; Simmonds *et al*., 1998; Cotter, 2001; Leonori *et al*., 2012; Carrera, 2015; Macaulay *et al*., 2018; Massé *et al*., 2018). A notable example is found in the Adriatic Sea, where the comparison between two research vessels did not show statistically significant differences in the acoustic data collected, thus validating their joint use in future biomass assessments (Leonori *et al*., 2012). Similarly, in acoustic survey targeting pelagic species, the intercalibration between the research vessels Miguel Oliver and Thalassa showed comparable efficiencies for both platforms, with no differential effects on fish behavior or acoustic abundance estimates (Carrera, 2015). However, intercalibration exercises remain essential to assess the potential impact of changing vessels in a time series, as well as to ensure methodological consistency in the combination of data from multiplatform cruises (Simmonds and MacLennan, 2005; ICES, 2015; Doray *et al*., 2021).

The results of this study support the feasibility of integrating artisanal platforms equipped with EK80 scientific echosounders in hydroacoustic assessment cruises. Although differences between vessels were identified, the application of intercalibration factors allowed for the harmonization of measurements and the obtaining of robust estimates of Peruvian anchoveta biomass. These findings reinforce the need for periodic intercalibrations, particularly when aiming to maintain the comparability of time series or incorporate new observation platforms.

intercalibraciones periódicas, particularmente cuando se busca mantener la comparabilidad de series temporales o incorporar nuevas plataformas de observación.

CONCLUSIONES

Las mediciones acústicas obtenidas por embarcaciones artesanales equipadas con ecosondas EK80 fueron comparables a las del buque de investigación Abate Molina (EK60), con diferencias menores a 5.5% tras aplicar factores de intercalibración. El uso del cociente medio de densidades acústicas (R_i) permitió ajustes consistentes y con baja variabilidad. Estos resultados respaldan la integración de plataformas artesanales en cruceros hidroacústicos, ampliando la cobertura del monitoreo sin introducir sesgos significativos en la estimación de biomasa.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al equipo del Departamento de Evaluaciones Directas (DED) del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) por su colaboración durante el desarrollo de este trabajo. Agradecimientos especiales a Don Sergio Lillo, por su liderazgo y orientación, que fueron fundamentales en su ámbito de contribución a esta investigación. Asimismo, se extiende sincero reconocimiento a las dotaciones de las embarcaciones artesanales y del buque de investigación Abate Molina, por su valiosa participación y compromiso durante la ejecución de este estudio.

CONCLUSIONS

The acoustic measurements obtained by artisanal vessels equipped with EK80 echo sounders were comparable to those of the research vessel Abate Molina (EK60), with differences of less than 5.5% after applying intercalibration factors. The use of the mean acoustic density ratio (R_i) allowed for consistent adjustments with low variability. These results support the integration of artisanal platforms in hydroacoustic cruises, expanding monitoring coverage without introducing significant biases in biomass estimation.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the team from the Direct Evaluations Department (DED) of the Fisheries Development Institute (IFOP) for their collaboration during the development of this work. Our special thanks to Mr. Sergio Lillo for his leadership and guidance, which were essential in his area of contribution to this research. We also wish to extend our sincere recognition to the crews of the artisanal vessels and the research ship Abate Molina for their valuable participation and commitment during the execution of this study.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Adekeye, K. (2013). Process capability indices based on median absolute deviation. *International Journal of Applied Science and Technology*, 3(4), p. 6. Available at: https://ijastnet.com/journals/Vol_3_No_4_April_2013/5.pdf.

Alheit, J. and Ñiquen, M. (2004). Regime shifts in the Humboldt Current ecosystem. *Progress in Oceanography*, 60(2–4), pp 201–222. doi: https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.02.006.

Andersen, L.N. (2001). The new Simrad EK60 scientific echo sounder system. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 109(5_Supplement), pp. 2336–2336. doi: https://doi.org/10.1121/1.4744207.

Annasawmy, P., Horne, J. K., Reiss, C. S., Cutter, G. R. and Macaulay, G. J. (2024). Field comparison of Antarctic krill (*Euphausia superba*) backscatter and aggregation types using NORTEK and SIMRAD echosounders. *ICES Journal of Marine Science*. Edited by O.R. Godo, p. fsae093. doi: https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae093.

Arel-Bundock, V. (2022). Modelsummary: Data and model summaries in *R*. *Journal of Statistical Software*, 103(1). doi: https://doi.org/10.18637/jss.v103.i01.

Armas, E., Arancibia, H., Neira, S. and Marín, M. C. (2024). Neural network approach for detecting spatial changes in catch probability of *Engraulis ringens* during El Niño-Southern Oscillation events in northern Chile. *Fisheries Oceanography*, 33(4). doi: https://doi.org/10.1111/fog.12672.

Bertrand, A., Segura, M., Gutiérrez, M. and Vásquez, L. (2004). From small-scale habitat loopholes to decadal cycles: a habitat-based hypothesis explaining fluctuation in pelagic fish populations off Peru. *Fish and Fisheries*, 5(4), pp. 296–316. doi: https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2004.00165.x.

Canales, C. M., Adasme, N. A., Cubillos, L. A., Cuevas, M. J., Sánchez, N. and Kuparinen, A. (2018). Long-time spatio-temporal variations in anchovy *Engraulis ringens* biological traits off northern Chile: An adaptive response to long-term environmental change?' *ICES Journal of Marine Science*, 75(6), pp. 1908–1923. doi: https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy082.

Carrera, P. (2015). Estudio de la dinámica de poblaciones pelágicas de peces mediante técnicas hidroacústicas. *Centro Oceanográfico de Vigo* [Preprint]. Available at: https://agris.fao.org/search/en/providers/122367/records/647480adbf943c8c79887ca3

Castillo, J., Saavedra, A., Leiva, F., La Cruz, L., Alegría, N., Núñez, S., Silva, J. y Sepúlveda, A. (2022). Estimación de la fuerza de blanco (TS) para las unidades demográficas de anchoveta a nivel nacional 2020-2019. *Instituto de Fomento Pesquero*, p. 170. Available at: https://www.subpesca.cl/fipa/613/articles-116770_informe_final.pdf.

Castillo, P., Peña, C., Grados, D., La Cruz, L., Valdez, C., Pozada-Herrera, M. and Cornejo, R. (2022). Characteristics of anchoveta *Engraulis ringens* schools in the optimum zone and the physiological stress zone of its distribution between 2011 and 2021. *Fisheries Oceanography*, 31(5), pp. 510–523. doi: https://doi.org/10.1111/fog.12601.

Castillo, P., Bouchón, M., Vásquez, L., Cuadros, G., Grados, D., Valdez, C. and Pozada-Herrera, M. (2025). Behaviour and size distribution of anchoveta *Engraulis ringens* under El Niño 2023 in the Northern Humboldt Current System. *Scientia Marina*, 89(1), p. e097. doi: https://doi.org/10.3989/scimar.05547.097.

Cerna, F., Gómez, M., Moyano, G., Plaza, G. and Morales-Nin, B. (2022). Spatial and inter-annual changes in the growth patterns of young-of-year anchovy in a high productive ecosystem. *Fisheries Research*, 249, p. 106236. doi: https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106236.

Chander, G., Hewison, T. J., Fox, N., Wu, X., Xiong, X. and Blackwell, W. J. (2013). Overview of intercalibration of satellite instruments. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 51(3), pp. 1056–1080. doi: https://doi.org/10.1109/TGRS.2012.2228654.

Cotter, A. (2001). Intercalibration of North Sea International Bottom Trawl Surveys by fitting year-class curves. *ICES Journal of Marine Science*, 58(3), pp. 622–632. doi: https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1068.

Cuadros Caballero, G. R., Castillo, P. R., La Cruz, L., Valdez, C., Peña, C., Chacón, G., Escudero, L. y Salcedo, J. (2024). Variabilidad de la anchoveta *Engraulis ringens* entre febrero y junio en la zona restringida a la pesca industrial en el inicio de la primera temporada de pesca del 2022. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 53(1), pp. 145–166. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2024.53.1.1246.

De Robertis, A. and Handegard, N.O. (2013). Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. *ICES Journal of Marine Science*, 70(1), pp. 34–45. doi: https://doi.org/10.1093/icesjms/fss155.

De Robertis, A., Lawrence-Slavas, N., Jenkins, R., Wangen, I., Mordy, C. W., Meinig, C., Levine, M., Peacock, D. and Tabisola, H. (2019). Long-term measurements of fish backscatter from Saildrone unmanned surface vehicles and comparison with observations from a noise-reduced research vessel. *ICES Journal of Marine Science*. 76(7), pp. 2459–2470. doi: https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz124.

Demer, D., Berger, L., Bernasconi, M., Bethke, E., Boswell, K., Chu, D., Domokos, R., Dunford, A., Fässler, S., Gauthier, S., Hufnagle, L., Jech, M., Bouffant, N., Lebourges-Dhaussy, A., Lurton, X., Macaulay, G., Perrot, P., Ryan, T., Parker-Stetter, S., Williamson, N. (2015). Calibration of acoustic instruments. *International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (ICES)*, p.133. doi: https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.5494.

Demer, D., Andersen, L., Bassett, C., Berger, L., Chu, D., Condiotty, J., Hutton, B., Korneliussen, R., Bouffant, N. L., Macaulay, G. and others. (2017). 2016 USA–Norway EK80 Workshop Report: Evaluation of a wideband echosounder for fisheries and marine ecosystem science. *ICES Cooperative Research Re-port No. 336*, p. 69. doi: https://doi.org/10.17895/ices.pub.2318.

Doray, M. (2021). ICES Survey Protocols. Manual for acoustic surveys coordinated under ICES Working Group on Acoustic and Egg Surveys for Small Pelagic Fish (WGACEGG). *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*, 64, p. 100. doi: https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.7462.

FAO (2024). *El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo 2024*. FAO; IFAD; WHO; WFP; UNICEF. doi: https://doi.org/10.4060/cd1254es.

Foote, K., Knudsen, F., Vestnes, G., MacLennan, D. and Simmonds, J. (1987). Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. *International Council for the Exploration of the Sea*, *Cooperative Research Report*, (144), p. 72. doi: https://courses.washington.edu/fish538/resources/CRR%20144%20acoustic%20calibration.pdf.

Ganias, K. (2014). *Biology and ecology of sardines and anchovies*. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group. doi: https://doi.org/10.1201/b16682.

Garcés, C., Niklitschek, E.J., Plaza, G., Cerna, F., Leisen, M., Toledo, P. and

Barra, F. (2019). Anchoveta *Engraulis ringens* along the Chilean coast: Management units, demographic units and water masses: Insights from multiple otolith-based approaches. *Fisheries Oceanography*, 28(6), pp.735–750. doi: https://doi.org/10.1111/fog.12455

Gawarkiewicz, G. and Malek Mercer, A. (2019). Partnering with fishing fleets to monitor ocean conditions. *Annual Review of Marine Science*, 11(1), pp. 391–411. doi: https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010318-095201.

Gerlotto, F., Castillo, J., Saavedra, A., Barbieri, M. A., Espejo, M. and Cotel, P. (2004). Three-dimensional structure and avoidance behaviour of anchovy and common sardine schools in central southern Chile. *ICES Journal of Marine Science*, pp. 1120–1126. doi: https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.07.017.

Gutiérrez, M., Vásquez, C., Peraltilla, S., Aliaga, A., Zuzunaga, A., Méndez, E., Yarlequé, E. and Munaylla, U. (2016). Notes on Peruvian experience on acoustic data collection. *South Pacific Regional Fisheries Management Organization. 4 th Meeting of the Scientific Committee*. doi: https://sprfmo.int/assets/Meetings/Meetings-2013-plus/SC-Meetings/4th-SC-Meeting-2016/SC04-papers/f4c3b97152/SC-04-26-Notes-on-Peruvian-Experience-on-Acoustic-Data-Collection-v2.pdf.

Hernández-Santoro, C., Landaeta, M.F. and Castillo Pizarro, J. (2019). Effect of ENSO on the distribution and concentration of catches and reproductive activity of anchovy *Engraulis ringens* in northern Chile. *Fisheries Oceanography*, 28(3), pp. 241–255. doi: https://doi.org/10.1111/fog.12405.

Hilborn, R. (2003). The state of the art in stock assessment: where we are and where we are going. *Scientia Marina*, 67(S1), pp. 15–20. doi: https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67s115.

ICES (2015). SISP 9 Manual for International Pelagic Surveys (IPS) - Version 1.00. Series of ICES Survey Protocols SISP 9 – IPS. p. 92. doi: https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.7582.

IFOP (2025). Chilean scientific vessels. Valparaíso: IFOP, 13 mayo 2021. Instituto de Fomento Pesquero. Available at: https://www.ifop.cl/en/buques-cientificos-chilenos/ (Accessed: 25 June 2025).

Ladroit, Y., Escobar-Flores, P. C., Schimel, A. C. G. and O'Driscoll, R. L. (2020). ESP3: An open-source software for the quantitative processing of hydro-acoustic data. *SoftwareX*, 12, p. 100581. Available at: https://doi.org/10.1016/j.softx.2020.100581.

Leonori, I., Tičina, V., De Felice, A., Vidjak, O., Grubišić, L. and Pallaoro, A. (2012). Comparisons of two research vessels' properties in the acoustic surveys of small pelagic fish. *Acta Adriatica*, 53(3), pp. 389–398. Available at: https://acta.izor.hr/ojs/index.php/acta/article/view/306.

Macaulay, G. J., Scoulding, B., Ona, E. and Fässler, S. M. M. (2018). Comparisons of echo-integration performance from two multiplexed echosounders. *ICES Journal of Marine Science*. 75(6), pp. 2276–2285. doi: https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy111.

MacLennan, D.N. (1990). Acoustical measurement of fish abundance. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 87(1), pp. 1–15. doi: https://doi.org/10.1121/1.399285.

MacLennan, D. and Pope, J. (1983). Analysis procedure for the inter-ship calibration of echo integrators. *International Council for the Exploration of the Sea*, p. 11. doi: https://www.ices.dk/sites/pub/CM%20Doccuments/1983/B/1983_B22.pdf.

MacLennan, D., Fernandes, P. and Dalen, J. (2002). A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science*, 59(2), pp. 365–369. doi: https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1158.

Manso-Narvarte, I., Solabarrieta, L., Caballero, A., Anabitarte, A., Knockaert, C., Dhondt, C. A. L. and Fernandes-Salvador, J. A. (2024). Fishing vessels as met-ocean data collection platforms: data lifecycle from acquisition to sharing. *Frontiers in Marine Science*, 11, p. 1467439. doi: https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1467439.

Massé, J., Uriarte, A., Angélico, M., Carrera, P. and Eds. (2018). Pelagic survey series for sardine and anchovy in ICES subareas 8 and 9? Towards an ecosystem approach. *ICES Cooperative Research Reports (CRR)*, 332, p. 268. doi: https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.4599.

Melvin, G.D., Kloser, R. and Honkalehto, T. (2016). The adaptation of acoustic data from commercial fishing vessels in resource assessment and ecosystem monitoring. *Fisheries Research*, 178, pp. 13–25. doi: https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.09.010.

Ñiquen, M. and Bouchon, M. (2004). Impact of El Niño events on pelagic fisheries in Peruvian Waters. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(6–9), pp. 563–574. doi: https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2004.03.001.

Pinheiro, J. and Bates, D. (2000). *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. New York: Springer-Verlag (Statistics and Computing). doi: https://doi.org/10.1007/b98882.

Robotham, H. and Castillo, J. (1990). The bootstrap method: an alternative for estimating confidence intervals of resources surveyed by hydroacoustic techniques. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer*, 189, pp. 421–424. doi: https://cienciasbasicas.udp.cl/cms/wp-content/uploads/2019/06/32.pdf.

Robotham, H., Bosch, P., Gutiérrez-Estrada, J. C., Castillo, J. and Pulido-Calvo, I. (2010). Acoustic identification of small pelagic fish species in Chile using support vector machines and neural networks. *Fisheries Research*, 102(1–2), pp. 115–122. doi: https://doi.org/10.1016/j.fishres.2009.10.015.

Røttingen, I. (1978). Field intercalibrations of echo integrator systems. International Council for the Exploration of the Sea (ICES CM Documents;1978/B:25), p. 23. Available at: https://imr.brage.unit.no/imr-mlui/bitstream/handle/11250/103307/CM_1978_B_25.pdf?sequence=1.

R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: https://www.R-project.org/

Silva, C., Andrade, I., Yáñez, E., Hormazabal, S., Barbieri, M. Á., Aranis, A. and Böhm, G. (2016). Predicting habitat suitability and geographic distribution of anchovy *Engraulis ringens* due to climate change in the coastal areas off Chile. *Progress in Oceanography*, 146, pp. 159–174. doi: https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.06.006.

Simmonds, J. and MacLennan, D. (2005). *Fisheries acoustics: theory and practice*. 2nd ed. Oxford; Ames, Iowa: Wiley-Blackwell (Fish and aquatic resources series, 10). doi: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9780470995303?msockid=27319c98976d69550ca088559680688f.

Simmonds, J., Toresen, R., Pedersen, J. P. and Götze, E. (1998). Inter-calibration of participating vessels in the ICES coordinated surveys of North Sea herring. *International Council for the Exploration of the Sea* [Preprint]. doi: https://www.vliz.be/imisdocs/publications/ocrd/275731.pdf.

Swart, S., Zietsman, J., Coetzee, J., Goslett, D., Hoek, A., Needham, D. and

Monteiro, P. (2016). Ocean robotics in support of fisheries research and management. *African Journal of Marine Science*, 38(4), pp. 525–538. doi: https://doi.org/10.2989/1814232X.2016.1251971.

Zhu, Y., Kenji, M., Tokeshi, T., Nishiyama, Y., Kasai, A., Matsuura, M., Horie, H. and Miyashita, K. (2024). Calibration of commercial fisheries echo sounders using seabed backscatter for the estimation of fishery resources. *PLOS ONE*. Edited by V.H.R. Paiva, 19(5), p. e0301689. doi: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0301689.

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia
CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

ARTÍCULO / ARTICLE

Visibilizando los roles de la mujer en la pesca artesanal marino-costera del golfo de Salamanca (Magdalena-Colombia), desde una mirada de los derechos humanos

Making visible the roles of women in marine-coastal artisanal fishing in the Gulf of Salamanca (Magdalena-Colombia), from a human rights perspective

María Marín J. Meneses[1]
0009-0007-7560-3518
mariamarinjm@unimagdalena.edu.co

Lina M. Saavedra-Díaz[1]
0000-0003-0511-3437
lsaavedra@unimagdalena.edu.co

Jesús Jiménez-Torres[1]
0009-0006-6289-8727
jjimenezt@unimagdalena.edu.co

Kénedith Méndez-Gutierrez[2]
0000-0003-0467-2704
kmendez@unimagdalena.edu.co

1. Grupo de Investigación en Sistemas Socioecológicos para el Bienestar Humano (GISSBH), Universidad del Magdalena, Calle 29H3 No 22 – 01, Santa Marta, Colombia, código postal No. 470004.
2. Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena, Calle 29H3 No 22 – 01, Santa Marta, Colombia, código postal No. 470004.

Recibido / Received: 22/04/2025
Aceptado / Accepted: 18/09/2025

Citación / Citation: Marín-Meneses, M.; Saavedra-Díaz, L.M.; Jiménez-Torres, J.; Méndez-Gutierrez, K. 2026. Visibilizando los roles de la mujer en la pesca artesanal marino-costera del golfo de Salamanca (Magdalena-Colombia), desde una mirada de los derechos humanos. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 132-153

RESUMEN

Alrededor de 61.8 millones de personas en el mundo dependen de la pesca y la acuicultura para su sustento. De ellas, 24% son mujeres que participan activamente en toda la cadena de valor, aunque sus roles han sido subvalorados y poco reconocidos. Este estudio tuvo como objetivo caracterizar y visibilizar la participación de las mujeres en la pesca artesanal del golfo de Salamanca, en el departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Para ello, se realizaron 52 entrevistas semiestructuradas: 26 a mujeres asociadas y 26 a no asociadas en las comunidades de Ciénaga, Tasajera y Pueblo Viejo. Los resultados muestran que las mujeres asociadas (ASC=73%) y no asociadas (IND=46%), se desempeñan principalmente en la comercialización del pescado y enfrentan limitaciones como falta de oportunidades y reconocimiento de su labor (35% y 62%, respectivamente). De igual forma, identificaron la igualdad de género como el derecho más vulnerado en el sector (ASC=57.7% y IND=61.5%). Entre las soluciones planteadas, resaltan la creación de un comité y el acceso a capital para mejorar sus medios de vida. Los resultados evidencian la necesidad de diseñar estrategias que fortalezcan la participación femenina y promuevan la equidad e igualdad de género en la pesca artesanal.

Palabras clave: pesca a pequeña escala, género y pesca, visibilidad, reconocimiento, vulneración de derechos

ABSTRACT

Approximately 61.8 million people worldwide depend on fishing and aquaculture for their livelihoods. Of these, 24% are women, who actively participate in all stages of the value chain. However, the roles played by women have been undervalued, poorly recognized, and inadequately documented. This study aimed to characterize and highlight the main roles of women in artisanal fishing in the Gulf of Salamanca, in the Magdalena Department, Colombian Caribbean. Fifty-two semi-structured interviews were conducted, distributed into 26 associated and 26 non-associated women, from the communities of Ciénaga, Tasajera, and Pueblo Viejo. The results show that most women, both those in fishing associations (ASC=73%) and those not (IND=46%), are involved in fish marketing and face problems related to lack of opportunities and lack of recognition for their work (35% and 62% respectively). Furthermore, the participants identified gender equality as the primary human right being violated within the sector (ASC=57.7% and IND=61.5%). As solutions to the identified problems, the women proposed the creation of a committee and greater access to capital to improve their livelihoods. These results demonstrate the need to implement and design strategies aimed at recognizing and strengthening women's participation, thus promoting gender equity and equality in the artisanal fishing sector.

Keywords: small-scale fishing, gender and fishing, visibility, recognition, violation of rights

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1361

INTRODUCCIÓN

La pesca es una actividad económica desarrollada por múltiples sociedades alrededor del mundo (Torres, 2010). Se divide en dos subsectores: la pesca industrial o de gran escala, que a menudo está asociada a altos costos de capital y tecnologías sofisticadas; y la pesca artesanal, cuya actividad se concentra más en el autoconsumo que en el ámbito comercial (World Bank, 2008). En Colombia, la pesca artesanal tiene un gran valor no sólo en el ámbito económico, sino también en el social y cultural. Sin embargo, es un trabajo poco valorado y reconocido, lo cual ha creado una situación de marginalidad, vulnerabilidad e invisibilidad (Moreno, 2018). Para el caso del Caribe colombiano, la pesca artesanal se reconoce como una actividad de importancia socioeconómica, debido a que una gran cantidad de familias se sustentan a partir de ella. De manera más específica, en el departamento del Magdalena, la pesca artesanal cumple un papel fundamental dentro de la economía local de las comunidades costeras, con efectos en la dinámica ambiental, social y laboral (Rueda et al., 2019).

Debido a los beneficios de la pesca artesanal, la FAO (2024) estima que la población dependiente de esta actividad junto con la acuicultura es de aproximadamente 61.8 millones de personas en el mundo, y que 24% se encuentra representado por mujeres. Al incluir datos acerca de las labores posteriores a la captura, se considera que uno de cada dos trabajadores del sector pesquero es una mujer. La participación de las mujeres en este sector es variable, dependiendo del país en el que se encuentren (Samuel, 2007; Frangoudes, 2013). Ellas contribuyen en toda la cadena de valor, mediante la realización de diferentes labores, tales como la limpieza y comercialización de pescado, reparación y fabricación de redes, transformación de productos pesqueros, limpieza de embarcaciones y la pesca directamente. A su vez, las mujeres suelen combinar estas actividades con la responsabilidad de criar y educar a sus hijos y realizar labores domésticas (Bennett, 2005; Monfort, 2015; Ameyaw et al., 2020; FAO, 2020).

A menudo, todos estos roles son invisibles y pasados por alto, bien sea porque en la mayoría de los casos es un trabajo no remunerado, realizado de manera informal o simplemente porque es considerado como parte de sus tareas domésticas (Frangoudes et al., 2008; Harper et al., 2017). A nivel mundial, las actividades que realizan las mujeres en la pesca están tomando cada vez más fuerza, pero las contribuciones siguen siendo ignoradas por

INTRODUCTION

Fisheries is an economic activity carried out by multiple societies around the world (Torres, 2010). It is divided into two subsectors: industrial or large-scale fisheries, which is often associated with high capital costs and sophisticated technologies; and small-scale fisheries-SSF (artisanal in the Colombian context), whose activity is more focused on subsistence than commercial purposes (World Bank, 2008). In Colombia, SSF holds great value not only in economic terms but also social and cultural dimensions. However, this work has been undervalued and underrecognized, which has led to a situation of marginalization, vulnerability, and invisibility (Moreno, 2018). In the case of the Colombian Caribbean, SSF is recognized as an activity of socioeconomic importance, given that many families depend on it for their livelihood. More specifically, in the department of Magdalena, SSF plays a fundamental role within the local economy of coastal communities, with effects on environmental, social and labor dynamics (Rueda *et al*., 2019).

Due to the benefits of SSF, the FAO (2024) estimates that the population dependent on this activity, together with aquaculture, amounts to approximately 61.8 million people worldwide, of whom 24% of these are women. When post-harvest activities are taken into account, it is estimated that one out of every two workers in the fisheries sector is a woman. Women's participation in this sector varies depending on the country in which they are located (Samuel, 2007; Frangoudes, 2013). They contribute across the entire value chain, undertaking diverse tasks such as fish cleaning and marketing, net repair and fabrication, processing fish products, boats cleaning, and even direct fishing. At the same time, women often combine these activities with the responsibilities of raising and educating their children and performing domestic work (Bennett, 2005; Monfort, 2015; Ameyaw *et al*., 2020; FAO, 2020).

These roles are often invisible and overlooked, either because in most cases the work is unpaid, performed informally, or simply regarded as part of women's domestic chores (Frangoudes *et al*., 2008; Harper *et al*., 2017). Globally, women's activities in SSF are gaining momentum, but their contributions continue to be ignored by society, large industries, fisheries statistics, and decision-makers. This arises from to the belief, rooted in social, cultural, and religious factors, that fisheries is a traditionally male-dominated activity (Ameyaw *et al*., 2020; Harper *et al*., 2020).

Additionally, despite the support women provide to develop and

la sociedad, las grandes industrias, las estadísticas pesqueras y los tomadores de decisiones. Esto surge debido a la creencia, arraigada en factores sociales, culturales y religiosos, de que la pesca es una actividad tradicionalmente dominada por hombres (Ameyaw et al., 2020; Harper *et al*., 2020).

Adicionalmente, a pesar del apoyo que las mujeres brindan para desarrollar y complementar el trabajo diario de los pescadores, la documentación y registro sobre dichos aportes dentro del sector pesquero artesanal es limitada debido a la falta de datos, y los que existen están enfocados principalmente en los hombres. En muchos países, existe un vacío de información en los censos pesqueros desagregados por sexo, en el trabajo realizado por las mujeres, su contribución a la economía de los hogares y dentro de las empresas pesqueras, causando de esta manera poca comprensión del trabajo directo o indirecto realizado por las mujeres en la pesca (Frangoudes y Gerrard, 2018; Gustavsson y Riley, 2018; Tilley *et al*., 2020). Esto ha puesto en evidencia la desigualdad existente entre hombres y mujeres dentro del sector pesquero, reflejada en las pocas oportunidades de participación en la toma de decisiones, en las restricciones de acceso a los recursos naturales, en el bajo acceso a la educación y financiamiento, en la escasez de apoyo normativo y en las reducidas oportunidades laborales (FAO, 2016a; Bennett *et al*., 2020).

La problemática antes mencionada también existe en países de Latinoamérica y el Caribe, donde las mujeres participan en todos los niveles de la cadena de valor de la pesca artesanal, y al mismo tiempo desempeñan actividades domésticas y de trabajo comunitario. Sin embargo, su contribución no está bien documentada, ocasionando a largo plazo, poca visibilización de su trabajo y bajo reconocimiento de su labor en las organizaciones pesqueras (Pereira, 2002; Grant, 2004; Samuel, 2007; Goncuoglu y Unal, 2011; Perea y Flores, 2016).

En Colombia, la información sobre la importancia y la participación de las mujeres en los diferentes eslabones de la cadena de valor de la pesca artesanal también es limitada, exceptuando la estimación realizada por la AUNAP en 2013 donde se registraron 20.096 pescadores carnetizados, de los cuales 58% eran mujeres que pescan en zonas marino-costeras y 42% en cuerpos de agua continentales. Cabe resaltar que 25% de las mujeres en el Pacífico están registradas como extractoras de bivalvos y jaiba (Godoy *et al*., 2016). Según Sánchez y Puentes (2024), en el sector pesquero colombiano las mujeres cumplen diversas funciones

complement the daily work of fishers, documentation and recording of such contributions within the SSF sector remain limited due to a scarcity of data, and the information that do exist is primarily focused on men. In many countries, there is a information gap in sex-disaggregated fisheries censuses regarding the work performed by women, and their contribution to the household economy, and within fisheries enterprises. This gap has hindered a thorough understanding of the direct or indirect roles that women play in fisheries (Frangoudes and Gerrard, 2018; Gustavsson and Riley, 2018; Tilley *et al*., 2020). Such shortcomings highlight the persistent gender inequality within the fishing sector, reflected in the few opportunities for participation in decision-making, restrictions on access to natural resources, poor access to education and financing, weak of regulatory support, and reduced employment opportunities (FAO, 2016; Bennett *et al*., 2020).

The aforementioned issue is also present in Latin American and Caribbean countries, where women participate at all levels of the SSF value chain while simultaneously engaging in domestic and community work. However, their contribution is not well documented, which in the long-term results in low visibility of their work and insufficient recognition of their role in fisheries organizations (Pereira, 2002; Grant, 2004; Samuel, 2007; Goncuoglu and Unal, 2011; Perea and Flores, 2016).

In Colombia, information on the importance and participation of women in the different links of the SSF value chain is also limited, with the exception of the estimate conducted by *Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca* (National Authority for Aquaculture and Fisheries, AUNAP) in 2013, which reported 20,096 licensed fishers, of whom 58% were women fishing in marine-coastal areas and 42% in inland waters. It is worth noting that 25% of women in the Pacific region registered as bivalve and crab harvesters (Godoy *et al*., 2016). According to Sánchez and Puentes (2024), in the Colombian fisheries sector, women perform various fundamental roles that remain invisible due to the absence of official records in fisheries statistics. At the national level, women's participation encompasses activities ranging from the pre-fishing harvesting process and the capture of fish to the post-harvest process such as reception, processing, quality inspection, and marketing of fishery products, thereby evidencing their diverse roles across the entire value chain.

All these factors demonstrate the lack of gender equity and equality in the fisheries sector (Weeratunge *et al*., 2010) and underscore

fundamentales que siguen siendo invisibles, sin registros oficiales en las estadísticas. A nivel nacional, la participación de las mujeres incluye actividades que van desde el proceso previo a las faenas y la captura de peces, hasta el proceso de postcaptura como la recepción, procesamiento e inspección de la calidad y la comercialización de los productos pesqueros, dejando en evidencia sus diversas funciones en toda la cadena de valor.

Todos estos factores demuestran la falta de equidad e igualdad de género en el sector pesquero (Weeratunge *et al*., 2010) y resaltan la urgencia en abordar este tema desde todos los frentes del sector pesquero, con el fin de avanzar a futuro hacia un entorno más justo y equitativo para las mujeres. Entendiendo la igualdad de género como el disfrute de las mismas oportunidades y derechos en la vida civil y política, en términos de acceso, control y participación que tienen las mujeres y los hombres. Por su parte, la equidad de género se define como la justicia e imparcialidad en el tratamiento de mujeres y hombres en términos de derechos, beneficios, obligaciones y oportunidades (FAO, 2017a).

En este marco, existen avances en la Agenda 2030 de la ONU, a través de los Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS), como el ODS N° 5, que busca garantizar la igualdad entre los géneros y empoderar a todas las mujeres y las niñas, y en particular el ODS N° 14, que propende por conservar y utilizar de manera sostenible los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible. Previamente, las Directrices Voluntarias de la FAO (2015a) ya habían abordado específicamente la igualdad de género en el capítulo 8, destacando la importancia de incorporar esta perspectiva en todas las estrategias de desarrollo de la pesca artesanal. No obstante, aunque Colombia es uno de los países signatarios de estas directrices, aún no han sido implementadas. Aunque a nivel nacional, existe la Política Integral para el Desarrollo de la Pesca Sostenible del Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural y la FAO (2015), esta no incluye directrices que permitan visionar un enfoque de género para lograr dicha igualdad y equidad en la participación de hombres y mujeres dentro del sector pesquero artesanal.

Tener en cuenta la perspectiva de género en la presente investigación, se hace esencial para demostrar las realidades que viven las mujeres diariamente a causa de la división sexual en el trabajo y los derechos que ellas perciben como vulnerados. El dominio masculino en el sector pesquero comúnmente es la causa de la ausencia del enfoque de género en la investigación

the urgency of addressing this issue from all fronts in the fisheries sector, with the aim of moving toward a more just and equitable environment for women in the future. Gender equality is understood as the enjoyment of the same opportunities and rights in civil and political life, in terms of access, control, and participation, by both women and men. Gender equity, in turn, is defined as fairness and impartiality in the treatment of women and men respect to rights, benefits, responsibilities, and opportunities (FAO, 2017a).

Within this framework, progress has been made on the Unite Nations 2030 Agenda through the Sustainable Development Goals (SDGs), such as SDG 5, which seeks to ensure gender equality and empower all women and girls, and in particular SDG 14, which promotes the conservation and sustainable use of oceans, seas, and marine resources for sustainable development. Previously, the FAO's Voluntary Guidelines (2015a) had already addressed gender equality in Chapter 8, emphasizing the importance of incorporating this perspective into all development strategies for SSF. Nevertheless, although Colombia is one of the signatory countries to these guidelines, they have not yet been implemented. Although at the national level, there is a Comprehensive Policy for the Development of Sustainable Fisheries from the Ministry of Agriculture and Rural Development and the FAO (2015), it does not include guidelines that would allow for a gender approach aimed at achieving equality and equity in the participation of men and women within the SSF sector.

Considering the gender perspective in the present research is essential to demonstrate the daily realities women experience as a result of the sexual division of labor and the rights they perceive as being violated. The male dominance in the fisheries sector is often the root cause for the absence of a gender perspective in fisheries research. Therefore, the lack of understanding of women's roles and contributions in SSF persists, raising the need to question whether the work women do is invisible or ignored (Koralagama *et al*., 2017; Salmi and Sonck-Rautio, 2018).

Despite their important role in SSF activities, women continue to face various forms of discrimination and violations of their human rights. These violations are reflected in the lack of recognition of their roles within the value chain, their exclusion from decision-making spaces, limited access to resources, and the absence of decent working conditions (FAO, 2015b). Women engaged in fish harvesting are frequently subjected to unequal pay and gender-based violence, perpetuating the invisibility of their work and the

pesquera. Por eso sigue persistiendo el desconocimiento de los roles y la contribución por parte de las mujeres en la pesca artesanal; generando la necesidad de cuestionarse si el trabajo que realizan las mujeres es invisible o ignorado (Koralagama *et al*., 2017; Salmi y Sonck-Rautio, 2018).

Pese a la importante labor dentro de las actividades de la pesca artesanal, las mujeres siguen haciendo frente a distintas formas de discriminación y vulneración de sus derechos humanos. Dichas violaciones se expresan en la falta del reconocimiento de sus funciones dentro de la cadena de valor, la exclusión de los espacios de toma de decisiones, el acceso limitado a los recursos, así como la falta de condiciones laborales dignas (FAO, 2015b). Las mujeres que se dedican a la captura de peces frecuentemente están expuestas a la desigualdad salarial y a la violencia de género, perpetuando la invisibilidad de su trabajo y las condiciones de pobreza en que viven, cuyas situaciones vulneran sus derechos fundamentales como la igualdad, la participación y una vida digna (Kleiber *et al*., 2015). Por lo tanto, la continuación de estas brechas deja en evidencia la premura en incluir dentro de las políticas pesqueras un enfoque de género y derechos humanos, para de esta manera poder garantizar la justicia social y la sostenibilidad del sector (Harper *et al*., 2020).

Todo lo anterior ha llevado a esta investigación a plantear como objetivo la caracterización y visibilización de los diferentes roles que cumple la mujer en el sector pesquero artesanal marino-costero a través de un caso de estudio en el Golfo de Salamanca, con el fin de demostrar con un ejemplo del Caribe colombiano el aporte esencial de la mujer en el sector y dejar en evidencia la perentoria necesidad de tomar acciones hacia la equidad de género desde un enfoque basado en derechos humanos.

ÁREA DE ESTUDIO

El Golfo de Salamanca (GdS) cubre la franja costera comprendida entre Punta Gloria y la desembocadura del río Magdalena, en jurisdicción del departamento del Magdalena (Figura 1) (García *et al*., 2013). El GdS se caracteriza por ser una zona de alta productividad debido al aporte de sedimentos finos y nutrientes provenientes de los ríos Magdalena y Toribio, así como de la Ciénaga Grande de Santa Marta. El margen costero del GdS comprende los municipios magdalenenses de Sitio Nuevo, Pueblo Viejo, Ciénaga y Santa Marta (incluyendo también los sectores de Don Jaca, Aeropuerto y Pozos Colorados) (Rueda *et al*., 2019).

conditions of poverty in which they live, situations that violate their fundamental rights such as equality, participation, and a dignified life (Kleiber *et al*., 2015). Therefore, the persistence of these gaps highlights the urgency of including a gender and human rights-based approach into fisheries policies in order to guarantee social justice and the sustainability of the sector (Harper *et al*., 2020).

All of the above has led this research to set as its objective the characterization and visibility of the different roles that women play in the marine-coastal SSF sector, through a case study in the Gulf of Salamanca, in order to demonstrate with an example from the Colombian Caribbean the essential contribution of women in the sector and to highlight the urgent need to take action towards gender equality from a human rights-based approach.

STUDY AREA

The Gulf of Salamanca (GdS) spans the coastal strip between Punta Gloria and the mouth of the Magdalena River, within the jurisdiction of the department of Magdalena (Figure 1) (García *et al*., 2013). The GdS is characterized as a highly productive area due to the contribution of fine sediments and nutrients from the Magdalena and Toribio rivers, as well as the Ciénaga Grande de Santa Marta. The coastal margin of the GdS includes the municipalities of Ciénaga, Pueblo Viejo, Sitio Nuevo, and Santa Marta (also encompassing the Don Jaca, Aeropuerto, and Pozos Colorados) (Rueda *et al*., 2019).

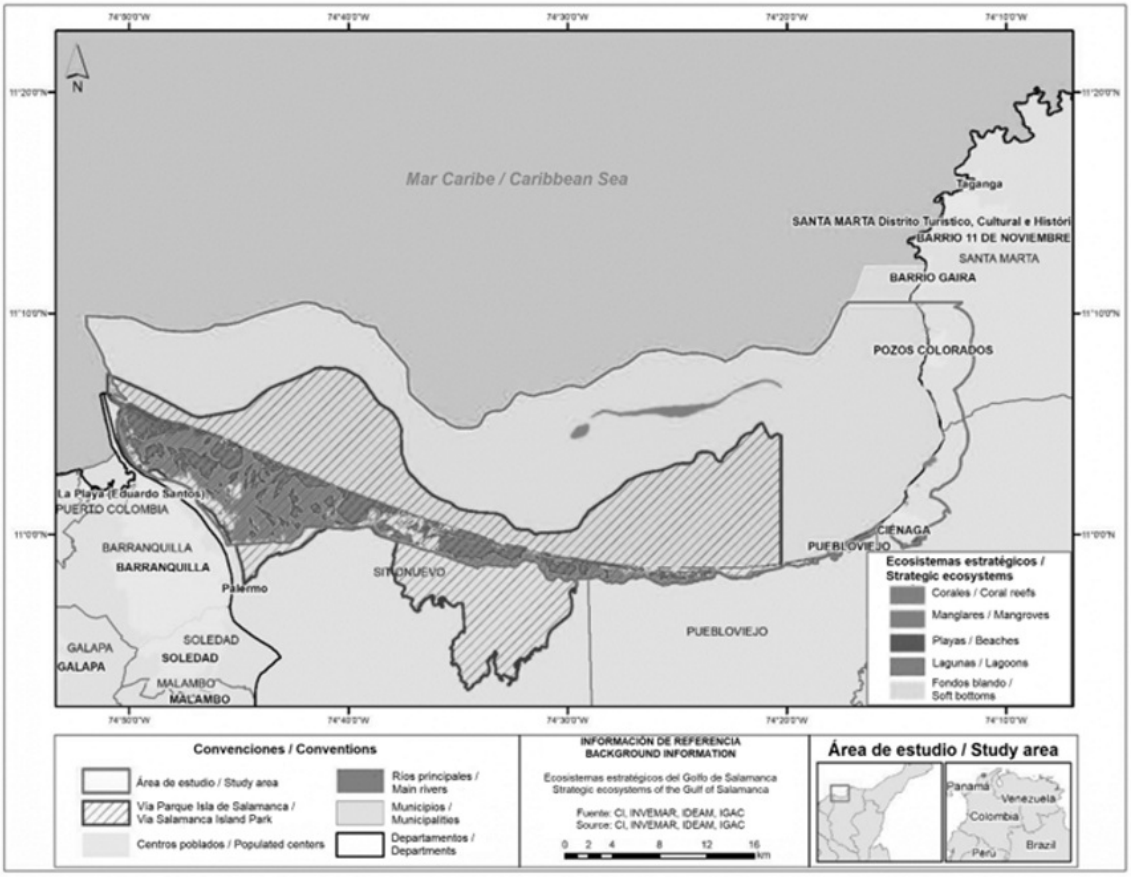


Figura 1. Mapa del Golfo de Salamanca indicando la ubicación de las comunidades involucradas (señaladas con una estrellas) en el área de estudio para la presente investigación. Tomado y modificado de Rojas (2019)

Figure 1. Map of the Gulf of Salamanca indicating the location of the communities involved in the study area for this research. Taken and modified from Rojas (2019).

MATERIALES Y MÉTODOS

La población objeto de estudio correspondió a las comunidades costeras del GdS, específicamente, Pozos Colorados, Ciénaga, y Tasajera. La recolección de datos se realizó en cuatro etapas: 1. Sondeo para la determinación de la población de mujeres pertenecientes a asociaciones del sector pesquero artesanal en el área de estudio; 2. Identificación (con la ayuda de líderes y lideresas) de roles desempeñados por las mujeres en el sector pesquero de la región y prueba del instrumento de recolección de datos; 3. Sondeo para la determinación de mujeres no asociadas a organizaciones pesqueras en el área; 4. Aplicación del instrumento de medición (entrevistas semiestructuradas) a las mujeres seleccionadas de cada comunidad. Esta última fase con el objetivo de caracterizar los roles realizados por cada una de ellas dentro del sector pesquero, así como la comprensión de los conflictos a los que deben enfrentarse en el ejercicio de sus actividades y sus posibles soluciones.

MATERIALS AND METHODS

The study population corresponded to the coastal communities of the GdS, specifically Pozos Colorados, Ciénaga, Pueblo Viejo, and Tasajera, located in the department of Magdalena. Data collection was conducted in four stages: 1. A survey to determine the population of women belonging to associations within the SSF sector in the study area; 2. Identification (through the support of leaders) of the roles played by women in the region's fisheries sector, and testing of the data collection instrument; 3. A survey to identify women not associated with fisheries organizations in the area; and 4. Implementation of the measurement instrument (semi-structured interviews) to selected women from each community. The aim of this final phase was to characterize the roles performed by each of them within the fisheries sector, as well as to gain an understanding of the conflicts they face in carrying out their activities and their possible solutions.

Limitaciones para la determinación del tamaño de la muestra

Colombia carece de estadísticas rigurosas y continuas que permitan caracterizar y destacar la importancia del sector pequero artesanal. Esto se hace más evidente al aplicar un enfoque de género o al consultar la participación y representatividad de las mujeres dentro de este sector. Ante la carente información, especialmente a nivel local y regional, para estudiar el número de mujeres asociadas presentes se recurrió a la base de datos construida por Conservación Internacional Colombia (CI), en la cual se incluyeron 13 asociaciones con presencia de mujeres en el área de estudio.

Tamaño de la muestra

A partir de la información obtenida de la base de datos de CI y con la ayuda de líderes y lideresas de las comunidades objeto de estudio, se construyó un listado inicial de 72 mujeres asociadas distribuidas en seis roles (Tabla 1). Con base en esta población, se procedió a determinar el número de entrevistas a realizar. Para ello se empleó la fórmula (Figura 2) propuesta por Cochran (1997) que permitió estimar el tamaño de la muestra por muestreo aleatorio estratificado con criterio de afijación proporcional, garantizando la precisión aleatoriedad, y un tamaño de muestra representativo (Flores *et al.*, 2008).

El resultado arrojó una estimación de 41 entrevistas para realizar a las mujeres asociadas. No obstante, durante el trabajo de campo se presentaron diversas dificultades: 1) algunas de las mujeres previamente registradas como asociadas ya no pertenecían a las asociaciones o no se encontraban en las comunidades; 2) algunas se negaron a participar porque les daba pena o porque no iban a obtener ningún beneficio por participar; 3) se presentaron inconsistencias respecto a los roles previamente registrados por los líderes y lideresas y la realidad en campo. En consecuencia, el número total para mujeres asociadas se redujo a 26.

A su vez, para estimar la población de mujeres no asociadas se usó como referencia la base de datos de González *et al.* (2015) dirigido a pescadores de Pueblo Viejo, Tasajera y Ciénaga. La información de la base de datos se discriminó por pescadores no asociados, de estado civil casados o en unión libre, obteniendo un número estimado de 67 mujeres no asociadas. A partir de este número base, el cálculo de la muestra se realizó nuevamente mediante muestreo aleatorio estratificado con afijación proporcional

Limitations in determining sample size

Colombia lacks rigorous and continuous statistics that would allow for characterization and highlighting the importance of the SSF sector. This limitation becomes even more evident when applying a gender perspective or when examining the participation and representativeness of women within this sector. Given the lack of information, especially at the local and regional levels, to study the number of women members present, we used the database compiled by Conservation International Colombia (CI), which included 13 associations with a presence of women in the study area.

Sample Size

Based on the information obtained from the CI database, and with the support of leaders from the communities under study, an initial list of 72 women members distributed across six roles was constructed (Table 1). From this population, the number of interviews to be conducted was determined. For this purpose, the formula (Figure 2) proposed by Cochran (1997) was used, which allowed for the estimation of sample size through stratified random sampling with proportional allocation. This ensured a criterion of proportional allocation, guaranteeing randomness and accuracy, as well as a representative sample size (Flores et al., 2008).

The calculation yielded an estimate of 41 interviews to be conducted with the women affiliated with a fishing organization. However, several difficulties emerged during the fieldwork: 1) some women previously recorded as affiliated no longer members of the associations or were absent from the communities; 2) some refused to participate because they were embarrassed or because they would not receive any benefits from participating; and 3) inconsistencies were observed between the roles previously reported by community leaders and those actually in the field. Consequently, the total number of interviews for women associated was reduced to 26.

Similarly, to estimate the population of non-associated women, the study used reference the database compiled by González *et al.* (2015) for fishers in Pueblo Viejo, Tasajera, and Ciénaga. The information in the database was broken down to include only non-associated fishers who were married or in common-law unions, yielding an estimated 67 non-associated women. From this base number, the sample size was again calculated using stratified random sampling with proportional allocation (Figure 2),

(Figura 2) el cual determinó un número total de 34 entrevistas. Sin embargo, como consecuencia de las limitaciones previamente descritas este número se redujo a 26, de manera que el total de entrevistas realizadas fue de 52, distribuidas de forma equitativa entre mujeres asociadas y mujeres no asociadas.

which determined a total of 34 interviews. However, due to the aforementioned limitations, this number was reduced to 26, so that the total number of interviews conducted was 52, distributed equally between associated and non-associated women.

Tabla 1. Número estimado de mujeres por roles en cada comunidad en el sector pesquero artesanal en el golfo de Salamanca.

Table 1. Estimated number of women by role in each community in the artisanal fishing sector in the Gulf of Salamanca.

Rol de la mujer en la pesca/Role of women in fishing	Comunidades/Communities			
	Ciénaga	Tasajera	Pozos Colorados	Total/Addition
Comercializadora de pescado/Fish marketer	10	21	3	34
Esposa de pescador/Fisherman's wife	9	-	-	9
Funciones administrativas/Administrative duties	7	4	3	14
Peladora de camarón/ Shrimp peeler	2	4	-	6
Procesadora de pescado/Fish processor	8	6	1	15
Reparación y fabricación de artes de pesca/Fishing gear repair and manufacturing	1	-	-	1
Total/Addition	30	35	7	72

$$n = \frac{n_0}{1 + \frac{n_0}{N}}; donde/where\ n_0 = \frac{Z_{(1-\frac{a}{2})^2} * \sum_i^L = 1\, W_i * [p_h + (1 - p_h)]}{{\varepsilon_a}^2}$$

$Z_{\left(1-\frac{a}{2}\right)} =$ Cuantil bajo la distribución normal estándar para una probabilidad cola izquierda 0.975/Quantile under the standard normal distribution for a left-tailed probability of 0.975

$W_i =$ Peso del estado *i*, donde *i* toma valores de 1 hasta 6/Weight of state i, where i takes values from 1 to 6

$p_h =$ Valor de la proporción de la característica de interés en la población dentro de cada estrato/Value of the proportion of the characteristic of interest in the population within each stratum

$\varepsilon_a =$ Error absoluto/Absolute error

Figura 2. Fórmula usada para el cálculo de la muestra.

Figure 2. Formula used to calculate the sample.

Entrevistas semiestructuradas aplicadas a mujeres

Las entrevistas se realizaron en dos fases debido a las restricciones a causa del Covid-19. La primera fase se llevó a cabo de manera presencial entre enero y febrero de 2020, mientras que la segunda fase se efectuó por medio de llamadas telefónicas entre abril y noviembre del mismo año. Los instrumentos metodológicos se encuentran detallados en los anexos 1 (para líderes) y 2 (para mujeres). Cada entrevista fue adaptada acorde con los

Semi-structured interviews with women

The interviews were conducted in two phases due to restrictions caused by the Covid-19 pandemic. The first phase was carried out in person between January and February 2020, while the second phase was conducted via telephone calls between April and November of the same year. The methodological instruments are detailed in Annexes 1 (for leaders) and 2 (for women). Each interview was adapted according to the roles previously identified.

roles identificados. Al inicio de cada entrevista se socializó el consentimiento informado elaborado de acuerdo con los parámetros establecidos por el Comité de Ética de la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad del Magdalena. En este documento se le explicó a los participantes el propósito de la investigación, el derecho a la confidencialidad de la información proporcionada, así como la necesidad de tener previa autorización para la grabación de las entrevistas por medio de una grabadora de voz, y la toma de registros fotográficos. Asimismo, se garantizó que toda la información obtenida sería empleada de manera exclusiva con fines académicos y de investigación asociados al objeto del presente estudio.

Información secundaria

Mediante el uso de la plataforma de Google Académico, y las bases de datos de suscripción de la Universidad del Magdalena (*ScienceDirect, Scopus, Springer Link*) y se recopiló la información científica disponible sobre la participación y los roles desempeñados por las mujeres en el sector pesquero artesanal a nivel mundial. Esta revisión permitió comprender la labor que cumplen las mujeres dentro de dicho sector e identificar las dificultades y problemáticas a las que se enfrentan en el desarrollo de sus actividades.

Análisis de datos

Todas las entrevistas fueron transcritas de audio a archivo de texto, con la finalidad de facilitar su procesamiento. La información cualitativa se codificó para la obtención de variables cuantitativas, proceso aplicado únicamente a las preguntas abiertas. Este proceso se efectuó en Microsoft Excel, lo que permitió clasificar, organizar y sintetizar la información por medio de palabras claves cortas y precisas las cuales constituían fragmentos representativos de los datos (Newing, 2011; Acuña, 2015). Para el análisis de datos se aplicaron técnicas de estadística descriptiva e inferencial. En el primer caso se utilizaron descriptores numéricos como la media (*M*), mediana (*Mdn*), desviación estándar (*SD*), rango intercuartil (*IQR*) y porcentajes (%), y los descriptores gráficos (gráficos de barras y gráfica de escala Likert). Para el segundo caso, se aplicaron técnicas de estadística inferencial las cuales permitieron contrastar hipótesis específicas: el test exacto de Fisher para analizar la dependencia entre la afiliación a alguna entidad promotora de salud y la condición de asociatividad, el test de Barnard para identificar diferencias en la percepción de vulneración de derechos entre los dos grupos de estudio, el test

At the beginning of each interview, an informed consent form was explained in accordance with the guidelines established by the Ethics Committee of the Office of Research at the University of Magdalena. This document explained to participants the purpose of the research, their right to confidentiality of the information provided, and the requirement of prior authorization for the recording of the interviews using a voice recorder and the taking of photographs. Furthermore, it was guaranteed that all information obtained would be used exclusively for academic and research purposes related to the objectives of this study.

Secondary information

Scientific literature on women's participation and roles in SSF worldwide gathered through Google Scholar and subscription-based databases of the University of Magdalena (ScienceDirect, Scopus and Springer Link). This review facilitated and understanding of the roles performed by women in the sector and allowed for the identification of the challenges and issues in the course of their activities.

Data analysis

All interviews were transcribed from audio to text file to facilitate processing. Qualitative data was coded to generate quantitative variables; a process applied exclusively to open-ended questions. This procedure was carried out in Microsoft Excel, which enabled the classification, organization, and synthesis of the information by means short, precise keywords representing meaningful fragments of the data (Newing, 2011; Acuña, 2015). Descriptive and inferential statistical techniques were employed for data analysis. In the first case, numerical descriptors such as mean (M), median (Mdn), standard deviation (SD), interquartile range (IQR), and percentages (%) were used, along with graphical descriptors (bar charts and Likert scale plots). In the second case, inferential statistical techniques were applied to test specific hypotheses: Fisher's exact test to analyze the dependence between affiliation with a health promoting entity and the condition of being associated or not, Barnard's test to identify differences in perceived violations of rights between the two study groups, and Whitney's Mann-U test as an alternative to the T test for evaluating differences between numerical variables when normality assumptions were not met. In addition, assumptions verification tests were used to such as the Shapiro & Wilk normality test, the F test for the variance ratio, the Levene test, and the Durbin & Watson test. All statistical

de U-Mann de Whitney como alternativa al test de T para evaluar diferencias entre las variables numéricas cuando no se cumplían los supuestos de normalidad. A su vez, se emplearon pruebas para la verificación de supuestos como el test de normalidad Shapiro & Wilk, prueba F para la razón de varianzas, el test de Levene y el de Durbin y Watson. Todos los análisis estadísticos se efectuaron utilizando el software R, versión 4.0.3, lo que garantizó rigor metodológico y la replicabilidad en los resultados obtenidos.

RESULTADOS

A partir de las entrevistas realizadas a líderes y lideresas en las comunidades objeto de estudio, se identificaron inicialmente seis roles desempeñados por las mujeres en el sector pesquero artesanal. Los roles previamente identificados hicieron parte del diseño de la entrevista, tales como: comercializadora de pescado, esposa de pescador, funciones administrativas, peladora de camarón, procesadora de pescado, reparación y fabricación de redes. Sin embargo, una vez aplicadas las entrevistas se identificó que en la práctica las mujeres se encontraban presentes en cuatro roles: comercializadoras de pescado o mariscos, peladoras de camarón, procesadoras de pescado y pescadoras.

Participación de las mujeres por roles

Las mujeres asociadas (ASC=73%) y no asociadas (IND=46%) participan principalmente en la comercialización de pescado, en el procesamiento del pescado (19% y 35%, respectivamente), el pelado del camarón (8% en ambos casos), y algunas mujeres no asociadas se dedican a la captura de peces (12%) (Figura 3).

analyses were performed using R software, version 4.0.3, ensuring methodological rigor and replicability in the results obtained.

RESULTS

Based on the interviews conducted with leaders in the study communities, six roles initially played by women in the SSF sector were identified. These previously identified roles informed the design of the interview guide and included: fish marketer, fishermen's wife, administrative functions, shrimp peeler, fish processor, and net repair and fabrication. However, once the interviews were applied, it was found that in practice women were involved in four roles: fish or shellfish vendors, shrimp peelers, fish processors, and fisherwomen.

Women's participation by role

Associated women (ASC = 73%) and non-associated women (IND = 46%) are primarily involved in fish commercialization, fish processing (19% and 35% respectively), shrimp peeling (8% and 8% respectively), and some non-associated women are engaged in fish harvesting (12%) (Figure 3).

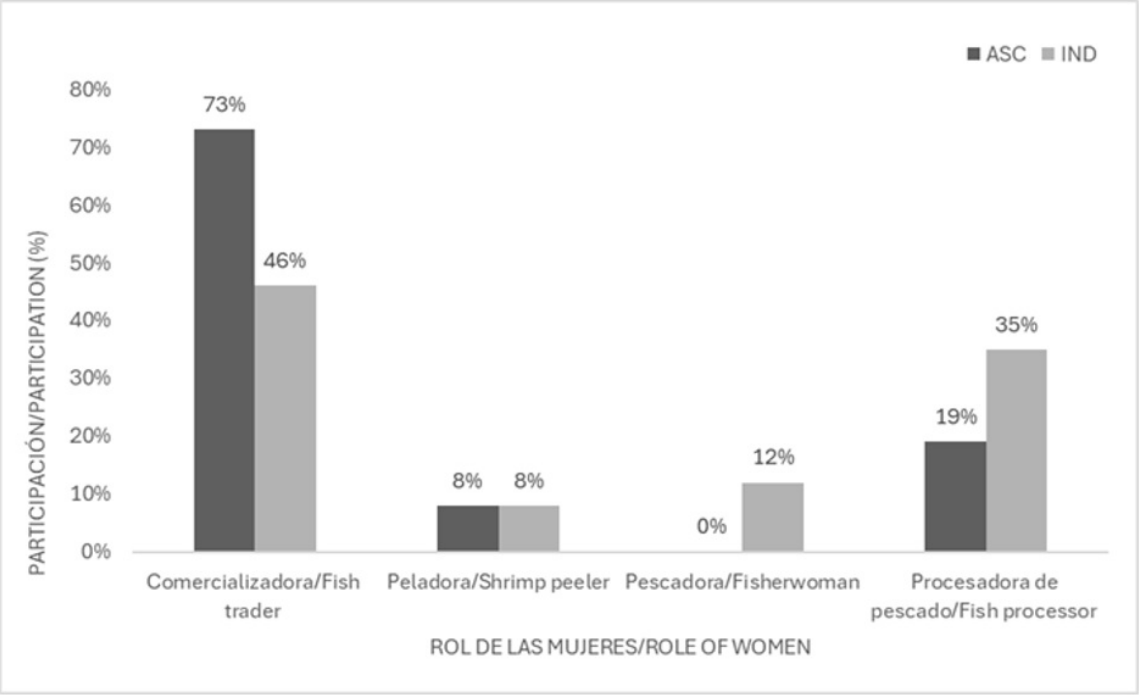


Figura 3. Roles desempeñados por las mujeres dentro del sector pesquero artesanal en el golfo de Salamanca (mujeres asociadas, ASC; mujeres no asociadas, IND).

Figura 3. Roles played by women within the artisanal fisheries sector in the Gulf of Salamanca (associated women, ASC; non-associated women, IND).

Caracterización de roles

Comercializadoras

Las mujeres no asociadas (83%) describen su actividad de comercialización de pescado, como la principal fuente de ingresos para ellas y su familia, y las mujeres asociadas (47%) perciben su actividad como el proceso de comprar y vender el pescado o mariscos. Al comparar las horas en promedio dedicadas a la actividad de las mujeres asociadas y no asociadas (Tabla 2-7), se encontraron diferencias estadísticas [t (29) = -3.33, p<0.05]. Por el contrario, para los días empleados a esta actividad, la prueba de U-Mann de Whitney no evidenció diferencias estadísticas significativas entre las mujeres asociadas y no asociadas (Tabla 3), U=78.5, p>0.05. El desarrollo de las actividades de comercialización en ocasiones les puede llegar a tomar todo el día.

Se clasificaron los ingresos diarios generados como días buenos, regulares o malos. Con la prueba de U-Mann de Whitney en los días buenos se evidenciaron diferencias significativas (*U=43.5, p*<0.05), obteniendo una mayor ganancia las mujeres no asociadas. En los días regulares, no hubo diferencias estadísticas (U=87.5, p>0.05), ni en los ingresos generados en los días malos (*U=101, p>0.05*) (Tabla 4). Las mujeres asociadas (63%) manifestaron que,

Characterization of roles

Fish traders

Non-associated women (83%) described fish trading as their main source of income for themselves and their families, while associated women (47%) perceived their activity primarily as the process of buying and selling fish or shellfish. A comparison of the average of hours dedicated to this activity by associated and non-associated women (Table 2), revealed significant differences [t(29) = -3.33, p < 0.05]. By contrast, for the number of days spent on this activity, the Mann–Whitney U test showed no statistically significant differences between associated and non-associated women (Table 3) (U = 78.5, p > 0.05). The execution of marketing activities can occasionally occupy their entire day.

Daily income was classified as good, average, or bad day. Results from the Mann–Whitney U test indicated statistically significant differences were found on good days (U = 43.5, p < 0.05), with non-associated women earning higher profits. On average days, no statistically significant differences were observed (U = 87.5, p > 0.05), nor on bad days (U = 101, p > 0.05) (Table 4).

Associated women (63%) stated that their activity could improve

su actividad podría ser mejor si contaran con una infraestructura adecuada, y las no asociadas (58%) mencionaron más capital como una mejora en el desarrollo de su actividad. Para las mujeres asociadas (95%) y no asociadas (92%), el comercio local representa su principal canal de distribución y venta de pescado y mariscos.

Procesadoras

El procesamiento del pescado es percibido por la mayoría de las mujeres asociadas (80%) y no asociadas (56%), como el proceso en el cual se transforma el recurso pesquero en productos como tortas y chorizos de pescado y kamaboko. Al comparar las horas promedio dedicadas a esta actividad (Tabla 2), no se encontraron diferencias estadísticas [*t (12) = -1.21, p>0.05]*, entre las mujeres asociadas y no asociadas. Con el test U-Mann de Whitney tampoco se encontraron diferencias significativas en el número de días a la semana dedicados a la actividad (Tabla 3) *(U=16, p>0.05)*. Sin embargo, la transformación del pescado, generalmente les toma más tiempo del esperado a las procesadoras.

Al clasificar los ingresos de las mujeres la prueba de U-Mann de Whitney no reflejó diferencias significativas para los ingresos generados en un día bueno para las mujeres asociadas y no asociadas (*U*=29.5, *p*>0.05), ni en los días considerados como regulares (*U*=29.5, p>0.05) o malos (*t(12)= -0.74, p>0.05)* (Tabla 4). El total de las mujeres asociadas, y más de la mitad de las no asociadas (67%), manifestaron necesitar los implementos necesarios para mejorar el desarrollo de su actividad.

Peladoras

En menor proporción se encontraron mujeres dedicadas a esta actividad, pero lo realizaban de manera independiente, es decir, las mujeres dedicadas a esta labor no hacían parte de ninguna asociación. Todas percibieron su actividad como una ayuda económica que les permite llevar el sustento a sus hogares. En promedio les toma tres horas diarias realizar su actividad y lo hacen con una frecuencia de seis días a la semana (Tabla 3). En promedio, en un día bueno tienen ingresos de $30.000 COP, en un día regular $12.000 COP y en un día malo $3.000 (8,88 USD - 13 de febrero de 2020) (Tabla 4). Para la optimización de su trabajo manifestaron requerir una mejor infraestructura, debido a que este lo realizan en los patios de sus casas y no cuentan con los implementos necesarios.

with adequate infrastructure, while non-associated women (58%) mentioned the need for greater capital as a means to strengthen their work. For both associated (95%) and non-associated women (92%), the local market represents their main channel for the distribution and sales of fish and shellfish.

Fish processors

Fish processing was perceived by majority associated women (80%) and non-associated women (56%) as the transformation of fishery resources into products such as fish cakes, fish sausages, and *kamaboko*. When comparing the average hours dedicated to this activity (Table 2), no statistically significant differences were found between associated and non-associated women [t (12) = -1.21, p > 0.05]. Similarly, the Mann–Whitney U test showed no statistically significant differences in the number of days per week dedicated to the activity (Table 3) (U = 16, p > 0.05). Nonetheless, fish processing generally required more time than expected for the women involved.

When classifying women's income, the Mann–Whitney U test did not reveal statistically significant differences in earnings between associated and non-associated women on good days (U = 29.5, p > 0.05), on average days (U = 29.5, p > 0.05), or on bad days (t (12) = -0.74, p > 0.05) (Table 4). All the associated women, and more than half of the non-associated women (67%), indicated that need for appropriate tools and equipment to improve the development of their activity.

Shrimp peelers

A smaller proportion of women were found engaged in this activity, all of whom carried it out independently, that is, without belonging to any association. They all perceived their activity as an economic contribution that enables them to provide sustenance for their households. On average, the activity required three hours and performed six days per week (Table 3). On a good day, their average income is $30,000 COP; on a regular day, $12,000 COP; and on a bad day, $3,000 COP (Table 4). To optimize their work, the women expressed the need for improved infrastructure, as they currently carry out this activity in their backyards without the necessary tools and equipment.

Pescadoras

Las mujeres dedicadas a esta actividad lo hacen de manera independiente. Ellas catalogan su rol como una actividad tradicional, que ha sido su fuente de empleo y que les permite ayudar económicamente en sus hogares. Estas mujeres realizan su actividad en compañía de hombres, usando el chinchorro, con una inversión de tiempo de alrededor de ocho horas diarias (Tabla 2), y con una frecuencia de seis días por semana (Tabla 3).

En cuanto a los ingresos, en un día bueno puede llegar a ser de $93.333 COP, en uno regular $24.000 y en un día malo llegan a no ganar nada. Finalmente, una de las principales necesidades que tienen es la falta de equipos de pesca porque solo pueden salir a pescar cuando logran alquilarlos o alguien más puede prestárselos.

Fisherwoman

Women engaged in fishing also carried out this activity independently. They described their role as a traditional occupation, one that has been their source of employment and has provided essential economic support for their households. These women typically worked alongside men, using the *chinchorro* (seine net), investing approximately eight hours per day (Table 2) with a frequency of six days per week (Table 3).

Regarding income, on a good day they can earn up to $93,333 COP, on an average day around $24,000 COP, and on a bad day they may not earn anything at all. Finally, one of their main needs is access to fishing equipment, given that they are only able to fish when they secure rented gear or when it is borrowed from others.

Tabla 2. Horas dedicadas al desarrollo de cada uno de los roles realizados por mujeres en el sector pesquero en el golfo de Salamanca.

Table 2. Hours devoted to the development of each of the roles performed by women in the fishing sector in the Gulf of Salamanca.

Rol/Role	Descriptor/Descriptor	Mujeres asociadas/Associated women	Mujeres no asociadas/ Non-associated women
		Horas dedicadas a la actividad/ Hours dedicated to the activity	Horas dedicadas a la actividad/ Hours dedicated to the activity
Comercializadora de pescado/Fish marketer	*M*	4	8
	SD	1.66	4.03
Procesadora de pescado/Fish processor	*M*	4	6
	SD	1.14	2.81
Peladora de camarón/ Shrimp peeler	*M*	-	3
	SD	-	0.577
Pescadora/Fisherwoman	*M*	-	8
	SD	-	4

Tabla 3. Días dedicados al desarrollo de los roles realizados por mujeres en el sector pesquero en el golfo de Salamanca.

Table 3. Days devoted to the development of the roles played by women in the fishing sector in the Gulf of Salamanca.

Rol/Role	Descriptor/Descriptor	Mujeres asociadas/Associated women	Mujeres no asociadas/Non-associated women
		Días dedicados a la actividad/ Days dedicated to the activity	Días dedicados a la actividad/ Days dedicated to the activity
Comercializadora de pescado/ Fish marketer	*Mdn*	5	7
	IQR	3 – 6	4.7 – 7
Procesadora de pescado/Fish processor	*Mdn*	5	6
	IQR	4 – 6	5 – 7
Peladora de camarón/ Shrimp peeler	*Mdn*	-	6
	IQR	-	1
Pescadora/Fisherwoman	*Mdn*	-	6
	IQR	-	0.577

Tabla 4. Ingresos diarios (COP) de las mujeres a partir de los roles identificados en el sector pesquero en el golfo de Salamanca.

Table 4. Daily income (COP) of women based on identified roles in the fishing sector in the Gulf of Salamanca.

Rol/Role	Descriptor/ Descriptor	Mujeres asociadas/Associated women			Mujeres no asociadas/Non-associated women		
		Días laborales/ Working days			Días laborales/ Working days		
		Bueno/Good	Regular/Avarage	Malo/Bad	Bueno/Good	Regular/ Avarage	Malo Malo/ Bad
Comercializadora de pescado/ Fish marketer	*Mdn*	$ 65.000	$ 30.000	$ 5.000	$ 165.000	$ 50.000	$ 100.000
	IQR	$ 50.000	$ 27.500	$ 0	$ 100.000	$ 27.000	$ 0
Procesadora de pescado/Fish processor	*Mdn*	$ 60.000	$ 20.000	$ 0	$ 40.000	$ 20.000	$ 2.000
	IQR	$ 45.000	$ 18.000	$ 0	$ 15.000	$ 3.000	$ 0
Peladora de camarón/ Shrimp peeler	*M*	-	-	-	$ 30.000	$ 12.000	$ 3.000
	SD	-	-	-	$ 8.164	$ 6.849	$ 4.716
Pescadora/Fisherwoman	*M*	-	-	-	$ 93.333	$ 24.000	$ 0
	SD	-	-	-	$ 92.915	$ 24.248	$ 0

Importancia de las mujeres en el sector pesquero artesanal en el GdS

Las mujeres entrevistadas mencionaron la importancia de su trabajo a través de tres actividades principales: apoyo al pescador en las labores posteriores a la captura, apoyo en la economía de sus hogares y aporte organizacional (Figura 4).

Importance of women in the SSF sector in the GdS

The women interviewed highlighted the importance of their work through three main activities: supporting fishers in post-capture tasks, contributing to their household economy, and providing organizational support (Figure 4).

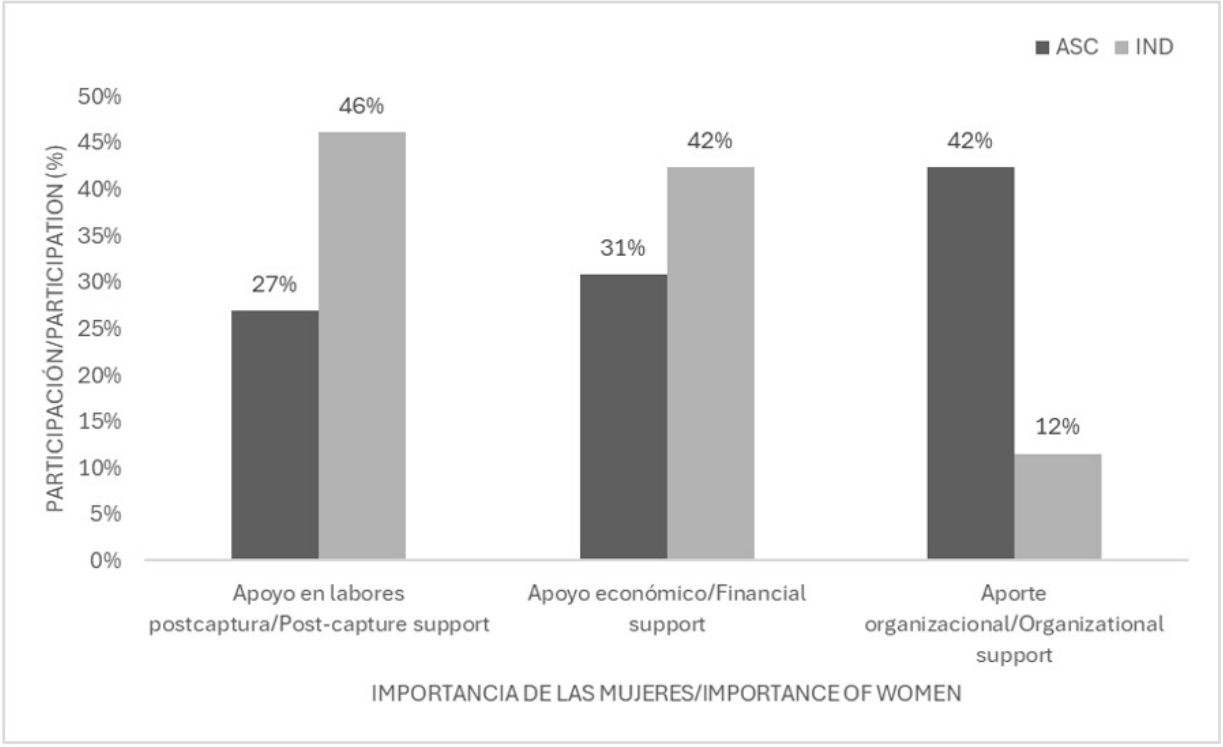


Figura 4. Importancia de las mujeres en el sector pesquero artesanal en el golfo de Salamanca (Mujeres asociadas, ASC; mujeres no asociadas, IND).

Figure 4. Importance of women in the artisanal fishing sector in the Gulf of Salamanca (Associated women, ASC; non-associated women, IND).

Problemáticas enfrentadas por las mujeres

Las mujeres no asociadas identificaron la falta de reconocimiento del trabajo pesquero como su principal problemática (62%) en el desarrollo de sus actividades, seguida de las pocas oportunidades para acceder a créditos (58%) y de la desigualdad en la toma de decisiones (50%).. Las mujeres asociadas manifestaron las pocas oportunidades para acceder a créditos (73%), y la falta de capacitaciones (62% como las principales problemáticas enfrentadas (Figura 5).

Challenges faced by women

Non-associated women identified the lack of recognition of their fisheries work, as the main challenges (62%) in carrying out their activities, followed by the limited opportunities to access credit (58%) and inequality in decision-making (50%). Associated women reported limited access to credit (73%) and lack of training opportunities (62%) as the main challenges they face (Figure 5).

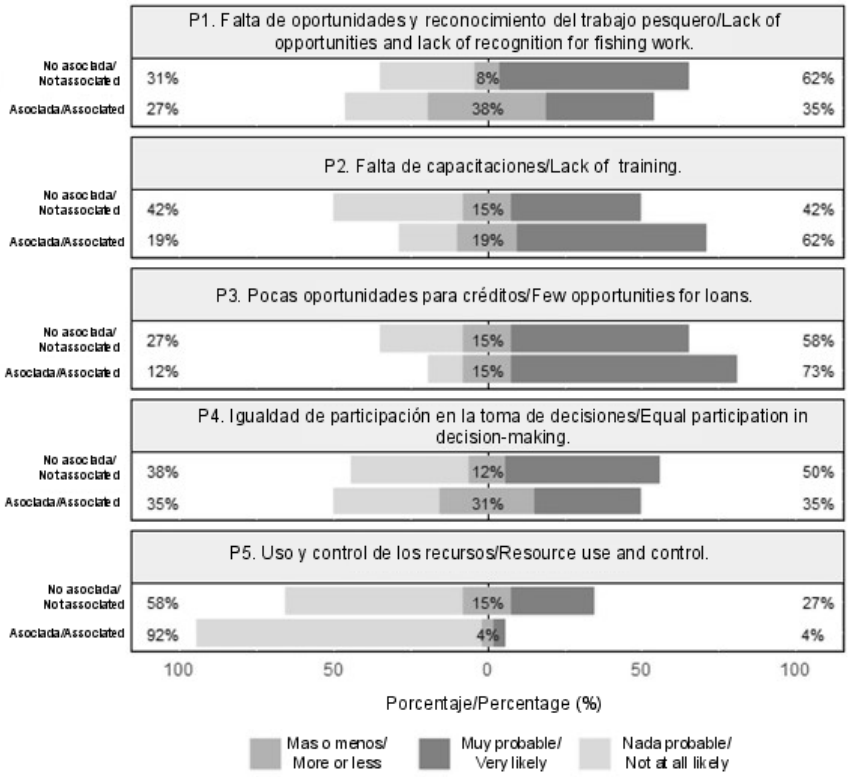


Figura 5. Problemáticas que enfrentan las mujeres en el sector pesquero artesanal en el golfo de Salamanca, teniendo en cuenta su condición de asociatividad.

Figure 5. Problems faced by women in the artisanal fishing sector in the Gulf of Salamanca, taking into account their associative status.

Vulneración de derechos humanos

En la Figura 6 se muestra que, para ambos grupos, las mujeres entrevistadas percibieron el derecho a la igualdad de género como el más vulnerado (57% y 61%), seguido del derecho a la participación (46% y 50%). Con la prueba de Barnard se encontraron diferencias significativas entre ambos grupos, en cuanto a la percepción del derecho al agua (*Wald's stadistic* = 1.94, *p* = 0.035), a la seguridad social (*Wald's stadistic* = 2.17, p= 0.01), y a la salud (*Wald's stadistic* =1.84, p = 0.04); siendo mayor la proporción de mujeres no asociadas que consideran que se les están vulnerando estos derechos.

Violation of human rights

Figure 6 shows that, both groups of women interviewed perceived the right to gender equality as the most violated (57% and 61%), followed by the right to participation (46% and 50%, respectively). Barnard's test revealed statistically significant differences between the two groups regarding the perception of the right to water (Wald's statistic = 1.94, p = 0.035), the right to social security (Wald's statistic = 2.17, p = 0.01), and the right to health (Wald's statistic = 1.84, p = 0.04); with a higher proportion of non-associated women considering that these rights are being violated.

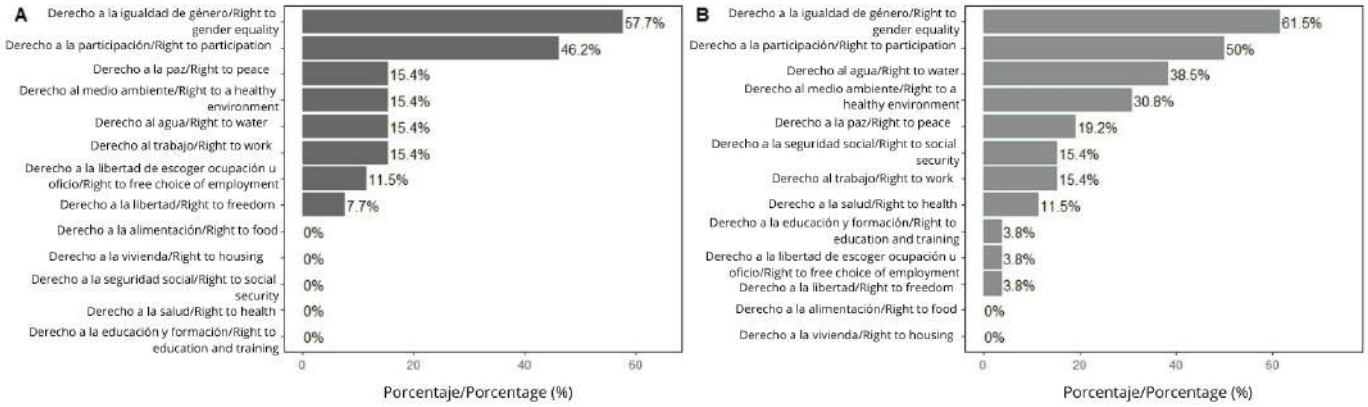


Figura 6. Percepción de la vulneración de los 13 derechos más relevantes por parte de las mujeres en el sector pesquero artesanal (Mujeres asociadas, A; mujeres no asociadas, B).

Figure 6. Perception of the violation of the 13 most relevant rights by women in the artisanal fishing sector (Associated women, A; non-associated women, B).

Soluciones propuestas por las mujeres para ayudar a mejorar sus medios de vida

La mayoría de las mujeres asociadas e independientes mencionaron la creación de un comité legalmente constituido como posible solución transversal a las problemáticas identificadas. Al mismo tiempo, propusieron contar con un capital base para lograr mantener sus actividades, y contar con una mayor participación en la toma de decisiones para evitar que sus derechos se sigan vulnerando.

DISCUSIÓN

La pesca es una actividad tradicionalmente dominada por hombres, esto se debe a prejuicios y tabúes que relegan a la mujer al trabajo doméstico y cuidados reproductivos (Espadas *et al*., 2018; Solano *et al*., 2021). Sin embargo, las mujeres tienen una participación diversa e importante dentro del sector pesquero artesanal, desarrollando múltiples actividades dentro de la cadena de valor (Grant, 2004; Samuel, 2007), tal como se evidencia en los resultados obtenidos en esta investigación: las mujeres del sector pesquero artesanal del golfo de Salamanca participan en la comercialización de pescados y mariscos, el procesamiento de productos pesqueros, y el pelado de camarón. Esto coincide con otros estudios (Pereira, 2002; Harper *et al*., 2013; Thorpe *et al*., 2014; Benítez y Nava, 2016; FAO, 2017b; Ameyaw *et al*., 2020; Solano *et al*., 2021) que muestran la importancia de las mujeres en toda la cadena de valor. Para el caso de las mujeres del GdS, las mujeres participan principalmente en la comercialización de pescados y mariscos en los mercados locales, lo que les permite

Proposed solutions by women to improve their livelihoods

The majority of both associated and independent women mentioned the creation of a legally established committee as a potential cross-cutting solution to the challenges identified. At the same time, they proposed having capital to sustain their activities and greater participation in decision-making processes in order to prevent further violations of their rights.

DISCUSSION

Fishing has traditionally been a male-dominated activity, due to prejudices and taboos that relegate women to domestic work and reproductive care (Espadas *et al*., 2018; Solano *et al*., 2021). However, women play a diverse and important role within the SSF sector, engaging in multiple activities across the value chain (Grant, 2004; Samuel, 2007). This is evidenced by the findings of this study: women in the SSF sector of the Gulf of Salamanca are involved in the commercialization of fish and shellfish, fish processing, and shrimp peeling. These results are consistent with other studies (Pereira, 2002; Harper *et al*., 2013; Thorpe *et al*., 2014; Benítez and Nava, 2016; FAO, 2017b; Ameyaw *et al*., 2020; Solano *et al*., 2021) that highlight the importance of women throughout the entire value chain.

In the case of women from the GdS, they participate primarily in the commercialization of fish and shellfish in local markets, which allows them to generate income and assign economic value to their labor. Nevertheless, they report low earnings from these activities (Table 4), particularly when compared with men's remuneration (Chuenpagdee *et al*., 2006; Samuel, 2007; Weeratunge *et al*.,

generar ingresos y otorgar valor económico a su labor. No obstante, ellas afirman obtener bajos ingresos a partir de sus actividades (Tabla 4), especialmente cuando estos son contrastados con la remuneración obtenida por los hombres (Chuenpagdee *et al*., 2006; Samuel, 2007; Weeratunge *et al*., 2010; Godoy *et al*., 2016; Thomas *et al*., 2018; Ameyaw *et al*., 2020; Harper *et al*., 2020; Siles *et al*., 2021).

A través de esta investigación también fue posible evidenciar las diferencias en términos de oportunidades, reconocimiento y acceso a recursos entre las mujeres que desempeñan estos roles dentro de una asociación y aquellas que no están asociadas. Estas últimas tienen una mayor limitación para acceder a sistemas de créditos formales, a servicios y beneficios provenientes de instituciones y de otros actores que brindan apoyo al desarrollo de sus actividades, como lo son las capacitaciones en diferentes áreas del sector pesquero artesanal, dejando en evidencia las desigualdades políticas y sociales que refuerzan las brechas de género en el sector. No obstante, hacer parte de una asociación de pescadores no les garantiza la disminución de estas barreras, debido a que en ambos casos persiste la falta de participación en la toma de decisiones, la falta de oportunidades y de reconocimiento de su trabajo. Esto refleja las desigualdades interseccionales en las que la brecha de género se combina inevitablemente con la clase social, el territorio y la pertenencia asociativa, que, a su vez, condiciona y limita las oportunidades y derechos de las mujeres (Harper *et al*., 2013; McConney *et al*., 2013; Thorpe *et al*., 2014; Béné et al., 2016, Godoy *et al*., 2016; Koralagama *et al*., 2017; Ameyaw *et al*., 2020; Ikeogu *et al*., 2020; Szymkowiak, 2020).

Por lo tanto, estas desigualdades no se derivan únicamente de si las mujeres hacen o no parte de una asociación, sino también de una estructura culturalmente patriarcal en la que se deja a la mujer en una posición de dependencia y subordinación, limitando así los espacios de poder, la toma de decisiones y el reconocimiento social (Segato, 2003, 2016; Weeratunge *et al*., 2010; Gustavsson y Riley, 2018). Sin embargo, la falta de datos desagregados por sexo también ha arraigado de manera histórica la invisibilidad que tienen las mujeres dentro del sector (Álvarez, 2021), limitando el desarrollo de las investigaciones pesqueras con enfoque de género. Por ello, resulta imprescindible la implementación de un sistema de información que contenga datos diferenciados para poder vigilar, controlar y monitorear a este sector y a sus actores asociados. De esta manera poder contribuir no solo a la mitigación

2010; Godoy *et al*., 2016; Thomas *et al*., 2018; Ameyaw *et al*., 2020; Harper *et al*., 2020; Siles *et al*., 2021).

This research also revealed differences in terms of opportunities, recognition, and access to resources between women who perform these roles within an association and those who are not associated. The latter face greater limitations in accessing formal credit systems, services, and benefits from institutions and other factors that support the development of their activities, such as training in different areas of the SSF sector. This evidence the political and social inequalities that reinforce gender gaps in the sector. However, membership in a fishers' association does not guarantee the reduction of these barriers, as in both cases there is still a lack of participation in decision-making, the scarcity of opportunities, and the lack of recognition of their work. This reflects intersectional inequalities, where the gender gap inevitably combines with social class, territory, and associational membership, which in turn shapes and limits women's opportunities and rights (Harper *et al*., 2013; McConney *et al*., 2013; Thorpe *et al*., 2014; Béné *et al*., 2016; Godoy *et al*., 2016; Koralagama *et al*., 2017; Ameyaw *et al*., 2020; Ikeogu *et al*., 2020; Szymkowiak, 2020).

Therefore, these inequalities are not derived solely from whether or not women belong to an association, but also from a culturally patriarchal structure that places women in a position of dependency and subordination, thereby limiting their access to spaces to power, decision-making, and social recognition (Segato, 2003; Weeratunge *et al*., 2010, 2016; Gustavsson and Riley, 2018). Furthermore, the lack of sex-disaggregated data has also historically reinforced the invisibility of women in the sector (Álvarez, 2021), constraining the development of fisheries research with a gender perspective. For this reason, the implementation of an information system that includes sex-disaggregated data is essential to enable monitoring, oversight, and evaluation of this sector and its associated actors. Such a system would contribute not only to poverty reduction and development policies, but also to a better understanding of how different forms of discrimination converge and infringe upon women's human rights in the exercise of their work within the SSF sector (Kleiber *et al*., 2015; Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural and FAO, 2015; Ram-Bidesi, 2015; Harper, 2019; Gopal, 2020).

On the other hand, when asked about possible solutions to overcome the difficulties they face, the women proposed access to capital and the creation of a women's committee. This aligns with

de la pobreza, y a las políticas de desarrollo, sino también entender de una mejor manera cómo las distintas formas de discriminación convergen, y transgreden los derechos humanos de las mujeres en el ejercicio de su labor dentro del sector pesquero artesanal (Kleiber *et al*., 2015; Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural y FAO, 2015; Ram-Bidesi, 2015; Harper, 2019, 2020; Gopal, 2020).

Por otra parte, se les preguntó a las mujeres acerca de las posibles soluciones para mejorar las dificultades a las que se enfrentan, ellas propusieron tener acceso a capital y la creación de un comité de mujeres. Esto concuerda con Ameyaw *et al*. (2020) quienes resaltan la importancia de tener en cuenta las soluciones propuestas por las mujeres que participan en este sector, para de esta manera poder mejorar sus medios de vida y optimizar su trabajo.

Junto con las problemáticas, las mujeres entrevistadas reconocieron la igualdad de género como principal derecho vulnerado, seguido del derecho a la participación dentro de este sector (Figura 6), lo que se soporta en autores como Weeratunge *et al*. (2010), Harper (2017) y Ameyaw *et al*. (2020) quienes señalan que las contribuciones de hombres y mujeres en la pesca no son reconocidas por igual, dado que tradicionalmente esta ha sido una actividad asociada únicamente a los hombres, lo que genera en las mujeres una posición de desventaja, así como un retraso en las reformas pesqueras y en los medios de vida más sostenibles y equitativos (Santos, 2015).

A partir de esto, es necesario no sólo integrar una perspectiva de género, sino también implementar un enfoque de derechos humanos que tenga en cuenta las necesidades, problemáticas e intereses de las mujeres para lograr una efectiva representación y participación en la elaboración de políticas, la toma de decisiones y la gobernanza pesquera (FAO, 2017a; Kleiber *et al*., 2017; Lawless *et al*., 2021; Building Blue Food Futures for People and the Planet, 2021; Gustavsson *et al*., 2021). A su vez, esto propiciará una gestión ambiental más eficiente y una mejor toma de decisiones (Michalena *et al*., 2020).

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio demuestran que las mujeres son parte activa en toda la cadena de valor de la pesca artesanal en el GdS, incluso cumplen un papel importante dentro de sus hogares ya que alternan su trabajo con los cuidados y el mantenimiento de sus

Ameyaw *et al*. (2020), who highlight the importance of considering the solutions proposed by women participating in this sector to improve their livelihoods and optimize their work.

Alongside the challenges identified, the women interviewed recognized gender equality as the most violated right, followed by the right to participation within this sector (Figure 6). This finding is consistent with other authors such as Weeratunge *et al*. (2010), Harper (2017), and Ameyaw *et al*. (2020) who argue that the contributions of men and women in fisheries are not equally recognized, since this activity has traditionally been associated exclusively with men. This dynamic places women at a disadvantage, delaying fisheries reforms and the advancement of more sustainable and equitable livelihoods (Santos, 2015).

Based on this, it is necessary not only to integrate a gender perspective, but also to implement a human rights-based approach that considers the needs, challenges, and interests of women, in order to achieve effective representation and participation in policy-making, decision-making, and fisheries governance (FAO, 2017a; Kleiber *et al*., 2017; Building Blue Food Futures for People and the Planet, 2021; Gustavsson *et al*., 2021; Lawless *et al*., 2021). Such an approach would also foster more effective environmental management and improved decision-making (Michalena *et al*., 2020).

CONCLUSIONS

The results of this study demonstrate that women are active participants throughout the SSF value chain in the GdS. They also play an important role within their households, as they combine their work with caregiving and family maintenance. However, their work remains undervalued and invisible, reflected in the absence of sex-disaggregated statistics and their limited representation in decision-making processes. This invisibility perpetuates gender inequality by restricting their access to resources, training, and economic opportunities, thereby violating their rights to equality and participation.

Both associated and non-associated women face significant economic challenges due to the precariousness of their income and the lack of infrastructure and capital needed to improve their activities. These economic difficulties also translate into greater social vulnerability, particularly manifested in limited access to services such as social security and healthcare, particularly among

familias. Sin embargo, su trabajo es subvalorado e invisibilizado, lo que se refleja en la falta de estadísticas desagregadas por sexo y la escasa representación en la toma de decisiones. Esta invisibilidad perpetúa la desigualdad de género, limitando su acceso a recursos, formación y oportunidades económicas, lo que vulnera sus derechos a la igualdad y participación.

Las mujeres, tanto asociadas como no asociadas, enfrentan desafíos económicos significativos debido a la precariedad de sus ingresos y la falta de infraestructura y capital para mejorar sus actividades. Estas dificultades económicas también se traducen en una mayor vulnerabilidad social, manifestada en el acceso limitado a servicios como la seguridad social y la salud, especialmente para las mujeres no asociadas. La falta de apoyo financiero y de recursos acentúa la desigualdad y dificulta la mejora de sus medios de vida. Para abordar estas problemáticas identificadas, es crucial promover la creación de comités de mujeres, mejorar el acceso a capital y recursos y asegurar la participación de las mujeres en la gobernanza pesquera.

Con base en estos hallazgos del sector pesquero del golfo de Salamanca, la presente investigación pone en evidencia la necesidad de implementar acciones y políticas que incorporen de manera transversal la perspectiva de género y la defensa de los derechos humanos. Esto no solo contribuiría a la equidad de género, sino que también aportaría a la sostenibilidad y eficiencia en la gestión del sector pesquero artesanal, además de visibilizar y cuantificar con mayor precisión el trabajo y los aportes de las mujeres al sector.

Por otra parte, a pesar de las dificultades enfrentadas en el diseño de muestreo de la población de mujeres, esta investigación ofrece una metodología fácil, rápida e integral que puede ser replicada en cualquier comunidad de pescadores en el país o en países con condiciones similares (países en desarrollo), con el fin de identificar y visibilizar los roles invisibilizados de las mujeres dentro del sector pesquero artesanal.

Acuña, V. (2015). La codificación en el método de investigación de la grounded

non-associated women. The lack of financial and resources support further accentuates inequality and hinders the improvement of their livelihoods. To address these challenges, it is crucial to promote the creation of women's committees, enhance access to capital and resources, and ensure women's participation in fisheries governance.

Based on these findings from the fishing sector of the Gulf of Salamanca, this research highlights the need to implement actions and policies that mainstream a gender perspective and the protection of human rights. This would not only contribute to gender equity but also enhance sustainability and efficiency in the management of the artisanal fishing sector, while making women's work and contributions to the sector more visible and accurately quantified.

Finally, despite the challenges encountered in designing the sampling of the women's population, this study provides a simple, rapid, and comprehensive methodology that can be replicated in fishing communities across Colombia and in other countries with similar conditions (developing countries), in order to identify and make visible the often-overlooked roles of women within the SSF sector.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Acuña, V. (2015) 'La codificación en el método de investigación de la grounded theory o teoría fundamentada', *Innovaciones Educativas*, 17(22), pp. 77–84.

Álvarez, M. (2021) 'Breve aproximación a las barreras de género en la pesca artesanal en Chile', *Tekoporá. Revista Latinoamericana de Humanidades Ambientales y Estudios Territoriales*, 3(2), pp. 111–125. doi:https://doi.org/10.36225/tekopora.v3i2.138

Ameyaw, A., Breckwoldt, A., Reuter, H. y Aheto, D. (2020) 'From fish to cash: Analyzing the role of women in fisheries in the western region of Ghana', *Marine Policy*, 113, 103790. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103790

Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP) (2013) *Análisis del censo pesquero de la actividad pesquera industrial y artesanal continental y marina de Colombia*. Disponible en: http://sepec.aunap.gov.co/Archivos/CENSO%20PESQUERO%20CONSOLIDADO%20(Convenio%20005).pdf

Béné, C., Arthur, R., Norbury, H., Allison, E.H., Beveridge, M.C.M., Bush, S. y Thilsted, S.H. (2016) □Contribution of fisheries and aquaculture to food security and poverty reduction: assessing the current evidence□, *World Development*, 79, pp. 177–196. doi:https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.11.007

Benítez, J. y Nava, A. (2016) *Contribución de la pesca artesanal a la seguridad alimentaria, el empleo rural y el ingreso familiar en países de América del Sur*. Roma: FAO. Disponible en: https://www.fao.org/3/b-i5768s.pdf

Bennett, E. (2005) 'Gender, fisheries and development', *Marine Policy*, 29, pp. 451–459. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpol.2004.07.003

Bennett, N., Blythe, J., White, C. y Campero, C. (2020) *Blue growth and blue justice*. Working Paper No. 2020–02. University of British Columbia. doi:http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.36121.03686/1

Blue Food Assessment (2021) *Building blue food futures for people and the planet: The report of the Blue Food Assessment*. doi:https://doi.org/10.25740/rd224xj7484

Chuenpagdee, R., Liguori, L., Palomares, M.L.D. y Pauly, D. (2006) *Bottom-up, global estimates of small-scale marine fisheries catches. Fisheries Centre Research Reports*, 14(8). doi:https://dx.doi.org/10.14288/1.0074761

Espadas, M., Molina, D., Gurri, F., Pérez, J. y Vázquez, V. (2018) □Fishing activities by gender and reproductive stage in Isla Arena, Campeche, Mexico□, *Marine Policy*, 89, pp. 4–39. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.011

FAO (2015a) *Directrices voluntarias para lograr la sostenibilidad de la pesca en pequeña escala en el contexto de la seguridad alimentaria y la erradicación de la pobreza*. Roma: FAO. Disponible en: http://www.fao.org/3/i4356es/i4356es.pdf

FAO (2015b) *The role of women in the seafood industry*. Roma: FAO. Disponible en: https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/644f9fb2-e0d9-461c-a237-91a5ee548c61/content

FAO (2016) *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016: Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos*. Roma: FAO. Disponible en: http://www.fao.org/3/a-i5555s.pdf

FAO (2017a) *Towards gender-equitable small-scale fisheries governance and development*. Roma: FAO. Disponible en: http://www.fao.org/3/a-i7419e.pdf

FAO (2017b) *Atlas de las mujeres rurales de América Latina y el Caribe: al tiempo de la vida y los hechos*. Roma: FAO. Disponible en: http://www.fao.org/3/i7916s/i7916s.pdf

FAO (2020) *The state of world fisheries and aquaculture*. Roma: FAO. Disponible en: http://www.fao.org/3/ca9229en/ca9229en.pdf

FAO (2024) *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2024: La transformación azul en acción*. Roma: FAO. doi:https://doi.org/10.4060/cd0683es

Frangoudes, K. (2013) *Las mujeres en la pesca: una perspectiva europea*. Dirección General de Políticas Interiores, Departamento Temático B: Políticas Estructurales y de Cohesión. Parlamento Europeo. Disponible en: https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/note/join/2013/513965/IPOL-JOIN_NT(2013)513965_ES.pdf

Frangoudes, K. y Gerrard, S. (2018) 'Gendering change in small-scale fisheries and fishing communities in a globalized world', *Maritime Studies*, 17, pp. 117–124. doi:https://doi.org/10.1007/s40152-018-0113-9

Frangoudes, K., Carroll, M., Holmyard, N., Marciniak, B., Moco, C., Pascual, F., Marugán, B., Rønn, C. y Cornelie, C. (2008) *El papel de las mujeres en el desarrollo sostenible de las zonas de pesca europeas*. Dirección General de Políticas Interiores, Departamento Temático B: Políticas Estructurales y de Cohesión. Parlamento Europeo. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/282327306

Freitas, C.T., Espírito-Santo, H.M., Campos-Silva, J.V., Peres, C.A. y Lopes, P.F. (2020) □Resource co-management as a step towards gender equity in fisheries□, *Ecological Economics*, 176, 106709. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106709

García, C., Duarte, L. y Ramírez, G. (2013) *Fisiografía y oceanografía del golfo de Salamanca (mar Caribe colombiano)*. Red de Estudios del Mundo Marino (REMAR).

Godoy, C., Mojica, H., Ríos, V. y Mendoza, D. (2016) *El rol de la mujer en la pesca y la acuicultura en Chile, Colombia, Paraguay y Perú: integración, sistematización y análisis de estudios nacionales (informe final)*. Roma: FAO.

Göncüoğlu, H. y Ünal, V. (2011) 'Fisherwomen in the Turkish fishery, southern Aegean Sea', Journal of Applied Ichthyology, 27, pp. 1013–1018. doi:https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01721.x

González, J., Rivera, R. y Manjarrés-Martínez, L. (2015) Aspectos socioeconómicos de la pesca artesanal marina y continental en Colombia. Bogotá: Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), 24 pp.

Gopal, N. (2020) Women, fisheries and empowerment. Disponible en: https://drs.cift.res.in/server/api/core/bitstreams/ac151971-2a2a-497a-a650-de93605348d2/content

Grant, S. (2004) 'Caribbean women in fishing economies', Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 55, pp. 68–77. Disponible en: https://proceedings.gcfi.org/wp-content/uploads/2015/01/gcfi_55-7.pdf

Gustavsson, M. y Riley, M. (2018) 'Women, capitals and fishing lives: exploring gendered dynamics in the Llŷn Peninsula small-scale fishery (Wales, UK)', Maritime Studies, 17(2), pp. 223–231. doi:https://doi.org/10.1007/s40152-018-0102-z

Gustavsson, M., Frangoudes, K., Lindström, L., Álvarez, M. y de la Torre Castro, M. (2021) 'Gender and blue justice in small-scale fisheries governance', Marine Policy, 133, 104743. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104743

Harper, S. (2019) The contributions by women to fisheries economies worldwide. Tesis doctoral, University of British Columbia.

Harper, S., Zeller, D., Hauzer, M., Pauly, D. y Sumaila, U. (2013) 'Women and fisheries: contribution to food security and local economies', Marine Policy, 39, pp. 56–63. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.10.018

Harper, S., Grubb, C., Stiles, M. y Sumaila, U. (2017) 'Contributions by women to fisheries economies: insights from five maritime countries', Coastal Management, 45(2), pp. 91–106. doi:https://doi.org/10.1080/08920753.2017.1278143

Harper, S., Adshade, M., Lam, V., Pauly, D. y Sumaila, U. (2020) 'Valuing invisible catches: estimating the global contribution by women to small-scale marine capture fisheries production', PLOS ONE, 15(3), e0228912. doi:https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228912

Newing, H. (2011) Conducting research in conversation: A social science perspective. Abingdon, Oxon: Routledge. doi:https://doi.org/10.4324/9780203846452

Ikeogu, C., Ogbonnaya, H., Okpala-Ezennia, K. y Obuakor, G. (2020) 'Challenges of women involved in fishing activities (a case study of Otuocha, Anambra State, Nigeria): a SWOT analysis', Global Journal of Fisheries Science, 2(1), pp. 8–13. doi:https://doi.org/10.31248/GJFS2019.014

Kleiber, D., Harris, L. y Vincent, A. (2015) 'Gender and small-scale fisheries: a case for counting women and beyond', Fish and Fisheries, 16(4), pp. 547–562. doi:https://doi.org/10.1111/faf.12075

Kleiber, D., Frangoudes, K., Snyder, H., Choudhury, A., Cole, S., Soejima, K., Pita, C., Lavoie, A., McDougall, C., Petrics, H. y Porter, M. (2017) 'Promoting gender equity and equality through the small-scale fisheries guidelines: experiences from multiple case studies', en Jentoft, S., Chuenpagdee, R., Barragán-Paladines, M. y Franz, N. (eds.) The small-scale fisheries guidelines. Cham: Springer, pp. 737–759. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-319-55074-9_35

Koralagama, D., Gupta, J. y Pouw, N. (2017) 'Inclusive development from a gender perspective in small-scale fisheries', Current Opinion in Environmental Sustainability, 24, pp. 1–6. doi:https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.09.002

Lawless, S., Cohen, P., Mangubhai, S., Kleiber, D. y Morrison, T. (2021) 'Gender equality is diluted in commitments made to small-scale fisheries', World Development, 140, 105348. doi:https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105348

McConney, P., Nicholls, V. y Simmons, B. (2013) 'Women in a fish market in Barbados', Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 65, pp. 26–30. Disponible en: https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/36246/GCFI_65-5.pdf

Michalena, E., Straza, T., Singh, P., Morris, C. y Hills, J. (2020) 'Promoting sustainable and inclusive oceans management in Pacific islands through women and science', Marine Pollution Bulletin, 150, 110711. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110711

Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (MinAgricultura) y Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2015) Política integral para el desarrollo de la pesca sostenible en Colombia. Bogotá: MinAgricultura–FAO. Disponible en: https://www.minagricultura.gov.co/ministerio/direcciones/Documents/Politica_Integral_de_Pesca_MADR_FAO_julio_de_2015.pdf

Monfort, M. (2015) The role of women in the seafood industry. Globefish Research Programme, p.119. Roma: FAO. Disponible en: https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/644f9fb2-e0d9-461c-a237-91a5ee548c61/content

Moreno, L. (2018) 'La pesca y los pescadores artesanales en Colombia', PEGADA – Revista da Geografia do Trabalho, 19(2). doi:https://doi.org/10.33026/peg.v19i2.5514

Perea, A. y Flores, F. (2016) 'Participación de las mujeres en la pesca: nuevos roles de género, ingresos económicos y doble jornada', Sociedad y Ambiente, 1(9), pp. 121–141. Disponible en: https://www.redalyc.org/pdf/4557/455745080006.pdf

Pereira, G. (2002) 'Women in fisheries in Latin America', en Williams, M., Chao, N., Choo, P., Matics, K., Nandeesha, M., Shariff, M. y Wong, J. (eds.) Global Symposium on Women in Fisheries: Sixth Asian Fisheries Forum, 29 November 2001, Kaohsiung, Taiwan. Penang: WorldFish, pp. 1663–1672.

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) (2015) Folleto sobre los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Disponible en: https://www.undp.org/es/publicaciones/folleto-sobre-los-objetivos-de-desarrollo-sostenible

Ram-Bidesi, V. (2015) 'Recognizing the role of women in supporting marine stewardship in the Pacific Islands', Marine Policy, 59, pp. 1–8. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.04.020

Rueda, M., Rodríguez, A. y Escobar, F. (eds.) (2019) Levantamiento de información ambiental como insumo para la construcción de un modelo de manejo, conservación y uso sostenible en el golfo de Salamanca, departamento del Magdalena. Convenio de Cooperación No. 6004081 de 2018 CI-INVEMAR. Informe técnico y financiero final.

Salazar, R., Munguía, M., Fuentes, A., Fontecilla, A., Soares, D. y Méndez, G. (2010) Aportes de las experiencias comunitarias a las estrategias de adaptación al cambio climático en México desde una perspectiva de género. Red de Género y Medio Ambiente, 162 pp.

Salmi, P. y Sonck-Rautio, K. (2018) 'Invisible work, ignored knowledge? Changing gender roles, division of labor, and household strategies in Finnish small-scale fisheries', Maritime Studies, 17(2), pp. 213–221. doi:https://doi.org/10.1007/s40152-018-0104-x

Samuel, L. (2007) 'Women, work and fishing: an examination of the lives of fisherwomen in Kerala', South Asia Research, 27(2), pp. 205–227. doi:https://doi.org/10.1177/026272800702700205

Sánchez, C. y Puentes, V. (2024) 'La pesca en pequeña escala de Colombia: un enfoque de género al desarrollo sostenible', Ciencia Pesquera, 32(número especial), pp. 15–31. doi:https://doi.org/10.64106/cienciapesquera.v32iEspecial.6

Santos, A. (2015) 'Fisheries as a way of life: gendered livelihoods, identities and perspectives of artisanal fisheries in eastern Brazil', Marine Policy, 62, pp. 279–288. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.09.007

Segato, R. (2003) Las estructuras elementales de la violencia: ensayos sobre género entre la antropología, el psicoanálisis y los derechos humanos. Bernal, Argentina: Universidad Nacional de Quilmes.

Segato, R. (2016) La guerra contra las mujeres. Madrid: Traficantes de Sueños.

Siles, J., Prebble, M., Wen, J., Hart, C. y Schuttenberg, H. (2021) Un mar de oportunidades: avance de las dimensiones de género en la pesca. Gland: UICN. Disponible en: https://portals.iucn.org/library/node/49504

Solano, N., López, I., Fernández, F. y Torre, J. (2021) 'Unveiling women's roles and inclusion in Mexican small-scale fisheries (SSF)', Frontiers in Marine

Science, 7, 617965. doi:https://doi.org/10.3389/fmars.2020.617965

Szymkowiak, M. (2020). Genderizing fisheries: Assessing over thirty years of women's participation in Alaska fisheries. *Marine Policy*, *115*, 103846. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103846

Thomas, A., Mangubhai, S., Fox, M., Meo, I., Miller, K. and Veitayaki, J. (2018). Quantifying and valuing the critical role women play in Fiji's inshore fisheries sector. *Women in Fisheries Information Bulleti*n, (27), pp.15-16. https://www.spc.int/DigitalLibrary/Doc/FAME/InfoBull/WIF/28/WIF28_15_Thomas.pdf

Thorpe, A., Pouw, N., Baio, A., Sandi, R., Ndomahina, E. y Lebbie, T. (2014). Fishing Na Everybody Business: trabajo de mujeres y relaciones de género en las pesquerías de Sierra Leona. *Economía Feminista*, *20* (3), 53-77. https://doi.org/10.1080/13545701.2014.895403

Tilley, A., Burgos, A., Duarte, A., dos Reis Lopes, J., Eriksson, H. and Mills, D. (2020). Contribution of women's fisheries substantial, but overlooked, in Timor-Leste. *Ambio*, *50*, pp.113–124. https://doi.org/10.1007/s13280-020-01335-7

Torres, J. (2010). *Aspectos bioeconómicos de la pesca marina artesanal en el norte del departamento del Magdalena entre marzo y octubre de 2009, Caribe colombiano.* (Tesis Biol. Mar., Univ de pregrado, Bogotá: Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 135 p).

Waqairatu, S., Meo, S., Waqainabete, S. and Kennedy, B. (2019). Fijian women's involvement in coastal fisheries: A socioeconomic study of fisherwomen from Matuku, Moala and Totoya islands (Lau Seascape). *Women in Fisheries Information Bulletin,* (9), 4-9. https://coastfish.spc.int/en/publications/bulletins/women-in-fisheries

Weeratunge, N., Snyder, K. and Choo, P. (2010). Gleaner, fisher, trader, processor: understanding gendered employment in fisheries and aquaculture. *Fish and fisheries, 11*, 405-420. https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00368.x

World Bank. (2008). *Small-scale capture fisheries: a global overview with emphasis on developing countries (English).* PROFISH series, World Bank. http://documents.worldbank.org/curated/en/878431468326711572/Small-scale-capture-fisheries-a-global-overview-with-emphasis-on-developing-countries

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia
CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

ARTÍCULO / ARTICLE

Dinámica de la Contaminación por microplásticos en un Área Marina Protegida del Caribe colombiano: caracterización espacial, estacional y de polímeros

Microplastic pollution dynamics in a Colombian Caribbean Marine Protected Area: Spatial, seasonal, and polymer characterizationMaría Isabel Críales Hernández

0000-0001-5608-8943
Rafael Cabanzo Hernández[2]
0000-0002-6907-2120
Jáder Guerrero-Bermúdez[2]
0000-0002-5865-8118
jader.guerrero@gmail.com
Jenny Alejandra Ruiz-Jiménez[3]
0000-0001-9700-3774
alejandra.rjj@gmail.com
Querubin Rodriguez Pinilla[4]
0009-0007-8429-6476
querubin.rodriguez@parquesnacionales.gov.co

1. Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá, Facultad de Ciencias - Correo: micrialesh@unal.edu.co*
2. Universidad Industrial de Santander, Facultad de Ciencias. Bucaramanga, Santander. Correo: rcabanzo@uis.edu.co
3. Universidad Industrial de Santander, Facultad de Ciencias, Escuela de Biología, Bucaramanga, Santander.
4. Parques Nacionales Naturales de Colombia
5. *Autor de correspondencia

Recibido / Received: 07/05/2025
Aceptado / Accepted: 16/10/2025

Citación / Citation: Criales, M.I. 2026 Dinámica de la Contaminación por Microplásticos en un Área Marina Protegida del Caribe Colombiano: Caracterización Espacial, Estacional y de Polímeros. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 154-175

RESUMEN

La contaminación por microplásticos (MPs) es un problema ambiental globalmente reconocido, especialmente en ecosistemas marinos. Sin embargo, los patrones de contaminación por MPs en el mar Caribe y en las Áreas Marinas Protegidas (AMP) siguen estando pobremente documentados. El objetivo de este estudio fue analizar la abundancia, distribución, profundidad, estacionalidad y fuentes potenciales de microplásticos en el AMP del Archipiélago del Rosario y San Bernardo, en el Caribe colombiano. El muestreo se realizó en estaciones costeras y oceánicas utilizando redes Manta y Mini-bongo para recolectar microplásticos en aguas superficiales y subsuperficiales durante temporadas contrastantes en 2022. Los resultados mostraron las mayores abundancias durante la temporada de lluvias debido a la influencia del río Magdalena en el área, mientras que durante la temporada seca los MPs se asociaron con el giro ciclónico Panamá–Colombia. Las aguas subsuperficiales contuvieron MPs de menor tamaño que las superficiales, incrementando el riesgo de ingestión por parte de organismos marinos. Los MPs se compusieron principalmente de fibras y fragmentos identificados como mezclas poliéster-algodón, PET y polipropileno. Estos hallazgos subrayan el papel de los factores oceanográficos regionales y antropogénicos en la distribución de los microplásticos, y destacan la necesidad de monitoreo sistemático y de políticas regionales para las AMP del sur del Caribe.

Palabras clave: ATR-FTIR, mar Caribe, Parque Nacional Natural, identificación de polímeros, monitoreo de contaminación.

ABSTRACT

Microplastic pollution is a well-recognized global environmental issue, particularly in marine ecosystems. However, microplastic (MPs) pollution patterns in the Caribbean Sea and Marine Protected Areas (MPAs) are poorly studied. The aim of the study was to analyze the abundance, distribution, depth, seasonality, and potential sources of microplastics in the Rosario and San Bernardo Archipelago MPA, located in the Colombian Caribbean. Sampling was conducted at coastal and oceanic stations using Manta and Mini-bongo nets to collect microplastics in surface and subsurface waters during contrasting seasons in 2022. Results showed the highest abundances during the rainy season due to the influence of the Magdalena River in the area, while microplastics during the dry season were associated with the Panama-Colombia Gyre. Subsurface waters contained smaller microplastics than surface water, these results increasing the risk of ingestion by marine organisms. The occurrence of microplastics were mostly fibers and fragments identified as polyester-cotton, PET, polypropylene. These findings underscore the role of regional oceanographic and anthropogenic factors in microplastic distribution, highlighting the urgent need for systematic monitoring and development of regional policies for MPAs in the southern Caribbean.

Keywords: ATR-FTIR, Caribbean Sea, National Natural Park, polymer identification, pollution monitoring

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1371

INTRODUCCIÓN

El nivel de microplásticos (MPs,et al., 2022). Se ha informado ampliamente de su presencia en diversas zonas del océano mundial que incluyen aguas costeras a diferentes profundidades, sedimentos, arena y biota (Thompson et al., 2024). Globalmente, la presencia de estos contaminantes constituye un riesgo ecológico que impacta en los organismos marinos, ya que coexisten en el mismo medio y podrían confundir los plásticos con alimentos (Miller et al., 2023). Los microplásticos, debido a su naturaleza, juegan un papel muy importante como vectores de una gran variedad de sustancias químicas de toxicidad conocida que se adhieren a sus superficies (Acosta-Coley et al., 2019; Andrady, 2011; Koelmans et al., 2016). Tras su introducción en los ecosistemas, se bioacumulan a través de su ingestión por diferentes organismos de la cadena alimentaria, constituyendo una amenaza para toda la biota (Miller et al.,2023; Vital et al., 2021).

Pese al aumento de la atención científica, el conocimiento sobre abundancia y distribución de MPs en Áreas Marinas Protegidas (AMP) continúa siendo limitado (Béraud *et al.,* 2022), aun cuando múltiples especies son potencialmente vulnerables a esta contaminación (Deakin *et al*., 2024). El Archipiélago del Rosario y San Bernardo (ARSB) comprende tres áreas protegidas: Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), Santuario de Fauna y Flora El Corchal "El Mono Hernández" y Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCPR), ubicado en el suroccidente del Caribe. Este complejo presenta un riesgo elevado de degradación de arrecifes por la exposición crónica a flujos continentales del río Magdalena, principal aportante de cargas terrígenas al Caribe (Restrepo et al., 2016), situación que puede correlacionarse con mayores aportes de residuos plásticos (Tosic *et al*., 2019). A ello se suman presiones antrópicas como saneamiento básico precario, planeación urbana deficiente y una extensa red de aguas navegables (Acosta-Coley *et al*., 2019; Garcés-Ordóñez *et al*., 2021; La Daana *et al*., 2022). Es necesario incrementar la inversión en investigación sobre esta temática, considerando la cuantificación de microplásticos, sus impactos y su relación con la dinámica oceanográfica del mar Caribe. Asimismo, resulta prioritario el diseño, la implementación y el cumplimiento de marcos normativos que minimicen la acumulación de estos materiales, junto con el impulso de la bioeconomía y el desarrollo de propuestas sostenibles orientadas a reducir la contaminación plástica en el área marina protegida (AMP).

INTRODUCTION

The level of microplastics (MPs,<5 mm) in our oceans is set to grow 50-fold by the end of the century raising the risk of widespread extinction of marine life in the most polluted areas (Tekman *et al*., 2022). . Microplastics, due to their nature, play a very important role as vectors for a wide variety of chemicals of known toxicity that adhere to their surfaces (Andrady, 2011; Koelmans et al., 2016; Acosta-Coley et al., 2019). After their introduction into ecosystems, they bioaccumulate through their ingestion by different organisms in the food chain, constituting a threat to all biota (Vital et al., 2021; Miller et al., 2023).

Although awareness of plastic debris into marine life is increasing, knowledge of the abundance and size distribution of plastic debris in Marine Protected Areas (MPA) is still very low (Béraud *et al*., 2022). Those areas do not escape from the pollution problem, and many species are already considered vulnerable to plastic contamination (Deakin *et al*., 2024). The Rosario and San Bernardo Archipelagos are an important Marine Protected Area in the southwestern Caribbean, comprising three protected areas: 1) Corales del Rosario y San Bernardo National Natural Park, 2) El Corchal "El Mono Hernández" Fauna and Flora Sanctuary, and 3) Corales de Profundidad National Natural Park. That MPA exhibits a higher risk of degradation of coral reefs due to its level of exposure (concentration and duration) to continental fluxes from the Magdalena River, main contributor of terrestrial fluxes into the Caribbean Sea (Restrepo *et al*., 2016). These activities may be significantly correlated with the increased presence of plastic debris of any size on the coasts, estuaries, and bays (Tosic *et al*., 2019). There is therefore concern over the potential additional threats that plastic pollution may pose to Rosario and San Bernardo Archipelago species through physical harm, life cycle alterations and as a vector for pathogens, invasive species and chemicals.

The precarious basic sanitation structure, urban planning, waste management, combined with the extensive network of navigable waters, are aggravating factors for the increase in plastic pollution in the region (Acosta-Coley *et al*., 2019; Garcés-Ordóñez *et al*., 2021; La Daana *et al*., 2022). It is necessary to increase research investment on the topic, considering microplastics quantification, impacts and the relationship with the oceanographic dynamics of the Caribbean Sea. The creation and enforcement of laws that minimize the accumulation of these materials is emerging, besides the development of the bioeconomy and sustainable proposals to

A pesar del creciente aumento en la producción de plásticos y su liberación al ambiente, los investigadores han enfrentado dificultades para detectar el incremento esperado de microplásticos de pequeño tamaño (< 1 mm) en la superficie marina y en las aguas subsuperficiales. Diversos tipos de polímeros plásticos presentan densidades superiores a la del agua de mar, lo que, en principio, favorecería su hundimiento. Incluso los polímeros más abundantes, como el polietileno (PE), el polipropileno (PP) y ciertas formas de poliestireno (PS), que poseen densidades menores que la del agua de mar, pueden hundirse cuando son contaminados por bioincrustación, debido al aumento de su densidad, o cuando son incorporados en pellets fecales tras su ingestión, así como en la nieve marina. No obstante, varios factores involucrados en estos procesos aún no están completamente comprendidos, y la cantidad de microplásticos exportados desde las aguas superficiales hacia las aguas subsuperficiales mediante procesos de hundimiento continúa siendo incierta (Abayomi *et al*., 2017; Erni-Cassola *et al*., 2019).

Durante el proceso de muestreo suele recolectarse un gran número de particulas de desechos plásticos. Dado el elevado volumen de datos, es necesario reducir el número de espectros finales que se comparan con los espectros de polímeros prístinos, mediante la aplicación de modelos de agrupamiento (clustering). Estos enfoques estadísticos son fundamentales para reducir la dimensionalidad, disminuir la complejidad computacional, eliminar información redundante y mejorar la interpretabilidad de los datos. Entre ellos, el método k-means es ampliamente utilizado debido a su simplicidad y convergencia garantizada (Zhou, 2021). Cuando se aplica en combinación con espectros ATR-FTIR expresados en el espacio de componentes principales (ACP), este método elimina eficazmente la redundancia y genera esquemas de agrupamiento ajustados a índices de desempeño. No obstante, considerando los conjuntos de datos masivos generados en el monitoreo de microplásticos en ambientes marinos, se han desarrollado enfoques más avanzados basados en redes neuronales con el fin de mejorar aún más la precisión del agrupamiento y el rendimiento computacional (Phan y Luscombe, 2023).

El conocimiento actual sobre la amenaza que representa la contaminación por microplásticos en el agua de mar para la fauna de los archipiélagos del Rosario y San Bernardo se basa en un muestreo de campo limitado, derivado de estudios realizados a lo largo de la costa Caribe. Los objetivos de este estudio fueron minimize plastic pollution in the MPA.

Previous data collected in 2020 along the Caribbean coast using plankton nets (60 and 500 µm mesh size) towed at the sea surface, revealed microplastics present in high quantities in the area, mainly close to the larger population centers like Cartagena, which have the highest production of wastewater and solid waste (Garces-Ordoñez *et al*., 2021). Around Cartagena there is a high industrial development, including the production of plastics, and part of its coast is influenced by the discharge of continental waters through the Canal del Dique, an artificial arm of the Magdalena River, which emits an estimated load of 16,700 tons of plastics per year into the Caribbean Sea (Lebreton *et al*., 2017). This localised hotspot of sea surface microplastics can be one of the main sources of plastic pollution to the MPA.

Despite growing plastic production and discharge into the environment, researchers have faced difficulties in detecting the expected rise of small microplastics (<1 mm) on marine surfaces and within the subsurface waters. Various types of plastic polymers have densities higher than seawater, which should logically lead to sinking. Even the most abundant polymers, such as polyethylene (PE), polypropylene (PP), and certain forms of polystyrene (PS), which are less dense than seawater, may sink when contaminated by biofouling due to increased density, or when incorporated into fecal pellets after ingestion and into marine snow. However, several factors in these processes remain uncertain, and the amount of microplastics exported from surface waters to subsurface wates through sinking is still unclear (Abayomi *et al*., 2017; Erni-Cassola *et al*., 2019).

A large number of plastic debris items are usually collected during the sampling process. Given the high volume of data, it is necessary to reduce the number of final spectra to be compared with pristine polymer spectra by applying clustering models. These statistical approaches are crucial to reduce dimensionality, decrease computational complexity, eliminate redundant information, and enhance data interpretability. Among them, k-means is widely used due to its simplicity and guaranteed convergence (Zhou, 2021). When applied in combination with ATR-FTIR spectra expressed in principal component space (PCA), this method efficiently removes redundancy and produces clustering schemes adjusted to performance indices. However, considering the massive datasets generated in microplastic monitoring of marine environments, more advanced approaches based on neural networks have been

los siguientes: 1) evaluar la ocurrencia y las características de los microplásticos (forma, color y tamaño) en el área marina protegida (AMP) durante 2022; 2) determinar si la abundancia de microplásticos varió entre los arrastres (aguas superficiales y subsuperficiales), las estaciones climáticas (seca y lluviosa) y las estaciones de muestreo (costeras y mar adentro); 3) aplicar un modelo de agrupamiento para reducir el número de espectros finales a comparar con espectros de polímeros prístinos; y 4) documentar los tipos de polímeros identificados. Este estudio contribuye a la cuantificación de los niveles de contaminación plástica en el Gran Caribe y a la evaluación de los aportes continentales en la región suroccidental.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) y el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCPR) hacen parte del AMP Archipiélagos del Rosario y San Bernardo ubicados en la región Caribe colombiana, localizados dentro de las coordenadas 9°35'- 10°15' N y 75°30' - 76°17' W mar adentro del departamento de Bolívar.

El PNNCRSB se localiza en la cuenca del Caribe occidental, a 23 km al sur de la ciudad de Cartagena de Indias en la Punta Gigante y a 35 km al nororiente de la ciudad de Santiago de Tolú, e incluye la plataforma submarina y los arrecifes coralinos al oeste de Barú Isla, los arrecifes de los archipiélagos Rosario y San Bernardo y la plataforma submarina entre estos dos archipiélagos, con presencia de diversos ecosistemas como manglares, pastos marinos y arrecifes coralinos (Rangel-Buitrago, 2011). El PNNCPR se localiza al oeste del archipiélago de San Bernardo, a 32 km de Punta Barú (Alonso *et al*., 2015; Marrugo-Pascuales y Martínez-Ledesma, 2016). Es una unidad geomorfológica caracterizada por un ambiente mesofótico con alta transparencia del agua, que difiere altamente de otros arrecifes coralinos mesofóticos del Caribe y de otras zonas arrecifales formalmente descritas para Colombia (Alonso *et al*., 2015; Morales-Giraldo *et al*., 2017) (Figura 1). Se destaca la abundancia de la especie *Madracis myriaster* y la alta diversidad de invertebrados asociados a esta especie de coral (Alonso *et al*., 2015).

Desde el punto de vista oceanográfico las zonas están influenciadas

developed to further improve clustering accuracy and computational performance (Phan and Luscombe, 2023).

Our current understanding of the threat of seawater microplastic pollution to Rosario and San Bernardo Archipelagos fauna is based on limited field sampling from the studies on the Caribbean coastline. The aims of this study were as follows: 1) evaluate the occurrence and microplastics characteristics (shape, color, and size) in MPA during 2022, 2) to determine if the abundance of microplastics changed between trawls (surface water and subsurface water), seasons (dry and rainy seasons) and stations (nearshore and offshore), 3) to use a clustering model to reduce the number of final spectra to be compared with pristine polymer spectra, and 4) to document the type of polymers identified. This study contributes to quantifying plastic pollution levels in the Greater Caribbean and assessing continental inputs in the southwestern region

MATERIALS AND METHODS

STUDY AREA

The Corales del Rosario and San Bernardo National Natural Park (PNNCRSB) and the Corales de Profundidad National Natural Park (PNNCPR) are part of the Rosario and San Bernardo Archipelagos MPA located in the Colombian Caribbean region, located within the coordinates 9°35'- 10°15' N and 75°30' - 76°17' W offshore from the departments of Bolívar.

The PNNCRSB is located in the western Caribbean basin, 23 km south of the city of Cartagena de Indias in the Punta Gigante and 35 km northeast of the town of Santiago de Tolú, and includes the submarine platform and coral reefs to the west of Barú Island, the reefs of the Rosario and San Bernardo archipelagos and the submarine platform between these two archipelagos, with the presence of diverse ecosystems such as mangroves, seagrasses, and coral reefs (Rangel-Buitrago, 2011).

The PNNCPR is located to the west of the San Bernardo archipelago, 32 km from Punta Barú (Alonso *et al*., 2015; Marrugo-Pascuales and Martínez-Ledesma, 2016). It is a geomorphological unit characterized by a mesophotic environment with high water transparency, which differs highly from other mesophotic coral reefs in the Caribbean and other reef areas formally described for Colombia (Alonso *et al*., 2015; Morales-Giraldo *et al*., 2017) (Figure 1). The abundance of the species *Madracis myriaster* and

por la Corriente del Caribe, la Contracorriente de Panamá, el Giro Ciclónico Panamá-Colombia y el sistema de surgencia de la Guajira, que modulan la climatología a lo largo del año (Lozano Duque *et al*., 2010). Igualmente, existe una corriente generada por aguas dulces, fuertemente cargadas de sedimentos que salen del Canal del Dique por los brazos Lequerica y Matunilla, que llegan a la Bahía de Barbacoas y, dependiendo de la época del año, pueden alcanzar el PNNCRSB (Lozano-Duque *et al*., 2010). El aporte fluvial del río Sinú y la quebrada Pechelín, entre otros, crean masas de agua dulce que juegan un papel importante en la conformación de los campos hidrológicos e hidrodinámicos de la zona (Giraldo *et al*., 2009).

Recolección de muestras

Se realizaron dos campañas de muestreo durante 17-22 de marzo de 2022 (estación seca) y 3-7 de octubre de 2022 (estación lluviosa). En cada uno de los doce sitios del área marina protegida (AMP) se efectuaron un arrastre superficial y un arrastre subsuperficial. De estos sitios, seis correspondieron al PNNCRSB, considerados estaciones costeras, y seis al PNNCPR, correspondientes a estaciones mar adentro (Figura 1). Las coordenadas GPS se registraron al inicio y al final de cada arrastre.

Los arrastres horizontales de agua superficial se realizaron utilizando una red Manta de 65 cm de ancho y 30 cm de alto, con malla de 300 µm, equipada con colector rigido (cod end) y un flujómetro General Oceanics (modelo 2030R) acoplado a la red, lo que permitió calcular con precisión el volumen de agua filtrada durante un recorrido de 30 minutos, paralelo a la línea de costa, a una velocidad de 5,5 km/h (Viršek *et al*., 2016). Para el muestreo de aguas subsuperficiales, se realizaron arrastres oblicuos mediante una red Mini-Bongo de 30 cm de diámetro, con mallas de 200 y 500 µm, equipada con colector rigido y un flujómetro Hydrobios (modelo 438115, run-stop) colocado en la boca de la malla de 200 µm, con el fin de calcular el volumen de agua filtrada durante intervalos de 2–10 minutos, a una velocidad de embarcación entre 0,9 y 2,7 km/h.

Finalizado cada arrastre, se utilizó agua de mar para concentrar la muestra en el colector, el cual fue posteriormente retirado y su contenido transferido a una botella de vidrio de 500 mL, previamente enjuagada con agua de mar. Las muestras de agua superficial se fijaron con etanol al 70 %, mientras que las muestras subsuperficiales se fijaron con formaldehído tamponado al 4 %, con el fin de preservarlas para su transporte al laboratorio.

the high diversity of invertebrates associated with this species of coral stand out (Alonso *et al*., 2015).

From the oceanographic point of view the areas are influenced by the Caribbean Current, the Panama Countercurrent, the Panama-Colombia Cyclonic Gyre, and the Guajira upwelling system, which modulate the climatology throughout the year (Lozano Duque *et al*., 2010). Similarly, there is a current generated by fresh waters, heavily laden with sediments that leave the Dique Channel through the Lequerica and Matunilla Canals, which reach Barbacoas Bay and, depending on the time of year, may reach the PNNCRSB (Lozano-Duque *et al*., 2010). The fluvial contribution of the Sinú River and the Pechelín Creek, among others, create freshwater masses that play a significant role in the conformation of the hydrological and hydrodynamic fields of the area (Giraldo *et al*., 2009).

Sample Collection

Two sampling campaigns were carried out March, 2022, dry season, and 3-7 October 2022, rainy season. One surface water and one subsurface water tows were performed of the twelve sites in the MPA, six of which were in PNNCRSB and corresponding to nearshore stations, and six in PNNCPR corresponding to offshore stations (Figura 1). GPS coordinates were recorded at the start and end of each tows. Surface water horizontal tows were undertaken using a Manta net 65 cm wide and 30 cm high, with a 300 µm mesh with a cod end and flow meter, General Oceanic flowmeter (Model No. 2030R) attached to the net enabling an accurate calculation of the volume of water sampled during with a 30-minute run parallel to the coastline at a speed of 5.5 km/h. Viršek *et al*. (2016), . For subsurface water, oblique tows were undertaken using a Mini-Bongo Net 30 cm diameter, with 200 and 500 µm meshes with cod end and flow meter, Hydrobios flowmeter (Model No. 438115) run stop attached at the mouth of the 200 µm mesh to calculate the volume of filtered water during 2–10 min, with a boat speed of 0.9-2.7 km/hr. Following each trawl, seawater was used to concentrate the sample to the cod end, which was subsequently removed, and contents were poured into a 500 ml glass bottle pre-rinsed with seawater. The surface water samples were fixed in 70% ethanol and subsurface water samples were fixed in 4% buffered formaldehyde, preparing samples for transport back to the laboratory.

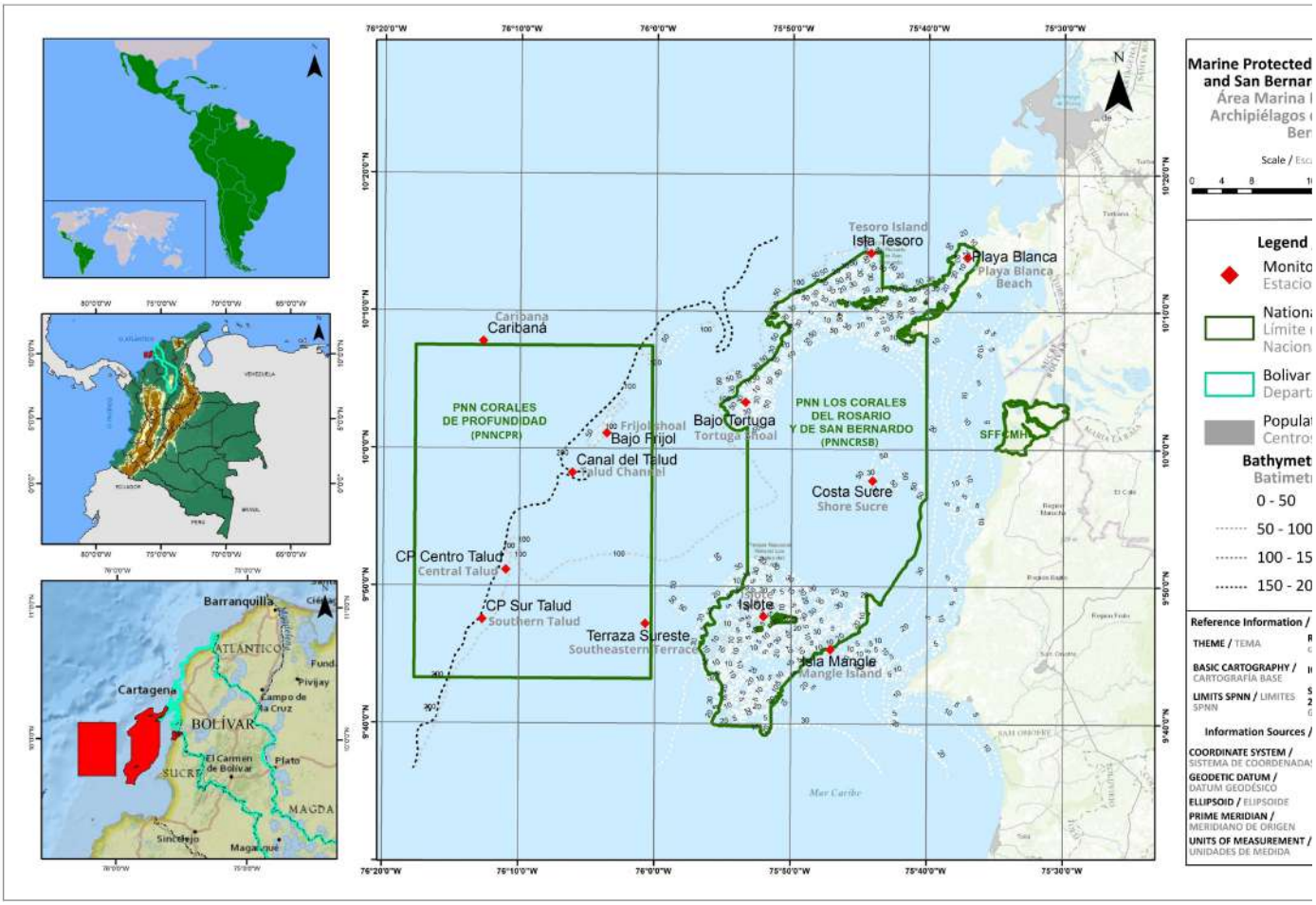


Figura 1. Mapa del área de estudio que muestra todas las estaciones de muestreo. El área verde a la izquierda representa el PNNCPR (estaciones mar afuera) y el área verde en el centro representa el PNNCRSB (estaciones costeras) dentro del AMP de los archipiélagos del Rosario y San Bernardo. Mapa elaborado por PNN.

Figure 1. Map of the study area showing all sampling stations. The green area on the left represents PNNCPR (offshore stations), and the green area in the center represents PNNCRSB (nearshore stations) within the MPA of the Rosario and San Bernardo Archipelagos. Map created by PNN.

ANÁLISIS DE LABORATORIO

Aislamiento e identificación física

Se empleó material de vidrio y metal para minimizar contaminación cruzada. Cada muestra se dividió con una cámara Motoda: una fracción se depositó en la colección hidro-biológica de la Universidad Industrial de Santander y la otra se destinó al aislamiento y caracterización física de MPs. El procesamiento siguió el protocolo de Viršek *et al.* (2016). Las partículas se clasificaron por color y forma, y se midieron con estereoscopio Zeiss Discovery V12 (20–80×) con cámara AxioCam ERc5s. Las fracciones se conservaron en portaobjetos para análisis posteriores.

LABORATORY ANALYSIS

Isolation and physical microplastics identification

Glassware and metalware were used throughout the process to avoid cross-contamination. Each sample was divided into two fractions using a Motoda chamber. The first fraction was stored in the hydrobiological collection of the Universidad Industrial de Santander (Bucaramanga, Colombia), while the second fraction was used for the isolation and physical characterization of the putative microplastics. Each sample was analyzed by transferring small amounts of it into a glass Petri dish, until processing the entire sample following the protocol of Viršek *et al.* (2016). Plastic particles were later sorted and classified according to their color

Características de partículas / ATR–FTIR

Tras la identificación visual, todas las partículas de microplásticos (≥ 15 µm) fueron identificadas mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (ATR-FTIR) utilizando un equipo Thermo Scientific Nicolet iS50 ATR-FTIR WI, EE. UU. Los espectros se registraron en el rango de 4000–500 cm^{-1} (infrarrojo medio, MIR), empleando un cristal de diamante para reflectancia total atenuada (ATR) (un solo paso y un índice de refracción de 2,4). La repetibilidad se determinó mediante el cálculo de la desviación estándar de las absorbancias medidas en los números de onda 2924 cm^{-1} y 1462 cm^{-1}, a partir de 10 espectros adquiridos sobre una misma muestra. Para el registro de cada espectro se realizaron 128 barridos, con una velocidad del espejo móvil de 0,4 cm/s y una resolución espectral de 4 cm^{-1}. Estos parámetros permitieron alcanzar una relación señal-ruido promedio de 27,4 (unidades arbitrarias). Antes del almacenamiento de los espectros, se realizó una corrección de línea base y la normalización del área bajo la curva espectral utilizando el software OMNIC.

Aseguramiento y control de calidad

Todos los recipientes, incluidos cajas de Petri de vidrio, botellas cónicas de acero y placas de vidrio, se lavaron al menos tres veces con agua Milli-Q antes de su uso, con el fin de evitar la contaminación atmosférica por microplásticos. Durante la clasificación visual al esteromicroscopio se utilizaron cajas de petri de vidrio cerradas y asi fueron revisadas en el microscopio. Se recolectaron blancos procedimentales y se trataron de manera simultánea con las muestras de campo para corregir y evaluar la contaminación ambiental. Los blancos procedimentales para las muestras de agua de mar se obtuvieron sustituyendo el agua de mar por agua Milli-Q. La abundancia de microplásticos en el agua de mar se corrigió considerando los blancos procedimentales. Durante los procesos de muestreo y experimentación se utilizaron guantes de nitrilo y batas de laboratorio de algodón.

Análisis estadísticos

Para analizar las variables básicas (mínimo, máximo, mediana y media) y su proporcionalidad, se empleó estadística descriptiva para las características de los potenciales microplasticos (forma, color y tamaño). Para determinar el efecto independiente de las estaciones (cercanas a la costa/mar adentro), la estación climática (lluviosa/seca) y los arrastres (agua superficial/agua subsuperficial) sobre la potenciales microplasticos putativos, se realizó un

and shape characteristics and measured using a Zeiss Discovery V12 stereoscope with an AxioCam ERc5s Zeiss coupled camera (20–80x zoom). Samples were stored in slide glass for further processing.

Particle characteristics/FTIR analysis

After visual identification, all microplastic particles (≥ 15 µm) were identified by Thermo Scientific Nicolet iS50 ATR-FTIR WI, USA Fourier transform infrared spectroscopy. The spectrum ranged from 4000 - 500 cm^{-1} (mid-infrared MIR) equipped with diamond crystal for attenuated total internal reflection (ATR) (one step and refractive index 2.4). The repeatability was determined by calculating the standard deviation for the absorbances measured at wave numbers 2924 cm-1 and 1462 cm-1 in 10 spectra acquired on a sample. For the recording of each spectrum, 128 scans were performed, with a moving mirror speed of 0.4 cm/s and a spectral resolution of 4cm^{-1}. These parameters achieved an average signal-to-noise ratio of 27.4 (arbitrary units). Before saving the spectra, a baseline correction was performed with OMNIC software and normalization of the area under the spectral curve.

Quality assurance and quality control

All containers, including glass Petri dishes, steel conical bottles and glass plates, were washed at least three times with Milli-Q water before use to avoid atmospheric MP pollution. A stereomicroscope for visual classification was placed on a glass Petry, and both hands entered from the operating hole during microscopy. Procedural blanks were collected and treated synchronously with the field samples to correct for and evaluate background pollution. Procedural blanks for seawater samples were obtained by replacing seawater with Milli-Q water. The abundance of microplastics in seawater was corrected for procedural blanks. Nitrile gloves and cotton lab coats were worn during the sampling and experimental processes.

Statistical analysis

To analyze the basic variables (minimum, maximum, median, and mean) and their proportionality, descriptive statistics were used for the putative microplastics characteristics (shape, color, and size). To determine the separate effect of the stations (nearshore/ offshore), season (rainy/dry) and trawls (surface water/ subsurface water) on putative microplastics concentration a Kruskal-Wallis analysis was performed after verifying the assumptions of normality

análisis de Kruskal–Wallis, previa verificación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los datos mediante la prueba de Shapiro–Wilk (Shapiro y Wilk, 1965). Adicionalmente, se aplicó la prueba post hoc de Dunn (Dinno, 2015) para comparar las medianas entre los grupos de datos. Los análisis estadísticos se realizaron en el software R (R Core Team, 2024). Todas las pruebas se efectuaron con un nivel de confianza del 95 %.

Con el fin de reducir el número de muestras analizadas mediante ATR-FTIR (2345 muestras), se desarrolló un modelo de agrupamiento. Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) utilizando el algoritmo NIPALS (Nonlinear Iterative Partial Least Squares) (Otto, 2007). Posteriormente al ACP, y dado el elevado número de microplásticos encontrados durante el proceso de muestreo, se implementó un modelo de agrupamiento mediante la estrategia k-means, que permitió obtener un espectro promedio por clúster, reduciendo así el número de espectros finales comparados con las bases de datos. El valor de la silueta se utilizó para validar el número de clústeres y su conformación.

RESULTADOS

Identificación física de microplásticos

A lo largo de los doce sitios de muestreo se aislaron un total de 2345 partículas de microplásticos, de las cuales 97,9 % fueron confirmadas como microplásticos y 2,1 % como partículas naturales o de aragonita. En los arrastres marinos, la concentración mediana de microplásticos en el agua superficial fue de 0,022 ítems/m³, con un rango entre 0,002 y 0,251 ítems/m³, mientras que en el agua subsuperficial la concentración mediana fue de 0,089 ítems/m³, con valores entre 0 y 7,466 ítems/m³. Se observó una diferencia significativa (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0{,}001$), registrándose la mayor abundancia de microplásticos en las muestras de agua subsuperficial.

En cuanto a la variación estacional, la concentración mediana de microplásticos durante la estación seca fue de 0,050 ítems/m³, con un rango de 0,002 a 2,136 ítems/m³, mientras que durante la estación lluviosa la mediana aumentó a 0,083 ítems/m³, con valores que oscilaron entre 0,000 y 7,466 ítems/m³. Se observó una diferencia significativa (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0{,}001$), registrándose la mayor abundancia de microplásticos durante la estación lluviosa (Figura 2).

and homoscedasticity of the data, using the Shapiro–Wilk test (Shapiro and Wilk, 1965). Additionally, the Dunn post hoc test (Dinno, 2015) was applied to compare the medians of the data groups. Statistical analyses were performed in the R version (R Core Team, 2024). All tests were performed with a 95% confidence level.

To reduce the number of samples analyzed with ATR-FTIR (2345 samples), a clustering model was developed. A principal component analysis (PCA) was performed using the NIPALS (Nonlinear Iterative Partial Least Squares) algorithm (Otto, 2007). After the PCA analysis and given the large number of microplastics found in the sampling process, a clustering model was developed using the *k*-means strategy that allows for obtaining an average spectrum per cluster, thus reducing the number of final spectra compared with the databases. The silhouette value validated the number of clusters and their conformation.

RESULTS

Physical microplastics identification

Across the twelve sites, a total of 2,345 microplastic particles were isolated, of which 97.9% were confirmed as microplastics, and 2.1% as natural or aragonite particles. In marine trawls, the median microplastic concentration in surface water was 0.022 items/m³, ranging from 0.002 to 0.251 items/m³, whereas in subsurface water, the median concentration was 0.089 items/m³, with values ranging from 0 to 7.466 items/m³. A significant difference was observed (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$), with the highest abundance of microplastics found in subsurface water samples.

Regarding seasonal variation, the median microplastic concentration during the dry season was 0.050 items/m³, ranging from 0.002 to 2.136 items/m³, while during the rainy season, the median increased to 0.083 items/m³, ranging from 0.000 to 7.466 items/m³. A significant difference was observed (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$), with the highest abundance of microplastics recorded during the rainy season (Figure 2).

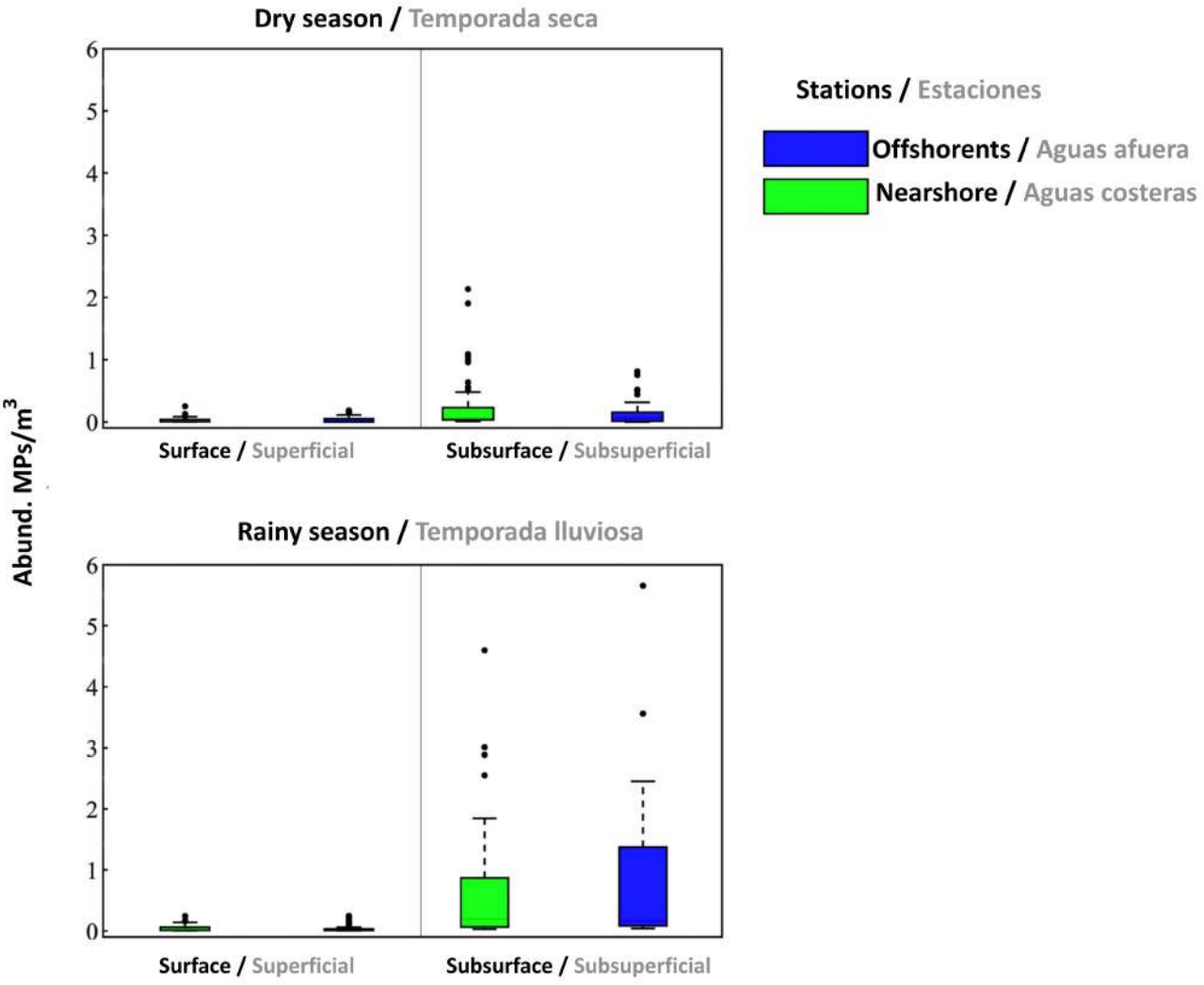


Figura 2. Diagrama de cajas de la abundancia de partículas de microplástico en las estaciones mar afuera y costeras, en aguas superficiales y subsuperficiales, durante las temporadas seca y lluviosa en el AMP de los archipiélagos del Rosario y San Bernardo.

Figure 2. Boxplot of microplastic particle abundance at offshore and nearshore stations, for surface and subsurface waters, during the dry and rainy seasons in the MPA of the Rosario and San Bernardo Archipelagos.

En cuanto a la distribución espacial, la concentración mediana de microplásticos en las estaciones cercanas a la costa fue de 0,058 ítems/m³ (rango: 0,002–7,466 ítems/m³), mientras que en las estaciones mar afuera la mediana fue de 0,055 ítems/m³ (rango: 0–5,657 ítems/m³). No se encontraron diferencias significativas entre las estaciones cercanas a la costa y las estaciones mar afuera. El orden de las concentraciones medianas de microplásticos en las estaciones cercanas a la costa, de mayor a menor, fue: Playa Blanca > Islote > Isla Mangle > Isla Tesoro > Bajo Tortuga > Costa Sucre. En las estaciones mar adentro, el orden fue: Canal del Talud > CP Centro Talud > CP Sur Talud > Terraza Sureste > Caribaná > Bajo Frijol (Tabla 1).

For spatial distribution, the median microplastic concentration at nearshore stations was 0.058 items/m³ (range: 0.002–7.466 items/m³), while at offshore stations, the median was 0.055 items/m³ (range: 0–135.657 items/m³). No significant differences were found between nearshore and offshore stations. The ranking of median microplastic concentrations at nearshore stations, from highest to lowest, was: Playa Blanca > Islote > Isla Mangle > Isla Tesoro > Bajo Tortuga > Costa Sucre. For offshore stations, the ranking was: Canal del Talud > CP Centro Talud > CP Sur Talud > Terraza Sureste > Caribaná > Bajo Frijol (Table 1).

Tabla 1. Abundancia de microplásticos en las estaciones dentro del Área Marina Protegida (AMP) de los archipiélagos del Rosario y San Bernardo.

Table 1. Abundance of microplastics at the stations within the Marine Protected Area (MPA) of the Rosario and San Bernardo Archipelagos.

PNNs	Sample Station/Estaciones de muestreo	Latitude/Latitud	Longitude/Longitud	Distance Coast/ Distancia a la costa	Median abundance microplastics/m^3/Media de la abundancia de microplasticos/m^3	
					Dry/Seca	Rainy/Lluviosa
PNNCRSB	Isla Mangle	9° 45' 27.6"	75° 47' 07.2"	Coastal	0.05	0.19
PNNCRSB	Playa Blanca	10° 13' 58.5"	75° 37' 7.4"	Coastal	0.03	0.19
PNNCRSB	Islote	9° 47' 49.7"	75° 52' 3.5"	Coastal	0.06	0.11
PNNCRSB	Bajo Tortuga	10° 03' 26.3"	75° 53' 35.3"	Coastal	0.05	0.06
PNNCRSB	Isla Tesoro	10° 14' 19.9"	75° 44' 14.7"	Coastal	0.05	0.04
PNNCRSB	Costa Sucre	9° 57' 46.7"	75° 44' 04.7"	Coastal	0.03	0.01
PNNCPR	Formación CP Centro Talud	9° 51' 13.6"	76° 11' 00.2"	Oceanic	0.04	0.16
PNNCPR	Canal del Talud	9° 58' 18.7"	76° 06' 10.5"	Oceanic	0.08	0.14
PNNCPR	Caribaná	10° 07' 49.8"	76° 12' 44.1""	Oceanic	0.02	0.13
PNNCPR	Formación CP Sur Talud	9° 47' 37.8"	76° 12' 44.5"	Oceanic	0.04	0.08
PNNCPR	Bajo Frijol	10° 1' 11.5"	76° 03' 56.8"	Oceanic	0.05	0.05
PNNCPR	Terraza Sureste	9° 47' 17.6"	76° 00' 44.1"	Oceanic	0.04	0.05

Caracterización física

Se identificaron y cuantificaron cinco formas morfológicas distintas de microplásticos: fibras (92,65 %), fragmentos (7,13 %), películas (0,17 %), espumas (0,04 %) y pellets (0,02 %). La morfología tipo pellet se encontró exclusivamente en la estación Playa Blanca durante la estación lluviosa, mientras que las partículas tipo espuma también se detectaron durante la estación lluviosa en dos estaciones: Isla Tesoro y CP Sur Talud.

En los arrastres marinos, la longitud mediana de los microplásticos en el agua superficial fue de 1780,8 µm, mientras que en los arrastres subsuperficiales fue de 1276,8 µm. Se observó una diferencia estadísticamente significativa (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), registrándose microplásticos de mayor tamaño en la superficie. En cuanto a la variación estacional, la longitud mediana

Physical characterization

Five distinct morphological forms of microplastics were identified and quantified: fibers (92.65%), fragments (7.13%), films (0.17%), foams (0.04%), and pellets (0.02%). The pellet morphology was exclusively found at the Playa Blanca station during the rainy season, while foam particles were also detected during the rainy season at two stations, Isla Tesoro and CP Sur Talud stations.

In marine trawls, the median length of microplastics in surface water was 1780.8 µm, while in subsurface trawls it was 1276.8 µm. A significant difference was observed (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$), with larger microplastics found at the surface. Regarding seasonal variation, the median length of microplastics during the dry season was 1386.4 µm, while during the rainy season it was 1552.1 µm. A significant difference was observed (Kruskal-Wallis test, p <

de los microplásticos durante la estación seca fue de 1.386,4 µm, mientras que durante la estación lluviosa fue de 1.552,1 µm. Se observó una diferencia estadística significativa (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), con microplásticos de mayor tamaño durante la estación lluviosa.

En términos de distribución espacial, la longitud mediana de los microplásticos en las estaciones cercanas a la costa fue de 1.478,3 µm, mientras que en las estaciones mar afuera fue de 1.398,2 µm. No se encontraron diferencias estadísticas entre las estaciones cercanas a la costa y las estaciones mar afuera (Figura 3).

0.001), with larger microplastics found during the rainy season. In terms of spatial distribution, the median length of microplastics at nearshore stations was 1478.3 µm, while at offshore stations it was 1398.2 µm. No significant differences were found between nearshore and offshore stations (Figure 3)

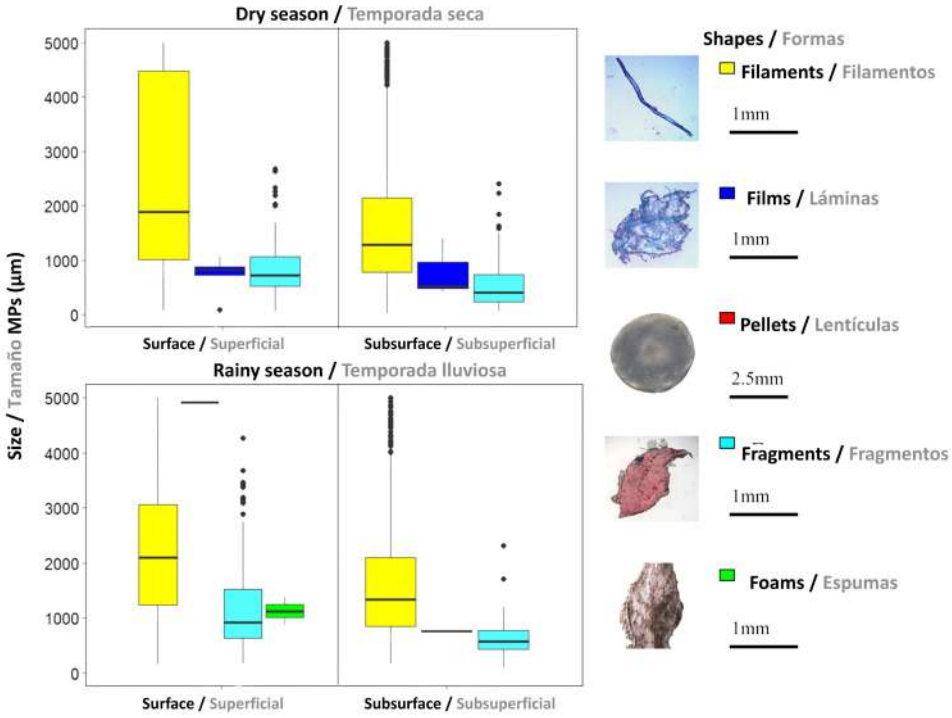


Figura 3. Distribución de microplásticos durante las temporadas seca y lluviosa, categorizada por tamaño de malla y profundidad utilizada (superficie, subsuperficie) y por forma de partícula: fibra, película, lenticulas, fragmentos y espuma.

Figure 3. Microplastic distribution during the dry and rainy seasons, categorized by mesh size of depth used (surface, subsurface) and by particle shape: fiber, film, pellet, fragment, and foam.

En cuanto al color, el azul presentó la mayor abundancia relativa (64,2 %), seguido del rojo (12,9 %), otros colores (9,2 %), que incluyeron púrpura, fucsia y verde, el negro (8,0 %) y el blanco (5,7 %). En todos los arrastres, la abundancia de cada color fue mayor en la superficie que en la columna de agua, con diferencias estadísticamente significativas (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). En términos de variación estacional, se observó una mayor abundancia de partículas azules y de otros colores durante la estación lluviosa en comparación con la estación seca, con

Respecting the color, blue showed the highest relative abundance (64.2%), followed by red (12.9%), other colors (9.2%), including purple, fuchsia, and green, black (8.0%), and white (5.7%). Across all trawls, the abundance of every color was higher at the surface than in the water column, with significant differences (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$). In terms of seasonal variation, a greater abundance of blue and other colors was observed during the rainy season compared to the dry season, with significant differences (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$). For spatial distribution,

diferencias estadísticas (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0{,}001$). En cuanto a la distribución espacial, no se encontraron diferencias estadísticas en la abundancia de colores entre las estaciones cercanas a la costa y aquellas mar adentro (Figura 4).

no significant differences were found in color abundance between nearshore and offshore stations (Figure 4).

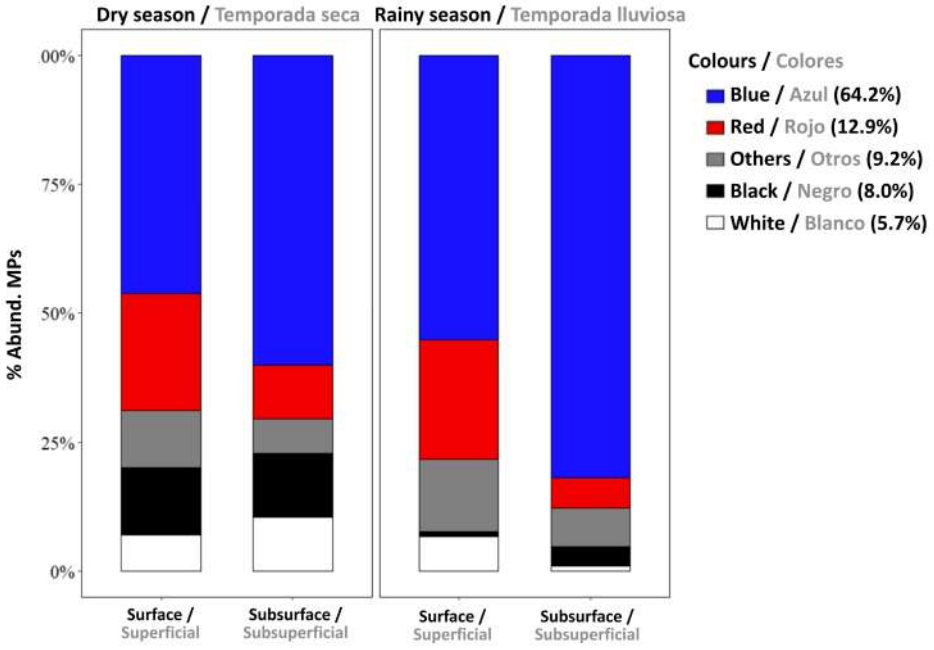


Figura 4. Distribución de colores de los microplásticos en aguas superficiales y subsuperficiales durante las temporadas seca y lluviosa en todas las estaciones de muestreo.

Figure 4. Color distribution of microplastics in surface and subsurface waters during the dry and rainy seasons across all sampling stations.

Características espectrales / ATR-FTIR

Se analizaron un total de 2345 microplásticos presuntos obtenidos a partir de arrastres marinos: 1.191 procedentes de muestras superficiales y 1154 de muestras subsuperficiales. Desde una perspectiva estacional, 844 potenciales microplasticos se recolectaron durante la estación seca y 1.501 durante la estación lluviosa. En cuanto a la distribución espacial, 1.345 microplásticos presuntos se registraron en zonas costeras y 1.000 en zonas mar afuera. Tras la exclusión de 49 partículas (2,1 %) de origen natural (identificados como carbonato de calcio–aragonita), se confirmaron 2.296 partículas (97,9 %) como plásticas, correspondiendo efectivamente a microplásticos.

El análisis de componentes principales (ACP) se realizó por separado para cada estación debido a la mayor variabilidad observada en los datos. Se identificaron siete componentes principales, los cuales explicaron el 89,44 % de la varianza durante

Particle characteristics/FTIR analysis

A total of 2,345 putative microplastics were analyzed from marine trawls: 1,191 from surface samples and 1,154 from subsurface samples. Seasonally, 844 putative microplastics were collected during the dry season, and 1,501 during the rainy season. Spatially, 1,345 putative microplastics were found in nearshore areas and 1,000 in offshore areas. Following the exclusion of 49 items (2,1%) of natural origin (identified as calcium carbonate–aragonite), 2,296 particles (97,9%) were confirmed as plastic, effectively corresponding to microplastics.

Principal component analysis (PCA) was performed separately by season due to the higher variability observed in the data. Seven principal components were identified, explaining 89.44% of the variance for the dry season and 90.96% for the rainy season (see Graph S1). After obtaining the spectra (eigenvectors) in the principal component space, k-means clustering was applied. The

la estación seca y el 90,96 % durante la estación lluviosa (véase Gráfica S1). Una vez obtenidos los espectros (autovectores) en el espacio de los componentes principales, se aplicó un análisis de conglomerados mediante k-means. Para determinar el número óptimo de conglomerados, se emplearon el Índice de Dunn (Zhou, 2021) y el Valor de Silueta (Lenssen y Schubert, 2022). La mejor clasificación se obtuvo con cinco conglomerados, con valores del Índice de Dunn de 0,94 para la estación seca y 1,02 para la estación lluviosa. Los perfiles de silueta se muestran en la Figura 5.

Dunn Index (Zhou, 2021) and Silhouette Value (Lenssen and Schubert, 2022) were used to determine the optimal number of clusters. The best clustering was obtained with five clusters: Dunn Index = 0.94 (dry season) and 1.02 (rainy season). The silhouette profiles are shown in Figure 5.

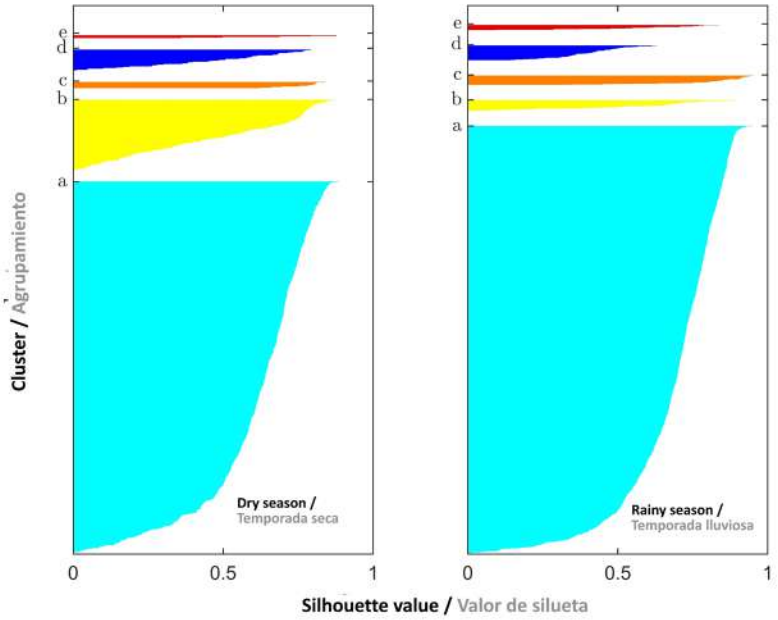


Figura 5. Valores de silueta para los clústeres sugeridos por el modelo, correspondientes a los espectros de absorbancia promedio mostrados en la Tabla 2 (a–e).

Figure 5. Silhouette values for the clusters suggested by the model, corresponding to the average absorbance spectra shown in Table 2 (a–e).

Cada conglomerado fue representado mediante un espectro promedio (Figuras 6a–6e), el cual se comparó con la base de datos KnowItAll (Bio-Rad/Wiley). En algunos casos, los espectros reflejaron mezclas de polímeros, lo que indica la presencia de microplásticos compuestos por más de un tipo polimérico. Aunque los espectros no correspondieron a polímeros prístinos, los tipos de polímeros se identificaron utilizando el Índice de Alta Calidad (HQI, por sus iniciales en inglés), lo que permitió definir cuatro categorías principales: Conglomerado a: algodón–poliéster (2:1); Conglomerado b: tereftalato de polietileno (PET); Conglomerado c: carbonato de calcio–aragonito (origen natural), Conglomerado d: polietileno, conglomerado e: mezcla de polipropileno, polietileno y ácido poliacrílico. Estas clasificaciones se resumen en la Tabla 2. La distribución de los microplásticos según la temporada, la estación de muestreo y el tipo de red se detalla en la Tabla Suplementaria S2.

Each cluster was represented by an average spectrum (Figures 6a–6e), compared with the KnowItAll database (Bio-Rad/Wiley). In some cases, spectra reflected polymer mixtures, indicating microplastics composed of multiple polymer types. Although the spectra were not obtained from pristine polymers, polymer types were identified using the High-Quality Index (HQI), yielding four main categories: Cluster a: 2:1 cotton–polyester, Cluster b: Polyethylene terephthalate (PET), Cluster c: Calcium carbonate–aragonite (natural origin), Cluster d: Polyethylene, Cluster e: mixture of polypropylene, polyethylene, polyacrylic acid. Table 2 summarizes these classifications. The distribution of microplastics by season, sampling station, and net type is detailed in Supplementary Table S2.

Tabla 2. Comparación de los espectros promedio obtenidos mediante el método k-medias (k = 5) con la base de datos de polímeros KnowItAll.

Table 2. Comparison of average spectra obtained through the k-means method (k = 5) with the KnowItAll polymer database

Cluster / Agrupamiento	Identification/Categoria	Reference Spectrum Database/Espectro de referencia de la base de datos	HQI
a	Polyester and cotton fabric 2:1 / Tejido de poliéster y algodón 2:1	HPX 371	63.23
b	Polyethylene terephthalate (PET) / Tereftalato de polietileno (PET)	BWX 144	68.37
c	Aragonite	MNX 73	86.47
d	Polyethylene / Polietileno	BWX 335	92.60
e	Polypropylene, polyethylene, polyacrylic acid / Polipropileno, polietileno, acido poliacrílico	WX 2311	81.68

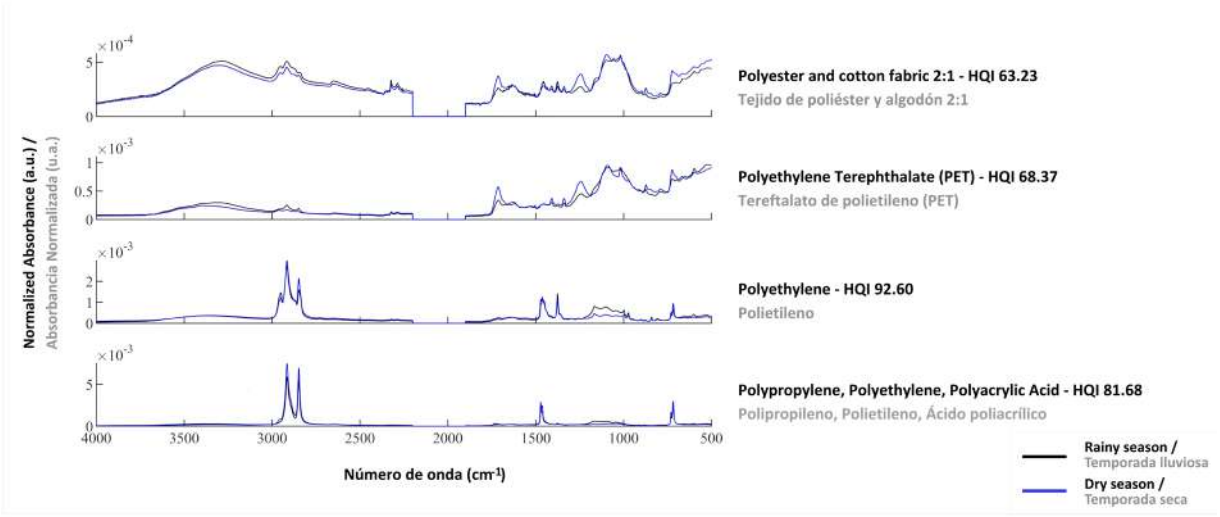


Figura 6. Espectros promedio ATR-FTIR de microplásticos derivados mediante el método k-medias. Se aceptó una coincidencia de polímero con Índice de Alta Calidad (HQI) > 60.

Figure 6. Average ATR-FTIR spectra of microplastics derived using the k-means method. A High-Quality Index (HQI) > 60 was accepted as a polymer match.

En los arrastres marinos, el 49,8 % de los espectros de microplásticos procedió de muestras superficiales. Dentro de este grupo, predominó el poliéster–algodón (75,2 %), seguido del tereftalato de polietileno (PET) (14,3 %), polietileno (7,6 %) y una mezcla polimérica de polipropileno, polietileno y ácido poliacrílico (2,9 %). Los arrastres subsuperficiales representaron el 50,2 % de los espectros, con un claro predominio de poliéster–algodón (92,9 %), seguido de PET (4,2 %), polietileno (2,8 %) y la mezcla polimérica previamente mencionada (0,2 %).

In marine trawls, 49.8% of microplastic spectra came from surface samples. Among them, polyester–cotton (75.2%) was predominant, followed by PET (14.3%), polyethylene (7.6%), and a polymer mixture of polypropylene, polyethylene, and polyacrylic acid (2.9%). Subsurface trawls accounted for 50.2% of the spectra, with polyester–cotton (92.9%) as the most abundant, followed by PET (4.2%), polyethylene (2.8%), and the already mentioned polymer mixture (0.2%).

Desde el punto de vista estacional, el 36,1 % de los espectros se obtuvo durante la estación seca, en la que el poliéster–algodón fue el polímero más frecuente (74,8 %), seguido de PET (18,1 %), polietileno (6,0 %) y la mezcla polimérica (1,1 %). En la estación lluviosa (63,9 %), también predominó el poliéster–algodón (89,4 %), con menores proporciones de PET (4,2 %), polietileno (4,7 %) y la mezcla (1,8 %).

En las estaciones costeras (57 % de los espectros), el poliéster–algodón fue el polímero más frecuente (81,4 %), seguido de PET (10,2 %), polietileno (6,3 %) y la mezcla polimérica (2,1 %). Por su parte, las estaciones mar afuera (43 %) mostraron igualmente un predominio de poliéster–algodón (87,7 %), seguido de PET (7,9 %), polietileno (3,6 %) y la mezcla (0,8 %).

DISCUSIÓN

Este estudio pone de manifiesto una contaminación significativa por microplásticos en un Área Marina Protegida ubicada en los archipiélagos del Rosario y San Bernardo, en el suroccidente del Caribe. Los microplásticos se caracterizan principalmente por fibras azules, de mayor tamaño en la superficie que en la subsuperficie. Las fibras corresponden a mezclas de poliéster–algodón, un tipo común de microplástico derivado de la fabricación de prendas de vestir y de implementos como redes de pesca, cabos y líneas (Gago *et al.*, 2018). En la actualidad, la mayoría de los productos textiles se elaboran con fibras de poliéster (aprox. 70%) y fibras celulósicas (aprox. 20%). Por ello, la mayor parte de la investigaciones sobre liberación de fragmentos de fibras se ha centrado en estos dos tipos (Periyasamy y Tehrani-Bagha, 2022). Aunque el poliéster es un plástico con densidad mayor que la del agua, cuando se mezcla con algodón se vuelve más hidrofóbico y tiende a permanecer en la superficie por periodos más prolongados (Béraud *et al.*, 2022). La distribución de microplásticos muestra diferencias significativas en abundancia entre profundidades, así como entre temporadas del año. Sin embargo, no se observó heterogeneidad entre la distribución de las estaciones de muestreo. Este patrón probablemente está relacionado por las corrientes del mar Caribe y la proximidad de actividades antropogénicas, como se ha observado en otras áreas de la costa Caribe colombiana (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022).

La contracorriente Panamá–Colombia transporta activamente sedimentos y, potencialmente, otros materiales, afectando en

By season, 36.1% of spectra were obtained during the dry season, where polyester–cotton (74.8%) was most common, followed by PET (18.1%), polyethylene (6.0%), and the polymer mixture (1.1%). In the rainy season (63.9%), polyester–cotton (89.4%) dominated, with smaller proportions of PET (4.2%), polyethylene (4.7%), and the mixture (1.8%).

At nearshore stations (57% of the spectra), polyester–cotton (81.4%) was the most frequent polymer, followed by PET (10.2%), polyethylene (6.3%), and the polymer mixture (2.1%). Offshore stations (43%) showed polyester–cotton (87.7%) as predominant, followed by PET (7.9%), polyethylene (3.6%), and the mixture (0.8%).

DISCUSSION

This study highlights significant microplastic pollution in a Marine Protected Area located in the Rosario and San Bernardo Archipelagos, in the southwestern Caribbean. The microplastics are mainly characterized by blue fibers, which are larger at the surface than in the subsurface. The fibers correspond to polyester–cotton, that are a common type of microplastic derived from clothing manufacturing and from tools such as fishing nets, ropes, and lines (Gago *et al.*, 2018). Currently, the majority of textile products are made from polyester fibers (approximately 70%) and cellulosic fibers (approximately 20%). Therefore, most research on fiber fragment release has focused on these two types (Periyasamy and Tehrani-Bagha, 2022). Although polyester is a plastic with a higher density than water, when blended with cotton it becomes more hydrophobic and tends to remain on the surface for longer periods (Béraud *et al.*, 2022).

Microplastic distribution shows significant differences in abundance between depths, as well as between seasons. However, no heterogeneity was observed between station distributions. This pattern is likely influenced by Caribbean Sea currents and the proximity of anthropogenic activities, as seen in other areas in Caribbean Colombian coast (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022).

The Panama–Colombia countercurrent actively transports sediments and potentially other non-nutrient materials, particularly affecting areas outside the offshore MPA (PNNCPR). This gyre flows counterclockwise along the southern coastal zone of the Colombian Caribbean and Central America, intensifying during the dry season and forming cyclonic and anticyclonic gyres (Andrade

particular áreas externas al AMP en las estaciones oceánicas (PNNCPR). Este giro fluye en sentido contrario a las manecillas del reloj a lo largo de la zona costera sur del Caribe colombiano y Centroamérica, se intensifica durante la estación seca y forma giros ciclónicos y anticiclónicos (Andrade *et al.,* 2001; Lozano-Duque *et al.,* 2010; Criales-Hernández *et al.,* 2021). Estas dinámicas fueron especialmente evidentes en la estación mar afuera del Canal del Talud, que registró la mayor abundancia de microplásticos durante la estación seca.

Durante la temporada de lluvias, el río Magdalena, uno de los ríos más contaminados por plásticos del mundo, el cual descarga grandes volúmenes de sedimentos y residuos a través del Canal del Dique, afectando las zonas costeras (Lebreton *et al.,* 2017). Se ha documentado que esta pluma de sedimentos impacta áreas cercanas (Mejía-Echeverry *et al*., 2018), especialmente estaciones costeras como Playa Blanca e Isla Mangle. Las variaciones estacionales del caudal, vinculadas a ciclos hidroclimáticos, también contribuyen a la degradación coralina y a la dispersión de contaminantes (Restrepo *et al*., 2016; Zarza-González, 2011; Restrepo et al., 2016; Mejía-Echeverry et al., 2018; Vargas, 2021;). Adicionalmente, presiones antrópicas como aguas residuales sin tratar, escorrentía industrial, deficiente gestión de residuos y turismo masivo degradan el AMP durante todo el año (Löhr *et al*., 2017; Orona-Návar *et al.,* 2022).

La abundancia de partículas de microplásticos registrada en los archipiélagos del Rosario y San Bernardo se encuentra dentro del rango reportado para otras regiones del Caribe colombiano, donde los valores varían entre 0,01 y 8,96 ítems/m³ en áreas costeras (Garcés-Ordóñez *et al.,* 2021). En Colombia, la mayoría de los registros se han enfocado en ambientes estuarinos; por ejemplo, en la bahía de Cispatá se registran abundancias entre 13 y 123 ítems/m³ (Garces-Ordóñez *et al.,* 2022), mientras que en la Ciénaga Grande de Santa Marta se informan valores entre 0 y 300 ítems/m³ (Garcés-Ordóñez *et al.,* 2022). En la Reserva de Biosfera Seaflower, específicamente cerca de la isla Albuquerque, se han documentado concentraciones entre 0,009 y 0,244 ítems/m³ (Portz *et al*., 2020). Nuestros resultados mostraron diferencias sustanciales en la abundancia de microplásticos en la capa superficial del océano (0–5 m de profundidad). No obstante, los valores obtenidos permanecen muy por debajo de los niveles de ecotoxicidad inaceptables propuestos para organismos marinos, con una mediana de la Concentración Predicha Sin Efecto (PNEC)

et al., 2001; Lozano-Duque *et al*., 2010; Criales-Hernández *et al*., 2021). These dynamics were particularly evident at the Canal del Talud offshore station, which recorded the highest microplastic abundance during the dry season.

During the rainy season, the Magdalena River, one of the world's most plastic-polluted streams, discharges large volumes of sediment and waste via the Canal del Dique, affecting nearshore zones (Lebreton *et al*., 2017). This sediment plume has been documented to affect nearby areas (Mejía-Echeverry *et al*., 2018), particularly the nearshore stations like Playa Blanca and Isla Mangle. Seasonal flow variations, linked to hydroclimatic cycles, also contribute to coral degradation and pollutant dispersion (Restrepo *et al*., 2016; Zarza-González, 2011; Restrepo et al., 2016; Mejía-Echeverry et al., 2018; Vargas, 2021;). Additionally, chronic anthropogenic pressures such as untreated sewage, industrial runoff, poor waste management, and mass tourism further degrade the MPA year-round (Löhr *et al*., 2017; Orona-Návar *et al*., 2022).

The abundance of microplastic particles recorded in the Rosario and San Bernardo Archipelagos are within the range reported for other areas of the Colombian Caribbean, where values range from 0.01 to 8.96 items/m³ in coastal zones (Garcés-Ordóñez *et al*., 2021). In Colombia, most records have focused on estuarine environments; for example, Cispatá Bay shows abundances ranging from 13 to 123 items/m³ (Garces-Ordóñez *et al*., 2022), while the Ciénaga Grande de Santa Marta reports values between 0 and 300 items/m³ (Garcés-Ordóñez *et al*., 2022). In the Seaflower Biosphere Reserve, specifically near Albuquerque Island, concentrations between 0.009 and 0.244 items/m³ have been documented (Portz *et al*., 2020). Our results showed substantial differences in the abundance of microplastics in the ocean surface layer (0–5 m depth). However, the values obtained remain well below the unacceptable ecotoxicity levels proposed for marine organisms, with a median Predicted No-Effect Concentration (PNEC) of 1.21 × 10^5 MP m^{-3} (95% CI: 7.99 × 10^3 MP m^{-3} – 1.49 × 10^6 MP m^{-3}) (Everaert *et al.,* 2020).

In other parts of the Caribbean, higher surface water microplastic abundances than those reported in this study have been recorded. For instance, around San Blas Island (Panama), values range from 0.1 to 5.09 items/m³, with an average of 1.56 ± 2.36 items/m³ (Courtene-Jones *et al*., 2021). Although the highest value found in the studied MPA (7.46 items/m³) exceeds the San Blas maximum, its average (0.264 ± 0.698 items/m³) is considerably

de 1,21 × 10^5 MP m^{-3} (IC 95%: 7,99 × 10^3 MP m^{-3} – 1,49 × 10^6 MP m^{-3}) (Everaert *et al*., 2020).

En otras partes del Caribe se han registrado abundancias de microplásticos en aguas superficiales superiores a las reportadas en este estudio. Por ejemplo, alrededor de la isla San Blas (Panamá), los valores oscilan entre 0,1 y 5,09 ítems/m^3, con un promedio de 1,56 ± 2,36 ítems/m^3 (Courtene-Jones *et al*., 2021). Aunque el valor más alto encontrado en el AMP estudiado (7,46 ítems/m^3) supera el máximo de San Blas, el promedio (0,264 ± 0,698 ítems/m^3) es considerablemente más bajo. Otros sitios del Caribe muestran abundancias generales menores: Bonaire (0,05–0,1), Aruba (0,12–0,2) y Antigua y Barbuda (0–0,5 ítems/m^3) (Courtene-Jones *et al*., 2021). En contraste, el golfo de México registra niveles mucho más altos (4,8–18,4 ítems/m^3), en gran medida influenciados por las descargas del río Mississippi (Di Mauro *et al*., 2017). Sin embargo, estudios recientes sugieren que las redes de plancton podrían subestimar las concentraciones de plásticos (Nunes *et al*., 2023). A escala global, las AMP suelen exhibir mejores condiciones ambientales respecto a la contaminación por microplásticos, como se observa en el sitio aquí estudiado, incluso considerando los valores reportados para aguas superficiales y subsuperficiales. Un hallazgo relevante de este estudio fue la mayor abundancia de partículas de microplástico en aguas subsuperficiales en comparación con las superficiales. Este patrón puede aumentar el riesgo de ingestión por parte de organismos marinos con diversas estrategias alimenticias (Cole *et al*., 2011; Timilsina *et al*., 2023; Iwalaye y Maldonado, 2024). En particular, se sabe que los consumidores primarios como el zooplancton ingieren microplásticos, lo que puede provocar daños fisiológicos, sistémicos y embrionarios. Esto representa una posible amenaza a un eslabón crítico de la cadena alimentaria, con implicaciones significativas para la estabilidad de las redes tróficas y el ciclo del carbono en los ecosistemas marinos (Botterell *et al*., 2020; He *et al*., 2022).

De los cuatro clústeres de microplásticos identificados químicamente, el más grande corresponde a una mezcla de poliéster y algodón (2:1). Esto concuerda con estudios previos que atribuyen dichas fibras a los procesos de lavado de prendas (Periyasamy y Tehrani-Bagha, 2022). El segundo polímero más común, el tereftalato de polietileno (PET), puede originarse de la fragmentación de artículos plásticos comunes, incluida la pintura de embarcaciones (Li et al., 2020; Garcés-Ordóñez et

lower. Other Caribbean sites show lower abundances overall: Bonaire (0.05–0.1), Aruba (0.12–0.2), and Antigua and Barbuda (0–0.5 items/m^3) (Courtene-Jones *et al*., 2021). In contrast, the Gulf of Mexico reports much higher levels (4.8–18.4 items/m^3), largely influenced by Mississippi River discharges (Di Mauro *et al*., 2017). However, recent studies suggest that plankton nets may underestimate plastic concentrations (Nunes *et al*., 2023). Globally, MPAs generally exhibit better environmental conditions with respect to microplastic pollution, as observed in the site studied here, even considering the values reported in surface and subsurface waters. A relevant finding of this study was the higher abundance of microplastic particles in subsurface waters compared to surface waters. This pattern may increase the risk of ingestion by marine organisms with varying feeding strategies (Cole *et al*., 2011; Timilsina *et al*., 2023; Iwalaye and Maldonado, 2024). In particular, primary consumers such as zooplankton are known to ingest microplastics, which can lead to physiological, systemic, and embryological damage. This poses a potential threat to a critical link in the food chain, with significant implications for the stability of food webs and carbon cycling in marine ecosystems (Botterell *et al*,. 2020; He *et al*., 2022).

Of the four chemically identified microplastic clusters, the largest corresponded to a polyester and cotton (2:1). This aligns with previous studies attributing such fibers to garment washing processes (Periyasamy and Tehrani-Bagha, 2022). The second most common polymer, polyethylene terephthalate (PET), may result from the fragmentation of common plastic items, including boat paint (Li *et al*., 2020: Garcés-Ordóñez *et al*., 2022). PET often contains plasticizers such as dioctyl phthalate (DOP), a compound also found in polymers like PVC (Valton, 2014).

These plastic additives can adsorb organic pollutants, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), as well as heavy metals (e.g., Cd, Zn, Cu) and pathogens, significantly increasing their toxicological risk to marine organisms and potentially humans (Acosta-Coley *et al*., 2019; Zhao *et al*., 2020; Yee *et al*., 2021).

The remaining clusters were polypropylene and polyethylene, likely linked to industrial activities in the Bay of Cartagena, including food processing, plastic manufacturing, oil refining, and pharmaceuticals (Garcés-Ordóñez *et al*., 2022; Romero-Murillo *et al*., 2023). These polymers are consistent with those previously reported in other

al., 2022;). El PET suele contener plastificantes como el ftalato de dioctilo (DOP), compuesto que también se encuentra en polímeros como el PVC (Valton, 2014). Estos aditivos plásticos pueden adsorber contaminantes orgánicos, como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), bifenilos policlorados (PCB) y éteres difenílicos polibromados (PBDE), así como metales pesados (p. ej., Cd, Zn, Cu) y patógenos, incrementando significativamente su riesgo toxicológico para los organismos marinos y, potencialmente, para los seres humanos (Acosta-Coley *et al*., 2019; Zhao *et al.,* 2020; Yee *et al.,* 2021).

Los clústeres restantes fueron polipropileno y polietileno, probablemente vinculados a actividades industriales en la bahía de Cartagena, incluidas las de procesamiento de alimentos, manufactura de plásticos, refinación de petróleo y farmacéuticas (Garcés-Ordóñez *et al.,* 2022; Romero-Murillo *et al.,* 2023). Estos polímeros son consistentes con los previamente registrados en otras áreas del Caribe y del Pacífico colombiano (Garcés-Ordóñez *et al.,* 2021).

Comprender los niveles de contaminación por microplásticos en diferentes regiones es esencial para una gestión ambiental informada. Si bien la contaminación por plásticos se reconoce ampliamente como un problema global, la región del Caribe aún carece de datos científicos suficientes para respaldar el desarrollo de políticas y estrategias gubernamentales eficaces orientadas a reducir los residuos plásticos descargados en las cuencas hidrográficas y posteriormente transportados por el Gran Caribe (Clayton *et al.,* 2021). Los datos presentados en este estudio subrayan la necesidad urgente de un monitoreo sistemático y de la mitigación de los impactos de los microplásticos en los ecosistemas marinos, con el fin de salvaguardar tanto a las especies vulnerables como a los servicios ecosistémicos críticos que proveen las Áreas Marinas Protegidas (AMP).

areas of the Caribbean and the Colombian Pacific (Garcés-Ordóñez *et al*., 2021).

Understanding microplastic pollution levels across different regions is essential for informed environmental management. While plastic contamination has been widely acknowledged as a global issue, the Caribbean region still lacks sufficient scientific data to inform the development of effective governmental policies and strategies aimed at reducing plastic waste discharged into river basins and subsequently transported across the Greater Caribbean (Clayton *et al*., 2021). The data presented in this study underscore the pressing need for systematic monitoring and mitigation of microplastic impacts on marine ecosystems, in order to safeguard both vulnerable species and the critical ecosystem services provided by Marine Protected Areas (MPAs).

CONCLUSIONES

Este estudio ofrece un diagnóstico integral sobre la presencia, las características y la distribución espacial de los microplásticos en un Área Marina Protegida (AMP) del suroccidente del Caribe. La abundancia de microplásticos registrada en los archipiélagos del Rosario y de San Bernardo es comparativamente menor que la reportada para otras zonas del Caribe y para AMP a escala global. Las morfologías más comunes fueron fibras y fragmentos, compuestos principalmente por mezclas poliéster–algodón (2:1), PET, polipropileno y polietileno.

Los resultados demuestran que la dinámica oceanográfica del mar Caribe desempeña un papel determinante en el transporte y la dispersión de los microplásticos. La temporada de lluvias presentó concentraciones más altas, fuertemente influenciadas por los aportes de agua dulce y sedimentos del río Magdalena. Por el contrario, la temporada seca se caracterizó por mayores abundancias asociadas al giro ciclónico Panamá–Colombia y a entradas fluviales a lo largo de la costa Caribe colombiana. De forma notable, las concentraciones más elevadas se observaron en aguas subsuperficiales, lo que puede aumentar la biodisponibilidad e incrementar el riesgo de ingestión por parte de organismos marinos, un componente clave de la dinámica trófica y del ciclo del carbono.

La aplicación del agrupamiento k-means combinado con el PCA de espectros ATR-FTIR resultó eficaz para clasificar posibles tipos de microplásticos. El coeficiente de Silhouette y el índice de Dunn confirmaron tanto la cantidad como la calidad de los clústeres obtenidos, mientras que la sencillez computacional y la convergencia del método lo convierten en una herramienta práctica para futuros análisis a gran escala.

Se concluye que en la actualidad, la contaminación por microplásticos no representa un riesgo ambiental en las capas superficial y subsuperficial del AMP. No obstante, el monitoreo continuo es fundamental para identificar regiones marinas que puedan requerir mayor atención en medidas de mitigación. La región del Caribe, que aún carece de suficientes líneas base, se beneficiaría enormemente de la implementación de políticas públicas orientadas a mejorar la gestión de residuos, regular las descargas industriales y promover la educación ambiental con el fin de reducir el ingreso de desechos plásticos a los ecosistemas costeros y marinos.

CONCLUSIONS

This study offers an integral diagnosis of the presence, characteristics, and spatial distribution of microplastics in a Marine Protected Area (MPA) of the southwestern Caribbean. The abundance of microplastics recorded in the Rosario and San Bernardo Archipelagos is comparatively lower than that reported in other parts of the Caribbean and in MPAs globally. Fibers and fragments were the most common shape found, primarily composed of polyester–cotton (2:1), PET, polypropylene, and polyethylene.

Our findings demonstrate that the oceanographic dynamics of the Caribbean Sea play a determining role in the transport and dispersion of microplastics. The rainy season exhibited higher microplastic concentrations, strongly influenced by freshwater and sediment discharges from the Magdalena River. Conversely, the dry season was characterized by higher abundances associated with the Panama–Colombia cyclonic gyre and riverine inputs along the Colombian Caribbean coast. Notably, the highest concentrations were found in subsurface waters, which may enhance bioavailability and increase the risk of ingestion by marine organisms, a key component in trophic dynamics and carbon cycling.

The application of k-means clustering combined with PCA of ATR-FTIR spectra proved effective for classifying potential microplastic types. The Silhouette coefficient and Dunn's index confirmed both the quantity and quality of the resulting clusters, while the method's computational simplicity and convergence make it a practical tool for future large-scale analyses.

We conclude that microplastic pollution does not currently pose an environmental risk in the surface and subsurface layers in the MPA. Continued monitoring is instrumental to identify marine regions that may require increased attention for mitigation measures. The Caribbean region, still lacking sufficient baseline data, would greatly benefit from the implementation of public policies focused on improving waste management, regulating industrial discharges, and fostering environmental education to reduce the input of plastic waste into coastal and marine ecosystems.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Vicerrectoría de Investigación y Extensión de la Universidad Industrial de Santander (Proyecto 2839), la Universidad Nacional de Colombia (Proyecto 56438) y Parques Nacionales Naturales de Colombia. Agradecemos a los profesionales y técnicos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo y del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad por su colaboración durante las campañas de campo y la asistencia en la recolección de muestras.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was funded by the Vicerrectoría de Investigación y Extensión of the Universidad Industrial de Santander (Project 2839), the Universidad Nacional de Colombia (Project 56438), and Parques Nacionales Naturales de Colombia. The authors would like to thank the professionals and technicians of *Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo* and *Parque Nacional Natural Corales de Profundidad* for their collaboration during field campaigns and assistance with sample collection.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Abayomi, O. A., Range, P., Al-Ghouti, M. A., Obbard, J. P., Almeer, S. H., & BenHamadou, R. (2017). Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. Marine Pollution Bulletin, 124(1), 181-188. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.011

Acosta-Coley, I., Méndez-Cuadro, D., Rodríguez-Cavallo, E., de la Rosa, J., and Olivero-Verbel, J. (2019). Trace elements in microplastics in Cartagena: A hotspot for plastic pollution at the Caribbean. Marine Pollution Bulletin, 139(January), 402–411. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.016

Andrade, C. A. (2001). Las corrientes superficiales en la cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 25, 321–335.

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 62(8), 1596–1605. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Béraud, E., Bednarz, V., Otto, I., Golbuu, Y., and Ferrier-Pagès, C. (2022). Plastics are a new threat to Palau–s coral reefs. Plos one, 17(7), e0270237. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0270237

Botterell, Z. L., Beaumont, N., Cole, M., Hopkins, F. E., Steinke, M., Thompson, R. C., and Lindeque, P. K. (2020). Bioavailability of microplastics to marine zooplankton: effect of shape and infochemicals. Environmental Science and Technology, 54(19), 12024-12033. https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02715

Clayton, C. A., Walker, T. R., Bezerra, J. C., and Adam, I. (2021). Policy responses to reduce single-use plastic marine pollution in the Caribbean. Marine Pollution Bulletin, 162, 111833. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111833

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., and Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. In Marine Pollution Bulletin (Vol. 62, Issue 12, pp. 2588–2597). https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025

Courtene-Jones, W., Maddalene, T., James, M. K., Smith, N. S., Youngblood, K., Jambeck, J. R., ... and Thompson, R. C. (2021). Source, sea and sink—A holistic approach to understanding plastic pollution in the southern Caribbean. Science of the Total Environment, 797, 149098. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149098

Criales-Hernández, M. I., Jerez-Guerrero, M., Rodríguez-Rubio, E., and Benavides-Serrato, M. (2021). Zooplankton community associated with mesophotic coral reefs in the Colombian Caribbean Sea. Regional Studies in Marine Science, 45, 101843. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101843

Deakin, K., Savage, G., Jones, J. S., Porter, A., Muñoz-Pérez, J. P., Santillo, D., and Lewis, C. (2024). Sea surface microplastics in the Galapagos: Grab samples reveal high concentrations of particles< 200 µm in size. Science of the Total Environment, 923, 171428. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171428

Di Mauro, R., Kupchik, M. J., and Benfield, M. C. (2017). Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. Environmental Pollution, 230, 798–809. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.030

Dinno, A. (2015). Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. The Stata Journal, 15(1), 292-300. https://doi.org/10.1177/1536867X1501500117

Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., Gibson, M. I., and Christie-Oleza, J. A. (2019). Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis. Journal of hazardous materials, 369, 691-698. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.067

Everaert, G., De Rijcke, M., Lonneville, B., Janssen, C.R., Backhaus, T., Mees, J., ... and Vandegehuchte, M. B. (2020). Risks of floating microplastic in the global ocean. Environmental Pollution, 267, 115499. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115499

Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. V., and Viñas, L. (2018). Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments. Marine Pollution Bulletin, 127(November 2017), 365–376. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070

Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L.F., Costa Muniz, M., Salles Pereira, L. B., and Meigikos dos Anjos, R. (2021). Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. Environmental Science and Pollution Research, 28(32), 43431–43442. https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x

Garcés-Ordóñez, O (2022). Contaminación por microplásticos en manglares y playas del área marina protegida de Cispatá, Caribe colombiano. Revista Ciencias Marinas y Costeras, 14(2), 9-25 https://doi.org/10.15359/

revmar.14-2.1

Garcés-Ordóñez, O., Saldarriaga-Vélez, J. F., Espinosa-Díaz, L. F., Patiño, A. D., Cusba, J., Canals, M., ... and Thiel, M. (2022). Microplastic pollution in water, sediments and commercial fish species from Ciénaga Grande de Santa Marta lagoon complex, Colombian Caribbean. Science of the Total Environment, 829, 154643. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154643

He, M., Yan, M., Chen, X., Wang, X., Gong, H., Wang, W., and Wang, J. (2022). Bioavailability and toxicity of microplastics to zooplankton. Gondwana Research, 108, 120–126. https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.07.021

Iwalaye, O. A., and Maldonado, M. T. (2024). Microcosm study of the effects of polyester microfibers on the indigenous marine amphipod (*Cyphocaris challengeri*) in the Strait of Georgia (BC, Canada). Science of the Total Environment, 906. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167301

Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., and Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. Environmental Science and Technology, 50(7), 3315–3326. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069

La Daana, K. K., Asmath, H., and Gobin, J. F. (2022). The status of marine debris/litter and plastic pollution in the Caribbean Large Marine Ecosystem (CLME): 1980–2020. Environmental Pollution, 300, 118919. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118919

Lebreton, L. C., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., and Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. Nature communications, 8(1), 15611. https://doi.org/10.1038/ncomms15611

Lenssen, L., and Schubert, E. (2024). Medoid Silhouette clustering with automatic cluster number selection. Information Systems, 120, 102290. https://doi.org/10.1016/j.is.2023.102290

Li, C., Busquets, R., and Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. Science of the Total Environment, 707, 135578. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578

Löhr, A., Savelli, H., Beunen, R., Kalz, M., Ragas, A., and Van Belleghem, F. (2017). Solutions for global marine litter pollution. Current Opinion in Environmental Sustainability, 28, 90-99. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.08.009

Lozano-Duque, Y., Medellín–Mora, J., y Navas, G. (2010). Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Invemar. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1293.8329

Marrugo-Pascuales P., Martínez-Ledesma C.A. (2017). Plan de Manejo Del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad 2016 - 2021 Parques Nacionales Naturales de Colombia, Cartagena, p. 191

Mejía-Echeverry, D., Chaparro, M. A., Duque-Trujillo, J. F., and Restrepo, J. D. (2018). An environmental magnetism approach to assess impacts of land-derived sediment disturbances on coral reef ecosystems (Cartagena, Colombia). Marine Pollution Bulletin, 131, 441-452. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.030

Miller, M. E., Motti, C. A., Hamann, M., and Kroon, F. J. (2023). Assessment of microplastic bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification in a simple coral reef food web. Science of the Total Environment, 858, 159615. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159615

Morales-Giraldo, D. F., Gutiérrez, V. L. R., & Posada, B. O. (2017). Geomorfología de los fondos submarinos del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, mar Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-Invemar, 46(2), 73-90.2017 https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2017.46.2.727

Nunes, B. Z., Huang, Y., Ribeiro, V. V., Wu, S., Holbech, H., Moreira, L. B., … and Castro, I. B. (2023). Microplastic contamination in seawater across global marine protected areas boundaries. Environmental Pollution, 316, 120692. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120692

Orona-Návar, C., García-Morales, R., Loge, F. J., Mahlknecht, J., Aguilar-Hernández, I., and Ornelas-Soto, N. (2022). Microplastics in Latin America and the Caribbean: A review on current status and perspectives. Journal of Environmental Management, 309, 114698. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114698

Otto, M. (2007). Chemometrics: Statistics and computer application in analytical chemistry. In Technometrics (2nd ed., Vol. 43). Wiley–VCH.

Periyasamy, A. P., and Tehrani-Bagha, A. (2022). A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. Polymer Degradation and Stability, 199, 109901. https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.109901

Phan, S., and Luscombe, C. K. (2023). Recent trends in marine microplastic modeling and machine learning tools: Potential for long-term microplastic monitoring. Journal of Applied Physics, 133(2). https://doi.org/10.1063/5.0126358

Portz, L., Manzolli, R. P., Herrera, G. V., García, L. L., Villate, D. A., and do Sul, J. A. I. (2020). Marine litter arrived: Distribution and potential sources on an unpopulated atoll in the Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Sea. Marine Pollution Bulletin, 157, 111323. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111323

R Core Team (2024). _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Rangel-Buitrago, N. (2011). [características geográficas del PNNCRSB]. En "El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo".

Restrepo, J. D., Park, E., Aquino, S., and Latrubesse, E. M. (2016). Coral reefs chronically exposed to river sediment plumes in the southwestern Caribbean: Rosario Islands, Colombia. Science of the Total Environment, 553, 316-329. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.140

Romero–Murillo, P., Gallego, J. L., and Leignel, V. (2023). Marine pollution and advances in biomonitoring in Cartagena Bay in the Colombian Caribbean. Toxics, 11(7), 631. https://doi.org/10.3390/toxics11070631

Shapiro, S. S., and Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika, 52(3-4), 591-611.

Silva, A. B., Bastos, A. S., Justino, C. I. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., and Rocha–Santos, T. A. P. (2018). Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry—a review. Analytica Chimica Acta, 1017, 1–19. https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043.

Tekman, M. B., Walther, B. A., Peter, C., Gutow, L. and Bergmann, M. (2022). Impacts of plastic pollution in the oceans on marine species, biodiversity and ecosystems, 1–221, WWF Germany, Berlin. https://doi.org/10.5281/zenodo.5898684.

Thompson, R. C., Courtene-Jones, W., Boucher, J., Pahl, S., Raubenheimer, K., and Koelmans, A. A. (2024). Twenty years of microplastic pollution research—what have we learned?. Science, 386(6720), eadl2746. https://

doi.org/10.1126/science.adl2746.

Timilsina, A., Adhikari, K., Yadav, A. K., Joshi, P., Ramena, G., and Bohara, K. (2023). Effects of microplastics and nanoplastics in shrimp: Mechanisms of plastic particle and contaminant distribution and subsequent effects after uptake. Science of the Total Environment, 894, 164999. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164999.

Tosic, M., Restrepo, J. D., Lonin, S., Izquierdo, A., and Martins, F. (2019). Water and sediment quality in Cartagena Bay, Colombia: Seasonal variability and potential impacts of pollution. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 216, 187–203. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.013.

Valton, A. S., Serre–Dargnat, C., Blanchard, M., Alliot, F., Chevreuil, M., and Teil, M. J. (2014). Determination of phthalates and their by–products in tissues of roach (Rutilus rutilus) from the Orge River (France). Environmental Science and Pollution Research, 21(22), 12723–12730.

Vargas Cuervo, G. (2021). Paleogeografía del canal y delta del Dique, Colombia. Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía 30(1): 239-256. https://doi.org/10.15446/rcdg.v30n1.82585.

Viršek, M., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., and Kržan, A. (2016). Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. Journal of Visualized Experiments: JoVE, 118, 1–9. https://doi.org/10.3791/55161.

Vital, S. A., Cardoso, C., Avio, C., Pittura, L., Regoli, F., and Bebianno, M. J. (2021). Do microplastic contaminated seafood consumption pose a potential risk to human health? Marine Pollution Bulletin, 171(July), 112769. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112769.

Yee, M. S. L., Hii, L. W., Looi, C. K., Lim, W. M., Wong, S. F., Kok, Y. Y., ... & Leong, C. O. (2021). Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials*, *11*(2), 496. https://doi.org/10.3390/nano11020496

Zarza-González, E. (2011). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Cartagena: Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo.

Zhao, H. J., Xu, J. K., Yan, Z. H., Ren, H. Q., and Zhang, Y. (2020). Microplastics enhance the developmental toxicity of synthetic phenolic antioxidants by disturbing the thyroid function and metabolism in developing zebrafish. Environment International, 140, 105750. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105750.

Zhou, Z.-H. (2021). Machine Learning. Springer Singapore.

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia
CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

ARTÍCULO / ARTICLE

Estructura de la comunidad de céspedes algales en interacción con corales masivos en el atolón Albuquerque, Reserva de la Biosfera Seaflower, Caribe SW

Structure of the algal turf community in interaction with massive corals in Albuquerque Atoll, Seaflower Biosphere Reserve, SW Caribbean

Helena Benavides-Marchena*
0009-0000-1348-0101
mbenavidesma@unal.edu.co

Catalina Gómez-Cubillos
0000-0003-3384-5969
macgomezcu@unal.edu.co

Carlos Andrés Daza-Guerra
0000-0001-6599-2328
caadazagu@unal.edu.co

Sven Zea
0000-0002-5657-4877
szeas@unal.edu.co

1. Universidad Nacional de Colombia – Sede Caribe – Instituto de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR. Grupo de Investigación Fauna Marina Colombiana: Biodiversidad y Usos. Santa Marta, Colombia.

2. * Autor de correspondencia

Recibido / Received: 23/04/2025
Aceptado / Accepted: 18/10/2025

Citación / Citation: Benavides-Marchena, H.; Gómez-Cubillos, C.; Daza-Guerra, C.A.; Zea, Sven. 2026 Estructura de la comunidad de céspedes algales en interacción con corales masivos en el atolón Albuquerque, Reserva de la Biosfera Seaflower, Caribe SW Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 176-197

RESUMEN

En los arrecifes continentales y oceánicos del Caribe colombiano, las perturbaciones antrópicas y naturales han impulsado la transición de comunidades dominadas por corales a macroalgas, resultando en cambios en su estructura y función. Actualmente, los céspedes algales son el componente bentónico más abundante y de allí la importancia de evaluar su composición y estructura comunitaria en interacciones directas con corales masivos. Con el objetivo de avanzar en el conocimiento de los céspedes algales en el Caribe colombiano, en el marco de la Expedición Científica Seaflower - 2018 al atolón Albuquerque, se recolectaron y analizaron 94 núcleos de esqueleto coralino en interacción residual con céspedes algales. Se identificaron 12 órdenes, 22 familias y 31 géneros de algas cespitosas, siendo *Lyngbia, Polysiphonia* y *Chondria* los géneros más recurrentes en las diferentes unidades geomorfológicas del atolón. Se sugiere que las variaciones estructurales en la comunidad de céspedes en los bordes de interacción están relacionadas con las condiciones ambientales predominantes en las unidades geomorfológicas, principalmente el grado de exposición al oleaje y profundidad de la columna de agua, y en menor medida con el tipo colonial de los corales; aunque al parecer el tipo de sustrato (especie de coral) puede determinar la presencia de ciertos géneros algales.

Palabras clave: Área Marina Protegida, Albuquerque, interacciones bióticas, corales masivos, céspedes algales

ABSTRACT

In continental and oceanic reefs of the Colombian Caribbean, anthropogenic and natural disturbances have driven the transition from coral-dominated communities to macroalgae, resulting in changes in their structure and function. Currently, algal turfs are the most abundant benthic component, hence the importance of evaluating their composition and community structure in direct interactions with massive corals. With the aim of advancing our knowledge of algal turfs in the Colombian Caribbean, 94 coral skeleton cores in residual interaction with algal turfs were collected and analyzed as part of the Seaflower 2018 Scientific Expedition to the Cayos Albuquerque Atoll. 20 orders, 22 families, and 31 genera of turf algae were identified, with *Lyngbia*, *Polysiphonia*, and *Chondria* being the most common genera in the atoll's different geomorphological units. It is suggested that structural variations in the turf community at interaction boundaries are related to the prevailing environmental conditions within the geomorphological units, primarily the degree of wave exposure and depth of the water column, and to a lesser extent to the colony type of corals, although substratum type (coral species) may apparently determine the presence of certain algal genera.

Keywords: Marine Protected Area, Albuquerque, biotic interactions, massive corals, algal turfs

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1362

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son ecosistemas de gran importancia ecológica, debido a su alta diversidad, productividad y complejidad estructural (Garzón-Ferreira y Kielman, 1994). En estos ecosistemas, los esquemas de distribución de organismos bentónicos son el reflejo de procesos históricos y de las condiciones ambientales predominantes, que en conjunto configuran complejas relaciones ecológicas y biofísicas (Ortegón- Aznar *et al*., 2013). Es así como las interacciones intra e interespecíficas estructuran e impulsan la configuración de las comunidades coralinas, siendo un factor clave para el crecimiento y reproducción de los organismos que las conforman (Chadwick, 1990; Swierts y Vermeij, 2016). Por ejemplo, las macroalgas juegan un papel ecológico sobresaliente en el bentos arrecifal al ser productoras primarias, y retener y reciclar nutrientes, dando así soporte trófico al ecosistema (Fong y Paul, 2011; Tebbett y Bellwood, 2021).

No obstante, el incremento en la intensidad y frecuencia de las perturbaciones, en su mayoría de carácter antropogénico, ha generado una alteración significativa en los esquemas naturales de interacción (Roy, 2004; Sánchez *et al*., 2025). Entre sus principales consecuencias se encuentran el aumento de la temperatura superficial del mar, la eutrofización derivada de una mayor disponibilidad de nutrientes y la reducción en la abundancia de herbívoros. En conjunto, estos procesos favorecen la proliferación de macroalgas, al propiciar condiciones ambientales óptimas para su crecimiento y al liberar espacios que pueden ser colonizados de manera acelerada por estos organismos (Inagaki, 2024). Como es el caso de Albuquerque, Bajo Nuevo y Bolívar, donde el bentos estuvo dominado por macroalgas (69.3 ± 15.8 – 72 ± 10.7 %), con un peso destacado de los céspedes algales (43.2 ± 7.1 – 44.7 ± 12.7 %) (Gómez-Cubillos *et al*., 2023)

Entre las macroalgas, los céspedes algales son los competidores por espacio más frecuentes contra el tejido coralino (Barott *et al*., 2012). El término césped algal (algal turf en inglés), se usa para designar ensamblajes mixtos de algas y cianobacterias con altura de dosel no mayor a 2 cm (Williams y Carpenter, 1997; Connell *et al*., 2014). Los céspedes o tapetes algales son de particular interés en los arrecifes de coral, por ser en la actualidad el componente bentónico más abundante (Harris, 2015) y una fuente importante de productividad primaria (Bellwood *et al*., 2004). Como colonizadores del sustrato tienen el potencial de limitar el asentamiento de larvas de coral y de otros organismos bentónicos (Arnold *et al*., 2014) No

INTRODUCTION

Coral reefs are ecosystems of great ecological importance due to their high diversity, productivity, and structural complexity (Garzón-Ferreira and Kielman, 1994). In these ecosystems, the distribution patterns of benthic organisms reflect historical processes and the predominant environmental conditions, which together shape complex ecological and biophysical relationships (Ortegón-Aznar *et al*., 2013). This is how intra-, and interspecific interactions do structure and drive the configuration of coral communities, being a key factor for the growth and reproduction of the organisms that comprise them (Chadwick, 1990; Swierts and Vermeij, 2016). For example, macroalgae play an outstanding ecological role in the reef benthos by being primary producers and by retaining and recycling nutrients, thereby providing trophic support to the ecosystem (Fong and Paul, 2011; Tebbett and Bellwood, 2021).

However, the increase in the intensity and frequency of disturbances, mostly anthropogenic in nature, has generated a significant alteration in natural interaction patterns (Roy, 2004; Sánchez *et al*., 2025). Some of the main consequences are the increase in sea surface temperature, eutrophication derived from greater nutrient availability, and the reduction in the abundance of herbivores. Together, these processes favor the proliferation of macroalgae by promoting optimal environmental conditions for their growth and by freeing up space that can be rapidly colonized by these organisms (Inagaki, 2024). This is the case in Albuquerque, and the other Seaflower Reserve atolls, Bajo Nuevo and Bolívar, where the benthos was dominated by macroalgae (69.3 ± 15.8 –72 ± 10.7 %), with a notable weight of algal turfs (43.2 ± 7.1 –44.7 ± 12.7 %) (Gómez-Cubillos *et al*., 2023).

Among macroalgae, algal turfs are the most frequent spatial competitors against coral tissue (Barott *et al*., 2012). The term algal turf is used to designate mixed assemblages of algae and cyanobacteria with a canopy height of no more than 2 cm (Williams and Carpenter, 1997; Connell *et al*., 2014). Algal turfs are of particular interest on coral reefs because they are currently the most abundant benthic component (Harris, 2015) and an important source of primary productivity (Bellwood *et al*., 2004). As substratum colonizers, they have the potential to limit the settlement of coral larvae and other benthic organisms (Arnold *et al*., 2014). Nonetheless, corals confront the competitive strategies of turfs in different ways, depending on environmental conditions and species identity (Nugues and Bak, 2006; Cetz-Navarro *et al*., 2015). Corals

obstante, los corales enfrentan las estrategias competitivas de los céspedes de diferentes maneras, dependiendo de las condiciones ambientales y de la identidad de las especies (Nugues y Bak, 2006; Cetz-Navarro *et al*., 2015). Los corales pueden estresar a las algas a través de sus mecanismos de defensa y ataque contra competidores, como la extrusión de filamentos mesentéricos acompañado de descarga de nematocistos, barridos por tentáculos, secreción mucosa y alelopatía (O'Brien y Scheibling, 2018). Por su parte, los tipos coloniales: meandroide (ej. *Diploria*), cerioide (ej. *Siderastrea*), plocoide (ej. *Montastraea*) y faceloide (ej. *Favia*), que están determinados por el tipo de crecimiento de las colonias, la forma y el tipo de conexión de sus coralitos, influyen en el resultado de la competencia (Reyes *et al*., 2010; Swierts y Vermeij, 2016; Gómez-Cubillos *et al*., 2019). De hecho, la estrategia de crecimiento coralino en altura formando labios ligeramente elevados, más evidente en las formas meandroides, permite evadir la competencia directa con céspedes algales (Gómez-Cubillos *et al*., 2019).

La proliferación de céspedes en zonas coralinas ha sido evidente, especialmente después de eventos a gran escala que generan mortalidad coralina masiva, como huracanes, epizootias o blanqueamientos (Duran *et al*., 2024). Además, estudios experimentales han demostrado una relación entre el aumento en la eficiencia fotosintética y la biomasa de los céspedes con estresores de escala global con el aumento de la temperatura y la acidificación de los océanos (Fricke *et al*., 2014; Johnson *et al*., 2017). En estos escenarios de perturbación, luego de que el tejido coralino muere, el esqueleto libre es colonizado por céspedes algales (Fricke *et al*., 2011) y, una vez estas algas se establecen, surge lo que en el presente estudio denominaremos una interacción residual. En esta, los céspedes compiten directamente por espacio con el tejido de coral vivo remanente, ocasionando su muerte lenta y progresiva (ca. ~1 cm·año-1) (Gómez-Cubillos, 2018). Sin embargo, en el Caribe pocas investigaciones han relacionado la proliferación de los céspedes como una causa directa de mortalidad de corales pétreos (Roy, 2004; Gómez-Cubillos, 2018) y, se desconocen los efectos de la dinámica de estas interacciones en arrecifes oceánicos remotos.

can stress algae through their defense and attack mechanisms against competitors, such as the extrusion of mesenterial filaments accompanied by nematocyst discharge, tentacular sweeping, mucus secretion, and allelopathy (O'Brien and Scheibling, 2018). Furthermore, the coral colony types meandroid (e.g., *Diploria*), cerioid (e.g., *Siderastrea*), plocoid (e.g., *Montastraea*), and phaceloid (e.g., *Favia*), which are determined by the growth type of the colonies, the shape and the type of connection of their corallites, influence the outcome of the competition (Reyes *et al*., 2010; Swierts and Vermeij, 2016; Gómez-Cubillos *et al*., 2019). In fact, the strategy of coral growth in height, forming slightly elevated lips, which is more evident in meandroid forms, allows them to evade direct competition with algal turfs (Gómez-Cubillos *et al*., 2019).

The proliferation of turfs in coral areas has been evident, especially after large-scale events that generate massive coral mortality, such as hurricanes, epizootics, or bleaching (Duran *et al*., 2024). In addition, experimental studies have shown a relationship between the increase in photosynthetic efficiency and the biomass of turfs with global-scale stressors such as increasing temperature and ocean acidification (Fricke *et al*., 2014; Johnson *et al*., 2017). In these perturbation scenarios, after the coral tissue dies, the free skeleton is colonized by algal turfs (Fricke *et al*., 2011) and, once these algae are established, what we herein call a residual interaction, i.e., between the live coral tissue edge and the turf fronds, arises. In this interaction, the turfs compete directly for space with the remaining live coral tissue, causing its slow and progressive death (conca. ~1 cm·año-1) (Gómez-Cubillos, 2018). However, few investigations in the Caribbean have linked the proliferation of turfs as a direct cause of stony coral mortality (Roy, 2004; Gómez-Cubillos, 2018), and the effects of the dynamics of these interactions on remote oceanic reefs, such as Albuquerque, are unknown.

Therefore, within the framework of the Seaflower – 2018 Scientific Expedition, this research had the following objectives: to characterize the composition and structure (height and density) of algal turf assemblages in interaction with massive corals, and to interpret their differences and similarities in relation to the colony type and the geomorphological unit.

Por ello, en el marco de la Expedición Científica Seaflower – 2018, esta investigación tuvo como objetivos: caracterizar la composición y la estructura (altura y densidad) de los ensamblajes de céspedes algales en interacción con corales masivos, e interpretar sus diferencias y similitudes en relación con el tipo colonial y la unidad geomorfológica.

ÁREA DE ESTUDIO

El atolón de Albuquerque (20°10′ N, 81°51′ W) se localiza a aproximadamente 37 km al sur de la isla de San Andrés. Presenta una configuración casi circular y un arrecife periférico continuo en su zona de barlovento, con una longitud cercana a los 6 km (Figura 1). Está conformado por diversas unidades geomorfológicas resultantes de la interacción de procesos geológicos, oceanográficos y biológicos, entre las que se destacan: la terraza prearrecifal o de barlovento (TP), el arrecife periférico de barlovento (B), la terraza lagunar (TL), la laguna con parches coralinos (Lg), y la terraza de sotavento (TS) (Díaz *et al*., 1996). La temperatura superficial del mar presenta un rango promedio mensual entre 26.8 °C (febrero-marzo) y 30.2 °C (septiembre-octubre), con un valor intermedio cercano a 27.5 °C. La salinidad superficial, por su parte, oscila entre 34 y 36.3 (González, 1988).

Albuquerque es parte de La Reserva de Biosfera Seaflower (RB), la que tiene una extensión de ~180 000 km2 y está conformada por siete atolones (Albuquerque, Bolívar o Courtown, Quitasueño, Serrana, Roncador, Serranilla y Bajo Nuevo), tres islas habitadas (San Andrés, Providencia y Santa Catalina) y un bajo (Bajo Alicia) (SIG-Coralina, 2010).

STUDY AREA

The Albuquerque Atoll (12°10′ N, 81°51′ W) is located approximately 37 km south of San Andrés Island. It has an almost circular configuration and a continuous peripheral reef on its windward side, with a length of about 6 km (Figure 1). It is made up of various geomorphological units resulting from the interaction of geological, oceanographic, and biological processes, among which the following stand out: the fore-reef or windward terrace (TP), the windward peripheral reef (B), the lagoonal terrace (TL), the lagoon with coral patches (Lg), and the leeward terrace (TS) (Díaz *et al*., 1996). Sea surface temperature has an average monthly range between 26.8 °C (February–March) and 30.2 °C (September–October), with an intermediate value close to 27.5 °C. Surface salinity ranges between 34 and 36.3 (González, 1988). Albuquerque is part of the Seaflower Biosphere Reserve (RB), which has an extension of ~180 000 km^2. This reserve is composed of seven atolls (Albuquerque, Bolívar or Courtown, Quitasueño, Serrana, Roncador, Serranilla, and Bajo Nuevo), three inhabited islands (San Andrés, Providencia, and Santa Catalina), and one bank (Bajo Alicia) (SIG-Coralina, 2010).

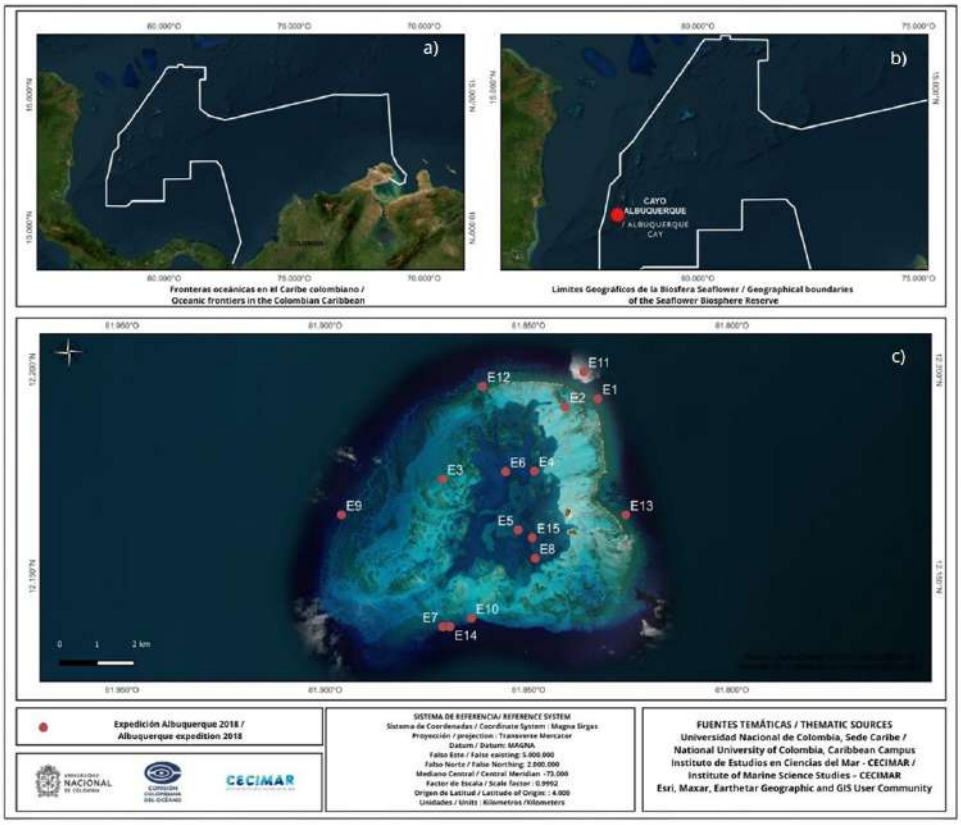


Figura 1. Ubicación de las estaciones evaluadas en la Expedición Albuquerque-2018. a) límites de la Reserva de Biósfera Seaflower, b) ubicación del atolón Albuquerque y c) estaciones de muestreo.

Figure 1. Location of the stations surveyed during the Albuquerque-2018 Expedition: a) boundaries of the Seaflower Biosphere Reserve, b) location of the Albuquerque Atoll, and c) sampling stations.

DISEÑO DE MUESTREO

Fase de campo

En la Expedición Científica Seaflower isla Cayo Albuquerque realizada en el mes de septiembre del 2018, se evaluaron 15 estaciones ubicadas en seis unidades geomorfológicas, entre los 2.5 y 19 m de profundidad. Del total de estaciones, dos estuvieron en la terraza prearrecifal o de barlovento; dos en el arrecife periférico de barlovento; una en la terraza lagunar; cinco en la laguna con parches coralinos y cinco en la terraza de sotavento (Figura 1).

Durante la Expedición, mediante equipo autónomo (SCUBA) se recolectaron 96 muestras de esqueleto coralino empleando la técnica de extracción de núcleos en bordes de interacción entre tejido vivo remanente y céspedes algales (Gómez-Cubillos *et al*., 2023). Para ello, por estación, se ubicaron entre tres y seis colonias de corales masivos morfológicamente contrastantes según su tipo colonial: meandroides (ej. *Diploria*) con surcos y labios

SAMPLING DESIGN

Field work

In the Seaflower Cayo Albuquerque Scientific Expedition carried out in September 2018, 15 stations located in fivr geomorphological units, between 2.5 and 19 m deep, were evaluated. Of the total stations, five were in the lagoon basin, five in the leeward terrace, two in the fore-reef or windward terrace, one in the lagoonal terrace, and two in the windward peripheral reef (Figure 1).

During the Expedition, using autonomous equipment (SCUBA), 96 coral skeleton samples were collected using the technique of core extraction at the interaction borders between remnant live tissue and algal turfs (Gómez-Cubillos *et al*., 2023). For this, per station, between three and six colonies of morphologically contrasting massive corals were located according to their colony type: meandroid (e.g., *Diploria*) with elevated grooves and lips formed by the continuity of the polyps, cerioid (e.g., *Siderastrea*) characterized by adjacent corallites with shared walls, giving rise

elevados formados por la continuidad de los pólipos, cerioides (ej. *Siderastrea*) caracterizado por coralitos adyacentes con paredes compartidas, dando lugar a superficies más compactas y de menor relieve y plocoides (ej. *Montastraea*), donde cada coralito está separado por coenosteum (Santodomingo *et al*., 2010).

Cada colonia tenía interacciones activas, es decir, donde era evidente que el césped estaba ganado la competencia con el coral (cambios de coloración, pérdida de continuidad tegumentaria o recubrimiento lateral) (Gómez-Cubillos *et al*., 2020). Sobre la interacción seleccionada, se extrajo un núcleo coralino, correspondiente a una porción del esqueleto y césped, mediante el uso de un sacabocado manual de impacto de 27 mm de diámetro (5,7 cm²), asistido con martillo. El sacabocado se posicionó en la interacción residual de tal manera que cubriera una porción de coral vivo menor a la mitad, y el resto césped algal. Cada núcleo se almacenó en etanol al 96 %, hasta su procesamiento en laboratorio (Gómez-Cubillos *et al*., 2019; 2023).

Fase de Laboratorio

Cada núcleo se revisó en húmedo empleando estereoscopio Zeiss-Discovery V8 (1,0-4,0 X) y con escáner Epson Perfection-V850Pro se capturaron imágenes para registrar la coloración de las muestras (núcleos de coral). Luego, se determinó la estructura de los ensamblajes de céspedes en términos de la densidad aparente de céspedes (%), altura del dosel (mm) y composición algal a nivel de género (Gómez-Cubillos *et al*., 2020).

La densidad aparente de céspedes se categorizó a partir de una descripción cualitativa de la cantidad de coral visible, en: (I) tapetes densamente agregados, con apariencia homogénea conformados por céspedes cortos (< 2 mm); (II) tapetes moderadamente tupidos, conformados por filamentos mixtos cortos y largos (~2 a 5 mm) y (III) tapetes dispersos y altos (> 5 mm) conformados por ramas erectas y/o postradas. Por muestra, se tomaron en el laboratorio 10 medidas de la altura del dosel utilizando una regla de acero inoxidable con escala milimétrica (Gómez-Cubillos et al., 2020).

Se identificaron los morfotipos algales a nivel de género presentes en los céspedes de cada muestra o núcleo empleando estereoscopio, claves especializadas (Littler y Littler, 2000; Dawes y Mathieson, 2008 ; Wynne, 2017) y la consulta de expertos. Empleando kit de disección entomológico marca Biológik, se realizó la extracción manual de las algas. Con este material, se realizaron montajes en láminas portaobjeto y con microscopio óptico Zeiss-

to more compact and lower-relief surfaces, and plocoid (e.g., *Montastraea*), where each corallite is separated by coenosteum (Santodomingo *et al*., 2010).

Each colony had active interactions, that is, where it was evident that the turf was winning the competition with the coral (color changes, loss of tegumentary continuity, or lateral overgrowth) (Gómez-Cubillos *et al*., 2020). On the selected interaction, a coral core, corresponding to a portion of the skeleton and turf, was extracted by using a manual impact hole puncher of 27 mm in diameter (5,7 cm²), assisted with a hammer. The hole puncher was positioned in the residual interaction in such a way that it covered a portion of live coral less than half, and the rest algal turf. Each core was stored in 96% alcohol until its processing in the laboratory (Gómez-Cubillos *et al*., 2019; 2023).

Laboratory work

Each core was reviewed while wet employing a Zeiss-Discovery V8 stereoscope (1.0-4.0 X) and with an Epson Perfection-V850Pro scanner, images were captured to record the coloration of the samples (coral cores). Then, the structure of the turf assemblages was determined in terms of the apparent turf density (%), canopy height (mm), and algal composition at the genus level (Gómez-Cubillos *et al*., 2020).

The apparent turf density was categorized starting from a qualitative description of the amount of visible coral, into: (I) Densely aggregated mats, with a homogeneous appearance composed of short turfs (< 2 mm); (II) Moderately dense mats, composed of mixed short and long filaments (~2 to 5 mm) and, (III) Sparse and tall mats (> 5 mm) composed of erect and/or prostrate branches. Per sample, 10 measurements of the canopy height were taken in the laboratory using a stainless-steel ruler with a millimetric scale (Gómez-Cubillos *et al*., 2020).

The algal morphotypes present in the turfs of each sample or core were identified at the genus level employing a stereoscope, specialized keys (Littler and Littler, 2000; Dawes and Mathieson, 2008; Wynne, 2017) and consultation with experts. Employing a Biológik brand entomological dissection kit, manual extraction of the algae was performed. With this material, mounts were made on slides and with a Zeiss-AX10 optical microscope with a DCM510-CMOS digital camera, photographs to scale were taken employing the ScopePhoto3.1 software. Additionally, the relative cover (%) per genus was estimated based on 30 random observation points

AX10 con cámara digital DCM510-CMOS y se tomaron fotografías a escala empleando el software ScopePhoto3.1. Adicionalmente, se estimó la cobertura relativa (%) por género a partir de 30 puntos de observación aleatorios en cada núcleo. El análisis se realizó a nivel de género debido a las dificultades de identificar estas algas a rangos taxonómicos inferiores, dadas sus reducidas dimensiones y la falta de estructuras reproductivas.

Análisis de datos

Los datos fueron procesados en Microsoft Excel 2021. Para la densidad aparente se realizó un diagrama de barras apiladas. Mediante prueba del test exacto de Fisher (Sokal y Rohlf, 1981) se determinaron asociaciones entre la unidad geomorfológica y el tipo colonial con la densidad aparente de céspedes (variable categórica) expresadas en porcentaje.

Para los valores de altura del dosel (mm), se calculó el promedio y se generó un gráfico de violín con la totalidad de las mediciones para su representación visual (Wickham, 2017). Posteriormente, se probaron los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (Levene) (Underwood, 1997). Por no cumplir estos supuestos, las diferencias en la altura del dosel entre factores (tipo colonial y unidad geomorfológica) se evaluaron con la prueba Kruskal-Wallis, (Agresti, 2002). Todos los análisis se realizaron utilizando el programa R versión 4.4.2 (R Development Core Team, 2017).

Con el fin de observar cambios en la estructura de la comunidad y la distribución de las abundancias relativas, se construyeron curvas de rango abundancia. Estas curvas permiten observar las diferencias en las distribuciones de las abundancias entre las especies dominantes, raras y la uniformidad de la comunidad. Finalmente, se determinaron diferencias en la composición de los ensamblajes de céspedes (a nivel de género) entre las unidades geomorfológicas y tipo colonial a partir de los datos de cobertura (%) previamente procesados con la transformación angular (arcoseno$\sqrt{(x/100)}$) (Johnson y Wichern, 2002), aplicando un PERMANOVA al 95 % de confianza en el programa R versión 4.4.2 (R Development Core Team, 2017).

in each core. The analysis was performed at the genus level due to the difficulties in identifying these algae at inferior taxonomic ranks, given their reduced dimensions and the lack of reproductive structures.

Data Analyses

The data were processed in Microsoft Excel 2021. For the apparent density, a stacked bar chart was constructed. Through Fisher's exact test (Sokal and Rohlf, 1981), associations were determined between the geomorphological unit and the colony type with the apparent turf density (categorical variable) expressed in percentage.

For the canopy height values (mm), the average was calculated and a violin plot was generated with all the measurements for visual representation (Wickham, 2017). Subsequently, the assumptions of normality (Shapiro-Wilk) and homogeneity of variances (Levene) were tested (Underwood, 1997). Since these assumptions were not met, the differences in canopy height between factors (colony type and geomorphological unit) were evaluated with the Kruskal-Wallis test (Agresti, 2002). All analyses were performed using the R program version 4.4.2 (R Development Core Team, 2017).

In order to observe changes in the community structure and the distribution of relative abundances, rank-abundance curves were constructed. These curves allow observing the differences in the distributions of abundances among dominant and rare species and the community's uniformity. Finally, differences in the composition of turf assemblages (at the genus level) between the geomorphological units and colony type were determined from the cover data (%) previously processed with the angular transformation (arcoseno$\sqrt{(x/100)}$) (Johnson and Wichern, 2002), applying a PERMANOVA at 95 % confidence in the R program version 4.4.2 (R Development Core Team, 2017).

RESULTADOS

Tomando como referencia los criterios propuestos por Zea (2001) and Garzón-Ferreira *et al*. (2002), del total de estaciones evaluadas, el 46.6 % eran arrecifes con profundidad media (entre 7 y 12 m), el 40 % eran arrecifes profundos (entre 12 y 19 m) y 13.3 % someros (entre 2 y 7 m). De las 15 estaciones, 10 eran ambientes con nula o escaza exposición al oleaje predominante (excluyendo tormentas) (Tabla 1).

RESULTS

Taking as a reference the criteria proposed by Zea (2001) and Garzón-Ferreira *et al*. (2002), out of the total evaluated stations, 46.6 % were medium-depth reefs (between 7 and 12 m), 40 % were deep reefs (between 12 and 19 m), and 13.3 % were shallow reefs (between 2 and 7 m). Of the 15 stations, 10 were environments with null or scarce exposure to the predominant swell (excluding storms) (Table 1)

Tabla 1. Ubicación y características generales de las estaciones evaluadas en Albuquerque-2018 [1]

Table 1. Location and general characteristics of the evaluated stations in Albuquerque-20181

Estación / Station	Coordenadas / Coordinates		Nivel de Profundidad / Depth level (m)	Nivel de Exposición / Exposure level	Unidad Geomorfológica / Geomorpgological unit
	Latitud / Latitude (N)	Longitud / Longitude (W)			
E1	12.93000	-81.83300	Medio / Medium	3	TP
E2	12.191000	-81.84100	Somero / Shallow	2	TL
E3	12.173608	-81.87111	Medio / Medium	1	TS
E4	12.175550	-81.84861	Medio / Medium	0	Lg
E5	12.161299	-81.85259	Medio / Medium	0	Lg
E6	12.175377	-81.85570	Profundo / Deep	0	Lg
E7	12.137910	-81.87111	Profundo / Deep	2	TS
E8	12.154440	-81.84844	Medio / Medium	0	Lg
E9	12.164968	-81.89600	Profundo / Deep	1	TS
E10	12.139963	-81.86407	Profundo / Deep	0	TS
E11	12.199530	-81.83643	Profundo / Deep	3	TP
E12	12.196010	-81.86132	Medio / Medium	3	B
E13	12.164968	-81.82613	Medio / Medium	3	B
E14	12.137949	-81.86936	Profundo / Deep	1	TS
E15	12.15941	81.84909	Somero / Shallow	3	Lg

[1] nivel de profundidad: Somero > 7 m; Medio entre 7 y 12 m; Profundo > 12 (Garzón-Ferreira *et al*., 2002). Nivel de exposición: 0 (nulo); 1 (escaso); 3 (fuerte) respecto al oleaje y la profundidad en la columna de agua. Unidad geomorfológica: TP: Terraza prearrecifal o de barlovento; B: Arrecife periférico de barlovento; TL: Terraza lagunar; Lg: Laguna con parches coralinos y TS: Terraza de sotavento (Díaz *et al*., 1996).

Depth level: Shallow > 7 m; Intermediate between 7 and 12 m; Deep > 12 m (Garzón-Ferreira *et al*., 2002). Exposure level: 0 (none); 1 (low); 3 (high), in relation to wave action and position within the water column. Geomorphological unit: TP: Fore-reef or windward terrace; B: Windward fringing reef; TL: Lagoonal terrace; Lg: Lagoon with coral patches; and TS: Leeward terrace (Díaz *et al*., 1996).

Densidad aparente de los céspedes

En Albuquerque, los bordes de interacción coral-céspedes algales en todas las unidades geomorfológicas y tipos coloniales, estuvieron dominados por tapetes moderadamente tupidos con céspedes cortos y largos (II) (59.5 %), seguidos por los tapetes cortos densamente agregados (I) (28.1 %) y los tapetes dispersos (III) (12.3 %). En los arrecifes más expuestos al oleaje, como la barrera de barlovento y la terraza prearrecifal, los bordes de interacción estuvieron dominados por ensamblajes de tapetes de céspedes dispersos (III) (>30%). Por el contrario, en ambientes menos expuestos, como la laguna con parcheas coralinos los tapetes densamente agregados (II) tuvieron la mayor densidad (42%) (Figura 2a). Sin embargo, estadísticamente no se encontró dependencia de la densidad con las unidades geomorfológicas (Fisher-Test; dos colas; p = 0,058).

Según el tipo colonial, los céspedes moderadamente tupidos (II) fueron dominantes (meandroide: 68,6 %; plocoide: 60,9 %; cerioide: 52,8 %). Es importante destacar que las colonias plocoides no presentaron tapetes dispersos (III) (Figura 2b). Estadísticamente no se encontró dependencia de la densidad aparente con el tipo colonial (Fisher-Test; dos colas; p = 0,24).

Apparent Turf Density

In Albuquerque, the coral-algal turf interaction edges across all geomorphological units and colony types were dominated by moderately dense mats with short and long turfs (II) (59.5 %), followed by short, densely aggregated mats (I) (28.1 %), and sparse mats (III) (12.3 %). In reefs more exposed to wave action, such as the windward barrier and the fore-reef terrace, the interaction edges were dominated by assemblages of sparse turf mats (III) (>30 %). Conversely, in less exposed environments, such as the lagoon with coral patches, the densely aggregated mats (II) had the highest density (42 %) (Figure 2a). However, statistically, no dependence of density on the geomorphological units was found (Fisher-Test; two-tailed; p = 0.058).

According to the colony type, moderately dense turfs (II) were dominant (meandroid: 68.6 %; plocoid: 60.9 %; cerioid: 52.8 %). It is important to highlight that plocoid colonies did not present sparse mats (III) (Figure 2b). Statistically, no dependence of the apparent density on the colony type was found (Fisher-Test; two-tailed; p = 0.24).

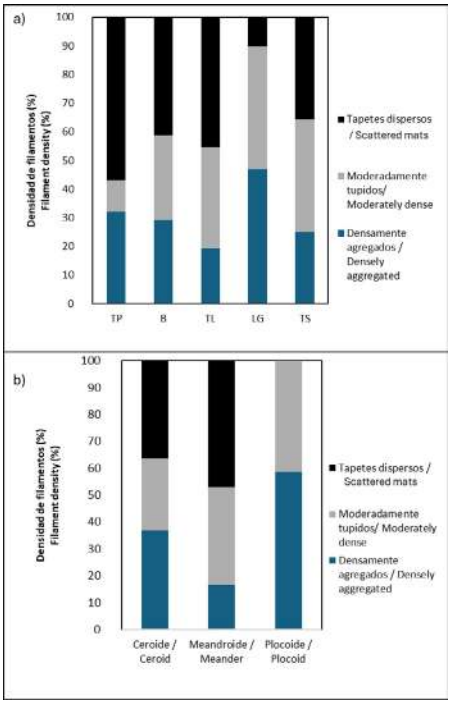


Figura 2. Densidad aparente de los céspedes (%) de céspedes algales en bordes de interacción coral-césped en arrecifes de Albuquerque entre: a) unidades geomorfológicas y b) tipo colonial [Abreviatura: TP: Terraza prearrecifal o de barlovento; B: Arrecife periférico de barlovento; TL: Terraza lagunar; Lg: Laguna con parches coralinos; TS: Terraza de sotavento (Díaz *et al*., 1996).

Figure 2. Apparent turf density (%) of algal turfs at coral-turf interaction edges on Albuquerque reefs between: a) geomorphological units and b) colony type [Abbreviation: TP: Fore-reef or windward terrace; B: Windward peripheral reef; TL: Lagoonal

Altura del dosel

En los bordes de interacción evaluados, la altura promedio del dosel del césped algal fue de 3,44 ± 0,22 mm (x̄ ± desviación estándar), siendo la altura de 2 mm la más frecuente (moda) y 1 mm la menor altura en las diferentes unidades geomorfológica y tipos coloniales; no obstante, el rango de los datos fue amplio (entre 1 y 15 mm) (Figura 3). En la terraza prearrecifal de barlovento se registraron los ensamblajes con mayor altura (Max = 18 mm), seguido por la terraza lagunar (Max = 15 mm) y la barrera de barlovento Max = 14 mm) (Figura 3a).

El tipo colonial meandroide registró la mayor altura promedio (3,66 ± 0,25 mm; Max = 15 mm), seguido del tipo cerioide (Max = 12 mm) y plocoide (Max = 11 mm) (Figura 3b). No se encontraron diferencias significativas estadísticamente en la altura del dosel entre unidades geomorfológicas (Kruskall-Wallis, Pseudo-F_{Unidad} = 0,64; *p* = 0,76*)* ni tipo de sustrato (Pseudo-Fsustrato=7,76:p = 0,94).

Canopy Height

In the interaction edges evaluated, the average height of the algal turf canopy was 3.44 ± 0,22 mm (x̄ ± standard deviation), with a height of 2 mm being the most frequent (mode) and 1 mm the lowest height across the different geomorphological units and colony types; however, the data range was wide (between 1 and 15 mm) (Figure 3). The windward fore-reef terrace had the assemblages with the greatest height (Max = 18 mm), followed by the lagoonal terrace (Max = 15 mm) and the windward barrier (Max = 14 mm) (Figure 3a).

The meandroid colony type registered the greatest average height (3.66 ± 0,25 mm; Max = 15 mm), followed by the cerioid type (Max = 12 mm) and plocoid type (Max = 11 mm) (Figure 3b). No statistically significant differences in canopy height were found between geomorphological units (Kruskall-Wallis, Pseudo-F_{Unidad} = 0.64; p = 0,76) or substratum type (Pseudo-$F_{sustrato}$= 7.76; p = 0,94).

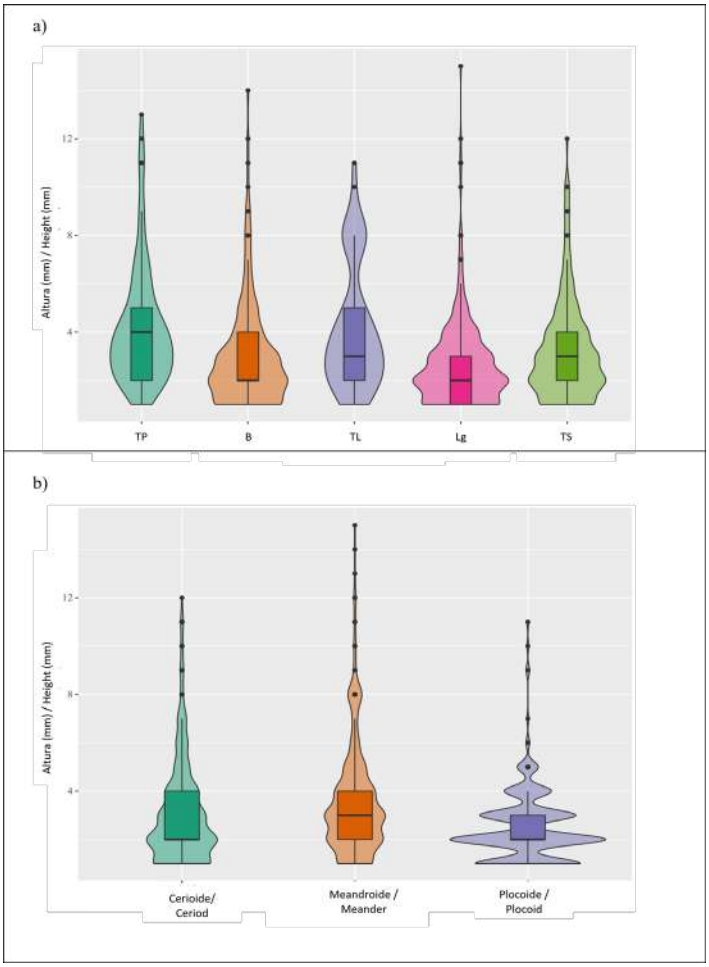


Figura 3. Gráfico de violín de la altura del dosel (mm) de los céspedes que crecen sobre esqueleto coralino comparando entre a) unidades geomorfológicas y b) tipo colonial. [TP: Terraza prearrecifal o de barlovento; B: Arrecife periférico de barlovento; TL: Terraza lagunar; Lg: Laguna con parches coralinos *y* TS: Terraza de sotavento] (Díaz *et al*., 1996).

Figure 3. Violin plot of the canopy height (mm) of turfs growing on coral skeleton comparing between a) geomorphological units and b) colony type. [TP: Fore-reef or windward terrace; B: Windward peripheral reef; TL: Lagoonal terrace; Lg: Lagoon with coral patches and TS: Leeward terrace] (Díaz *et al*., 1996).

El gráfico de violín permite interpretar la distribución de la altura del dosel (mm). El ancho del violín indica la densidad de datos en cada valor: zonas más anchas representan alturas más frecuentes. La línea central marca la mediana y los extremos de la figura muestran el rango de valores observados (Wickham y Grolemund, 2017).

The violin plot allows for the interpretation of the distribution of the canopy height (mm). The width of the violin indicates the density of data at each value: wider areas represent more frequent heights. The central line marks the median, and the extremes of the figure show the range of observed values (Wickham y Grolemund, 2017).

Composición de los céspedes algales

En el atolón de Albuquerque se identificaron 48 morfotipos de algas cespitosas, pertenecientes a 12 órdenes, 22 familias y 30 géneros. Las algas Rhodophyta fueron el filo más diverso (16 géneros), seguido por los Heterokonthophyta de la clase Ocrophyta (8), las Chlorophyta (6) y las cianobacterias (3). Entre unidades geomorfológicas, la mayor riqueza de géneros se registró en la terraza de sotavento (25), seguida por la laguna con parches coralinos (23), la terraza prearrecifal de barlovento (22), la terraza lagunar (21) y los arrecifes periféricos de barlovento (17). Los géneros *Hypnea* e *Hydroclathrus* fueron exclusivos de la barrera arrecifal; mientras que *Anadyomene* y *Ulva* (Figura 4c; 4i) se registraron sólo en la terraza prearrecifal de sotavento y la terraza lagunar, respectivamente (Anexo A). Según el tipo colonial coralino, los esqueletos de colonias plocoides y cerioides favorecen el desarrollo de una mayor riqueza de géneros algales (30 y 29, respectivamente) respecto a los meandroides (27). Además, se encontró que *Ulva* sólo se desarrolla sobre el esqueleto de colonias de tipo meandroide.

Los géneros más recurrentes (presencia y cobertura relativa %) tanto en unidades geomorfológicas como en tipos coloniales fueron la cianofita *Lyngbia*, y las algas rojas *Polysiphonia, Herposhiphonia* y *Chondria* (Figura 5a, 5b). No se presentaron diferencias significativas en la composición y cobertura de géneros de algas entre las unidades geomorfológicas Permanova, Pseudo-FUnidad = 1,38; p = 0,06) ni entre los tipos coloniales (Permanova, Pseudo-FSustrato = 1,79; p = 0,77=. Asimismo, la interacción entre unidad geomorfológica y tipo colonial no resultó significativa (PERMANOVA, Pseudo-F = 1,01; p = 0,48).

Algal Turf Composition

In the Albuquerque Atoll, 48 morphotypes of turf algae were identified, belonging to 12 orders, 22 families, and 30 genera. Rhodophyta algae were the most diverse phylum (16 genera), followed by Heterokontophyta from the class Ochrophyta (8), Chlorophyta (6), and cyanobacteria (3). Among geomorphological units, the highest generic richness was recorded in the leeward terrace (25), followed by the lagoon with coral patches (23), the windward fore-reef terrace (22), the lagoonal terrace (21), and windward peripheral reefs (17). The genera *Hypnea* and *Hydroclathrus* were exclusive to the peripheral reef; while *Anadyomene* and *Ulva* (Figure 4c; 4i) were recorded only on the leeward terrace and the lagoonal terrace, respectively (Appendix A). According to the coral colony type, the skeletons of plocoid and cerioid colonies favored the development of a higher generic richness of algae (30 and 29, respectively) compared to meandroid colonies (27). Additionally, the genus *Ulva* (sin. *Enteromorpha*) was found to develop only on the skeleton of meandroid-type colonies.

The most recurrent genera (presence and relative % cover) in both geomorphological units and colony types were the cyanobacterua *Lyngbia*, and the red algae *Polysiphonia*, *Herposhiphonia*, and *Chondria* (Figure 5a, 5b). No statistically significant differences were found in the composition and cover of algal genera between the geomorphological units (PERMANOVA, Pseudo-F_{Unit} = 1.38; p = 0.06) nor between the colony types (PERMANOVA, Pseudo-$F_{Substratum}$ = 1.79$; p = 0.77). Likewise, the interaction between geomorphological unit and colony type was not significant (PERMANOVA, Pseudo-F = 1.01; p = 0.48).

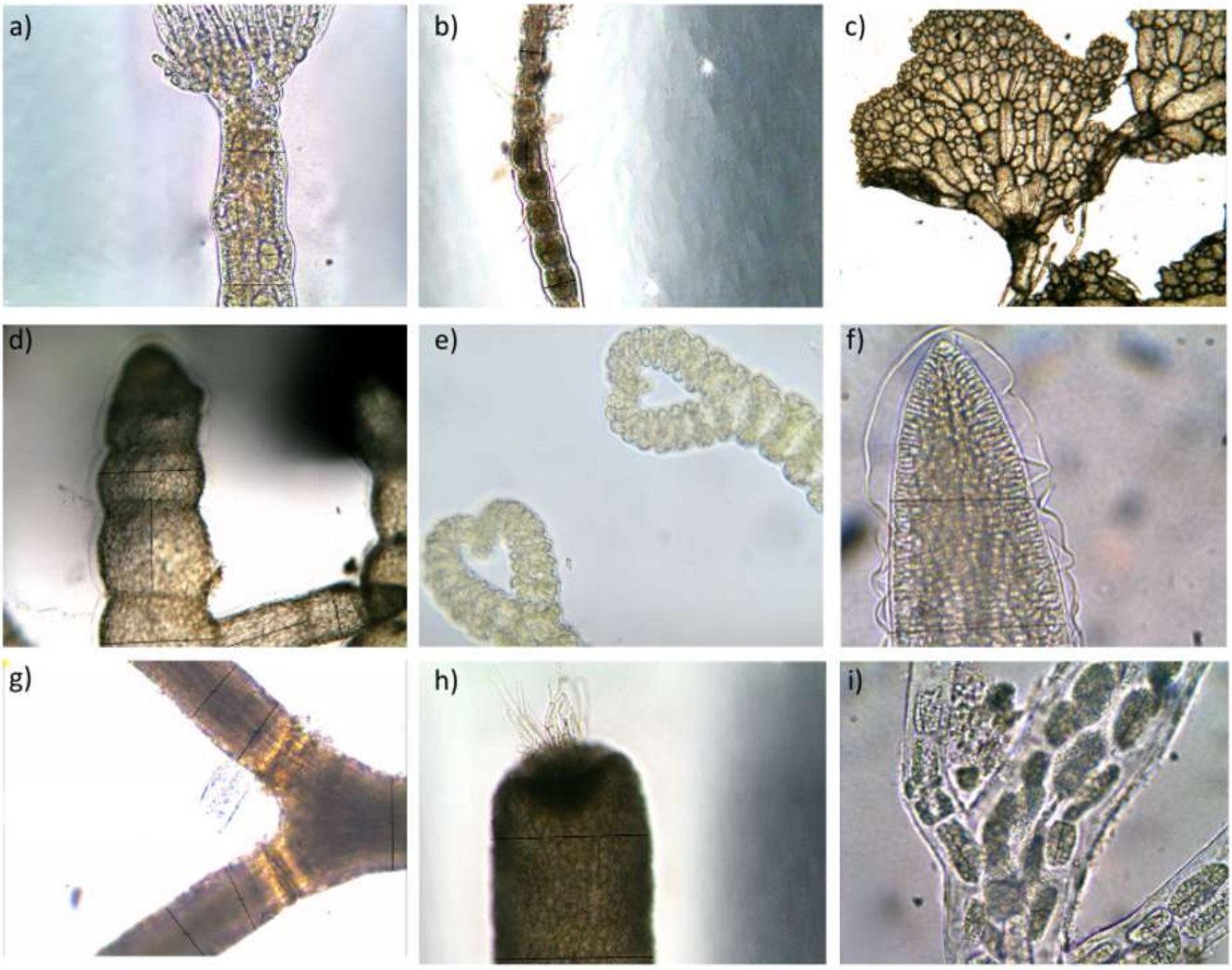


Figura 4. a) Ápice de *Polysiphonia* cf. *atlanticus*, b) Cistocarpos en el talo de P. cf. *atlanticus*, c) Fronda de *Anadyomene*, d) Estructura del talo de *Champia*, e) Ápice de *Ceramium*, f) Ápice de *Gelidiella*, g) *Genícula* de *Amphiroa*, h) Ápice de *Champia*, i) Cloroplastos observados en *Ulva* (sin. *Enteromorpha*).

Figure 4. a) Apex of *Polysiphonia* cf. *atlanticus*, b) Cystocarps on the thallus of *P.* cf. *atlanticus*, c) Frond of *Anadyomene*, d) Thallus structure of *Champia*, e) Apex of *Ceramium*, f) Apex of *Gelidiella*, g) Geniculum of *Amphiroa*, h) Apex of *Champia*, i) Chloroplasts observed in *Ulva* (syn. *Enteromorpha*).

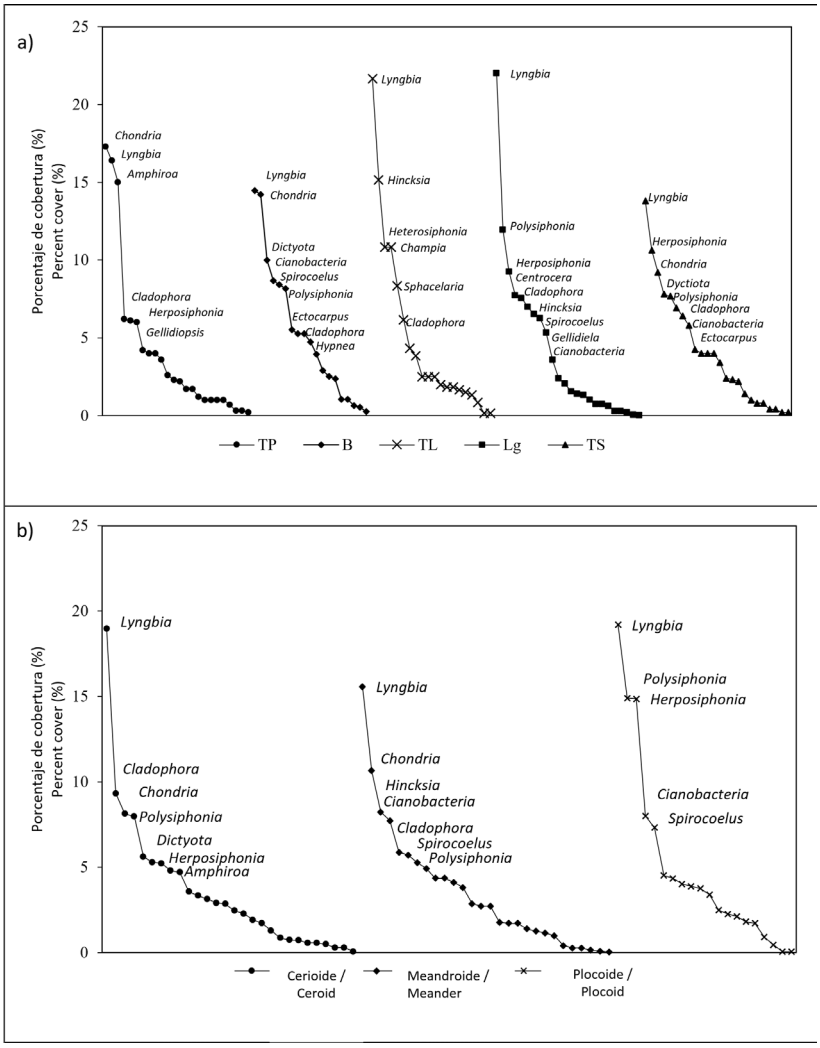


Figura 5. Curvas de rango de abundancia construidas con datos de cobertura (%) por a) unidad geomorfológica y b) tipo colonial coralino de géneros de céspedes algales que crecen en bordes de interacción con tejido coralino en las diferentes unidades geomorfológicas en el arrecife de Albuquerque – RB Seaflower.

Figure 5. Rank-abundance curves constructed with cover data (%) by a) geomorphological unit and b) coral colony type, of algal turf genera growing at interaction edges with coral tissue in the different geomorphological units in the Albuquerque atoll – Seaflower BR. See previous figures for geomorphological unit codes.

DISCUSIÓN

Este es el primer trabajo que describe la composición a nivel de género y la estructura comunitaria de céspedes algales en bordes de interacción con corales masivos en arrecifes oceánicos del Caribe colombiano. Aunque las pruebas estadísticas no revelaron diferencias significativas entre los factores considerados (unidad geomorfológica, tipo colonial coralino), es importante señalar que los datos presentaron un comportamiento altamente disperso. Esta variabilidad puede deberse a la compleja dinámica espacial de los céspedes algales. No obstante, el análisis de los datos mostró tendencias consistentes: variaciones en la composición y abundancia por género algal, así como en la densidad de los

DISCUSSION

This is the first work that describes the composition at the genus level and the community structure of algal turfs at interaction edges with massive corals in oceanic reefs of the Colombian Caribbean. Although the statistical tests did not reveal significant differences between the factors considered (geomorphological unit, coral colony type), it is important to point out that the data presented a highly dispersed behavior. This variability may be due to the complex spatial dynamics of the algal turfs. Nevertheless, the analysis of the data showed consistent trends: variations in the composition and abundance by algal genus, as well as in the turf density and canopy height, were more marked between

céspedes y la altura del dosel, resultaron más marcadas entre unidades geomorfológicas que entre tipos coloniales de coral.

Aunque no se evidenciaron diferencias significativas entre unidades geomorfológicas y tipos coloniales respecto a la densidad aparente de los céspedes, se destaca que los céspedes que colonizan los esqueletos de corales masivos por lo general forman tapetes moderadamente tupidos de filamentos cortos y postrados, que usualmente están, a su vez, recubiertos parcialmente por consorcios de cianobacterias, especialmente del género *Lyngbia*. Estas asociaciones entre algas y cianobacterias son frecuentes sobre esqueletos coralinos (McCook, 1996) y, bajo condiciones ambientales específicas, pueden aflorar reemplazando temporalmente a las algas eucarióticas en las comunidades de céspedes (Diaz-Pulido y McCook, 2002; Inagaki, 2024). La proliferación de parches dominados por cianobacterias fue evidente en Albuquerque. Aunque estas representaron únicamente el 1,9% dentro del 43.5% de cobertura de tapetes algales (Gómez-Cubillos *et al*., 2024), se encontraron entremezcladas y actuando como epífitas sobre los talos de algas cespitosas. Según Fricke *et al*., (2011), el predominio de las cianobacterias en estos ensamblajes puede estar asociado con su alto contenido de metabolitos secundarios nitrogenados, los cuales disuaden a los herbívoros y actúan como defensa química contra depredadores potenciales (Nagle y Paul 1998; Roach *et al*., 2020). En Albuquerque, la altura del dosel varió entre 1 a 15 mm, intervalo que coincide con los reportes de Whorff *et al*. (1995) y Harris *et al*. (2015). A pesar de que en el presente estudio no se demostraron diferencias estadísticamente significativas entre unidades geomorfológicas, las alturas en las terrazas lagunar y de sotavento fueron mayores respecto a las otras unidades geomorfológicas. Es plausible considerar que estas diferencias pueden estar moduladas por la herbivoría (Foo y Asner, 2021). Al respecto, Bellwood y Fulton (2008), asocian una menor tasa de pastoreo con una disminución en el valor nutricional de los céspedes que se desarrollan en ambientes dominados por planos sedimentarios, debido a que la acumulación de sedimentos en las frondas de los céspedes reduce su paladeabilidad. Estos hallazgos confirman que diferencias de tan sólo unos pocos milímetros en la altura del dosel es un factor clave en la ecología de los ensamblajes de césped en arrecifes coralinos (Airoldi y Virgilio, 1998; Gowan *et al*., 2014; Foo y Asner, 2021). De igual manera, los céspedes con mayores alturas en Alburqueque se encontraron sobre sustratos meandroides, resultado que respalda la hipótesis de que en bordes de interacción

geomorphological units than between coral colony types.

Although no significant differences were evidenced between geomorphological units and colony types regarding the apparent density of the turfs, it is highlighted that the turfs that colonize the skeletons of massive corals generally form moderately dense mats of short and prostrate filaments, which are usually, in turn, partially covered by cyanobacteria consortia, especially of the genus *Lyngbia*. These associations between algae and cyanobacteria are frequent on coral skeletons (McCook, 1996) and, under specific environmental conditions, can bloom, temporarily replacing eukaryotic algae in turf communities (Diaz-Pulido and McCook, 2002; Inagaki, 2024). The proliferation of patches dominated by cyanobacteria was evident in Albuquerque. Although these represented only 1.9 % within the 43.5 % turf cover (Gómez-Cubillos *et al*., 2024), they were found intermixed and acting as epiphytes on the thalli of turf algae.

According to Fricke *et al*. (2011), the predominance of cyanobacteria in these assemblages may be associated with their high content of nitrogenous secondary metabolites, which dissuade herbivores and act as a chemical defense against potential predators (Nagle and Paul 1998; Roach *et al*., 2020). In Albuquerque, the canopy height varied between 1 to 15 mm, an interval that coincides with the reports of Whorff *et al*. (1995) and Harris *et al*. (2015). Despite the fact that no statistically significant differences were demonstrated between geomorphological units in the present study, the heights on the lagoon and leeward terraces were greater compared to the other geomorphological units. It is plausible to consider that these differences can be modulated by herbivory (Foo and Asner, 2021). In this regard, Bellwood and Fulton (2008) associate a lower grazing rate with a decrease in the nutritional value of the turfs that develop in environments dominated by sedimentary plains, due to the accumulation of sediments on the turf fronds reducing their palatability. These findings confirm that differences of just a few millimeters in canopy height are a key factor in the ecology of turf assemblages on coral reefs (Airoldi and Virgilio, 1998; Gowan *et al*., 2014; Foo and Asner, 2021). Similarly, the turfs with the greatest heights in Albuquerque were found on meandroid substrata, a result that supports the hypothesis that at coral-turf interaction edges, the growth in height of the coral tissue (a few mm) is a strategy that allows it to escape the opponent (Gómez-Cubillos *et al*., 2020) and, in turn, this neutralization in competition favors the growth (height) of the algal filaments.

coral-césped, el crecimiento en altura del tejido coralino (unos pocos mm) es una estrategia que le permite escapar del oponente (Gómez-Cubillos *et al*., 2020) y, a su vez esta neutralización en la competencia favorece el crecimiento (altura) de los filamentos algales.

A escala regional (km y cientos de km) la configuración y los esquemas de zonación entre y al interior de los complejos arrecifales de la RB Seaflower, son modulados por variables ambientales como la profundidad, la exposición al oleaje y la intensidad lumínica (Díaz *et al.* 1996; Díaz, 2005). En tal sentido, aunque en Albuquerque no se encontraron diferencias estadísticamente significativas para las métricas evaluadas, es importante resaltar que entre unidades geomorfológicas, la presencia de géneros exclusivos en la terraza prearrecifal (Anadyomene) (Figura 5), la barrera (*Hypnea* e *Hydroclathrus*) y la terraza lagunar (*Ulva*), zonas con diferente grado de exposición al viento y el oleaje (Díaz *et al*., 1996), sugieren un potencial efecto de estas variables ambientales a escala de borde de interacción (mm) (Harris, 2015). No obstante, los patrones encontrados también pueden reflejar escenarios con diferentes etapas de colonización del césped (O'Brien y Scheibling, 2018; Fricke *et al*., 2014).

En arrecifes del Caribe se ha relacionado que las formas menos complejas —como los filamentos oportunistas de rápido crecimiento y las cianobacterias— tienden a establecerse primero en los sustratos recién disponibles (Fricke *et al*., 2014). Estos morfotipos tempranos forman el tapiz basal sobre el cual, con el paso del tiempo y bajo la influencia de factores como herbivoría, disponibilidad de nutrientes y sedimentación (Mcclanahan *et al*., 2007), desarrollan formas más complejas y competitivas (macroalgas carnosas, algas calcáreas o algas rojas estructuralmente elaboradas) (Hughes *et al*., 2007; Birrell *et al*., 2005). De este modo, las formas simples, como Ulva, proliferan en ambientes con una alta herbivoría o eventos recientes de mortalidad (Underwood, 1980; Martins *et al*., 2010). En contraste, los géneros más complejos de lento crecimiento como *Amphiroa* o *Peyssonnelia* suelen indicar bordes de interacción más antiguos con una presión de pastoreo reducida.

Adicionalmente, Fricke *et al*. (2014), sugieren que a medida que la luz disminuye al aumentar la profundidad en la columna de agua, los céspedes tienden a ser más altos y densos. En los arrecifes de Albuquerque, los céspedes con mayor altura de dosel se registraron en la terraza de sotavento (6.4 a 18.8 m) y en la laguna

On a regional scale (km and hundreds of km), the configuration and zonation patterns between and within the reef complexes of the Seaflower BR are modulated by environmental variables such as depth, exposure to swell, and light intensity (Díaz *et al.* 1996; Díaz, 2005). In this sense, although no statistically significant differences were found for the metrics evaluated in Albuquerque, it is important to highlight that among geomorphological units, the presence of exclusive genera on the fore-reef terrace (*Anadyomene*) (Figure 5), the barrier (*Hypnea* and *Hydroclathrus*), and the lagoonal terrace (*Ulva*)—zones with different degrees of exposure to wind and swell (Díaz *et al*., 1996)—suggests a potential effect of these environmental variables at the interaction edge scale (mm) (Harris, 2015). However, the patterns found may also reflect scenarios with different stages of turf colonization (O'Brien and Scheibling, 2018; Fricke *et al*., 2014).

In Caribbean reefs, it has been reported that the less complex forms—such as fast-growing opportunistic filaments and cyanobacteria—tend to establish first on newly available substrata (Fricke *et al*., 2014). These early morphotypes form the basal mat upon which, over time and under the influence of factors such as herbivory, nutrient availability, and sedimentation (Mcclanahan *et al*., 2007), more complex and competitive forms develop (fleshy macroalgae, calcareous algae, or structurally elaborate red algae) (Hughes *et al*., 2007; Birrell *et al*., 2005). In this way, simple forms, like *Ulva*, proliferate in environments with high herbivory or recent mortality events (Underwood, 1980; Martins *et al*., 2010). In contrast, the more complex, slow-growing genera like *Amphiroa* or *Peyssonnelia* usually indicate older interaction edges with reduced grazing pressure.

Additionally, Fricke *et al*. (2014) suggest that as light decreases with increasing depth in the water column, turfs tend to be taller and denser. In the Albuquerque reefs, the turfs with the greatest canopy height were recorded in the leeward terrace (6.4 to 18.8 m) and the lagoon (7.5 to 13.7 m) at the deep stations, where red algae (Rhodophyta) dominated, and the highest generic richness of algae was recorded (25 and 23, respectively). This can be related to the optimization that red algae possess in light absorption by increasing the proportion of photosynthetic pigments (Falkowski and Owens, 1978; Sukenik and Shelef, 1984).

For their part, in the more exposed geomorphological units, such as the fore-reef terrace and the windward barrier reef, the development of corticated and branched filaments (*Chondria* and *Champia*) is

(7.5 a 13.7 m) en las estaciones profundas, donde dominaron las algas rojas (Rhodophyta) y, se registró la mayor riqueza de géneros algales (25 y 23, respectivamente). Esto puede relacionarse con la optimización que poseen las algas rojas en la absorción de luz mediante el aumento de la proporción de pigmentos fotosintéticos (Falkowski y Owens, 1978; Sukenik y Shelef, 1984). Por su parte, en las unidades geomorfológicas más expuestas, como la terraza prearrecifal y el arrecife de barrera en barlovento, se favorece el desarrollo de filamentos corticados y ramificados (*Chondria* y *Champia)*, que están fuertemente adheridos al sustrato mediante estolones gruesos e incrustantes (López *et al*., 2017); mientras que en las unidades con planos sedimentarios, parcialmente vegetados por macroalgas carnosas erectas como en la terraza lagunar y la cuenca lagunar, dominan los céspedes compuestos por filamentos delgados, con o sin ramificaciones, que varían en su nivel de organización interna (ej. *Polysiphonia* y *Gelidiella*), y que forman tapetes densos con un alto potencial para retener y atrapar sedimentos (Råberg *et al*., 2005; López *et al*., 2017).

Finalmente, aunque no exhibieron diferencias significativas en la composición de géneros entre tipos coloniales, en este estudio se encontró que los esqueletos de colonias plocoides y cerioides favorecieron el desarrollo de una mayor riqueza de géneros (30 y 29, respectivamente) respecto a los meandroides (27). Estas diferencias señalan que los esqueletos de corales masivos con coralitos continuos y/o yuxtapuestos bien definidos (plocoides y cerioides), pueden ser mejores sustratos que los esqueletos con coralitos dispuestos en series múltiples (meandroides) (Reyes et al., 2010), permitiendo sugerir que la microtopografía del sustrato (esqueleto coralino), modula el anclaje de rizoides y estolones, en función del área disponible y la dureza de la matriz calcárea.

Como respaldo a esta hipótesis, se encontró que *Ulva* (género pionero) fue exclusiva de sustratos meandroides, mostrando la preferencia de esta alga por estructuras heterogéneas, y con lugares de total oscuridad entre las estrías propias del pólipo, ofreciendo un entorno adecuado para la sedimentación y germinación de esporas (Santelices, 2002). Es decir, las diferencias morfológicas entre tipos coloniales de coral pueden influir en la colonización algal (Cetz-Navarro *et al*., 2015), mientras los plocoides y cerioides parecen promover comunidades más diversas, los meandroides ofrecen condiciones favorables para colonizadores tempranos.

favored, which are strongly adhered to the substratum by thick and encrusting stolons (López *et al*., 2017); while in the units with sedimentary plains, partially vegetated by erect fleshy macroalgae like in the lagoonal terrace and the lagoon basin, turfs composed of thin filaments, with or without branching, that vary in their level of internal organization (e.g., *Polysiphonia* and *Gelidiella*), and that form dense mats with a high potential to retain and trap sediments (Råberg *et al., 2005*; López *et al*., 2017) dominate.

Finally, although there were no significant differences in the generic composition between colony types, this study found that the skeletons of plocoid and cerioid colonies favored the development of a higher generic richness (30 and 29, respectively) compared to meandroid colonies (27). These differences signal that the skeletons of massive corals with continuous and/or juxtaposed well-defined corallites (plocoid and cerioid) may be better substrata than the skeletons with corallites arranged in multiple series (meandroid) (Reyes *et al*., 2010), allowing for the suggestion that the microtopography of the substratum (coral skeleton) modulates the anchoring of rhizoids and stolons, depending on the available area and the hardness of the calcareous matrix.

As support for this hypothesis, it was found that *Ulva* (a pioneer genus) was exclusive to meandroid substrata, showing this alga's preference for heterogeneous structures, and places of total darkness between the striae typical of the polyp, offering a suitable environment for sedimentation and spore germination (Santelices, 2002). That is, the morphological differences between coral colony types can influence algal colonization (Cetz-Navarro *et al*., 2015): while plocoid and cerioid seem to promote more diverse communities, meandroids offer favorable conditions for early colonizers.

CONCLUSIONES

En arrecifes oceánicos, las variaciones estructurales de los ensamblajes de céspedes algales que interactúan con tejido coralino vivo remanente están influenciadas por las condiciones ambientales predominantes como el grado de exposición al oleaje, la profundidad de la columna de agua y en menor proporción con el tipo colonial. No obstante, las características de estos sustratos (esqueleto coralino), al parecer, condicionan la presencia de ciertos géneros algales.

AGRADECIMIENTOS

Se expresa el más sincero agradecimiento a la docente de la Universidad Nacional de Colombia Brigitte Gavio por su colaboración identificando y confirmando las especies de algas. De igual manera, a la Comisión Colombiana del Océano (CCO) y a la Armada de Colombia (ARC), por su invaluable labor en la organización de la Expedición Seaflower de Albuquerque. Se agradece profundamente su compromiso con la ciencia y la protección del mar, así como la gestión de los permisos de recolección y demás autorizaciones que hicieron posible esta investigación. A la Universidad Nacional de Colombia, por hacer posible la participación en la expedición a través del proyecto: "Interacción coral-céspedes algales y su efecto sobre la comunidad arrecifal de Isla Cayos de Albuquerque, Reserva de la Biósfera SeaFlower" (Hermes 50901). Al laboratorio de docencia del Instituto de Estudios en Ciencias Marinas (Cecimar) por brindar el espacio para la realización de los análisis. Contribución 587 del Cecimar

CONCLUSIONS

In oceanic reefs, the structural variations of algal turf assemblages interacting with remnant live coral tissue are influenced by the predominant environmental conditions such as the degree of exposure to swell, the depth of the water column, and to a lesser extent, the colony type. Nonetheless, the characteristics of these substrata (coral skeleton) condition the presence of certain algal genera.

ACKNOWLEDGEMENTS

We express our sincerest thanks to the National University of Colombia professor Brigitte Gavio for her collaboration in identifying and confirming the algal species. Likewise, to the Colombian Ocean Commission (CCO) and the Colombian Navy (ARC), for their invaluable work in organizing the Seaflower Expedition to Albuquerque. We deeply appreciate their commitment to science and the protection of the sea, as well as the management of the collection permits and other authorizations that made this research possible. To the National University of Colombia, for making our participation in the expedition possible through the project: "Coral-algal turf interaction and its effect on the reef community of Albuquerque Cays Island, SeaFlower Biosphere Reserve" (Hermes 50901). To the teaching laboratory of the Institute of Marine Science Studies (CECIMAR) for providing the space for carrying out the analyses. CECIMAR Contribution 587.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Agresti, A. (2002) *Categorical data analysis*. John Wiley & Sons, Inc., New Yersey, p. 721.

Airoldi, L. and Virgílio, M. (1998) Responses of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments, *Marine Ecology Progress Series*, 165, pp. 271–282. doi: https://doi.org/10.3354/meps165271.

Arnold, S.M., Steneck, R.S. and Mumby, P.J. (2014) Running the gauntlet: Inhibitory effects of algal turfs on the process of coral recruitment, *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 41, pp. 161–236. doi: https://doi.org/10.3354/meps08724.

Birrell, C.L., McCook, L.J. and Willis, B.L. (2005) Effects of algal turfs and sediment on coral settlement, *Marine Pollution Bulletin*, 51, pp. 408–414. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.022.

Barott, K.L., Williams, G.J., Vermeij, M.J., Harris, J., Smith, J.E., Rohwer, F.L. and Sandin, S.A. (2012) Natural history of coral-algae competition across a gradient of human activity in the Line Islands, *Marine Ecology Progress Series*, 460, pp. 1–12. doi: https://doi.org/10.3354/meps09874.

Bellwood, D.R., Hughes, T.P., Folke, C. and Nystrom, M. (2004) Confronting the coral reef crisis, *Nature*, 429, pp. 827–833. doi: https://doi.org/10.1038/nature02691.

Bellwood, D.R. and Fulton, C.J. (2008) Sediment-mediated suppression of herbivory on coral reefs: Decreasing resilience to rising sea-levels and climate change?, *Limnology and Oceanography*, 53, pp. 2695–2701. doi: https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.6.2695.

Chadwick, H. (1990) Studien zum Romanushymnus des Prudentius, *Journal of Ecclesiastical History*, 41, pp. 506–516.

Cetz-Navarro, N.P., Quan-Young, L.I. and Espinoza-Avalos, J. (2015) Morphological and community changes of turf algae in competition with corals, *Scientific Reports*, 5, 12814. doi: https://doi.org/10.1038/srep12814.

Connell, S.D., Foster, M.S. and Airoldi, L. (2014) What are algal turfs? Towards a better description of turfs, *Marine Ecology Progress Series*, 495, pp. 299–307. doi: https://doi.org/10.3354/meps10513.

Dawes, C.J. and Mathieson, A.C. (2008) *The Seaweeds of Florida*. University Press of Florida, Gainesville, EE. UU., p. 591.

Díaz, J.M., Sánchez, J.A., Zea, S. and Garzón, J. (1996) Morphology and marine habitats of two southwestern Caribbean atolls: Albuquerque and Courtown, *Atoll Research Bulletin*, 61, pp. 435–46.

Díaz-Pulido, G. and McCook, L.J. (2002) The fate of bleached corals: patterns and dynamics of algal recruitment, *Marine Ecology Progress Series*, 232, pp. 115–128. doi: https://doi.org/10.3354/meps232115.

Díaz-Pulido, G., Sánchez, J., Sven, Z., Díaz, J.M. and Garzón-Ferreira, J. (2004) Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano, *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 28, pp. 337–347. doi: https://doi.org/10.18257/raccefyn.28(108).2004.2130.

Díaz, J.M. (2005) Esquemas espaciales de zonación ecológica y morfología de las lagunas de los atolones y complejos arrecifales de un archipiélago oceánico del Caribe: San Andrés y Providencia (Colombia), *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 112, pp. 357–369.

Duran, A., Speare, K., Fuchs, C., Adam, T.C., Palma, L., Miller, M.W., Collado-Vides, L., Harborne, A. and Burkepile, D.E. (2024) Long sediment-laden algal turf likely impairs coral recovery on Florida's coral reefs, *Coral Reefs*, 43, pp. 1109–1120. doi: https://doi.org/10.1007/s00338-024-02532-6.

Falkowski, P.G. and Owens, T.G. (1978) Effects of light intensity on photosynthesis and dark respiration in six species of marine phytoplankton, *Marine Biology*, 45, pp. 289–295.

Fricke, A., Teichberg, M., Beilfuss, S. and Bischof, K. (2011) 'Succession patterns in algal turf vegetation on a Caribbean coral reef', *Botanica Marina*, 54, pp. 111–126. doi: https://doi.org/10.1515/bot.2011.021.

Fricke, A., Teichberg, M., Nugues, M., Beilfuss, M. and Bischof, K. (2014) Effects of depth and ultraviolet radiation on coral reef turf algae, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 461, pp. 73–84. doi: https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.07.017.

Foo, S.A. and Asner, G.P. (2021) Depth-dependent indicators of algal turf herbivory throughout the Main Hawaiian Islands, *Coral Reefs*, 40, pp. 1397–1408. doi: https://doi.org/10.1007/s00338-021-02162-2.

Fong, P. and Paul, V.J. (2011) Coral reef algae, in Dubinsky, Z. and Stambler, N. (eds.) *Coral reefs: an ecosystem in transition*. Springer, London, pp. 241–272.

Garzón-Ferreira, J. and Kielman, M. (1994) Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades, *Oceanographic Literature Review*, 230, pp. 247–253.

Garzón-Ferreira, J., Reyes-Nivia, M.C. and Rodríguez-Ramírez, A. (2002) *Manual de métodos del SIMAC (Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos) en Colombia*. INVEMAR, Santa Marta, 61 p.

Gómez-Cubillos, C. (2018) *Interacciones coral-césped de algas y sus efectos en la comunidad coralina en el área de Santa Marta, Caribe colombiano*. Tesis maestría Cien. Bio., Univ. Nacional de Colombia, Sede Caribe, Santa Marta, 123 p.

Gómez-Cubillos, C., Sanjuan-Muñoz, A. and Zea, S. (2019) Interacciones de corales masivos con céspedes algales y otros organismos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona, *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 48, pp. 143–171. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2019.48.2.770

Gómez-Cubillos, C., Gavio, B. and Zea, S. (2020) Estructura de la comunidad de céspedes algales en interacciones con corales masivos en arrecifes del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano, *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 49, pp. 45–72. doi: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1362

Gómez-Cubillos, C., Daza-Guerra, C.A., Márquez, J.C. and Zea, S. (2023) Evaluación de interacciones entre corales masivos con otros organismos bentónicos, in Sánchez, J.A., Alvarado, M.A., Barrios, L.F. and Ochoa, E. (eds.) *Manual de procedimientos y metodologías para buceo científico*. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, p. 15.

Gómez-Cubillos, M.C., Daza-Guerra, C.A., Franco-León, L.C., Benavides-Marchena, M.H., Duque-Díaz, R.A. and Zea, S. (2024) Estado de la comunidad coralina en tres complejos arrecifales de la Reserva de la Biosfera Seaflower, Caribe colombiano, *Boletín Científico CIOH*, 43, pp. 31–55. doi: https://doi.org/10.26640/22159045.2024.633

González, E. (1988) Oceanografía física descriptiva del archipiélago de San Andrés y Providencia con base en el análisis de 10s cruceros océano IV a IX, *Boletín Científico CIOH*, 7, pp. 73–100.

González-Gamboa, I. (2019) *Estructura morfofuncional y taxonómica de los arrecifes coralinos en la Zona de Sotavento de la Isla de San Andrés, Caribe Colombiano*. Tesis maestría Cien. Biol., Univ. Pedagógica y tecnológica de Colombia, Tunja, p. 40.

Gowan, J.C., Tootell, J.S. and Carpenter, R.C. (2014) The effects of water flow and sedimentation on interactions between massive Porites and algal turf, *Coral Reefs*, 33, pp. 651–663. doi: https://doi.org/10.1007/s00338-014-1154-1.

Harris, J.L. (2015) *The ecology of turf algae on coral reefs*. Doctoral Thesis Mar. Biol., Univ. California, San Diego, p. 182.

Harris, J.L., Lewis, L.S. and Smith, J.E. (2015) Quantifying scales of spatial variability in algal turf assemblages on coral reefs, *Marine Ecology Progress Series*, 532, pp. 41–57.

Hughes, T.P., Rodrigues, M.J., Bellwood, D.R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., Moltschaniwskyj, N., Pratchett, M.S., Steneck, R.S. and Willis, B. (2007) Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change, *Current Biology*, 17, pp. 360–365. doi: https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.12.049.

Inagaki, K.Y. (2024) *Diferentes perspectivas das interações ecológicas entre corais, algas e herbívoros*. Tesis de Doctorado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brasil.

Johnson, R.A. and Wichern, D.W. (2002) *Applied multivariate statistical analysis*. 5ª ed. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall, p. 767.

Johnson, M.D., Comeau, S., Lantz, C.A., C.A. and Smith, J.E. (2017) Complex and interactive effects of ocean acidification and temperature on epilithic and endolithic coral-reef turf algal assemblages, *Coral Reefs*, 36, pp. 1059–1070.

McClanahan, T.R., Carreiro-Silva, M. and DiLorenzo, M. (2007) Effect of nitrogen, phosphorous, and their interaction on coral reef algal succession in Glover's Reef, Belize, *Marine Pollution Bulletin*, 54(12), pp. 1947–1957. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.023.

Martins, G.M., Thompson, R.C., Neto, A.L., Hawkins, S.J. and Jenkins, S.R. (2010) Exploitation of intertidal grazers as a driver of community divergence, *Journal of Applied Ecology*, 47(6), pp. 1282–1289.

McCook, L.J. (1996) Effects of herbivores and water quality on Sargassum distribution on the central Great Barrier Reef: cross-shelf transplants, *Marine Ecology Progress Series*, 139, pp. 179–192.

Nagle, D.G. and Paul, V.J. (1998) Chemical defense of a marine cyanobacterial bloom, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 225, pp. 29–38.

Nugues, M.M. and Bak, R.P. (2006) Differential competitive abilities between Caribbean coral species and a brown alga: a year of experiments and a long-term perspective, *Marine Ecology Progress Series*, 315, pp. 75–86.

Littler, D.S. and Littler, M.M. (2000) *Caribbean Reef Plants: An Identification Guide to the Reef Plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico*. Offshore Graphics, Washington, D. C., p. 542.

López, N., Candelaria, C., Ramírez-García, P. and Rodríguez, D. (2017) Structure and temporal dynamic of tropical turf-forming macroalgal assemblages of the western coast of Mexico, *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(2), pp. 329–340.

O'Brien, J.M. and Scheibling, R.E. (2018) Turf wars: competition between foundation and turf-forming species on temperate and tropical reefs and its role in regime shifts, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 590, pp. 1–17.

Ortegón-Aznar, I., González-Vásquez, D.J., Tuz-Sulub, A. and Aguilar-Perera, A. (2013) *Cambio de fase alga-coral en el Parque Nacional Arrecife Alacranes, México: una aproximación por grupos funcionales*, 6, pp. 134–139.

R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: https://www.R-project.org/

Råberg, U., Edlund, M.L., Terziev, N. and Land, C.J. (2005) Testing and evaluation of natural durability of wood in above ground conditions in Europe–an overview, *Journal of Wood Science*, 51, pp. 429–440.

Reyes, J., Santodomingo, N. and Flórez, P. (2010) *Corales escleractíneos de Colombia*. Invemar, Serie de Publicaciones Especiales, No. 14, Santa Marta, p. 246.

Roach, T.N.F., Little, M., Arts, M.G.I., et al. (2020) A multiomic analysis of in situ coral–turf algal interactions, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117, pp. 13588–13595. doi: https://doi.org/10.1073/pnas.1915455117.

Rogers, C.S. (1990) Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation, *Marine Ecology Progress Series*, 62, pp. 185–202.

Roy, R.E. (2004) Akumal's reefs: Stony coral communities along the developing Mexican Caribbean coastline, *Revista de Biología Tropical*, 52, pp. 869–881.

Sánchez, J.A., Murgueitio, A., Rivera-Forero, C., Marín-Casas, D.H. and Gómez, C.E. (2025) Tropical reefs in the aftermath of climate change, *Discover Conservation*, 2, p.23. doi: https://doi.org/10.1007/s44353-025-00044-0.

Santodomingo, N., Flórez, P. and Reyes, J. (2010) *Corales Escleractinios de Colombia*. INVEMAR – INCODER, p. 246.

Santelices, B. (2002) Recent advances in fertilization ecology of macroalgae, *Journal of Phycology*, 38, pp. 4–10.

Sistema de Información Geográfica (SIG-CORALINA) (2010) *Centro de Análisis de Información Geográfica*. San Andrés Isla, Colombia: CORALINA.

Sokal, R.R. and Rohlf, F.J. (1981) *Biometry: The principles and practices of statistics in biological research*. 2nd edition. W. H. Freman, San Francisco, p. 867.

Steneck, R.S. and Dethier, M.N. (1994) A functional group approach to the structure of algal dominated communities, *Oikos*, 430, pp. 476–498.

Sukenik, A. and Shelef, G. (1984) Algal autoflocculation—verification and proposed mechanism, *Biotechnology and Bioengineering*, 26, pp. 142–147.

Swierts, T. and Vermeij, M.J. (2016) Competitive interactions between corals and turf algae depend on coral colony form, *PeerJ*, 4, e1984. doi: https://doi.org/10.7717/peerj.1984.

Tebbett, S.B. and Bellwood, D.R. (2021) Algal turf productivity on coral reefs: A meta-analysis, *Marine Environmental Research*, 168, 105311. doi: https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105311.

Underwood, A. (1997) *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, New York, p. 504.

Underwood, A.J. (1980) The effects of grazing by gastropods and physical factors on the upper limits of distribution of intertidal macroalgae, *Oecologia*, 46, pp. 201–213.

Williams, S.L. and Carpenter, R.C. (1997) Grazing effects on nitrogen fixation in coral reef algal turfs, *Marine Biology*, 130, pp. 223–231.

Wickham, H. and Grolemund, G. (2017) *R for data science*. O'Reilly Media, Inc., Sebastopol, p. 522.

Whorff, J.S., Whorff, L.L. and Sweet, M.H. (1995) Spatial variation in an algal turf community with respect to substratum slope and wave height, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 75(2), pp. 429–444.

Wynne, M.J. (2017) *A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: fourth revision. Nova Hedwigia, Beiheft*, 140, pp. 1–166.

Zea, S. (2001) Patterns of sponge (Porifera, Demospongiae) distribution in remote, oceanic reef complexes of the southwestern Caribbean, *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 25, pp. 579–593.

ANEXO

Anexo A. Listado taxonómico de géneros y posibles especies [identificación tentativa] que conforman los ensamblajes céspedes algales que interactúan con tejido vivo de corales masivos en el atolón de Albuquerque, Reserva de la Biosfera Seaflower. Se registra la abundancia relativa (%) acompañado del error estándar por género y la presencia de los morfotipos (X); las mayores abundancias se encuentran resaltadas en color amarillo. Convenciones: † Taxón registrado en RB Seaflower (Díaz-Pulido y Díaz-Ruíz, 2004); ‡ Presencia de estructuras reproductivas.

ANNEXES

Annex A. Taxonomic listing of genera and possible species [tentative identification] that comprise the algal turf assemblages interacting with live tissue of massive corals in the Albuquerque atoll, Seaflower Biosphere Reserve. Relative abundance (%) accompanied by the standard error per genus and the presence of morphotypes (X) are recorded; the highest abundances are highlighted in yellow. Conventions: † Taxon recorded in Seaflower BR (Díaz-Pulido y Díaz-Ruíz, 2004); ‡ Presence of reproductive structures.

Taxón	Arrecife periférico de barlovento	Terraza prearrecifal o de barlovento	Terraza lagunar	Laguna con parches coralinos	Terraza de sotavento
Cyanophyaceae					
Oscillatoriales					
Osillatoriaceae					
Oscillatoria **Oscillatoria sp1**	10 ± 0.52 x	-	-	-	10 ± 0.42 x
Lyngbya **Lyngbya sp1**	27.5 ± .163 x	27.3± 2.42 x	65.0 ± 1.54 X	39.4 ± 2.29 x	34.5 ±2.55 x
Pseudanabaenaceae					
Spirocoleus **Spirocoleus sp1 †**	41.2 ± 3.93 x	10 x	-	31.7 ± 2.99 x	27.5± 1.80 x
Otras cianobacterias **Cianobacteria sp1** **Cianobacteria sp2**	32.0 ± 3.64 x	7.2 ± 0.37 x x	3.0 ± 0.14 X	30.3 ± 3.58 x x	22.8 ± 2.35 x
Rhodophyta					
Rhodophyceae					
Corallinales					
Lithophyllaceae					
Amphiroa **Amphiroa sp1**	5± 0.16 x	37.5 ± 1.33 x	-	24 ± 2.16	21.3 ± 1.47 x
Gelidiales					
Gelidiallaceae					
Gelidiella **Gelidiella sp1 [Gelidiella cf. acerosa (Forsskål) Feldmann & Hamel†]** **Gelidiella sp2 [Gelidiella cf. setacea (Feldmann) Feldmann & Hamel†]** **Gelidiella sp3 [Gelidiella cf. trinitatensis W.R.Taylor†]**	24 ± 1.65 x	4.3 ±0.38 x x	5 ± 1.43 x	21.3 ± 2.93 x x	25 ±2.21 x x
Pterocladiaceae					
Pterocladiella **Pterocladiella sp1**	-	-	-	3.5 ± 0.16 X	100 x
Florideophyceae					
Rhodymeniales					
Lomentariaceae					
Gelidiopsis **Gelidiopsis sp1** **Gelidiopsis sp2 [Gelidiopsis cf. scoparia (Montagne & Millardet) De Toni†]**	22.5 ± 1.81 x x	20 ±1.47 x x	-	12.5 ± 0.77 X	19.3 ± 2.23 x x
Champiaceae					

Champia **Champia sp1 [Champia cf. parvula (C. Agardh) Harvey†]**	-	6.0 ± 0.41 X	32.5 ± 2.83 X	- X	5.0 ± 1.48
Ceramiales					
Ceramiaceae					
Ceramium **Ceramium sp1 [Ceramium cf. cimbricum H.E. Petersen †]** **Ceramium sp2 [Ceramium cf. cruciatum Collins & Hervey †]**	11 ± 0.75 x x	5.75 ± 0.57 x	5.0± 0.37 x	8.83 ±0.58 x	5.0 x x
Centroceras **Centroceras sp3 [Centroceras cf. internitens Collins & Hervey †]** **Centroceras sp4 [Centroceras cf. clavulatum Collins & Hervey]**	18.75 ± 1,38 x	11.0 ± 092 x	7.7 ± 0,21 x x	29.22 ± 2.24 x x	- x x
Griffithsieae					
Griffithsia **Griffithsia sp1 [Griffithsia cf. schousboei Montagne]**	10 ± 0,02 x	5.7 ± 0,34 x	7.5 ± 0,25 X	1.0 X	15 ± 0.82 x
Rhodomelaceae					
Chondria **Chondria sp1 [Chondria cf. floridiana (Collins) M. Howe†]** **Chondria sp2**	20.7 ± 1.45 x	15.7 ±1.64 x	2.0 ± 0.41 X	11.6 ± 1.51 X	7.5 ± 1.95 x
Herposiphonia **Herposiphonia sp1** **Herposiphonia sp2** **Herposiphonia sp3**	6.0 ± 0.41 X	22.5 ± 1.46 x x x	5.5 ± 0.46 x x	1.0 ±1.49 x x x	14.8 ± 2.25 x x
Polysiphonia **Polysiphonia sp1 [Polysiphonia cf. atlantica Kapraun & J.N. Norris‡†]** **Polysiphonia sp2** **Polysiphonia sp3** **Polysiphonia sp4** **Polysiphonia sp5**	31.0 ± 2,12 x x x	27.3 ± 0.48 x x x	5.5 ± 0.46 x x x	19.3 ± 1.90 x x x x	14.7 ± 1.67 x x x x
Bostrychia **Bostrychia sp1**	-	8.7 ± 0.82 x	3.8 ± 0.38 X	5.0 ± 0.19 X	2.0 ± 1.52 X
Delesseriaceae					
Dasya **Dasya sp1**	-	-	26 ±1.15 X	12.5 ±0.77 X	-
Heterosiphonia **Heterosiphonia sp1**	-	12.2 ± 0.11 x	32.5 ± 1.80 X	22.5 ±1.84 X	17.5 ±0.77 x
Callithamniaceae					
Aglaothamnion **Aglaothamnion sp1 †**	- x	20.0 ± 1.03 x	2.7 ± 0.17 X	17.5 ± 0.78 X	5.0 ± 1.44 x
Gigartinales					
Cystocloniaceae					
Hypnea **Hypnea sp1**	100 x	-	-	-	-
Heterokontophyta					
Ocrophyta					
Phaeophyceae					
Ectocarpales					
Ectocarpaceae					
Ectocarpus **Ectocarpus sp1**	26.3 ± 3.22 x	3.5 ± 0.15 x	-	10.0 ± 0.48 X	20.7 ± 1.39 x
Sphacelariales					
Sphacelariaceae					
Sphacelaria **Sphacelaria sp1 [Sphacelaria cf. rigidula Kützing]**		2.0 ± 0.22 x	12.5 ± 1.04 X	35.0 ± 1.54	x
Sphacelaria sp2	x			X	
Acinetosporaceae					

Hincksia **Hincksia sp1**	18.0 ± 2.17 x	1.5 ± 0.05 x	45.5 ± 4.58 x	29.8 ± 3.49 X	17.6 ± 1.12 x
Scytosiphonaceae					
Hydroclathrus **Hydroclathrus sp1**	10 ± 0.04 x	-	-	-	-
Dictyotales					
Dictyotaceae					
Dictyota **Dictyota sp1** **Dictyota sp2**	27.14 ± 1.45 x	5.75 ± 0.46 x x	5.0 ± 0.05 x	29.2 ± 0.30 X	5.0 ± 1.71 x x
Clorophyta					
Clorophyaceae					
Cladophorales					
Cladophoraceae					
Cladophora **Cladophora sp1** **Cladophora sp2 [Cladophora cf. prolifera (Roth) Kützing†]**	20.0 ± 0.72 x x	20.6 ± 2.16 x	12.3 ± 1.28	11.5 ± 2.52 x x	19.2 ± 1.55 x x
Chaetomorpha **Chaetomorpha sp1**	-	10.0 ± 0.71 x	-	22.5 ± 1.28 x	10.0 x
Anadyomenaceae					
Anadyomene **Anadyomene sp1**	-	1.0 x	-	-	-
Valoniaceae					
Valonia **Valonia sp1 [Valonia cf. ventricosa J.Agardh]**	10 ± 1.97 x	-	-	1.0 ± 2.75 x	12.5 ± 0.77 x
Ulvales					
Ulvaceae					
Ulva **Ulva sp1**	-	-	1.0 x	-	-
Peyssonneliales					

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia
CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

NOTA / NOTE

Presencia de *Halodule wrightii* Asch. (Cymodoceaceae) en la laguna costera Mar Muerto, Pacífico sur de México

Presence of *Halodule wrightii* Asch. (Cymodoceaceae) in the Mar Muerto coastal lagoon, southern Mexican Pacific

Emilio I. Romero-Berny[1]*
0000-0001-9138-5193
emilio.romero@unicach.mx

María Elisa Hernández-Cueva[1]
0009-0009-2912-2398
maria.hernandezcu@e.unicach.mx

José Juan Jiménez-González[2,3]
jose.jimenez@unicach.mx

Juan A. Toledo-González[1,4]
0000-0003-0230-5847
b.m.jtoledo@gmail.comx

Eliezer Arreóla-Sánchez[4]
0009-0004-3074-2643
arreolasanchez75@gmail.com

1. Centro de Investigaciones Costeras, Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Calle J.J. Calzada y Prolongación Calzada de Guadalupe, Colonia Evolución, Tonalá, Chiapas, CP 30500, México.
2. Coordinación de Salud y Deportes, Dirección de Extensión Universitaria, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte Poniente 1150, Colonia Lajas Maciel, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, CP 29039, México.
3. Comité Científico, Federación Mexicana de Actividades Sub-Acuáticas A.C., Avenida del Conscripto y Anillo Periférico, Colonia Lomas de Sotelo, Alcaldía Miguel Hidalgo, Ciudad de México, CP 11200, México.
4. Programa de Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas tropicales, Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte Poniente 1150, Colonia Lajas Maciel, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, CP 29039, México.
5. *Autor de correspondencia/Corresponding author

Recibido / Received: 24/07/2024
Aceptado / Accepted: 04/04/2025

Citación / Citation: Romero-Berny, E.I.; Hernández-Cueva, M.E.; Jiménez-González, J.J.; Toledo-González, J.A.; Arreóla-Sánchez, E. 2026. Presencia de Halodule wrightii Asch. (Cymodoceaceae) en la laguna costera Mar Muerto, Pacífico sur de México. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 198-205.

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1366

RESUMEN

Se documenta por primera vez la presencia del pasto marino *Halodule wrightii* Asch. (Cymodoceaceae) en la laguna costera Mar Muerto, en el Pacífico sur de México. Se registraron siete localidades en los estados de Oaxaca y Chiapas, incluyendo el primer registro confirmado mediante especímenes herborizados para el estado de Oaxaca. Estos son los únicos registros conocidos con respaldo físico y coordenadas geográficas dentro de un tramo costero de aproximadamente 2,900 km, sin reportes previos verificables, entre el noroeste de México y América Central. Las praderas se localizaron en zonas someras con salinidad promedio de 33.06 y temperatura de 31.4 °C. Se estimó un área cubierta por parches de aproximadamente 17.7 km². La altura promedio de las hojas fue de 10.3 cm y la densidad alcanzó hasta 1724 haces m². Las características morfológicas coincidieron con descripciones diagnósticas de la especie. Este trabajo representa una contribución al conocimiento de los pastos marinos en una región donde su distribución ha sido poco documentada. Se recomienda continuar con estudios ecológicos y de monitoreo para valorar el papel funcional de estas praderas en los ecosistemas estuarinos del sur de México.

Palabras clave: distribución, Oaxaca y Chiapas, Pacífico Oriental Tropical, pastos marinos, sistemas estuarinos

ABSTRACT

We report the presence of the seagrass *Halodule wrightii* Asch. (Cymodoceaceae) in the Mar Muerto coastal lagoon, located in the southern Mexican Pacific. Seven localities were surveyed in the states of Oaxaca and Chiapas, including the first confirmed record for Oaxaca supported by herbarium specimens. These are the only known records with physical records and geographic coordinates within a coastal stretch of approximately 2,900 km, lacking previous confirmed reports, between northwestern Mexico and Central America. The meadows were located in shallow areas, with an average salinity of 33.06 and temperature of 31.4 °C. The area occupied by patches was estimated to be approximately 17.7 km². The average leaf height was 10.3 cm, and shoot density reached up to 1,724 shoots m². The morphological characteristics of the specimens matched diagnostic descriptions for the species. This work contributes to the understanding of seagrass distribution in a region where their presence has been poorly documented. Continued ecological and monitoring studies are recommended to assess the functional role of these meadows in estuarine ecosystems of southern Mexico.

Palabras clave: distribution, estuarine systems, Oaxaca and Chiapas, seagrasses, Tropical Eastern Pacific

Los pastos marinos son angiospermas acuáticas que habitan ambientes marinos y estuarinos someros. A nivel mundial se han registrado unas 72 especies que conforman hábitats esenciales para la productividad primaria y secundaria y la captura de carbono azul, entre otros servicios ecosistémicos (Short *et al*., 2011; do Amaral Camara Lima *et al*., 2023). No obstante, estas comunidades enfrentan pérdida de su cobertura en diversas regiones. En México se han documentado 10 especies de pastos marinos, de las cuales seis se distribuyen en distintas localidades de la costa del Pacífico: *Ruppia maritima*, *Zostera marina*, *Phyllospadix scouleri*, *Phyllospadix torreyi*, *Halophila decipiens* y *Halodule wrightii*. La mayoría de los estudios sobre las praderas de pastos marino en México se han concentrado en la región templada del norte del país, particularmente en Baja California y el Golfo de California (McMillan y Phillips, 1979; Aguilar Rosas y López Ruelas, 1985; Ramírez-García y Lot, 1994; Riosmena-Rodríguez y Sánchez-Lizaso, 1996; Ramírez-García *et al*., 2002; Santa María-Gallegos *et al*., 2006; Pérez-Estrada *et al*., 2021).

Hacia el sur del Golfo de California, el conocimiento sobre la presencia y ecología de los pastos marinos es limitado. Para el Pacífico Oriental Tropical se han documentado registros históricos de *H. wrightii* en algunas localidades del sur de México, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica y Panamá (Green y Short, 2003; Ramírez *et al*., 2017; Samper-Villarreal *et al*., 2018; UNEP-WCMC y Short, 2021; Samper-Villarreal, 2024), pero muchos de estos carecen de verificación reciente o de ejemplares herborizados. Para el Pacífico sur mexicano, el Atlas mundial de pastos marinos (Green y Short, 2003) menciona dos registros históricos en Chiapas: la laguna costera Mar Muerto y la costa del Soconusco. Sin embargo, hasta el momento no se conocían estudios que confirmaran su presencia actual en esta región.

En abril de 2022, durante un estudio sobre la biología del bivalvo *Larkinia grandis* en la laguna Mar Muerto en Chiapas, se observaron praderas de *H. wrightii* en áreas someras. Estas observaciones fueron posteriormente confirmadas mediante la recolección de ejemplares botánicos, fotografías, y datos sobre cobertura, densidad y parámetros fisicoquímicos de los sitios. En total se registraron siete localidades dentro de la laguna, incluyendo el primer registro confirmado mediante ejemplares herborizados para el estado de Oaxaca. Hasta donde se tiene conocimiento, estos registros son los únicos respaldados con ejemplares de herbario a lo largo de un tramo de aproximadamente 2,900 km

Seagrasses are submerged and rooted angiosperms that inhabit shallow marine and estuarine environments. Globally, approximately 72 species have been recorded, forming essential habitats that support primary and secondary productivity, blue carbon sequestration, and other ecosystem services (Short *et al*., 2011; do Amaral Camara Lima *et al*., 2023). However, these communities are experiencing a decline in coverage across several regions. In Mexico, ten species of seagrasses have been documented, six of which occur at various locations along the Pacific coast: *Ruppia maritima*, *Zostera marina*, *Phyllospadix scouleri*, *Phyllospadix torreyi*, *Halophila decipiens*, and *Halodule wrightii*. Most research, however, has focused on the temperate northern region of the country, particularly in Baja California and the Gulf of California (McMillan and Phillips, 1979; Aguilar Rosas and López Ruelas, 1985; Ramírez-García and Lot, 1994; Riosmena-Rodríguez and Sánchez-Lizaso, 1996; Ramírez-García *et al*., 2002; Santa María-Gallegos *et al*., 2006; Pérez-Estrada *et al*., 2021).

South of the Gulf of California, knowledge about the presence and ecology of seagrasses is limited. In the Tropical Eastern Pacific, historical records of *H. wrightii* have been documented in several localities in southern Mexico, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, and Panama (Green and Short, 2003; Ramírez *et al*., 2017; Samper-Villarreal *et al*., 2018; UNEP-WCMC and Short, 2021; Samper-Villarreal, 2024), although many of these lack recent verification or herbarium specimens. For the southern Mexican Pacific, the World Atlas of Seagrasses (Green and Short, 2003) mentions two historical records in the state of Chiapas: the Mar Muerto coastal lagoon and the Soconusco coast. However, to date, there were no known studies confirming their current presence in the region.

In April 2022, during a study on the biology of the bivalve *Larkinia grandis* in the Mar Muerto lagoon in Chiapas, shoalgrass meadows (*H. wrightii*) were observed in shallow areas. These observations were later confirmed through the collection of botanical specimens, photographs, and data on patch coverage, shoot density, and physicochemical parameters of the sites. A total of seven localities were recorded within the lagoon, including the first confirmed record for the state of Oaxaca based on herbarium specimens. To our knowledge, these are the only physically verified records of the species over a stretch of approximately 2,900 km lacking previous documented occurrences between northwestern Mexico and Central America.

entre el noroeste de México y América Central.

La laguna Mar Muerto (15°58'49.25''N, 93°50'05.84''O; 16°17'11.35"N, 94°25'20.82"O) se encuentra entre las costas de Oaxaca y Chiapas, y es una de las más extensas del Pacífico mexicano, con aproximadamente 720 km². En su extremo sureste, se conecta al golfo de Tehuantepec a través de la bocabarra Boca de Tonalá, la cual presenta un ancho de 1.3 km (Tapia-García et al., 2011). Es una laguna somera, con profundidades entre 1 y 4 m, y clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, 1095 mm de precipitación anual y temperatura promedio de 28.5 °C (García, 2004). Durante la temporada seca (noviembre a enero), puede presentar condiciones hiperhalinas de hasta 55 (Romero-Berny *et al*., 2018).

Para evaluar la presencia de pastos marinos, se realizaron recorridos en lancha perpendiculares a la barra, cubriendo 23 km desde Punta Oaxaca hasta Isla Pájaros (16°7'11.58"N, 94°7'45.85"O). La cobertura de los parches se estimó con un SIG, a partir de coordenadas georreferenciadas. En agosto y noviembre de 2023 se establecieron dos transectos (T1 y T2) de 50 m, en zonas de diferente profundidad (T1: 1.7–2 m; T2: 0.3–0.7 m). En cada uno se midieron temperatura, salinidad y profundidad (ocho mediciones por mes), y se recolectaron muestras de pasto cada 10 m con un nucleador de PVC de 15 cm de diámetro, para el registro del número de haces y longitud foliar.

En noviembre de 2023 se recolectaron siete ejemplares botánicos en la laguna: cinco en Chiapas y dos en Oaxaca (Figura 1). La identificación se basó en el examen del ápice foliar (Kuo y den Hartog, 2001) y las variaciones morfológicas reportadas para *H. wrightii* en México (van Tussenbroek *et al*., 2010). Los especímenes se herborizaron siguiendo a Ramos-Durón *et al.* (2004) y se depositaron en el Herbario Heizi Matuda (HEM) de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH). La recolecta se realizó con autorización de SEMARNAT (permiso No. SPARN/DGVS/09897/24).

The Mar Muerto lagoon (15°58'49.25''N, 93°50'05.84''W; 16°17'11.35"N, 94°25'20.82"W) is located along the coasts of Oaxaca and Chiapas and is one of the largest coastal lagoons in the Mexican Pacific, covering approximately 720 km². At its southeastern end, it connects to the Gulf of Tehuantepec through the Boca de Tonalá inlet, which is approximately 1.3 km wide (Tapia-García *et al*., 2011). It is a shallow lagoon, with depths ranging from 1 to 4 meters, and a warm subhumid climate with summer rainfall, 1,095 mm of annual precipitation, and an average temperature of 28.5 °C (García, 2004). During the dry season (November to January), it can exhibit hyperhaline conditions of up to 55 psu (Romero-Berny *et al*., 2018).

To assess the presence of seagrasses, boat transects were conducted perpendicular to the sandbar, covering 23 km from Punta Oaxaca to Isla Pájaros (16°7'11.58"N, 94°7'45.85"W). Patch coverage was estimated using a Geographic Information System (GIS) based on georeferenced coordinates. In August and November 2023, two 50-meter transects (T1 and T2) were established in areas of differing depth (T1: 1.7–2 m; T2: 0.3–0.7 m). At each transect, temperature, salinity, and depth were measured (eight measurements per month), and seagrass samples were collected every 10m using a 15 cm PVC corer to record the number of shoots and leaf length.

In November 2023, seven botanical specimens were collected from the lagoon: five in Chiapas and two in Oaxaca (Figure 1). Identification was based on the examination of the leaf apex (Kuo and den Hartog, 2001) and the morphological variations reported for *H. wrightii* in Mexico (van Tussenbroek *et al*., 2010). The specimens were processed for herbarium preservation following Ramos-Durón *et al*. (2004) and deposited in the Heizi Matuda Herbarium (HEM) at the Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. The collection was conducted under authorization from SEMARNAT (permit No. SPARN/DGVS/09897/24).

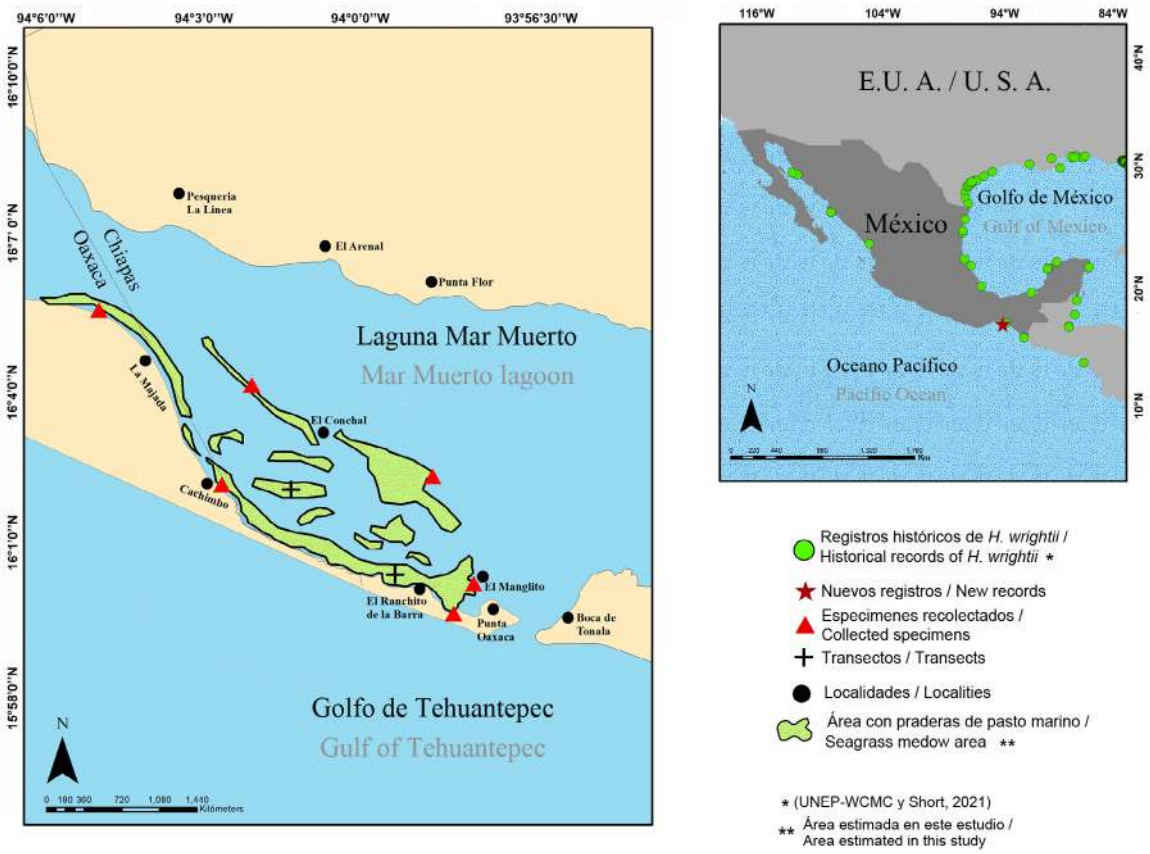


Figura 1. El panel derecho muestra la distribución de *Halodule wrightii* en México y países vecinos (círculos verdes), con base en registros históricos (UNEP-WCMC y Short, 2021), así como el sitio con nuevos registros en el Pacífico sur mexicano (estrella roja). El panel izquierdo muestra las localidades (círculos negros), sitios de recolección de especímenes (triángulos rojos), transectos (cruces) y áreas con presencia de parches de *H. wrightii* en la laguna costera Mar Muerto, México durante 2023.

Figure 1. The right panel shows the distribution of *Halodule wrightii* in Mexico and neighboring countries (green circles), based on historical records (UNEP-WCMC and Short, 2021), as well as the site with new records in the southern Mexican Pacific (red star). The left panel shows the localities (black circles), specimen collection sites (red triangles), transects (crosses), and areas with *H. wrightii* patches in the Mar Muerto coastal lagoon, Mexico, during 2023

Halodule wrightii Asch., en Sitzungsber. Ges. Naturf. Freunde Berlin 1868: 19 (Ascherson, 1869).

Ejemplar tipo. CUBA – Sin datos, 1865, Wright 84 (holotipo: B destruido). Neotipo: CUBA – Sin datos, Wright 3720 (neotipo: K; isoneotipos: C, GH, US). Neotipificado en Blumea 12: 305 (den Hartog, 1964).

Material examinado. MÉXICO – Chiapas• Municipio de Tonalá, Ranchito de La Barra, laguna Mar Muerto; 15°59'38.76''N, 93°58'10.20''O; 29.IX.2023; leg. ME Hernández Cueva (HEM 37813). • ibid.; 15°59'38.76''N, 93°58'10.20''O; 29.IX.2023; leg. ME Hernández Cueva (HEM 37814). • Municipio de Tonalá, Isla El Manglito, laguna Mar Muerto; 16°0'13.38''N, 93°57'46.50''O; 29.IX.2023; leg. ME Hernández Cueva (HEM 37815). • Municipio de Tonalá, El Conchal–Punta Este, laguna Mar Muerto; 16°2'18.18''N, 93°58'34.20''O; 29.IX.2023; leg. ME Hernández Cueva (HEM

Halodule wrightii Asch., in Sitzungsber. Ges. Naturf. Freunde Berlin 1868: 19 (Ascherson, 1869).

Type specimen. CUBA–Without data, 1865, Wright 84 (holotype: B destroyed). Neotype: CUBA– Without data, Wright 3720 (neotype: K; isoneotypes: C, GH, US). Neotypified in Blumea 12: 305 (den Hartog, 1964).

Examined material. MEXICO-Chiapas • Municipality of Tonalá, Ranchito de La Barra, Mar Muerto lagoon; 15°59'38.76''N, 93°58'10.20''W; 29.IX.2023; ME Hernández Cueva leg, (HEM 37813). • ibid.; 15°59'38.76''N, 93°58'10.20''W; 29.IX.2023; ME Hernández Cueva leg, (HEM 37814). • Municipality of Tonalá, Isla El Manglito, Mar Muerto lagoon; 16°0'13.38''N, 93°57'46.50''W; 29.IX.2023; ME Hernández Cueva leg, (HEM 37815). • Municipality of Tonalá, El Conchal-Punta Este, Mar Muerto lagoon; 16°2'18.18''N, 93°58'34.20''W; 29.IX.2023; ME Hernández

37816). • Municipio de Tonalá, El Conchal–Punta Oeste, laguna Mar Muerto; 16°4'4.14''N, 94°2'4.50''O; 29.IX.2023; leg. ME Hernández Cueva (HEM 37817). MÉXICO – Oaxaca • Municipio de San Francisco Ixhuatán, Cachimbo, laguna Mar Muerto; 16°1'58.63''N, 94°2'45.13''O; 29.IX.2023; leg. ME Hernández Cueva (HEM 37818). • Municipio de San Francisco Ixhuatán, Canal de La Majada, laguna Mar Muerto; 16°5'45.19''N, 94°5'53.79''O; 30.IX.2023; leg. ME Hernández Cueva (HEM 37819) (Figura 2 A-I).

Cueva leg, (HEM 37816). • Municipality of Tonalá, El Conchal-Punta Oeste, Mar Muerto lagoon; 16°4'4.14''N, 94°2'4.50''W; 29.IX.2023; ME Hernández Cueva leg, (HEM 37817). • MEXICO-Oaxaca • Municipality of San Francisco Ixhuatán, Cachimbo, Mar Muerto lagoon; 16°1'58.63''N, 94°2'45.13''W; 29.IX.2023; ME Hernández Cueva leg, (HEM 37818). • Municipality of San Francisco Ixhuatán, Canal de La Majada, Mar Muerto lagoon; 16°5'45.19''N, 94°5'53.79''W; 30.IX.2023; ME Hernández Cueva leg, (HEM 37819).

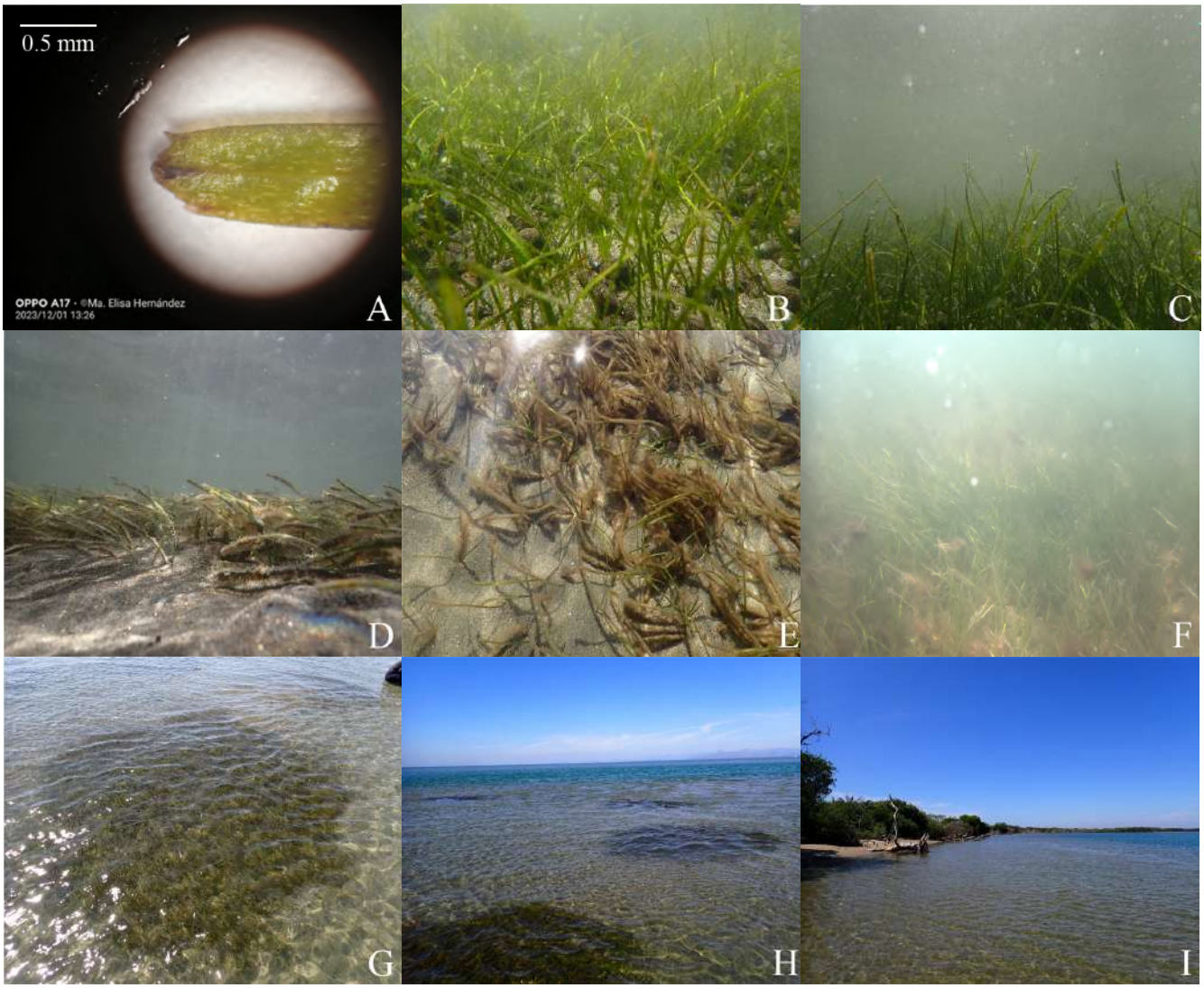


Figura 2. *Halodule wrightii* en la laguna costera Mar Muerto, México. A. Detalle del ápice foliar. B. Pradera en El Ranchito de La Barra, Tonalá, Chiapas (HEM 37813). C. Pradera en el Transecto 1. D. Pradera en el Transecto 2. E. Pradera en Isla El Manglito, Tonalá, Chiapas (HEM 37815). F. Pradera en Cachimbo, San Francisco Ixhuatán, Oaxaca (HEM 37818). G-H. Parches de pasto marino. I. Hábitat.

Figure 2. *Halodule wrightii* from the Mar Muerto coastal lagoon, Mexico. A. Close up of the leaf tip. B. Meadow at El Ranchito de La Barra, Tonalá, Chiapas (HEM 37813). C. Meadow at Transect 1. D. Meadow at Transect 2. E. Meadow at Isla El Manglito, Tonalá, Chiapas (HEM 37815). F. Meadow at Cachimbo, San Francisco Ixhuatán, Oaxaca (HEM 37818). G-H. Seagrass patches. I. Habitat.

Identificación. Rizomas rastreros con 2 a 5 raíces y un tallo corto erecto por nudo; entrenudos de 0.7 a 3.5 cm de longitud; hojas de 6 a 20 cm de largo, con coloración que varía del verde al café rojizo claro u oscuro; vainas de 1.5 a 4 cm de largo y 1 a 1.5 mm de ancho; láminas de 5 a 18 cm de largo y 0.5 a 1 mm de ancho, adelgazadas hacia la base. La nervadura media es emarginada y, en ocasiones, termina en un pequeño diente frágil y no prominente; los nervios laterales intramarginales son poco visibles, y ambos terminando en un diente lateral angosto y triangular; el ápice es obtuso, generalmente bicuspídeo, con la zona entre los dientes laterales ligeramente cóncava. No se observaron flores ni frutos.

Ecología y hábitat. En un área de 17.7 km² (aproximadamente el 2.46 % del área total de la laguna) en la región sureste de la laguna Mar Muerto, se observaron parches de *H. wrightii* de extensión variable (Figura 1). Con base en la evaluación realizada en ambos transectos, la longitud promedio de las hojas fue de 10.32 ± 1.26 cm (T1: 10.93 ± 0.69 cm; T2: 9.72 ± 1.48 cm), mientras que la densidad promedio total de haces fue de 1724 ± 782.1 haces mZA². La salinidad y la temperatura del agua mostraron baja variabilidad entre transectos y meses, con valores promedio de 33.06 ± 3.5 y 31.4 ± 0.8 °C, respectivamente. La menor profundidad registrada fue de 0.13 m (Isla El Manglito), y la mayor fue de 2.1 m en el transecto T2, con un valor promedio de 1.1 ± 0.8 m.

Conservación. Actualmente, la especie se encuentra clasificada como de "Preocupación menor" por la UICN (Short *et al*., 2010). En México, está incluida en la categoría de "Amenazada" conforme a la norma federal NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), pero únicamente para algunas regiones de los estados de Veracruz y Sonora (SEMARNAT, 2019). A nivel local, las áreas con presencia de *H. wrightii* en la laguna Mar Muerto forman parte del sitio Ramsar 1823, denominado "Sistema Estuarino Puerto Arista" (RSIS, 2008).

Las observaciones aquí presentadas confirman la presencia de *H. wrightii* en el sur del Pacífico mexicano y constituyen el primer registro verificado para el estado de Oaxaca (localidades de Cachimbo y Canal de La Majada), sustentado en ejemplares herborizados y datos ecológicos. Esta información complementa la distribución conocida de pastos marinos en el Pacífico Oriental Tropical, donde los registros siguen siendo escasos y discontinuos (Samper-Villarreal, 2024). En esta región, la detección de praderas se ve limitada por una plataforma continental angosta, mayor amplitud mareal y altos niveles de turbidez. Los ejemplares

Identification. Creeping rhizomes with 2 to 5 roots and a short, erect stem per node; internodes 0.7 to 3.5 cm long; leaves 6 to 20 cm long, with a coloration ranging from green to light or dark reddish-brown; sheaths 1.5 to 4 cm long and 1 to 1.5 mm wide; blades 5 to 18 cm long and 0.5 to 1 mm wide, tapering at the base. The midrib is emarginate, sometimes ending in a small, fragile, non-prominent tooth; lateral intramarginal veins are inconspicuous, both terminating in a narrow, triangular lateral tooth; apex obtuse, usually bicuspidate, with the area between the lateral teeth being slightly concave. Flowers and fruits were not observed.

Ecology and habitat. An area of 17.7 km² (approximately 2.46% of the lagoon's total area) in the southeastern region of the Mar Muerto lagoon contains patches of *H. wrightii* of varying extent (Figure 1). Based on the assessment conducted along both transects, the average leaf length was 10.32 ± 1.26 cm (T1: 10.93 ± 0.69 cm; T2: 9.72 ± 1.48 cm), while the average total shoot density was 1,724 ± 782.1 shoots m^{-2}. Salinity and water temperature exhibited low variability across transects and months, with average values of 33.06 ± 3.5 psu and 31.4 ± 0.8°C, respectively. The shallowest depth recorded was 0.13 m (Isla El Manglito), while the greatest depth was 2.1 m in T2, recording an average value of 1.1±0.8 m.

Conservation. Currently, the species is classified as "Least Concern" by the IUCN (Short *et al*., 2010). In Mexico, it is listed as "Threatened" under the federal law NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), but only in certain regions of the states of Veracruz and Sonora (SEMARNAT, 2019). Locally, the shoalgrass areas in the Mar Muerto lagoon are part of Ramsar site 1823, known as "Sistema Estuarino Puerto Arista" (RSIS, 2008).

The observations presented here confirm the southernmost record of *H. wrightii* along the Mexican Pacific and represent the first verified record for the state of Oaxaca (localities of Cachimbo and Canal de La Majada), supported by herbarium specimens and ecological data. This information complements the known distribution of seagrasses in the Tropical Eastern Pacific, where records remain scarce and discontinuous (Samper-Villarreal, 2024). In this region, seagrass detection is limited by a narrow continental shelf, greater tidal range, and high turbidity. The collected specimens exhibited apices with a medium-sized obtuse tooth, a variable morphological trait that distinguishes *H. wrightii* from *Halodule beaudettei*, although both have been proposed as potential synonyms. The mean salinity recorded (33.06) falls within the range reported for the species in the Eastern Pacific, as does the average temperature

recolectados mostraron ápices con un diente medio obtuso, carácter morfológico variable que permite distinguir a *H. wrightii* de *Halodule beaudettei*, aunque se ha sugerido que ambas podrían ser sinónimos potenciales. La salinidad media registrada (33.06) se encuentra dentro del rango reportado para la especie en el Pacífico oriental, al igual que la temperatura promedio (31.4 °C), considerada alta pero funcional para la producción foliar. Las condiciones someras favorecen el desarrollo de hojas cortas y delgadas (~10 cm), aunque en algunos sitios las praderas quedan expuestas durante la marea baja. Se observaron variaciones temporales en su extensión, posiblemente relacionadas con el régimen hidrológico estacional. Debido a su tolerancia ambiental y capacidad de dispersión, *H. wrightii* cumple un papel clave en la estructura del hábitat, la estabilidad geomórfica y la regulación de flujos de sedimentos y nutrientes. Aunque la mayoría de las praderas registradas se encuentran dentro del sitio Ramsar 1823, se recomienda establecer mecanismos de conservación que garanticen la continuidad de los procesos ecológicos y los servicios ecosistémicos que brinda esta vegetación intermareal.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Emilio Grajales Rabasa, Belén Galdámez López y Alexa Santos Domínguez por su valioso apoyo en las actividades de campo y laboratorio. Agradecemos especialmente a Josefa Anahí Espinosa Jiménez, del Herbario Eizi Matuda (HEM) de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH), por su asistencia curatorial. También agradecemos los comentarios y sugerencias de los revisores anónimos, que contribuyeron a mejorar este manuscrito.

(31.4 °C), which is relatively high but still suitable for leaf production. Shallow conditions favor the development of short, narrow leaves (~10 cm), although in some locations the meadows may become exposed during low tide. Temporal variations in their extent were observed, possibly related to seasonal hydrological changes. Due to its environmental tolerance and dispersal capacity, *H. wrightii* plays a key role in habitat structure, geomorphic stability, and the regulation of sediment and nutrient flows. Although most of the meadows documented here are located within Ramsar site 1823, conservation measures are recommended to ensure the continuity of ecological processes and ecosystem services provided by this intertidal vegetation.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Emilio Grajales Rabasa, Belén Galdámez López, and Alexa Santos Domínguez for their valuable assistance during field and laboratory work. Special thanks to Josefa Anahí Espinosa Jiménez, from the Eizi Matuda Herbarium (HEM) at the Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH), for her curatorial support. We also thank the anonymous reviewers for their comments and suggestions, which helped improve this manuscript.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Aguilar Rosas, R. y López Ruelas, J. (1985) *Halodule wrightii* Aschers (Potamogetanales: Cymodoceae) en la Bahía de Topolobampo, Sinaloa, México. *Ciencias Marinas*, 11, pp.87-91. Doi:https://doi.org/10.7773/cm.v11i2.463

Ascherson, P. (1869) Uber von Dr. Engelmann erhaltene Meeres-Phanerogamen der Insel Cuba und fiber von Dr. Klunzinger neuerlich gesammelte Meeres-Phanerogamen vom rothen Meere. *Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin*, 1868, pp. 18-19.

den Hartog, C. (1964) An approach to the taxonomy of the sea-grass genus *Halodule* Endl. (Potamogetonaceae). *Blumea*, 12, pp.289-312.

do Amaral Camara Lima, M., Bergamo, T. F., Ward, R. D. and Joyce, C. B. (2023) A review of seagrass ecosystem services: providing nature-based solutions for a changing world. *Hydrobiologia*, 850, pp. 2655–2670. Doi:https://doi.org/10.1007/s10750-023-05244-0

García, E. (2004) *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Ciudad de México : Instituto de Geografía-UNAM.

Green, E.P. and Short, F. T. (2003) *World Atlas of Seagrasses*. Berkeley: University Of California Press.

Kuo, J. and den Hartog, C. (2001). Seagrass taxonomy and identification key. In: Short, F. T. and R. G. Coles. (Eds.), *Global Seagrass Research Methods*. Amsterdam: Elsevier Science B.V., pp.31-57.

McMillan, C. and Phillips, R. C. (1979) *Halodule wrightii* Aschers. in the Sea of Cortez, Mexico. *Aquatic Botany*, 6, pp. 393-396. Doi:https://doi.org/10.1016/0304-3770(79)90077-9.

Pérez-Estrada, C.J., Falcón-Brindis, A., Rodríguez-Estrella, R., Morales-Bojórquez, E., Crespo-Domínguez, J. M. and Brun-Murillo, F. G.. (2021) Seasonal shifts in morphology, physiology and population traits in the seagrass *Halodule wrightii* (Cymodoceaceae) in a subtropical arid area. *Aquatic Botany*, 172, 103381. Doi:https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2021.103381.

Ramírez, E., Menjivar, J., Ceren, G., Rivera, A., Henriquez, A. and Liles, M. (2017) Shoalgrass *Halodule wrightii* (Ascherson, 1868) meadows in El Salvador: distribution and associated macroinvertebrates at the estuary complex of Bahía de Jiquilisco. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(4), pp. 864–869. Doi:https://doi.org/10.3856/vol45-issue4-fulltext-26.

Ramírez-García, P. y Lot, A. (1994) La distribución del manglar y de los pastos marinos en el Golfo de California, México. *Anales del Instituto de Biología Serie Botánica,* 65, pp. 63-72.

Ramírez-García, P., Terrados, J., Ramos, F., Lot, A., Ocaña, D. and Duarte, C.M. (2002) Distribution and nutrient limitation of surfgrass, *Phyllospadix scouleri* and *Phyllospadix torreyi*, along the Pacific coast of Baja California (México). *Aquatic Botany*, 74(2), pp.121–131. Doi:https://doi.org/10.1016/s0304-3770(02)00050-5.

Ramos Durón, F.J., Quiroz Flores, A. J., Ramírez-García Armora, J. P. y Lot Helgueras, A. (2004) Manual de Hidrobotánica: Muestreo y análisis de la vegetación acuática. Ciudad de México: AGT.

Riosmena-Rodríguez, R. y Sánchez-Lizaso, J. L. (1996) El límite sur de distribución de *Zostera marina* L. y *Phyllospadix torreyi* Watson para el noroeste mexicano. *Oceánides*, 11, pp.45-48.

Romero-Berny, E.I., Velázquez-Velázquez, E., Anzueto-Calvo, M.J., Urbina-Trejo, E. and Schmitter-Soto, J.J. (2018) The fish fauna of three lagoon-estuarine systems in the northeastern Gulf of Tehuantepec, Mexican south Pacific. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 89(1), pp.87–100. Doi:https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.1.1927.

RSIS (2025). Sistema Estuarino Puerto Arista | Ramsar Sites Information Service. [online] Ramsar.org. Available at: https://rsis.ramsar.org/ris/1823 [Accessed 30 Dec. 2024].

Samper-Villarreal, J. (2024) Seagrasses in the Eastern Tropical Pacific: species, distribution ecology, blue carbon, and threats. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 52(3), pp.336–349. Doi:https://doi.org/10.3856/vol52-issue3-fulltext-3167.

Samper-Villarreal, J., Van Tussenbroek, B.I. and Cortés, J. (2018) Seagrasses of Costa Rica: from the mighty Caribbean to the dynamic meadows of the Eastern Tropical Pacific. *Revista de Biología Tropical*, 66(S1), pp.53–65. Doi:https://doi.org/10.15517/rbt.v66i1.33260.

Santamaría-Gallegos, N.A., Riosmena-Rodríguez, R. and Sánchez-Lizaso, J.L. (2006) Occurrence and seasonality of *Halophila decipiens* Ostenfeld in the Gulf of California. *Aquatic Botany*, 84(4), pp.363–366. Doi:https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.12.001.

SEMARNAT (2010). *NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*. [online] Dof.gob.mx. Available at: https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4254/semarnat/semarnat.htm.

SEMARNAT. (2019). *Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010.* [online] Dof.gob.mx. Available at: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5578808&fecha=14/11/2019#gsc.tab=0.

Short, F.T., Polidoro, B., Livingstone, S.R., Carpenter, K.E., Bandeira, S., Bujang, J.S., Calumpong, H.P., Carruthers, T.J.B., Coles, R.G., Dennison, W.C., Erftemeijer, P.L.A., Fortes, M.D., Freeman, A.S., Jagtap, T.G., Kamal, A.H.M., Kendrick, G.A., Judson Kenworthy, W., La Nafie, Y.A., Nasution, I.M. and Orth, R.J. (2011) Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144(7), pp.1961–1971. Doi:https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.04.010.

Tapia-García, M., García-Abad, M. C., Penagos García, F. E., Moreno Ruíz, J. L., Juárez Hernández, L. G., Ramírez Gutiérrez, J. M. y Herrera Olayo, D. (2011) Subsistemas hidrológicos de la laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. *Lacandonia*, 5, pp.97-112.

UNEP-WCMC and Short, F.T. (2021) *Global Distribution of Seagrasses, version 7.1.* [online] data.unep-wcmc.org. Available at: https://data.unep-wcmc.org/datasets/7 [Accessed 9 Aug. 2024].

van Tussenbroek, B.I., Barba Santos, M.G., Wong, J. G. R., Van Dijk, J. K. y Waycott, M. (2010) *Guía de los pastos marinos tropicales del Atlántico oeste*. Ciudad de México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Instituto de Biología-UNAM.

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

NOTA / NOTE

Registro del pez globo *Chilomycterus spinosus* (Diodontidae) en la bahía de Taganga, Caribe colombiano

Record of the spotted burrfish *Chilomycterus spinosus* (Diodontidae) in Taganga Bay, Colombian Caribbean

Andrés Acosta-Chaparro* -
0000-0002-0618-5689
andres.acosta@invemar.org.co

Juan Camilo Zárate-Arévalo-
0000-0002-1703-4624
juan.zarate@invemar.org.co

Shanly Coneo-Gómez
0000-0002-0852-9000
shanly.coneo@invemar.org.co

1. 1Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Invemar. Calle 25 No 2-55, El Rodadero, Santa Marta, Colombia.

shanly.coneo@invemar.org.co

*Autor de correspondencia

Recibido / Received: 28/05/2025
Aceptado / Accepted: 28/08/2025

Citación / Citation: Acosta-Chaparro, A.; Zárate-Arévalo, J.; Coneo-Gómez, S.; 2026. Registro del pez globo Chilomycterus spinosus (Diodontidae) en la bahía de Taganga, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 206-210

RESUMEN

Se registra la presencia en el departamento de Magdalena, Caribe colombiano, del pez globo *Chilomycterus spinosus* perteneciente a la familia Diodontidae. Un individuo de esta especie fue avistado en agosto de 2022 en la bahía de Taganga, a una profundidad de 4 m. Los registros recientes indican que la especie está más presente de lo pensado en aguas someras del Caribe continental colombiano y que su distribución de hábitats puede ser más variada a lo registrado anteriormente.

Palabras clave: Diversidad íctica, región de Santa Marta, Caribe sur

ABSTRACT

The spotted burrfish *Chilomycterus spinosus*, which belongs to the family Diodontidae, has been recorded in the department of Magdalena, Colombian caribbean. An individual of this species was sighted in August 2022 in Taganga Bay, at a depth of 4 m. Recent records indicate that the species is more common in shallow waters of the Colombian continental Caribbean than was previously thought, and that its habitat distribution may be more diverse than previously reported.

Key words: fish diversity, Magdalena, continental Caribbean

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1367

La familia Diodontidae está extensamente distribuida en las aguas del trópico y cuenta con alrededor de 75 especies registradas, convirtiéndola en una muy frecuente en diferentes ecosistemas marinos (Leis, 2006). Dentro de esta familia se encuentra el género *Chilomycterus*, que abarca un grupo de peces ampliamente distribuido en el océano Atlántico e Indo-Pacífico (Garrido *et al*., 2014), así como en aguas del trópico (Acero y Polanco, 2006). En América, se tiene registro de un total de cinco especies correspondientes a este género, que se describen en la Tabla 1.

The family Diodontidae is widely distributed in tropical waters and has around 75-recorded species, making it very frequent taxa in different marine ecosystems (Leis, 2006). The family comprises the genus *Chilomycterus*, which includes a group of fishes widely distributed in the Atlantic and Indo-Pacific oceans (Garrido *et al*., 2014) and in tropical waters (Acero and Polanco, 2006). In the Americas, a total of five species of this genus are recorded, which are presented in Table 1.

Tabla 1. Especies del género Chilomycterus registradas en América

Table 1. Species of the genus *Chilomycterus* recorded in the Americas

Especie	Primer registro en Colombia	Distribución general	Distribución en Colombia
Chilomycterus schoepfii (Walbaum, 1792)	No registrada en el país	De Nueva Escocia hasta el noroeste del Caribe.	No registrada en el país
Chilomycterus reticulatus (Linnaeus, 1758)	Medina *et al. (2001)*	Circumtropical, presente en Caribe y Pacífico	Caribe: Registros en el area entre Dibulla y Carrizal (La Guajira) Pacífico: A lo largo de la costa pacífico y las islas Gorgona y Malpelo
Chilomycterus antennatus (Cuvier, 1816)	Acero y Garzón (1987)	A lo largo de todo el Caribe en general	Registros desde la región norte (Guajira) hasta la zona de islas de San Bernardo
Chilomycterus antillarum (Jordan y Rutter, 1897)	Palacio (1974)	A lo largo de todo el Caribe en general	A lo largo de la costa Caribe y las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina
Chilomycterus spinosus (Linnaeus, 1758)	Acosta-Chaparro *et al.* (2023)	Atlántico desde Trinidad hasta Argentina. En el Caribe presente en Colombia y Panamá	Registrado en Chocó y en la región alta de La Guajira (Bahía Portete)

La tabla anterior muestra en líneas generales para *C. spinosus* una ausencia de numerosos registros de avistamiento, lo que indica que su distribución y abundancia es en general limitada o aún no ha sido del todo evaluada para el país. Teniendo en cuenta lo anterior, se registra un nuevo avistamiento de un individuo de esta especie en la bahía de Taganga, departamento del Magdalena,

The table above shows a lack of additional sighting records for *C. spinosus*, and suggests that its distribution and abundance are generally limited or have not yet been fully evaluated in the country. A new sighting of an individual of this species was recorded in Taganga Bay, Magdalena Department, Colombian Caribbean (Fig 1.). This area, with an approximate area of 3.2 km^2, has a great

Caribe colombiano (Figura 1.). Esta bahía, con un área aproximada de 3,2 km^2, posee una gran diversidad de fauna marina distribuida en distintos ecosistemas costeros como litorales rocosos, praderas de pastos marinos, comunidades coralinas, fondos blandos, playas de arena, zona nerítica, ambiente pelágico, entre otros (Salazar *et al*., 2020). El avistamiento se registró el 31 de agosto de 2022, a una profundidad cercana a 4 m, en un punto caracterizado por presentar dominancia de corales de crecimiento costroso (*como Pseudodiploria strigosa* y P. clivosa), fondos blandos y arenosos (con presencia octocorales). El individuo se observó específicamente en las coordenadas 11°15'48.9"N 74°11'36.3"W sobre fondo blando arenoso cercano al litoral.

diversity of marine fauna distributed in different coastal marine ecosystems such as the rocky coastline, seagrass meadows, coral reef, soft bottoms, sandy beaches, neritic zone, pelagic environment, among others (Salazar *et al*., 2020). The sighting was recorded on August 31, 2022, at a depth of about 4 m, in an area characterized by a dominance of crustose corals (such as *Pseudodiploria strigosa* and P. clivosa), soft and sandy bottoms (with presence of octocorals). The individual was specifically observed at coordinates 11°15'48.9 " N 74°11'36.3 " W on a soft sandy bottom close to the rocky coastline.

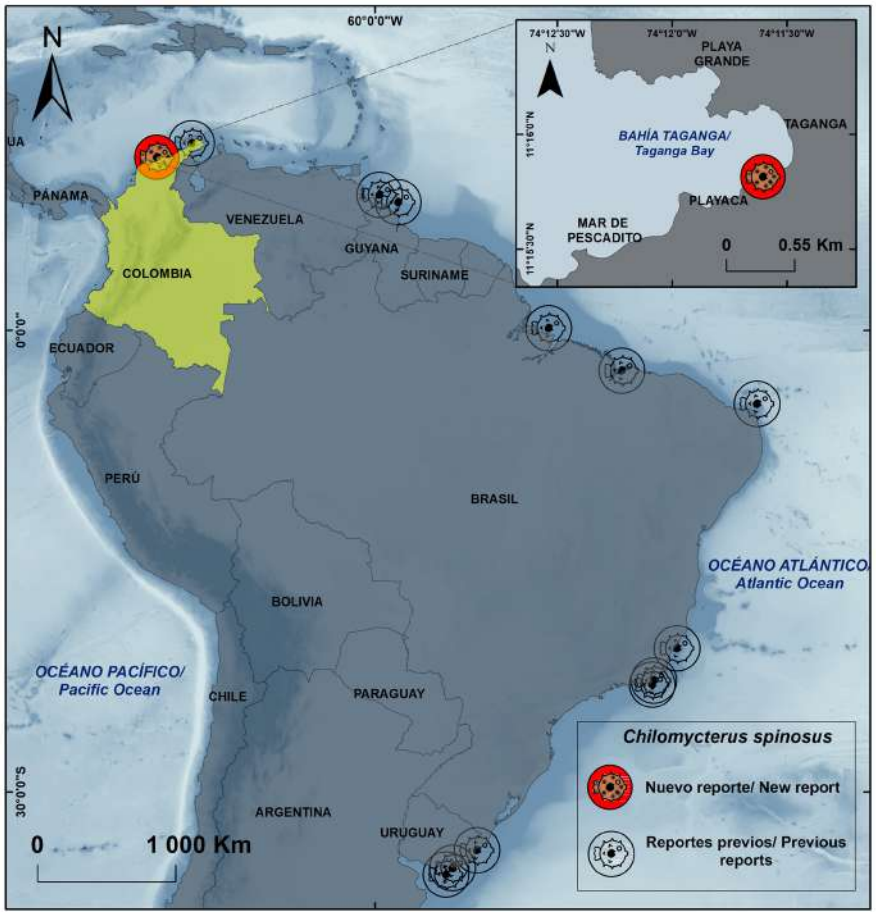


Figura 1. Registros previos de *C. spinosus* para el Atlántico y el Caribe colombiano. El punto rojo muestra la presente observación

Figure 1. Previous reports of *C. spinosus* for the Atlantic and Colombian Caribbean. The red spot shows this report.

La morfología del espécimen encontrado (Figura. 2) corresponde a lo descrito en la bibliografía para *C. spinosus* ya que concuerda con autores como Figueiredo y Menezes (2000), Sampaio y Nottingham (2008), Robertson y Van Tassell (2019) y Acosta-Chaparro *et al.* (2023), al presentar una ausencia de líneas y puntos negros diminutos a lo largo del cuerpo y las aletas, una

The specimen's morphology (Figure. 2) is consistent with the documented characteristics of *C. spinosus*, as reported previously. This observation aligns with the findings of researchers such as Figueiredo and Menezes (2000), Sampaio and Nottingham (2008), Robertson and Van Tassell (2019), and Acosta-Chaparro *et al.* (2023) with an absence of tiny black lines and dots along the

longitud de las espinas inferior al diámetro orbital, y tres manchas definidas por encima y por debajo de las aletas pectorales, así como debajo de la aleta dorsal. Dichos caracteres la diferencian de manera notoria de las restantes tres especies registradas en el país, lo cual permite la identificación visual del individuo, teniendo en cuenta que *C. reticulatus* tiene puntos negros grandes a lo largo de todo el cuerpo, *C. antennatus* presenta puntos negros y manchas irregulares y finalmente, *C. antillarum* muestra un patrón de líneas negras a modo de polígonos diferenciados.

body and fins, a spine length less than the orbital diameter, and the presence of three distinct spots above and below the pectoral fins, as well as below the dorsal fin. These characters differentiate it markedly from the other three species recorded in the country, allowing for visual identification of the individual. This is further facilitated by the distinctive markings of *C. reticulatus*, which exhibits large black dots along the entire body, *C. antennatus*, which has black dots and irregular spots, and finally, *C. antillarum*, which has a pattern of black lines as polygons.

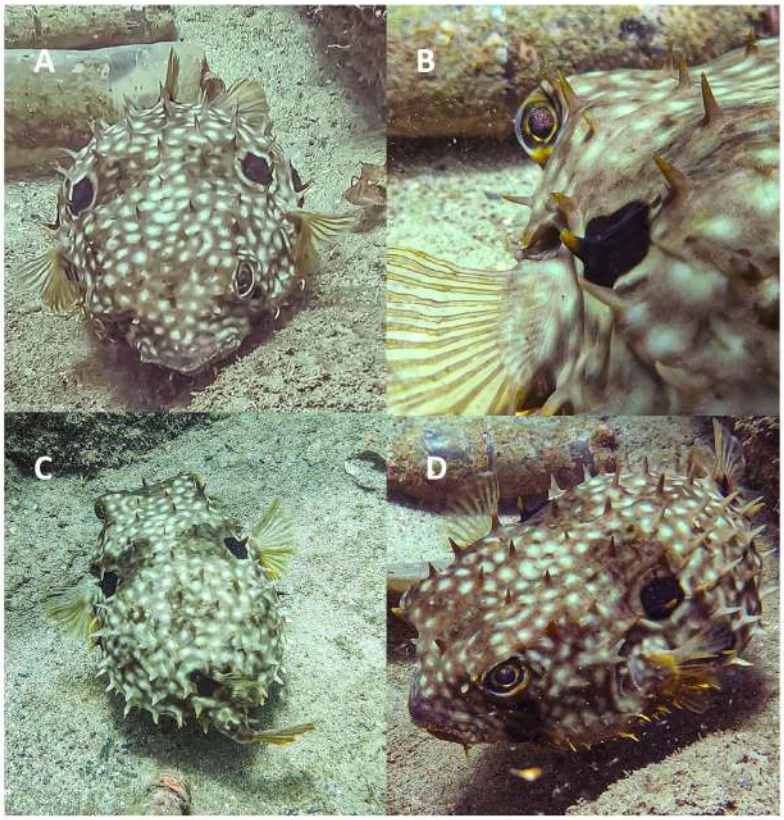


Figura 2. Imágenes tomadas de *C. spinosus* en la bahía de Taganga siendo A) vista anterior B) vista cercana C) vista posterior y D) vista lateral

Figura 2. Images of *C. spinosus* in Taganga Bay showing A) front view, B) close-up view, C) back view, and D) side view.

La presencia de un nuevo registro de esta especie en el país implica que su distribución puede ser más amplia en la porción suroccidental del Caribe, así como en el Caribe continental colombiano, pudiendo abarcar puntos entre los departamentos de Magdalena y La Guajira. Así mismo, representa un nuevo registro para el Magdalena y para la bahía de Taganga, donde de acuerdo por lo descrito por Salazar *et al.* (2020), se tiene registro de la presencia de 28 especies de peces representados por diversos gremios tróficos (Polanco *et al*., 2016), siendo este a su vez, el primer registro oficial en el área para el género *Chilomycterus*. Por otro lado, su presencia en una zona cercana al litoral rocoso implica

The presence of a new record of this species in the country suggests the possibility of a wider distribution in the southwestern Caribbean, as well as in the Colombian continental caribbean, potentially extending to areas between the departments of Magdalena and La Guajira. In addition, the Magdalena and Taganga Bay record represents a new finding for the area. According to the work of Salazar *et al.* (2020), previous studies have documented the presence of 28 species of fish belonging to diverse feeding group (Polanco *et al*., 2016). This recent discovery marks the first documented record of the genus *Chilomycterus* in the area. Conversely, its occurrence near to the rocky coast suggests that

que su hábitat puede ser más variado, teniendo en cuenta que Robertson y Van Tassell (2019) lo citan como asociado a ambientes arrecifales, mientras que Acosta-Chaparro *et al.* (2023) lo registran asociado a praderas de pastos marinos. Este nuevo registro representa un aporte a la diversidad íctica del país, así como a la del departamento del Magdalena en el Caribe colombiano.

its habitat may exhibit greater variability, especially compared to the findings of Robertson and Van Tassell (2019), who reported its association with reef environments, and those of Acosta-Chaparro *et al.* (2023), who noted its association with seagrass meadows. This recent record constitutes a significant addition to the nation's biodiversity, particularly in the Magdalena department within the Colombian Caribbean region.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Acero P., A. y Garzón, J.F. (1987). Peces arrecifales de la región de Santa Marta (Caribe colombiano). I. Lista de especies y comentarios generales. *Acta Biológica Colombiana*,1(3): pp.83-105.

Acero P., A. y Polanco F.A. (2006). Peces del orden Tetraodontiformes de Colombia. *Biota Colombiana*, 7(1): pp.155-164.

Acosta-Chaparro, A. F., Navas Camacho, R. y Polanco-Fernández, A. (2023). Primer registro del pez globo *Chilomycterus spinosus* (familia Diodontidae) en el Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 52(2): pp.179–184. https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.2.1290

Figueiredo, J.L. y Menezes, N.A. (2000). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5)*. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidad de São Paulo. p.116.

Garrido, A., Ibáñez-Yuste, A.J., Norman, C. and Terrón-Sigler, A. (2014). First record of *Chilomycterus spinosus mauretanicus* (Osteichthyes: Diodontidae) in the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*: pp.7-79.

Leis, J. M. (2006). Nomenclature and distribution of the species of the porcupinefish family Diodontidae (Pisces, Teleostei). *Memoirs of Museum Victoria*, 63(1): pp.77-90.

Medina, J., Acero, A., Viaña, J. y Manjarrés, L. (2001). Primer registro de *Chylomycterus reticulatus* (Linnaeus) (Pisces: Tetraodontiformes: Diodontidae) para el Caribe colombiano. *Boletín Investigaciones Marinas y Costeras*, 30: pp.213-218.

Palacio, J. F. (1974). Peces colectados en el Caribe colombiano por la Universidad de Miami. *Boletín del Museo del Mar*, 6: pp.1-137.

Polanco, A., Acero, A., Bolaños, N. and González, J.D. (2016). Peces de la reserva de Biosfera Seaflower. In: M. Vides, D. Alonso, E. Castro and N. Bolaños, eds., Biodiversidad del mar de los siete colores, Serie de Publicaciones Generales del Invemar No. 84.

Robertson, D. R. and Van Tassell, J. (2019). *Shorefishes of the Greater Caribbean: online information system. Version 2.0.* Balboa: Smithsonian Tropical Research Institute.

Robins, R. (2025). *UF FLMNH Ichthyology. Version 117.407*. Florida Museum of Natural History. Occurrence dataset https://doi.org/10.15468/8mjsel accessed via GBIF.org on 2025-04-29.

Rubio, E., Gutiérrez, B. y Franke, R. (1987). Peces de la isla Gorgona Univ. Valle, Cali, p. 315.

Sampaio, C.L. y Nottingham, M.C. (2008). Guia para identificação de peixes ornamentais brasileiros: espécies marinhas: Vol. 1. Ibama. 00

Salazar, L., Acosta, A., Acero P., A., A., Bocanegra, V., Borrero-Perez, G., Campos C., N., Díaz, C., Dueñas, P., Guerrero-Kommritz, J., Puyana, M., Romero, C., Ruíz-Pino, D., Vera, M. and Zea, S. (2018). Fauna Marina: Bahía de Taganga. Bogotá, p.118.

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

NOTA / NOTE

Nuevos hallazgos de *Chaceon eldorado* Manning y Holthuis, (Brachyura, Geryonidae) en Venezuela, con la primera descripción de los pleópodos masculinos.

New findings of *Chaceon eldorado* Manning and Holthuis, 1989 (Brachyura, Geryonidae) in Venezuela, with the first description of the male pleopods.

Pedro Rodríguez[1,3*]
0000-0001-7177-6373
pedrodriguezr34@gmail.com

Ángel Fariña[1,2]
0000-0002-7659-9844
afarina46@yahoo.com

Carlos Lira[3],
0000-0001-8338-5345
carloslirag@gmail.com

Ruth Vásquez[1]
0009-0007-5271-8179
ruthvasquezlevy@gmail.com

Eric Martínez[1]
0009-0001-4530-357X
ericricardom@gmail.com

1. Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura (Cenipa), Avenida Lecuna, Parque Central, torre este, piso 13, Caracas, Venezuela. *
2. Laboratorio de Ecología de Peces Marinos, Departamento de Biología, Núcleo de Sucre, Universidad de Oriente, Estado Sucre, Venezuela.
3. Laboratorio de Zoología y Carcinología. Grupo de Investigación en Carcinología (Gicudone), Universidad de Oriente, Núcleo Nueva Esparta. Apartado postal 6304. Calle Principal - La Marina, Boca del Río, Nueva Esparta, Venezuela.

Citación / Citation: Rodríguez, P.; Fariña, A.; Lira, C.; Vásquez, R.; Martínez, E. (2025). Nuevos hallazgos de Chaceon eldorado Manning y Holthuis, 1989 (Brachyura, Geryonidae) en Venezuela, con la primera descripción de los pleópodos masculinos. Bol. Invest. Mar. Cost. 55 (1) 211-219

Recibido / Received: 24/07/2024
Aceptado / Accepted: 04/04/2025

RESUMEN

El género *Chaceon* posee la mayor riqueza especifica dentro de la familia Geryonidae, con 34 especies descritas. De ellas *C. eldorado* es la única registrada en aguas venezolanas, con un único registro válido que data de hace más de tres décadas, coincidiendo con su descripción original. A partir de una evaluación reciente de áreas de pesca en aguas profundas del litoral central de Venezuela, se presentan nuevos registros de esta especie. Además, se proporciona por primera vez la descripción de los pleópodos masculinos y se discuten aspectos ecológicos y biológicos relevantes ante un eventual inicio de su explotación pesquera.

Palabras clave: Portunoidea, cangrejos, aguas profundas, geriónidos, pesquería.

ABSTRACT

The genus *Chaceon* has the greatest species richness within the Geryonidae family, with 34 described species. Of these, *C. eldorado* is the only one recorded in Venezuelan waters, with a single valid report dating back more than three decades, coinciding with its original description. Based on a recent assessment of deep-water fishing areas off the central coast of Venezuela, new records of this species are presented. Furthermore, the description of the male pleopods is provided for the first time, and relevant ecological and biological aspects are discussed in anticipation of the potential initiation of its commercial fishing.

Key words: Portunoidea, crustaceans, crabs, deep sea, geryonids fisheries.

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1369

INTRODUCCIÓN

Geryonidae Colosi es una familia de cangrejos marinos portunoideos de aguas profundas que se encuentran ampliamente distribuidos en los taludes continentales y aguas más profundas, entre 100 y 3500 m de profundidad (Manning, 1990; Poupin y Buat, 1992). Agrupa actualmente ocho géneros y 50 especies recientes y cuenta además con un buen registro fósil (DecaNet, 2025). Entre los geriónidos, el género *Chaceon* Manning y Holthuis contiene la mayor riqueza con 34 especies, caracterizadas por tener cinco dientes en el margen anterolateral del caparazón, dientes frontales bien desarrollados, orbitas redondeadas y regiones branquiales no marcadamente infladas (Manning y Holthuis, 1989).

Las especies de este género poseen una elevada importancia comercial, siendo objeto de fuertes presiones pesqueras en el ámbito mundial (Pezzuto *et al*., 2006; Tallack, 2007; Robinson, 2008; Wahle *et al*., 2008; Pezzuto y Sant'Ana, 2009; Mzungu *et al*., 2024). No obstante, características de su historia de vida, como crecimiento lento, reproducción tardía (Hastie, 1995) y distribución espacial de los stocks aparentemente restringida (Pezzuto *et al*., 2006) las hacen altamente vulnerables a la sobreexplotación (Groeneveld *et al*., 2013).

De acuerdo con Tavares y Pinheiro (2011), nueve especies del género *Chaceon* están presentes en el Atlántico occidental: *C. atopus* Manning y Holthuis (isla de Santa Helena), *C. eldorado* Manning y Holthuis (Colombia, Venezuela, Antillas Menores y Guayana Francesa), *C. fenneri* (Manning y Holthuis) (oriente de la Florida hasta el golfo de México), *C. inghami* (Manning y Holthuis) (Bermudas), *C. linsi* Tavares y Pinheiro (nororiente de Brasil), *C. notialis* Manning y Holthuis (suroccidente de Brasil, Uruguay y Argentina), *C. quinquedens* (Smith) (Atlántico noroccidental hasta el golfo de México), *C. ramosae* Manning, Tavares y Albuquerque (sur de Brasil) y *C. sanctaehelenae* Manning y Holthuis (isla de Santa Helena, también conocida de las afueras de la isla de São Tomé, África Occidental).

Desde su descripción en 1989, con base en material recolectado en parte en Venezuela, *C. eldorado* no ha sido objeto de nuevos hallazgos en el país, debido posiblemente a los pocos esfuerzos de muestreo en aguas profundas. En la presente investigación se registran nuevos encuentros de esta especie en aguas venezolanas y se discuten algunos aspectos taxonómicos y ecológicos.

El material analizado proviene de los tres primeros muestreos de

INTRODUCTION

Geryonidae Colosi is a family of deep-sea portunoid marine crabs widely distributed on continental slopes and deep waters, between 100 and 3,500 m deep (Manning, 1990; Poupin and Buat, 1992). It currently includes eight genera and 50 recent species, and also has a good fossil record (DecaNet, 2025). Among the geryonids, the genus *Chaceon* Manning and Holthuis contains the greatest richness, with 34 species, characterized by five teeth on the anterolateral margin of the carapace, well-developed frontal teeth, rounded orbits, and not markedly inflated gill regions (Manning and Holthuis, 1989).

Species in this genus are highly commercially important and are subject to strong fishing pressure worldwide (Pezzuto *et al*., 2006; Tallack, 2007; Robinson, 2008; Wahle *et al*., 2008; Pezzuto and Sant'Ana 2009; Mzungu *et al*., 2024). However, life-history characteristics such as slow growth, late reproduction (Hastie, 1995), and apparently restricted spatial distribution of stocks (Pezzuto *et al*., 2006) make them highly vulnerable to overexploitation (Groeneveld *et al*., 2013).

According to Tavares and Pinheiro (2011), nine species of the genus *Chaceon* are present in the western Atlantic: *C. atopus* Manning and Holthuis (Saint Helena Island), *C. eldorado* Manning and Holthuis (Colombia, Venezuela, Lesser Antilles, and French Guiana), *C. fenneri* (Manning and Holthuis) (east Florida to the Gulf of Mexico), *C. inghami* (Manning and Holthuis) (Bermuda), *C. linsi* Tavares and Pinheiro (northeast Brazil), *C. notialis* Manning and Holthuis (southwest Brazil, Uruguay, and Argentina), *C. quinquedens* (Smith) (northwest Atlantic to the Gulf of Mexico), *C. ramosae* Manning, Tavares, and Albuquerque (southern Brazil) and *C. sanctaehelenae* Manning and Holthuis (Saint Helena Island, also known from the off-shore of São Tomé Island, West Africa).

Since its description in 1989, based on material collected partly in Venezuela, *C. eldorado* has not been the subject of new findings in the country, possibly due to limited sampling efforts in deep waters. This research reports new encounters of this species in Venezuelan waters and discusses some taxonomic and ecological aspects.

The material analyzed comes from the first three samplings of an annual scientific fishing project in the mesopelagic zone of the central Venezuelan coast. The purpose is to explore the benthic zone between 400 and 600 m depth to identify new fishing areas, assess potential fishery resources, and potentially

un proyecto anual de pesca científica en la zona mesopelágica de la costa central venezolana. El propósito es la exploración de la zona bentónica entre 400 y 600 m de profundidad, para la identificación de nuevas áreas de pesca, evaluación de recursos pesqueros potenciales y posibles especies no descritas. El área de estudio se encuentra entre 5,6 a 7,4 km al norte de Chichiriviche de la Costa, estado La Guaira (Figura 1).

El sexo de los ejemplares fue determinado por la presencia de gonópodos en el pleon de los machos, la forma del pleon (delgado en machos, redondeado en hembras) y por la ubicación del poro genital en las hembras. Fue tomada la medida del ancho del caparazón (AC), considerada esta como la mayor distancia transversal al eje longitudinal del caparazón en vista dorsal. Los ejemplares fueron fotografiados y posteriormente depositados en las colecciones de referencia del Grupo de Investigación en Carcinología (GIC) de la Universidad de Oriente y del Museo Marino de Margarita (MMM), isla de Margarita, Venezuela.

undescribed species. The study area is located 5.6 to 7.4 km north of Chichiriviche de la Costa, La Guaira state (Figure 1).

The sex of the specimens was determined by the presence of gonopods in the pleon of males, the shape of the pleon (slender in males, rounded in females), and the location of the genital pore in females. The carapace width (CW) was measured, considered the greatest transverse distance from the longitudinal axis of the carapace in dorsal view. The specimens were photographed and subsequently deposited in the reference collections of the Grupo de Investigación en Carcinología (GIC) of the Universidad de Oriente and the Margarita Marine Museum (MMM), Margarita Island, Venezuela.

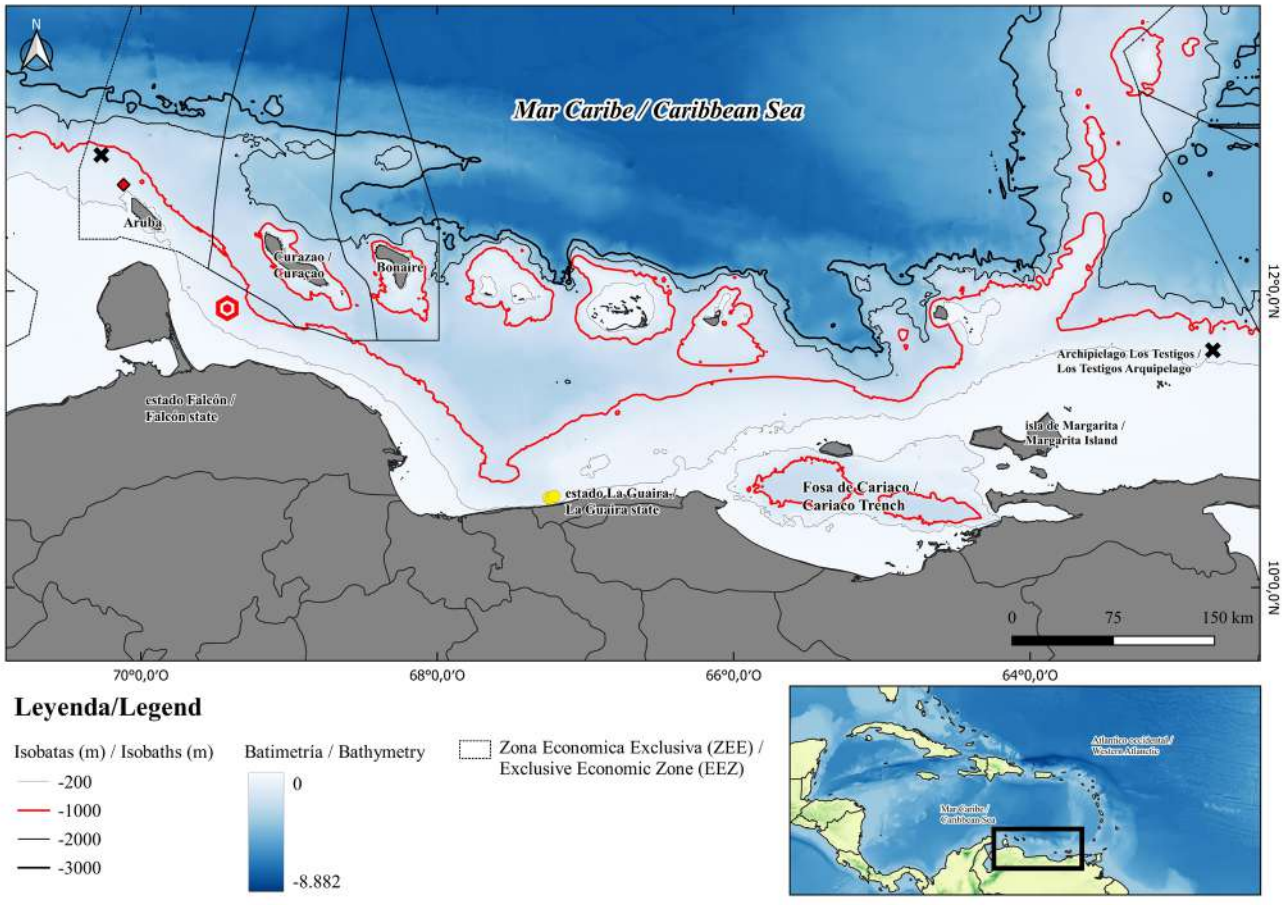


Figura 1. Ubicación geográfica de los registros de *Chaceon eldorado* Manning y Holthuis en Venezuela, o referidos como tales: Taissoun (1988): rombo rojo; Manning y Holthuis (1989): hexágono rojo (localidad tipo) y equis negra; presente estudio: círculos amarillos. Capa batimétrica: modificada de GEBCO (2024).

Figure 1. Geographic locations of the records of *Chaceon eldorado* Manning and Holthuis from Venezuela, or referred so: Taissoun (1988): red diamond; Manning and Holthuis (1989): red hexagon (type locality) and black X; present study: yellow circles. Bathymetry layer: modified from GEBCO (2024).

Familia Geryonidae Colosi, 1923

***Chaceon eldorado* Manning y Holthuis, 1989**

Fig. 2 - 3

Geryon quinquedens non Smith, 1879, Taissoun (1988): 173; Taissoun (2022): 111, fig. 37.

Chaceon eldorado Manning y Holthuis, 1989: 61, fig. 7-8; Campos *et al*. (2005): 228, fig. 191; Tavares y Pinheiro (2011): 65, fig. 5D; Poupin y Corbari (2016): 84, fig. 18D; Poupin (2018): 292.

Material examinado: 30/01/2025, 17 machos (sin medir), 2 hembras (sin medir), a 5,9 km al norte de Chichiriviche de La Costa, 570 m de profundidad, recolector: Fariña, A. 26/02/2025, 6 machos (152 – 169 mm AC), 6,1 km al norte de Chichiriviche de La Costa, 574 m de profundidad, recolector: Fariña, A., GIC-944. 19/03/2025, 20 machos (133 – 176 mm AC), 42 hembras no ovígeras (103 – 151 mm AC), 1 hembra ovígera (126 mm AC), 7,4 km al norte de Chichiriviche de La Costa, estado La Guaira, entre 462 – 574 m de profundidad, recolector: Fariña, A., MMM-crust-447 al 449.

Descripción general: Manning y Holthuis (1989).

Descripción de los pleópodos masculinos: Primer par relativamente corto, robusto, coriáceo, más ancho en la mitad proximal, margen interno redondeado, finamente setoso, ápice agudo, tubular, curvado hacia afuera (Fig. 3A-B). Segundo par delgados, casi tan largos como el primer par, con una espina curva en el margen interno del cuarto distal, perpendicular al eje longitudinal del pleópodo, con setas sobre su borde interno; a partir de esta espina, el pleópodo se hace más delgado y sinuoso (Fig. 3A-C), el ápice no sobrepasa la sutura esternal 6/7.

Family Geryonidae Colosi, 1923

***Chaceon eldorado* Manning and Holthuis, 1989**

Fig. 2 - 3

Geryon quinquedens non Smith, 1879, Taissoun (1988): 173; Taissoun (2022): 111, fig. 37.

Chaceon eldorado Manning and Holthuis, 1989: 61, fig. 7-8; Campos *et al*. (2005): 228, fig. 191; Tavares and Pinheiro (2011): 65, fig. 5D; Poupin and Corbari (2016): 84, fig. 18D; Poupin (2018): 292.

Material examined: 01/30/2025, 17 males (unmeasured), 2 females (unmeasured), 5.9 km north of Chichiriviche de La Costa, 570 m depth, collector: Fariña, A. 02/26/2025, 6 males (152 – 169 mm CW), 6.1 km north of Chichiriviche de La Costa, 574 m depth, collector: Fariña, A., GIC-944. 03/19/2025, 20 males (133 – 176 mm CW), 42 non-ovigerous females (103 – 151 mm CW), 1 ovigerous female (126 mm CW), 7.4 km north of Chichiriviche de La Costa, between 462 – 574 m depth, collector: Fariña, A., MMM-crust-447 to 449.

General description: Manning and Holthuis (1989).

Description of male pleopods: First pair relatively short, robust, coriaceous, wider in the proximal half, inner margin rounded, finely setose, apex acute, tubular, curved outwards (Fig. 3A-B). Second pair slender, almost as long as the first pair, with a curved spine on the inner margin of the distal quarter, perpendicular to the longitudinal axis of the pleopod, with setae on its inner edge; From this spine, the pleopod becomes thinner and more sinuous (Fig. 3A-C), the apex does not exceed the 6/7 sternal suture.

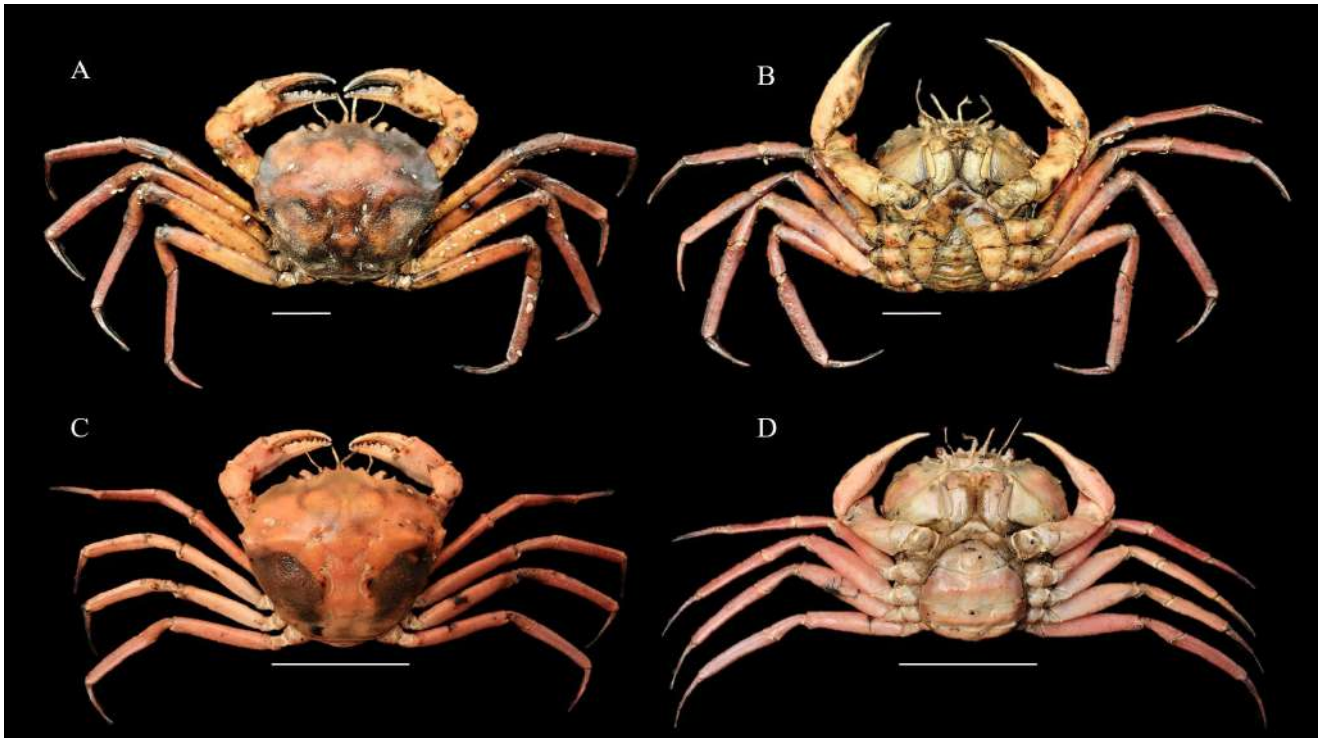


Figura 2. *Chaceon eldorado* Manning y Holthuis, macho, A) vista dorsal; B) vista ventral; hembra ovígera, C) vista dorsal; D) vista ventral. Barras de escala: 100 mm.

Figure 2. *Chaceon eldorado* Manning and Holthuis, male, A) dorsal view; B) ventral view; ovigerous female, C) dorsal view; D) ventral view. Scale bars: 100 mm.

Registros en Venezuela: estado Falcón (641 m de profundidad) y nororiente del archipiélago Los Testigos (531 m de profundidad) (Manning y Holthuis, 1989).

Distribución general: Colombia hasta la Guayana Francesa; Guadalupe y Martinica (Poupin y Corbari, 2016).

Comentarios: Taissoun (1988) fue el primero en señalar la presencia de la familia Geryonidae para Venezuela, con base en dos hembras recolectadas «al sur de Aruba», e identificadas erróneamente como *Geryon quinquedens*; no obstante, las coordenadas geográficas que proporcionó correspondían en realidad al norte de la isla de Aruba, fuera de aguas jurisdiccionales de Venezuela. Un año después, Manning y Holthuis (1989) describieron a *Chaceon eldorado* con base en un ejemplar (seleccionado como holotipo) de Venezuela, a 42,6 km al oriente de la península de Paraguaná, estado Falcón (11°53`N – 69°25`O) (Fig. 1). Adicionalmente, estos mismos autores seleccionaron dos paratipos también de Venezuela; sin embargo, uno de ellos procedía realmente de Aruba, como el material de Taissoun.

Las especies de este género son morfológicamente similares (Poupin y Corbari, 2016); en este sentido, *C. eldorado* puede

Records from Venezuela: Falcón state (641 m depth) and northeast of the Los Testigos archipelago (531 m depth) (Manning and Holthuis, 1989).

General distribution: Colombia to French Guiana; Guadeloupe and Martinique (Poupin and Corbari, 2016).

Comments: Taissoun (1988) was the first to report the presence of the family Geryonidae in Venezuela, based on two females collected "south of Aruba" and wrongly identified as *Geryon quinquedens*; however, the geographic coordinates he provided actually corresponded to the north of Aruba, outside Venezuelan jurisdictional waters. A year later, Manning and Holthuis (1989) described *Chaceon eldorado* based on a specimen (selected as the holotype) from Venezuela, 42.6 km east of the Paraguaná Peninsula, Falcón State (11°53`N – 69°25`W) (Fig. 1). Additionally, these same authors selected two paratypes, also from Venezuela; however, one of them actually came from Aruba, like the Taissoun material.

The species of this genus are morphologically similar (Poupin and Corbari, 2016), in this sense, *C. eldorado* can be easily confused with *C. notialis* and *C. ramosae*, since they share dorsoventrally

ser fácilmente confundido con *C. notialis* y *C. ramosae*, ya que comparten los dáctilos de los pereiópodos dorsoventralmente deprimidos, dientes anterolaterales del caparazón poco desarrollados y mero del quinto par de pereiópodos sin una espina distodorsal (Manning y Holthuis, 1989; Manning *et al*., 1989; Tavares y Pinheiro, 2011). *Chaceon eldorado* se diferencia de *C. notialis* por el largo del mero del quinto par de pereiópodos, el cual no sobrepasa el ultimo diente anterolateral del caparazón en esta última especie, mientras que en *C. eldorado* el mero sobrepasa el ultimo diente anterolateral del caparazón. Por otro lado, *C. eldorado* puede diferenciarse de *C. ramosae* por tener el gonópodo 2 corto, el cual no alcanza la sutura torácica 6/7 (gonópodo 2 sobrepasa la sutura 6/7 en *C. ramosae*); además el mero del quinto par de pereiópodos es más del doble del largo del dactilo en *C. eldorado* (mero el doble del largo del dactilo en *C. ramosae*) (Tavares y Pinheiro, 2011).

Los pleópodos masculinos han demostrado ser de gran utilidad para separar especies de portúnidos (Williams, 1974), pseudotelfúsidos (Rodríguez, 1982), xantoideos (Martin y Abele, 1986), grapsoideos (Abele, 1992), entre otros, sin embargo, en geriónidos han sido objeto de escasa atención, por lo que su potencial como herramienta taxonómica es incierto. El material examinado se ajusta a las descripciones de la especie realizadas por Manning y Holthuis (1989), sin embargo, presenta ligeras diferencias, tales como el largo relativo del mero con relacion al ancho del caparazon en una hembra, pues fue de 0,47, lo cual es considerablemente menor a la proporcion registrada (0,56). Estas diferencias, sin embargo, parecieran deberse a variaciones morfológicas de la especie.

Varios ejemplares presentaron fuerte epibiosis por cirrípedos Poecilasmatidae siendo particularmente abundantes en los pereiópodos y esternitos torácicos (Figura 3A); tambien fueron observadas lesiones quitinolíticas (identificables como áreas ennegrecidas del caparazón) (Figura 2A - 3B). Este tipo de lesiones son muy comunes entre los geryónidos (Poupin y Buat, 1992; Cartes, 1993), pudiendo afectar hasta a 90% de los cangrejos en ciertas poblaciones (Pinho *et al*., 2001); si las lesiones son extensas, los cangrejos pueden parecer poco apetecibles y puede verse afectado el valor comercial de estos en el mercado, requiriendo procesamiento para vender solo la carne, elevando los costos de producción (Shields, 2012).

depressed dactyls of the pereiopods, poorly developed anterolateral teeth of the carapace and the merus of the fifth pair of pereiopods without a distodorsal spine (Manning and Holthuis, 1989; Manning *et al*., 1989; Tavares and Pinheiro, 2011). *Chaceon eldorado* can be differentiated from *C. notialis* by the length of the merus of the fifth pair of pereiopods, which does not exceed the last anterolateral tooth of the carapace in the latter species, while in *C. eldorado* the merus exceeds the last anterolateral tooth of the carapace. On the other hand, *C. eldorado* can be differentiated from *C. ramosae* by having a short gonopod 2, which does not reach the 6/7 thoracic suture (gonopod 2 extends beyond the 6/7 suture in *C. ramosae*); furthermore, the merus of fifth pair of pereiopods is more than twice the length of the dactyl in *C. eldorado* (twice the length of the dactyl in *C. ramosae*) (Tavares and Pinheiro, 2011).

Male pleopods have proven very useful for separating morphologically very similar species of portunidae (Williams, 1974), pseudotelfusids (Rodríguez, 1982), xanthoids (Martin and Abele, 1986), and grapsoids (Abele, 1992), among others; however, they have received little attention in gerionids, so their potential as a taxonomic tool is uncertain. The material examined fits the species descriptions by Manning and Holthuis (1989); however, it presents slight differences, such as the relative length of the merus in relation to the carapace width in a female, which was 0.47, which is considerably smaller than the registered ratio (0.56). These differences, however, appear to be due to morphological variations within the species.

Several specimens showed strong epibiosis by Poecilasmatidae barnacles, being particularly abundant in the pereiopods and thoracic sternites (Figure 3A); chitinolytic lesions were also observed (identifiable as blackened areas of the carapace) (Figure 2A - 3B). This type of lesions is very common among geryonids (Poupin and Buat, 1992; Cartes, 1993), and can affect up to 90% of crabs in certain populations (Pinho *et al*., 2001). If the lesions are extensive, the crabs may appear unappealing and their commercial value in the market may be affected, requiring processing to sell only the meat, raising production costs (Shields, 2012).

Figura 3. *Chaceon eldorado*, primer (izquierda) y segundo pleópodo (derecha) masculino A) vista dorsal; B) vista ventral; C) ápice del segundo pleópodo. D) infestado con cirrípedos Poecilasmatidae en los pereiópodos. E) ejemplar macho con presencia de lesiones quitinolíticas (flechas blancas) en la región dorsal. Barras de escala: 1 mm. D y E Fotografías de Martha Montes.

Figure 3. *Chaceon eldorado*, first (right) and second male pleopod (left) A) dorsal view; B) ventral view; C) second pleopod apex. D) infested by Poecilasmatidae barnacles on the pereiopods. E) male specimen with chitinolytic lesions (white arrows) on the dorsal region. Scale bars: 1 mm. D and E Photographs by Martha Montes.

Una gran cantidad de aspectos ecológicos y del ciclo de los Geryonidae aún permanecen desconocidos, incluyendo sus períodos reproductivos, proporción de sexos y distribución geográfica (Wahle *et al*., 2008; Groeneveld *et al*., 2013; Mzungu *et al*., 2024). Tal es el caso de *C. eldorado*, cuya presencia en la literatura científica se basa en registros dispersos (Campos *et al*., 2005; Poupin y Corbari, 2016; Poupin, 2018). Conocer estos aspectos resulta especialmente relevante debido al interés económico que representa esta familia desde una perspectiva pesquera. Diversos rasgos biológicos de los Geryonidae, como su elevada longevidad, crecimiento lento, madurez sexual tardía (Armstrong, 1990), gran tamaño corporal (Fernández-Vergaz *et al.,* 2000), extensos periodos de incubación y reclutamiento irregular (Hastie, 1995), junto con patrones espaciales de segregación sexual según la profundidad (Masello y Defeo, 2016) y la agregación espacial relacionada con la madurez sexual (Martínez-Rivera *et al.,* 2020), los convierten en organismos altamente vulnerables a la sobreexplotación.

Many ecological and life cycle aspects of Geryonidae remain unknown, including their reproductive periods, sex ratio, and geographic distribution (Wahle *et al*., 2008; Groeneveld *et al*., 2013; Mzungu *et al*., 2024). Such is the case of *C. eldorado*, whose presence in the scientific literature is based on scattered records (Campos *et al*., 2005; Poupin and Corbari, 2016; Poupin, 2018). Understanding these aspects is especially relevant due to the economic interest that this family represents from a fisheries perspective. Several biological traits of Geryonidae, such as their high longevity, slow growth, late sexual maturity (Armstrong, 1990), large body size (Fernández-Vergaz *et al*., 2000), long incubation periods and irregular recruitment (Hastie, 1995), together with spatial patterns of sexual segregation according to depth (Masello and Defeo, 2016) and spatial aggregation related to sexual maturity (Martínez-Rivera *et al*., 2020) make them highly vulnerable to overexploitation.

Therefore, it is essential to implement rigorous management measures including, among other elements, preliminary stock

Por lo anterior, resulta fundamental implementar medidas de manejo rigurosas que, incluyan, entre otros elementos, evaluaciones preliminares del stock, establecimiento de cuotas de extracción, determinación de la talla de primera madurez sexual y de la talla mínima de captura, así como la definición de períodos y puntos de veda. Además, se requiere un monitoreo constante de la pesquería que permita adoptar acciones correctivas oportunas cuando sea necesario.

AGRADECIMIENTOS

A Omar Correa, Jhonder Palma, Miguel Muñoz, Emilio Véliz, Benigno Morales y Frank Hernández por su colaboración durante las faenas de pesca exploratoria y a todos los pescadores del Consejo del Poder Popular de Pescadores, Pescadoras, Acuicultores y Acuicultoras (CONPPA) de La Zorra. Los resultados presentados forman parte del proyecto: «Evaluación de los recursos pesqueros capturados en zonas demersales de la capa oceánica mesopelágica frente a la costa central venezolana», código 139-2024, ejecutado por el Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura (CENIPA) y financiado a través del Fondo Nacional de Ciencia Tecnología e Innovación (Fonacit). A Martha Montes (CENIPA) por las fotografías de algunos ejemplares y al Profesor Thomas Blanco (CENIPA / Universidad Bolivariana de Venezuela, UBV), por su ayuda en la preparación del material fotográfico.

assessments, the establishment of harvest quotas, determination of the size at first sexual maturity and the minimum catch size, as well as the definition of closed periods and areas. Furthermore, constant monitoring of the fishery is required to allow for timely corrective action when necessary.

ACKNOWLEDGMENTS

To Omar Correa, Jhonder Palma, Miguel Muñoz, Emilio Véliz, Benigno Morales, and Frank Hernández for their collaboration during the exploratory fishing operations, and to all the fishermen of the People's Power Council of Fishermen, Fisherwomen, Aquaculturists (CONPPA) of La Zorra. The results presented are part of the project: "Evaluation of fishery resources captured in demersal zones of the mesopelagic oceanic layer off the central coast of Venezuela", code 139-2024, implemented by the National Center for Fisheries and Aquaculture Research (CENIPA) and funded through the National Fund for Science, Technology, and Innovation (Fonacit). To Martha Montes (CENIPA) for photographing some specimens, and to Professor Thomas Blanco (CENIPA / Bolivarian University of Venezuela, UBV) for his help in preparing the photographic material.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Abele, L. (1992). A review of the grapsoid crab genus *Sesarma* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in america, with the description of a new genus. Smithsonian Contributions to Zoology, 527, 1–60. https://doi.org/10.5479/si.00810282.527

Armstrong, D. (1990). Commentary on crab management and the east coast United States geryonid fisheries. 23–29. En: Lindberg, W.J. and Wenner, E.L. (Eds). Geryonid crabs and associated continental slope fauna: A research workshop report. Florida Sea Grant College, Technical Paper, Florida. 73 p.

Campos, N.H., Navas, G.R., Bermúdez, A. y Cruz, N. (2005). Los crustáceos decápodos de la franja superior del talud continental (300-500 m) del Caribe colombiano. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá. 272 p.

Cartes, J.E. (1993). New records of the deep sea crab *Chaceon mediterraneus* Manning & Holthuis, 1989, in the Western Mediterranean (Decapoda, Brachyura, Geryonidae). Crustaceana, 64(2),: 221–225. https://doi.org/10.1163/156854093X00252

DecaNet, Eds. 2025. DecaNet. Geryonidae Colosi, 1924. World Register of Marine Species at: https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=106762. 25-07-2025

Fernández-Vergaz, V., López Abellán, L. J. and Balguerias, E. (2000). Morphometric, functional and sexual maturity of the deep-sea red crab *Chaceon affinis* inhabiting Canary Island waters: Chronology of maturation. Marine Ecology Progress Series, 204, 169–178. http://doi.org/10.3354/meps204169.

Groeneveld, J.C., Everett, B.I., Fennessy, S.T., Kirkman, S.P., Santos, J. and Robertson, W.D. (2013). Spatial distribution patterns, abundance and population structure of deep-sea crab *Chaceon macphersoni*, based on complementary analyses of trap and trawl data. Marlne and Freshwater Research, 64, 507–517. http://doi.org/10.1071/MF12263.

Hastie, L.C. (1995). Deep-water geryonid crabs: a continental slope resource. Oceanography and Marine Biology. An Annual Review, 33: 561–584.

Manning, R.B. (1990). Studies on systematics of geryonid crabs: 1–2. In: Lindberg, W.J. and Wenner, E.L. (Eds). Geryonid Crabs and associated continental slope fauna: A research workshop report. Florida Sea Grant College, Technical Paper, Florida. 73 p.

Manning, R.B. and Holthuis, L.. (1989). Two new genera and nine new species of Geryonid crabs (Crustacea, Decapoda, Geryonidae). Proceedings of the Biological Society of Washington, 102(1), 50–77.

Manning, R.B., Tavares, M.S. and Albuquerque, E.F. (1989). *Chaceon ramosae*, a new deep-water crab from Brazil (Crustacea: Decapoda: Geryonidae). Proceedings of the Biological Society of Washington, 102(3), 646–650.

Martin, JW. and Abele, L.G.. (1986). Notes on male pleopod morphology in the brachyuran crab family Panopeidae Ortmann, 1893, *Sensu* Guinot (1978) (Decapoda). Crustaceana, 50, 182–198. http://doi.org/10.1163/156854086X00205.

Martínez-Rivera, S., Long, W.C. and Stevens, B.G. (2020). Physiological and behavioral sexual maturity of female red deep-sea crabs *Chaceon quinquedens* (Smith, 1879) (Decapoda: Brachyura: Geryonidae) in the Mid-Atlantic Bight. Journal of Crustacean Biology, 40, 330–340. http://doi.org/10.1093/jcbiol/ruaa007.

Masello, A. and Defeo O. (2016). The deep-sea red crab *Chaceon notialis* (Geryonidae) in the southwestern Atlantic Ocean: Spatial patterns and long-term effects of fishing. Fisheries Research, 183: 254–262. http://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.06.016.

Mzungu, R., Makokha, G., Fondo, E., Siljander, M., Mueni, E. and Kiilu, B. (2024). Population, distribution structure, and fishery potential of the golden deep-sea crab, *Chaceon somaliensis* in the Kenyan coast in East Africa. Journal of Geography and Environmental Earth Science International, 28(6), 93–111. https://doi.org/10.9734/jgeesi/2024/v28i6784

Pezzuto, P.R. and Sant'Ana, R. (2009). Sexual maturity of the deep-sea royal crab *Chaceon ramosae* Manning, Tavares & Albuquerque, 1989 (Brachyura: Geryonidae) in southern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Research, 37(3), 297–312. http://doi.org/10.3856/vol37-issue3-fulltext-3.

Pezzuto, P.R., Pérez J. y Wahrlich, R. (2006). O ordenamento das pescarias de caranguejos-de- profundidade (*Chaceon* spp .) (Decapoda: Geryonidae) no sul do Brasil. Boletim do Instituto da Pesca, 32(2), 229–247.

Pinho, M.R., Gonçalves J.M., Martins H.R. and Menezes G.M. (2001). Some aspects of the biology of the deep-water crab, *Chaceon affinis* (Milne-Edwards and Bouvier, 1894) off the Azores. Fisheries Research, 51, 283–295. http://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00252-1.

Poupin, J. (2018). Les crustacés décapodes des Petites Antilles: Avec de nouvelles observations pour Saint-Martin, la Guadeloupe et la Martinique. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 264 p.

Poupin, J. and Buat. P. (1992). Discovery of deep-sea crabs (*Chaceon* sp.) in French Polynesia (Decapoda: Geryonidae). Journal of Biological Studies, 12(2), 270–281. https://doi.org/10.2307/1549080

Poupin, J. and Corbari, L. (2016). A preliminary assessment of the deep-sea Decapoda collected during the KARUBENTHOS 2015 Expedition to Guadeloupe Island. Zootaxa, 4190, 1–107. http://doi.org/10.11646/zootaxa.4190.1.1.

Robinson, M. 2008. Minimum landing size for northeast Atlantic stocks of deep-water red crab, *Chaceon affinis* (Milne-Edwards and Bouvier, 1894). ICES Journal of Marine Science, 65: 148–154. http://doi.org/10.1093/icesjms/fsm189.

Rodríguez, G. (1982). Les crabes d´eau douce d´Amérique. Familie des Pseudothelphusidae. Faune Tropicale XXII. OR-. STOM, Paris. 223 p.

Shields, J.D. (2012). The impact of pathogens on exploited populations of decapod crustaceans. Journal of Invertebrate Pathology, 110, 211–224. http://doi.org/10.1016/j.jip.2012.03.011.

Taissoun, E. (1988). Los cangrejos decápodos Brachyura de las costas de Venezuela. III. Familias Leucosiidae Dana 1852 y Geryonidae (Beurlen 1930). Boletín del Centro de Investigaciones Biologicas, 17, 121-140.

Taissoun, E. (2022). Cangrejos marinos (Decapoda Brachyura) de las islas y costas de Venezuela. Ediciones Astro Data, S.A., Maracaibo. 502 p.

Tallack, S.M.L. (2007). Escape ring selectivity, bycatch, and discard survivability in the New England fishery for deep-water red crab, *Chaceon quinquedens*. ICES Journal of Marine Science, 64, 1579–1586. http://doi.org/10.1093/icesjms/fsm107

Tavares, M. and Pinheiro, A.P. (2011). A new species of *Chaceon* Manning & Holthuis, 1989, from the southwestern Atlantic, with a key to the western Atlantic species (Crustacea, Decapoda, Geryonidae). Zootaxa, 3086, 57–68. http://doi.org/10.11646/zootaxa.3086.1.3.

Wahle, R. A., Bergeron, C.E., Chute, A.S., Jacobson, L.D. and Chen, Y. (2008). The northwest Atlantic deep-sea red crab (*Chaceon quinquedens*) population before and after the onset of harvesting. ICES Jounal of Marine Science, 65, 862–872 http://doi.org/10.1093/icesjms/fsn058.

Williams, A. (1974). The swimming crabs of the genus *Callinectes* (Decapoda: Portunidae). Fishery Bulletin, 72(3), 685–798.

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

NOTA / NOTE

Nuevo registro para el litoral central venezolano de *Sigmops elongatus* (Gonostomatidae, Stomiiformes) y datos sobre su distribución en el país

First record on the central Venezuelan coast of the species *Sigmops elongatus* (Gonostomatidae, Stomiiformes) and data on its distribution in the country

Ángel Rafael Fariña Pestano[1]
0000-0002-7659-9844.
afarina46@yahoo.com.

Eric Ricardo Martínez Gómez[2]
0009-0001-4530-357X.

Ruth Emilia Vásquez Levy[3]
0009-0007-5271-8179.

1. Laboratorio de ecología de peces marinos, Departamento de Biología, Núcleo de Sucre, Universidad de Oriente, Venezuela; y Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura, Caracas Venezuela.
2. Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura, Ministerio del Poder Popular de Pesca y Acuicultura, Caracas, Venezuela.
3. Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura, Ministerio del Poder Popular de Pesca y Acuicultura, Caracas, Venezuela.

Citación / Citation: Fariña Pestano, Á.R.; Martínez Gómez, E.R.; Vásquez Levy, R.E. 2026. Primer registro en la costa del litoral central venezolano de la especie Sigmops elongatus (Gonostomatidae, Stomiiformes) y datos sobre su distribución en el país. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 220-226

Recibido / Received: 02/07/2025
Aceptado / Accepted: 20/10/2025

RESUMEN

Se presenta un nuevo registro para la costa continental venezolana y el más meridional en el país, de la especie *Sigmops elongatus*, además de ser el único para Venezuela desde hace 37 años. Igualmente, constituye la primera captura de esa especie empleando nasa como arte de pesca. Paralelamente, se actualiza y amplia la distribución de *S. elongatus* en Venezuela con base en registros previos correspondientes a las décadas de los años 60 y 70 del siglo pasado.

Palabras clave: mesopelágicos, fotóforo, pez boca de cerdas, peces de profundidad

ABSTRACT

The new record for the Venezuelan continental shelf and the southernmost in the country for the species *Sigmops elongatus* is presented, in addition to being the only one for Venezuela in the last 37 years. It also represents the first capture of this species using a fish trap as a fishing method. At the same time, the distribution of *S. elongatus* in Venezuela is updated and expands based on previous records from the 1960s and 1970s.

Keywords: mesopelagic, photophore, bristle mouth fish, deep-sea fish

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2025.55.1.1375

El orden Stomiiformes abarca unas 444 especies, incluidas en cuatro familias: Gonostomatidae, Sternoptychidae, Phosichthyidae y Stomiidae; Gonostomatidae agrupa 33 especies descritas, de los llamados peces boca de cerdas (bristlemouths fishes) (Douglas *et al*., 2023). Comprende un grupo de peces bioluminiscentes que habitan los fondos meso o batipelágicos en todos los mares del mundo. Su cuerpo es comprimido lateralmente y por lo general alargado, presentando una o más hileras de fotóforos (Cervigón, 1996). Los gonostomátidos se distinguen de otros stomiformes por carecer de barbillas mentonianas, presentar branquiespinas bien desarrolladas, aleta dorsal a la altura de la parte media del cuerpo o ligeramente posterior a ella (excepto en *Triplophos*, donde está en posición anterior), algunas especies con una dorsal adiposa, con una o más filas de fotóforos discretos en el cuerpo, pudiendo presentar fotóforos en el istmo, pero sin fotóforos postorbitales (Harold, 1999).

En Venezuela se ha registrado la presencia de dos especies de Gonostomatidae: *Sigmops elongatus* (Günther, 1878), como *Gonostoma elongatum*, y *Triplophos hemingi* (McArdle, 1901). Para ambas especies, Cervigón (1996) señala que "no existen datos de su abundancia y distribución' en el país, y los registros que hace se basan en cuatro ejemplares de *S. elongatus* y un ejemplar de *T. hemingi*, capturados por el R/V Dr. Fridtjof Nansen en su expedición de 1988 dentro del marco del proyecto GLO/82/001 de PNUD y FAO.

El género *Sigmops* se puede distinguir de otros géneros de la familia Gonostomatidae por la ausencia de radios alargados en las aletas dorsal y anal; cabeza y tronco de similar tamaño que la cola; sin fotóforos en el istmo; con dos filas de fotóforos (lateral 11-21 y ventral 32-34) y fotóforos cerca de la sínfisis de la mandíbula inferior, los primeros 4-6 de la serie anterior a las aletas pélvicas formando un arco o una línea ascendente; dientes palatinos uniseriales; dientes de la mandíbula superior en una sola fila; con una serie de dientes largos, delgados, intercalados con dientes más cortos y subiguales (Mukhacheva, 1972; Schaefer *et al*., 1986; Villarins *et al*., 2022).

Sigmops elongatus se diferencia de otras especies del género por presentar aleta adiposa; origen de la aleta anal a la altura del origen de la aleta dorsal; aletas pares pequeñas; alela pectoral con 10-13 radios; aleta dorsal con 12-15 radios; aleta anal con 28-32; aleta pélvica con 6 radios; branquiespinas totales 19-21; dos filas (lateral y ventral) de fotóforos evidentes; 3 fotóforos

The order Stomiiformes comprises about 444 species in four families: Gonostomatidae, Sternoptychidae, Phosichthyidae, and Stomiidae. The family Gonostomatidae includes 33 described species, commonly known as bristlemouth fishes (Douglas *et al*., 2023). These are bioluminescent species inhabiting the meso- and bathypelagic zones of all oceans. Their bodies are laterally compressed and elongated, bearing 1 or more rows of photophores (Cervigón, 1996). Gonostomatids differ from other stomiiforms by lacking mental barbels, having well-developed gill rakers, a dorsal fin positioned at or just behind the midbody (anterior in *Triplophos*), sometimes with an adipose fin, and distinct rows of photophores along the body. They may have photophores on the isthmus but never behind the eyes (Harold, 1999).

In Venezuela, two gonostomatid species have been recorded: *Sigmops elongatus* (Günther, 1878), formerly *Gonostoma elongatum*, and *Triplophos hemingi* (McArdle, 1901). According to Cervigón (1996), "there are no data on their abundance and distribution" in the country; his records were based on four specimens of *S. elongatus* and one of *T. hemingi*, captured by the research vessel Dr. Fridtjof Nansen during its 1988 expedition within the UNDP/FAO project GLO/82/001.

The genus *Sigmops* is distinguished from other gonostomatids by the absence of elongate rays in the dorsal and anal fins; head and trunk of similar length to the caudal region; no photophores on the isthmus; 2 rows of photophores (lateral 11–21, ventral 32–34); and photophores near the symphysis of the lower jaw, the first 4–6 anterior to the pelvic fins forming an arch. Other features include uniserial palatine teeth, with a series of long, thin teeth interspersed with shorter and subequal teeth (Mukhacheva, 1972; Schaefer *et al*., 1986; Villarins *et al*., 2022).

Sigmops elongatus differs from congeners by having an adipose fin; anal- and dorsal-fin origins at the same level; small, paired fins; pectoral fin with 10–13 rays; dorsal fin with 12–15 rays; anal fin with 28–32 rays; pelvic fin with 6 rays; and 19–21 gill rakers. Photophores are arranged in two distinct rows (lateral and ventral), with 3 opercular photophores, 13–15 in the lateral series, and 20–24 in the post-anal ventral series, the ventral series has 41–43 photophores, with the first 1–2 of the lateral series elevated and the first 5–6 anterior to the pelvic fins forming an arch. Other diagnostic features include luminous glands: a large gland behind the orbital photophore, two infracaudal glands and 1–2 supracaudal glands. Maximum recorded size is 200 mm SL (Grey, 1964; Mukhacheva,

operculares; 13-15 fotóforos en la serie lateral; 20-24 en la serie ventral post anal; serie ventral con 41-43 fotóforos totales; primeros 1-2 fotóforos de la serie lateral elevados; primeros 5-6 de la serie anterior a las aletas pélvicas formando un arco; presencia de una gran glándula luminosa detrás del fotóforo orbital; con 2 glándulas luminosas infracaudales y 1-2 supracaudales; longitud estándar máxima registrada 200 mm SL (Grey, 1964; Mukhacheva, 1972; Kenaley y Stewart, 2015; Villarins *et al*., 2022).

En el Atlántico oeste, las únicas especies del género presentes son *Sigmops elongatus* y *Sigmops bathyphilus* (Vaillant, 1884), de la cual se distingue claramente porque esta última presenta fotóforos muy pequeños, no conspicuos, además de un menor contaje de radios en la aleta anal y un mayor número de branquiespinas (Bigelow *et al*., 1964; Cervigón, 1996; Froese y Pauly, 2025).

El 19 de marzo de 2025 se capturó un ejemplar de *S. elongatus*, en una nasa metálica de 2 x 1,65 x 0,86 m, con una abertura de malla de 1,27 cm, cebada con sardinas, a una profundidad de 574 m. El área de captura fue al nororiente de Chichiriviche de la Costa, La Guaira, Venezuela, en las siguientes coordenadas: 10°35'90"N y 67°12'50"O a 5,2 km del litoral.

El pez capturado tiene una longitud total de 14,6 cm y presenta los siguientes caracteres morfológicos: ojos de tamaño moderado, su diámetro representa 17 % de la longitud de la mandíbula superior, aleta dorsal 14 radios, anal 31, pectoral 11, pélvicas 8, caudal 26; aleta adiposa presente, pequeña (2,1 mm de alto) (Fig. 1C); fotóforos ventrales 41, serie ventral entre la base de las aletas pélvicas y el origen de la aleta anal 5, segundo y tercer fotóforo de la serie post anal claramente por encima del resto (Fig. 1B), serie lateral 14, sin fotóforos en el istmo; maxilar con una serie de dientes alargados, separados por una serie de dientes más cortos y subiguales, dientes palatinos en una sola fila (Fig. 1D); branquiespinas totales 19 (Fig. 1A).

1972; Kenaley and Stewart, 2015; Villarins *et al*., 2022).

In the western Atlantic, only *S. elongatus* and *S. bathyphilus* (Vaillant, 1884) occur. The latter differs by having small, inconspicuous photophores, fewer anal-fin rays, and more gill rakers (Bigelow *et al*., 1964; Cervigón, 1976; Froese and Pauly, 2025).

On 19 March 2025, a specimen of *S. elongatus* was captured in a metal trap (2 × 1.65 × 0.86 m, 1.27 cm mesh, baited with sardines) at a depth of 574 m. The capture site was northeast of Chichiriviche de la Costa, La Guaira, Venezuela (10°35'09" N, 67°12'50" W), 5.2 km from shore.

The specimen (MMVPO-00020, Museo del Mar, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela) measured 14.6 cm TL. Eye diameter was 17% of upper jaw length. Counts were as follows: dorsal-fin rays 14; anal-fin rays 31; pectoral-fin rays 11; pelvic-fin rays 8; caudal-fin rays 26; adipose fin present (2.1 mm). Photophore counts: ventral 41 (with 5 between pelvic base and anal origin, second and third post-anal elevated); lateral 14; none on the isthmus. Maxilla bore alternating long and short teeth; palatine teeth uniserial; total gill rakers 19 (Fig. 1A–D).

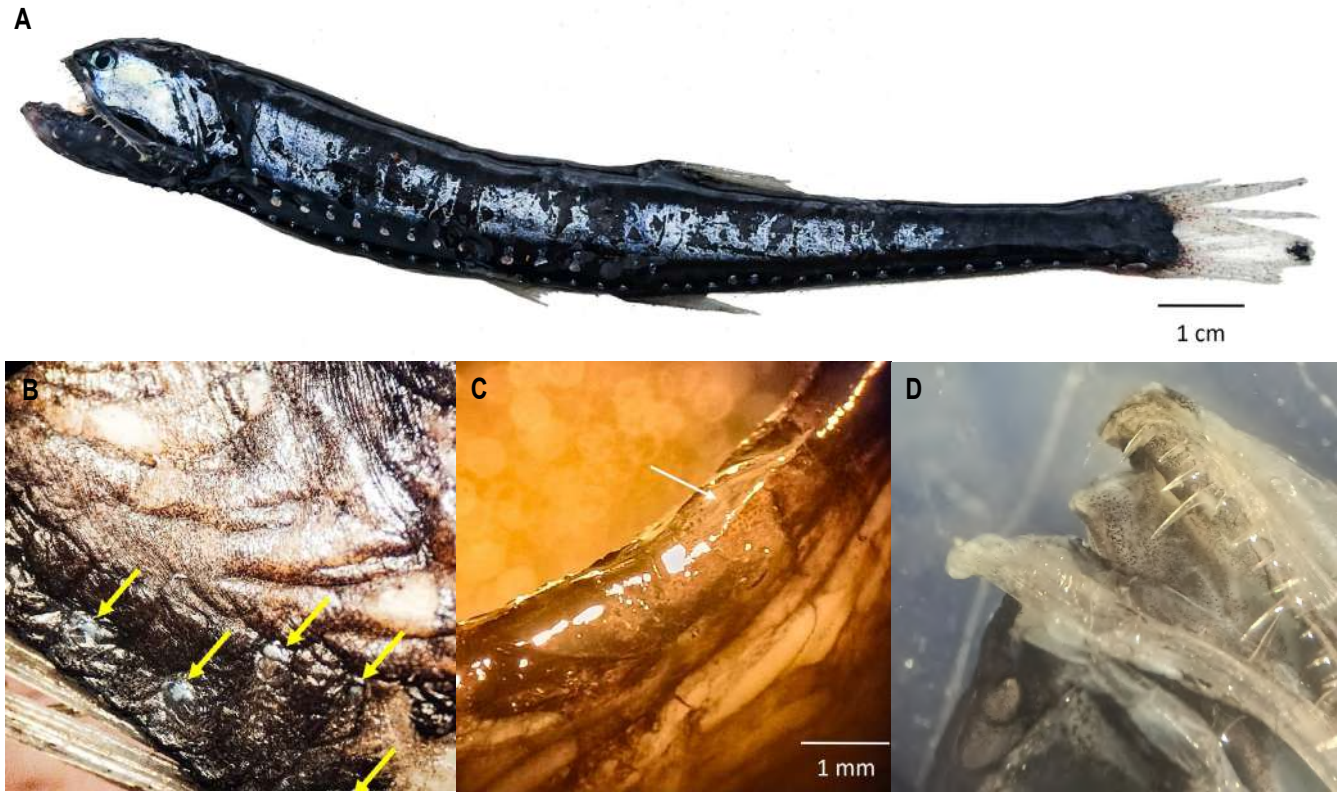


Figura 1. A: vista general del pez; B: posición de los primeros fotóforos post anales; C: aleta adiposa; D: detalle de los dientes.

Figure 1. *Sigmops elongatus.* (A) General view of the specimen; (B) position of the first post-anal photophores; (C) adipose fin; (D) detail of the teeth.

Los registros previos de esta especie para Venezuela son escasos, en su mayoría no publicados y restringidos a colecciones de museos. De ellos, el más reciente data de hace 37 años, durante la expedición del Nansen en 1988, y el resto corresponden a las décadas de los 60 y 70 (GBIF, 2025). Con los datos obtenidos del Global Biodiversity Information Facility, se construyó un mapa actualizado de distribución de la especie en el país. El hallazgo que se presenta en este estudio se localiza en el punto más al sur en Venezuela y el primero en la zona costera adyacente a la plataforma continental, ya que fue capturado a más de 200 m de profundidad. La otra localidad más cercana a la costa se encuentra a 31 km mar abierto, entre Curaçao y la península de Paraguaná (occidente); y hacia el centro del país el sitio más cercano a la costa está a 118 km (Figura 2).

El ejemplar capturado, depositado en el Museo del Mar de la Universidad de Oriente, Cumaná (Venezuela), con el código MMVPO-00020, amplía la colección venezolana de *S. elongatus* a nueve ejemplares, ocho de ellos ya existentes en el Museo Marino de Margarita "Fernando Cervigón", obtenidos por el Nansen en 1988. Los peces de esta especie que se colectaron entre 1960 y 1973, comprenden 87 ejemplares capturados mediante pesca

Previous records of *S. elongatus* in Venezuela are scarce, largely unpublished, and mostly museum-based. The most recent was during the 1988 Nansen expedition, with earlier material from the 1960s–1970s (GBIF, 2025). An updated distribution map was prepared using GBIF data. The present record represents the southernmost locality in Venezuela and the first from the continental shelf. The nearest other coastal record lies 31 km offshore between Curaçao and the Paraguaná Peninsula, while the closest record in central Venezuela is 118 km offshore (Fig. 2).

The new specimen increases Venezuelan holdings of *S. elongatus* to nine: eight preserved at the Museo Marino de Margarita "Fernando Cervigón" from the 1988 Nansen expedition, plus the current specimen. Additional historical material (87 specimens, trawl-caught between 1960–1973) is housed in the Museum of Comparative Zoology (Harvard University), Field Museum of Natural History (Chicago), University of Florida, and Smithsonian National Museum of Natural History (GBIF, 2025).

de arrastre que reposan en las siguientes instituciones: Museo de Zoología Comparada de la Universidad de Harvard, Museo Field de Historia Natural (Chicago), Universidad de La Florida y Museo Nacional Smithsonian de Historia Natural (GBIF, 2025).

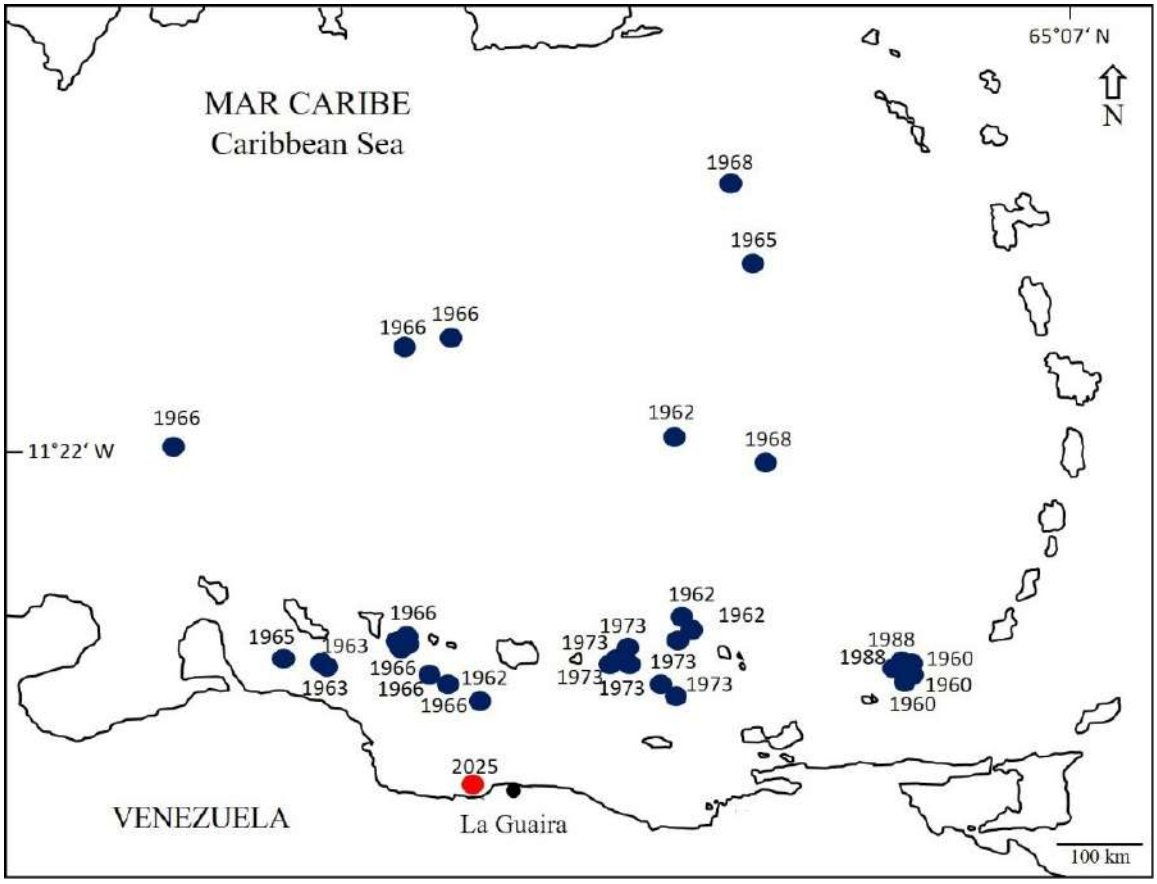


Figura 2. Mapa de distribución de la especie *Sigmops elongatus* en el espacio marítimo venezolano. En azul oscuro se muestran los registros previos y en rojo el nuevo hallazgo.

Figure 2. Distribution of *Sigmops elongatus* in Venezuelan marine waters. Previous records are shown in dark blue, and the new record in red.

El espécimen de *S. elongatus* que se pescó en La Guaira, presenta también la particularidad de haber sido el primero capturado en una nasa, al menos en Venezuela, empleando sardinas como cebo. De acuerdo con Lancraft *et al.* (1988), esta especie ha sido registrada como una gran migradora nocturna, encontrándose entre 25 y 325 m de profundidad por la noche, y entre 425 y 725 m durante el día, con las mayores tallas al aumentar la profundidad. Además, los autores mencionados, señalaron un patrón de alimentación cíclico con la actividad de depredación más fuerte en la zona de 25 a 250 m, durante la noche, y con preferencia por zooplancton de tamaño mediano a grande, principalmente ostrácodos conchoécidos y copépodos del género *Pleuromamma*. La nasa fue dejada por 24 horas en el agua, por lo que es probable que el pez haya entrado en ella durante el día cuando se encontraba en esa profundidad

This is the first record of *S. elongatus* in Venezuela obtained with a trap, using sardines as bait. According to Lancraft *et al.* (1988), *S. elongatus* undergoes extensive diel vertical migrations, occurring at 25–325 m at night and 425–725 m during the day, with larger individuals at greater depths. Feeding is cyclic, concentrated between 25 and 250 m at night, with a diet dominated by zooplankton, especially conchoecid ostracods and *Pleuromamma* copepods. As the trap was set for 24 hours, the specimen likely entered opportunistically during the daytime at 574 m.

Based on ichthyofaunal patterns, Cervigón (2005) defined 4 Venezuelan ecoregions: the Atlantic shelf, the highly productive northeastern shelf, the estuarine-influenced Caribbean zones, and the oceanic-influenced areas lacking strong upwelling or freshwater input. He included the central Venezuelan coast in the

(574 m), atraído de manera oportunista por el alimento disponible como cebo.

Con base en la distribución de la ictiofauna, Cervigón (2005) propuso cuatro ecorregiones en Venezuela: la plataforma atlántica, el área de fertilidad de la plataforma continental de la región nororiental del país, las grandes áreas estuarinas del mar Caribe con su zona de influjo y, por último, las áreas con influencia directa de las aguas oceánicas, en las que el fenómeno de surgencia costera no afecta o es muy débil, y no existen drenajes de agua dulce significativos. En esta zona de influencia oceánica, el mencionado autor incluye al litoral central venezolano debido a su casi inexistente plataforma continental, con especies comunes al área insular de aguas abiertas, como los elasmobranquios *Prionace glauca* (tiburón azul), *Isurus oxyrhinchus* (tiburón carite) e *I. paucus*, *Alopias superciliosus* (tiburón zorro) y *Manta birostris* (mantarraya). La presencia de *S. elongatus* tan cerca de la costa apoya la propuesta de Cervigón (2005) y aporta a la similitud de la costa continental central con las islas oceánicas en términos de la composición de especies de peces.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al proyecto “Evaluación de los recursos pesqueros capturados en zonas demersales de la capa oceánica mesopelágica frente a la costa central venezolana”, financiado por el Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (Fonacit) y el Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura, CENIPA. Al Dr. Tony Harold por su colaboración en la identificación taxonómica. Al señor Omar Correa y a los pescadores de La Zorra, en Catia La Mar, La Guaira, Venezuela, por su ayuda en la colecta del ejemplar.

latter, noting its narrow shelf and affinities with offshore insular waters. Typical species include *Prionace glauca* (blue shark), *Isurus oxyrinchus* (shortfin mako), *Isurus paucus* (longfin mako), *Alopias superciliosus* (bigeye thresher), and *Manta birostris* (giant manta ray). The coastal occurrence of *S. elongatus* supports this classification and highlights faunal similarities between the central continental coast and oceanic islands.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the project “Evaluation of fishery resources captured in demersal zones of the mesopelagic oceanic layer off the central Venezuelan coast,” funded by the National Fund for Science, Technology and Innovation (Fonacit) and the National Center for Fisheries and Aquaculture Research (CENIPA). We are also grateful to Dr. Tony Harold for assistance with taxonomic identification and to Mr. Omar Correa and the fishermen of La Zorra, Catia La Mar, La Guaira, Venezuela, for their help in collecting the specimen.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Bigelow, H.B., D.M. Cohen, M.M. Dick, R.H. Gibbs Jr., M. Grey, J.E. Morrow Jr., L.P. Schultz y V. Walters, 1964. Fishes of the western North Atlantic. Part four. New Haven, Sears Found. Mar. Res., Yale Univ. 599 p.

Cervigón F. 1996. Los Peces Marinos de Venezuela. Vol. 4 (2 ed.). Fundación Científica Los Roques. Caracas, 256 p.

Cervigón F. 2005. La ictiofauna marina de Venezuela: una aproximación ecológica. Boletin Instituto Oceanográfico de Venezuela, 44(1): 3–28.

Douglas E.F., B.W. Bowen, C. Bruce y H. Gene. 2023. The Diversity of Fishes. Biology, evolution and ecology. Tercera edición. Wiley, West Sussex, UK. 707 p.

Froese, R. and D. Pauly. (Eds). 2025. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (04/2025). https://fishbase.org/search.php (Consultado, 13 de septiembre de 2025).

GBIF.org. 2025. GBIF Occurrence Download https://doi.org/10.15468/dl.xs9x5r (Consultado 15 de junio de 2025).

Grey M. 1964. Family Gonostomatidae. In: Bigelow, B.H., D.M. Cohen, M.M. Dick, R.H. Jr Gibbs, M. Grey, J.E. Morrow, L.P. Schultz and V. Walters (Eds.). Fishes of the western North Atlantic, Part 4 Soft-Rayed Bony Fishes: Orders Isospondyli and Giganturoidei: Argentinoids, Stomiatoids, Pickerels, Bathylaconids, Giganturids. Mem. Sears Found. Mar. Res., 78–240.

Harold A.S. 1999. Gonostomatidae: bristlemouths: p. 1896-1899. In Carpenter K. E. and V. H. Niem (Eds.) FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Vol. 3. Batoid fishes, chimaeras and bony fishes. Part 1 (Elopidae to Linophrynidae). FAO, Rome.

Kenaley, C.P. and A.L. Stewart. 2015. Family Gonostomatidae. In: Roberts A. L., Stewart A. L., Struthers C. D. (Eds.). The fishes of New Zealand, vol. 2. Wellington: Te Papa Press.

Lancraft T.M., T.L. Hopkins and J.J. Torres. 1988. Aspects of the ecology of the mesopelagic fish *Gonostoma elongatum* (Gonostomatidae, Stomiiformes) in the eastern Gulf of Mexico. Marine Ecology Progress Series, 49. 27-40.

Mukhacheva V.A. 1972. On systematics, distribution and biology of the *Gonostoma* species (Pisces: Gonostomatidae). Trudy Instituta Okeanologii Imeni P. P. Širšova, Akademija Nauk SSSR, 93:205–249.

Schaefer S., R.K. Johnson and J. Babcock. 1986. Gonostomatidae: 247-253 En: Smith, M.M and P.C. Heemstra (Eds.). Smiths' Sea Fishes. Johannesburg: MacMillan. https://doi.org/10.1007/978-3-642-82858-4

Villarins, B.T., F. Di Dario, L.N. Eduardo, F. Lucena-Frédou, A. Bertrand, A.M. Prokofiev and M.M. Mincarone. 2022. Deep-sea dragonfishes (Teleostei: Stomiiformes) collected from off northeastern Brazil, with a review of the species reported from the Brazilian Exclusive Economic Zone. Neotropical Ichthyology, 20(2):e220004. https://doi.org/10.1590/1982-02242022-0004.

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia
CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras
Vol. 55 (1) • 2026 (enero-junio / *January-June*)
ISSN 0122-9761 • e-ISSN 2590-4671

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
Marine and Coastal Research Institute
"José Benito Vives de Andréis"
Santa Marta, Colombia

NOTA / NOTE

Primer registro para Venezuela del ofiuro *Ophiocamax hystrix* Lyman, 1878 (Ophiocamacidae)

First record of the brittle star *Ophiocamax hystrix* Lyman, 1878 (Ophiacanthida) in Venezuela

Francisco Alonso Solís-Marín [1]
0000-0001-6842-6161
fasolis@cmarl.unam.mx.

Ángel Rafael Fariña Pestano[2]
0000-0002-7659-9844
afarina46@yahoo.com

Ruth Emilia Vásquez Levi[3]
0009-0007-5271-8179
ruthvasquezlevy@gmail.com

Eric Ricardo Martínez Gómez[3]
0009-0001-4530-357X
ericricardom@gmail.com.

1. [1]Colección Nacional de Equinodermos "M. Elena Caso M.", Laboratorio de Sistemática y Ecología de Equinodermos. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
2. [2]Laboratorio de Ecología de Peces Marinos, Departamento de Biología, Núcleo de Sucre. Universidad de Oriente, Venezuela y Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura. Caracas Venezuela.
3. [3]Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura, Ministerio del Poder Popular de Pesca y Acuicultura, Caracas, Venezuela.
4. Autor para correspondencia.

Recibido / Received: 10/07/2025
Aceptado / Accepted: 23/11/2025

Citación / Citation: Solís-Marín, F.A.; Fariña-Pestano, A.R.; Vásquez-Levi, R.E.; Martínez-Gómez, E.R. Primer registro para Venezuela del ofiuro *Ophiocamax hystrix* Lyman, 1878 (Ophiocamacidae). Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 227-233

RESUMEN

El género *Ophiocamax* descrito originalmente por Lyman, se caracteriza por la presencia de papilas bucales espinosas y escamas tentaculares espiniformes. Aunque se aceptan 11 especies de este género, el conocimiento sobre su distribución y diversidad es limitado, especialmente en aguas venezolanas. El presente estudio constituye el primer registro de *Ophiocamax hystrix* en Venezuela, contribuyendo al conocimiento de la biodiversidad de ofiuroideos en la región. Los objetivos de este trabajo son documentar la presencia de *O. hystrix* en aguas venezolanas, describir sus características morfológicas y comparar esta especie con otras del mismo género para mejorar el entendimiento de su distribución y taxonomía. Se recolectó un ejemplar de *O. hystrix* en el puerto pesquero La Zorra, La Guaira, Venezuela, a una profundidad de 280 m. El espécimen presentó características morfológicas distintivas, como papilas bucales espinosas y escamas tentaculares espiniformes. Su morfología concuerda con las descripciones previas de la especie, pero se observan algunas variaciones menores que son discutidas en este estudio. Este hallazgo representa el primer registro confirmado de la especie en Venezuela. El descubrimiento de *O. hystrix* en Venezuela amplía su distribución geográfica y contribuye al conocimiento de la biodiversidad de ofiuroideos en aguas profundas del Caribe. Se recomienda continuar explorando las aguas profundas venezolanas para mejorar el conocimiento de la fauna bentónica y actualizar el catálogo de especies de equinodermos en la región.

PALABRAS CLAVE: equinodermo, fauna profunda, profundidad, La Guajira, papila espinosa

ABSTRACT

The genus *Ophiocamax*, originally described by Lyman, is characterized by the presence of spiny oral papillae and spine-shaped tentacular scales. Although 11 species of this genus are currently known, knowledge about their distribution and diversity is limited, especially in Venezuelan waters. This study represents the first report of *Ophiocamax hystrix* in Venezuela, contributing to the understanding of the biodiversity of brittle stars in the region. The objective is to document the presence of *O. hystrix* in Venezuelan waters, describe its morphological characteristics, and compare this species with other members of the same genus to enhance the knowledge of its distribution and taxonomy. A specimen of *O. hystrix* was collected at the fishing port of La Zorra, La Guaira, Venezuela, at a depth of 280 m. The specimen exhibited distinctive morphological features, such as spiny oral papillae and spine-shaped tentacular scales. Its morphology is consistent with previous descriptions of the species, although minor variations were observed and are discussed in this study. This discovery represents the first confirmed record of the species in Venezuela. The discovery of *O. hystrix* in Venezuela extends its geographical distribution and contributes to the knowledge of brittle star biodiversity in the deep waters of the Caribbean. Further exploration of Venezuelan deep waters is recommended to enhance understanding of benthic fauna and to update the catalog of echinoderm species in the region.

KEYWORDS: echinoderm, deep fauna, depth, La Guaira, spiny papilla

OPEN ACCESS

DOI: https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2026.55.1.1382

INTRODUCCION

El género *Ophiocamax* fue descrito originalmente por Lyman (1878), y se distingue por la presencia de numerosas papilas bucales en forma de espina, dispuestas en un penacho. Las escamas de los tentáculos son espiniformes y romas, presentándose en número de dos o tres en cada poro. El disco se encuentra dorsalmente cubierto por escamas redondeadas, iguales y delgadas, incrustadas por diminutas espinas y ganchillos.

El número de especies descritas para este género en la actualidad es de 11: *Ophiocamax applicatus* Koehler, 1922, *O. austera* Verrill, 1899, *O. brevicetra* Baker, 1974, *O. dominans* Koehler, 1906, *O. drygalskii* Hertz, 1927, *O. fasciculata* Lyman, 1883, *O. gigas* Koehler, 1900, *O. hystrix* Lyman, 1878, *O. nominata* (Koehler, 1930), *O. patersoni* Martynov & Litvinova, 2008 y *O. pvitrea* Lyman, 1878. De ellas, *O. austera*, *O. fasciculata* y *O. hystrix* se encuentran en la región del Caribe y el Golfo de México (Alvarado, 2011; Stöhr *et al*., 2025). La especie tipo del género es *O. vitrea* Lyman, 1878 (Stöhr *et al*., 2025).

El registro fósil del género (*O. dorotheae* Thuy, 2013) data de la etapa Oxfordiana (en Francia y Suiza) del Jurásico Superior, la cual abarca aproximadamente desde hace 161,5 hasta 154,8 millones de años. *Ophiocamax hystrix* fue descrita por Lyman (1878) a partir de siete ejemplares recolectados frente a La Habana, Cuba, a 320 m de profundidad.

En Venezuela, los estudios de equinodermos han sido escasos en comparación con otros taxa de animales marinos (Lodeiros *et al*., 2013). Al respecto, Penchaszadeh (2003) indica que resulta una contradicción la escasa información taxonómica y ecológica de los equinodermos en aguas venezolanas, a pesar de su importancia dentro de los ecosistemas marino-costeros. Tal déficit en el conocimiento de este grupo de organismos se vuelve más marcado para especies de aguas profundas. En el ámbito de los ofiuroideos, se ha señalado la presencia de unas 51 especies en aguas venezolanas, pero una sola de la familia Ophiacanthidae: *O. fasciculata* (Pérez-Ruzafa *et al*., 2013).

En el marco del proyecto “Evaluación de los recursos pesqueros capturados en zonas demersales de la capa oceánica mesopelágica frente a la costa central venezolana”, se realizó una campaña divulgativa entre los pescadores artesanales del puerto pesquero La Zorra, La Guaira, Venezuela, sobre la importancia del estudio y de sus contribuciones para el conocimiento de la biota de esa

INTRODUCTION

The genus Ophiocamax, originally described by Lyman (1878), is distinguished by the presence of numerous spine-shaped oral papillae arranged in a tuft. The tentacle scales are spine-shaped and blunt, usually occurring in pairs or triplets at each pore. The disc is dorsally covered with rounded, uniform, and thin scales, embedded with minute spines and hooks.

The genus currently comprises 11 described species: Ophiocamax applicatus Koehler, 1922, O. austera Verrill, 1899, O. brevicetra Baker, 1974, O. dominans Koehler, 1906, O. drygalskii Hertz, 1927, O. fasciculata Lyman, 1883, O. gigas Koehler, 1900, O. hystrix Lyman, 1878, O. nominata (Koehler, 1930), O. patersoni Martynov & Litvinova, 2008, and O. vitrea Lyman, 1878. Among them, O. austera, O. fasciculata, and O. hystrix can be found in the Caribbean and Gulf of Mexico (Alvarado, 2011; Stöhr et al., 2025). The type species of the genus is O. vitrea Lyman, 1878.

The fossil record of the genus (O. dorotheae Thuy, 2013) dates back to the Oxfordian stage (France and Switzerland) of the Upper Jurassic, approximately 161.5–154.8 million years ago. Ophiocamax hystrix was described by Lyman (1878) from seven specimens collected off Havana, at 320 m depth.

In Venezuela, studies on echinoderms have been scarce compared to other marine animal taxa (Lodeiros et al., 2013). According to Penchaszadeh (2003), the limited taxonomic and ecological information on echinoderms in Venezuelan waters represents a contradiction, considering their importance within coastal marine ecosystems. This knowledge gap is even more pronounced for deep-water species. Regarding ophiuroids, around 51 species have been recorded in Venezuelan waters, but only one belonging to the family Ophiacanthidae: Ophiocamax fasciculata (PérezRuzafa et al., 2013).

As part of the project “Evaluation of fishery resources captured in demersal zones of the mesopelagic oceanic layer off the central Venezuelan coast,” an outreach campaign was conducted among artisanal fishers of La Zorra fishing port (La Guaira), highlighting the importance of the study and its contribution to the knowledge of the biota of this unexplored area. The specimen examined in this study was collected at El Placer de Los Meros (La Guaira), using a trap net at 280 m depth. The specimen was deposited in the Marine Invertebrate Collection of the Museo del Mar, Universidad de Oriente (MMIEO), Cumaná, Sucre State, Venezuela. The

zona hasta ahora inexplorada en el país. El ejemplar objeto de este estudio fue recolectado en El Placer de Los Meros, La Guaira, Venezuela, usando una red nasa, a 280 m de profundidad. El ejemplar recolectado fue depositado en la Colección de Invertebrados Marinos del Museo del Mar, Universidad de Oriente (MMIEO), ciudad de Cumaná, estado Sucre, Venezuela. El proceso de identificación taxonómica fue llevado a cabo utilizando la clave taxonómica a nivel género de Paterson (1985); así mismo, se utilizaron las diagnosis de los trabajos de Lyman (1878), Verrill (1899a, 1899b), Paterson (1985), Borrero-Pérez *et al*. (2008) y Benavides-Serrato *et al*. (2011).

TAXONOMÍA

Phylum Echinodermata Klein, 1778

Clase Ophiuroidea Gray, 1840

Orden Ophiacanthida O'Hara, Hugall, Thuy, Stöhr & Martynov, 2017

Familia Ophiocamacidae O'Hara, Stöhr, Hugall, Thuy & Martynov, 2018

Género *Ophiocamax* Lyman, 1878

Ophiocamax hystrix Lyman, 1878 (Figs. 1-2)

Ophiocamax hystrix Lyman, 1878: 232, lám. 1: figs. 13-15; Verrill, 1899a: 63; Verrill, 1899b: 354, 355; Paterson, 1985: 66, fig. 29; Borrero-Pérez *et al*., 2008: 177, fig. 5, D, E, F; Pawson *et al*., 2009: 1194 (lista); Benavides-Serrato *et al*., 2011: 252-253, 3 figs; Solís-Marín *et al*., 2013: 627 (list).

Material examinado: MMIEO-000032, un ejemplar, 17 mm de diámetro del disco. Localidad: El Placer de Los Meros (La Guaira), Venezuela (10° 48' 5,30" N, 67° 12' 8,70" W), 22 de febrero 2025, nasa, 280 m, Col. José Sandoval, Juan Rendón, Rhagi Ochoa, Argenis Salas y Yoján Mendoza (Fig. 1).

taxonomic identification was carried out using the genus-level taxonomic key of Paterson (1985). In addition, the diagnoses provided by Lyman (1878), Verrill (1899a, 1899b), Paterson (1985), Borrero-Pérez et al. (2008), and Benavides-Serrato et al. (2011) were also employed.

TAXONOMY

Phylum Echinodermata Klein, 1778 (Ex Bruguiere, 1789)

Class Ophiuroidea Gray, 1840

Order Ophiacanthida O'Hara, Hugall, Thuy, Stöhr y Martynov, 2017

Family Ophiocamacidae O'Hara, Stöhr, Hugall, Thuy y Martynov, 2018

Genus Ophiocamax Lyman, 1878

Ophiocamax hystrix Lyman, 1878 (Figs. 1–2)

Ophiocamax histrix Lyman, 1878. Not accepted (orthographic error).

Ophiocamax hystrix Lyman, 1878: 232, pl. 1: figs. 13–15; Verrill, 1899a: 63; Verrill, 1899b: 354, 355; Paterson, 1985: 66, fig. 29; Borrero-Pérez et al., 2008: 177, fig. 5, D–F; Pawson et al., 2009: 1194 (list); Benavides-Serrato et al., 2011: 252–253, 3 figs; Solís-Marín et al., 2013: 627 (list).

Material examined. MMIEO-000032, one specimen, 17 mm disc diameter. Locality: El Placer de Los Meros, La Guaira, Venezuela (10° 48' 5,30" N, 67° 12' 8,70" W), February 22 2025, trap net, 280 m, Col. José Sandoval, Juan Rendón, Rhagi Ochoa, Argenis Salas and Yoján Mendoza (Fig. 1).

Figura 1. *Ophiocamax hystrix* Lyman, 1878. MMIEO-000032, vista de dorsal del ejemplar completo (17 mm de diámetro del disco).

Figure 1. Ophiocamax hystrix Lyman, 1878. MMIEO-000032, dorsal view of the whole specimen (17 mm disc diameter).

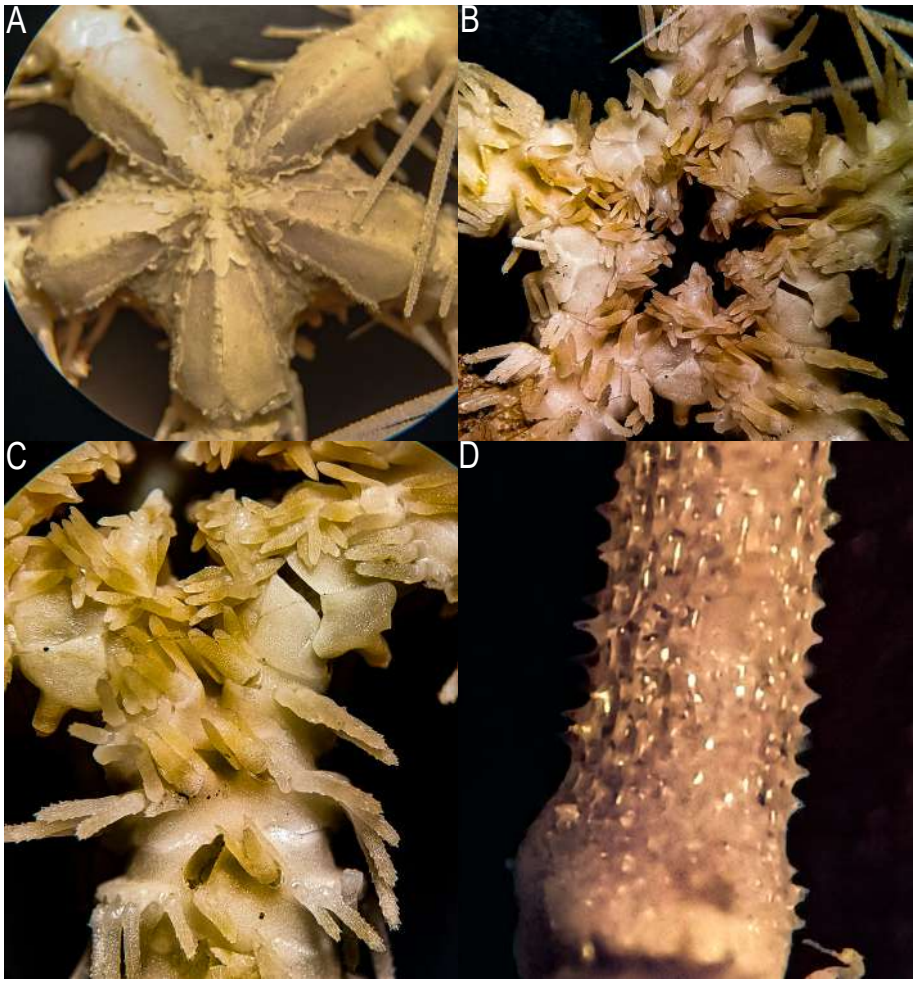


Figura 2. *Ophiocamax hystrix* Lyman, 1878. MMIEO-000032. A. Vista dorsal del disco mostrando los escudos radiales y la ornamentación. B. Vista ventral del disco mostrando la boca, escudos orales y adorales. C. Detalle de las placas orales y espinas proximales de uno de los brazos. D. Detalle de la ornamentación de las espinas de los brazos, destacando las pequeñas espinas de aspecto vítreo que las recubren.

Figure 2. Ophiocamax hystrix Lyman, 1878. MMIEO-000032. A. Dorsal view of the disc showing radial shields and ornamentation. B. Ventral view of the disc showing mouth, oral shields, and adoral shields. C. Detail of oral plates and proximal spines of one arm. D. Detail of arm spine ornamentation, highlighting small glassy spines covering the larger ones.

Caracteres diagnósticos

Papilas orales en forma de espina, numerosas. Disco cubierto con placas grandes y muy irregulares, con espinas cortas, gruesas, fuertes que rodean a los escudos radiales (Lyman, 1878).

Descripción

Disco robusto y ligeramente elevado, con marcadas constricciones en las zonas interradiales. Superficie sobre el disco aboral cubierta por placas bien definidas, de contornos angulares e irregulares, con algunas espinas cortas, robustas, afiladas y espinosas rodeando los escudos radiales, de gran tamaño, con formas angulares irregulares, más anchos hacia la parte distal, separados por una o más escamas que actúan como cuñas. La región dorsal del disco muestra daños leves, posiblemente atribuibles al método de recolección (nasa) (Fig. 2A). Escudos orales de tamaño reducido, ligeramente elevados, con un lóbulo alargado que se extiende hacia el área interradial. Ángulo interno romo con esquinas laterales redondeadas, con unos pocos gránulos distribuidos en su porción externa. Escudos adorales de gran tamaño, con una amplia unión en la línea media, conectándose con la primera placa ventral de los brazos (Fig. 2B, C). Placas ventrales de los brazos notablemente más anchas que largas, con un ángulo obtuso en su borde proximal, un margen distal ligeramente curvado y esquinas laterales truncadas. Placas laterales de los brazos prominentes, sobresaliendo hacia el exterior y casi alcanzando contacto en la región ventral. Placas dorsales de los brazos ligeramente elevadas, con un borde distal mucho más ancho que el proximal y con una curva irregular. Cada brazo provisto de ocho espinas alargadas, de aspecto vítreo y cubiertas de pequeñas espinas (Fig. 2D). Tres escamas tentaculares de gran tamaño, con superficie espinosa.

Dimensiones

Diámetro del disco del ejemplar analizado 17 mm. Diámetros registrados anteriormente, de 5 a 21 mm (Clark, 1941; Borrero-Pérez *et al*., 2008).

Distribución geográfica

Esta especie ha sido registrada en el golfo de México, Cuba, Barbados, Bahamas, Puerto Rico (Lyman, 1882, 1883; Clark, 1915, 1941, Lalana *et al.* 2004) y Colombia (Borrero-Pérez *et al.* 2008).

Distribución batimétrica

Diagnostic characters

Spine-shaped oral papillae, numerous. Disc covered with large, highly irregular plates, bearing short, thick, strong spines surrounding the radial shields (Lyman, 1878).

Description

Disc robust and slightly elevated, with marked constrictions in the interradial areas. Aboral surface covered by well-defined plates with angular and irregular outlines, bearing some short, robust, sharp spines arranged around the large radial shields, with irregular angular shapes, wider distally, and separated by one or more scales acting as wedges. The dorsal region of the disc shows slight damage, possibly attributable to the collection method (trap net) (Fig. 2A). Oral shields small, slightly elevated, with an elongated lobe extending toward the interradial area. Inner angle blunt, lateral corners rounded, with a few granules distributed along the outer portion. Adoral shields large, broadly joined along the midline, connected to the first ventral plate of the arms (Fig. 2B, C).

Ventral arm plates noticeably wider than long, with an obtuse angle at the proximal edge, a slightly curved distal margin, and truncated lateral corners. Lateral arm plates prominent, projecting outward and nearly contacting each other in the ventral region. Dorsal arm plates slightly elevated, with a distal margin much wider than the proximal one and irregularly curved. Each arm with eight elongated, glassy spines, themselves covered with minute spines (Fig. 2D). Three large tentacle scales with a spinous surface.

Dimensions

Disc diameter of the examined specimen: 17 mm. Previously reported diameters range from 5 to 21 mm (Clark, 1941; Borrero-Pérez et al., 2008).

Geographic distribution

This species has been recorded from the Gulf of Mexico, Cuba, Barbados, the Bahamas, Puerto Rico (Lyman, 1882, 1883; Clark, 1915, 1941; Lalana et al., 2004), and Colombia (Borrero-Pérez et al., 2008). This constitutes the first record of the species from Venezuela.

Bathymetric distribution

Between 53 and 706 m depth (Clark, 1915, 1941; Pawson et al., 2009).

entre 53 y 706 m de profundidad (Clark 1915, 1941; Pawson *et al.*, 2009).

Notas ecológicas

Habita sobre fondos blandos y sustratos duros (Pawson *et al.*, 2009).

DISCUSIÓN

El presente estudio constituye el primer registro de la especie *O. hystrix* para Venezuela, ampliando su rango de distribución geográfica en el Atlántico occidental. Este nuevo hallazgo resulta relevante, ya que contribuye al conocimiento de la biodiversidad de ofiuroideos en la región y permite una mejor comprensión de la distribución de esta familia en aguas profundas. Las características morfológicas observadas en el ejemplar recolectado coinciden ampliamente con las descritas para *O. hystrix*.

La profundidad del presente registro (280 m) encaja dentro del rango batimétrico previamente conocido para la especie. *Ophiocamax hystrix* está estrechamente relacionada con *O. fasciculata* y *O. austera*. Sin embargo, *O. austera* se diferencia de *O. hystrix* por presentar espínulas rugosas en el disco, algunas cortas y otras más largas. Sus escudos radiales son más grandes, regulares y triangulares, conectados sin separación por escamas. Además, tiene siete u ocho espinas en los brazos, específicamente sobre la segunda y tercera vértebra después del disco. Las papilas orales, las escamas tentaculares y los escudos orales son muy similares entre ambas especies (Verrill, 1899a; Verrill, 1899b).

Por otro lado, *O. fasciculata* se parece a *O. vitrea* y *O. hystrix*, pero se distingue porque posee nueve espinas en los brazos y las placas dorsales presentan gránulos finos. En contraste, *O. hystrix* tiene ocho espinas en los brazos, y las escamas del disco son más gruesas, con pocas espínulas cortas, gruesas y rugosas (Lyman, 1883). Se recomienda, seguir actualizando el catálogo de especies de equinodermos de Venezuela, tanto en sus zonas profundas como someras.

Ecological notes

It inhabits both soft bottoms and hard substrates (Pawson et al., 2009).

DISCUSSION

This study represents the first report of Ophiocamax hystrix from Venezuela, thereby extending its known geographic distribution in the western Atlantic. The species had previously been recorded in the Gulf of Mexico, Cuba, Barbados, the Bahamas, Puerto Rico (Lyman, 1882, 1883; Clark, 1915, 1941; Lalana et al., 2004), and Colombia (Borrero-Pérez et al., 2008). This new finding is significant as it contributes to the knowledge of ophiuroid biodiversity in the region and provides a better understanding of the distribution of this family in deep waters. The morphological features observed in the collected specimen closely match those described for O. hystrix.

The depth of the present record (280 m) falls within the previously known bathymetric range for the species. Ophiocamax hystrix is closely related to O. fasciculata and O. austera. However, O. austera differs from O. hystrix by possessing rugose spinules on the disc, some short and others longer. Its radial shields are larger, more regular, triangular in shape, and connected without separation by scales. In addition, it bears seven or eight arm spines, specifically on the second and third vertebrae after the disc. Oral papillae, tentacle scales, and oral shields are very similar in both species (Verrill, 1899a; Verrill, 1899b).

On the other hand, O. fasciculata resembles O. vitrea and O. hystrix, but differs from them as it has nine arm spines and dorsal arm plates ornamented with fine granules. In contrast, O. hystrix bears eight arm spines, and its disc scales are thicker, with few short, robust, rugose spinules (Lyman, 1883). It is recommended to continue updating the catalog of echinoderm species in Venezuela, including both deep and shallow waters.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

Alvarado, J. J. (2011). Echinoderm diversity in the Caribbean Sea. *Marine Biodiversity*. 41, pp.261-285.

Benavides-Serrato, M., Borrero-Pérez, G.H. y Díaz-Sánchez, C.M. (2011). *Equinodermos del Caribe colombiano I: Crinoidea, Asteroidea y Ophiuoridea. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar* 22, p. 384.

Borrero-Pérez, G.H., Benavides-Serrato, M., Solano, O. and Navas, G.R. (2008). Brittle-stars (Echinodermata: Ophiuroidea) from the continental shelf and upper slope of the Colombian Caribbean. *Revista de Biología Tropical,* 56 (Suppl. 3), pp. 169-204.

Clark, H.L. (1915). *Catalog of recent ophiurans: Based on the collection of the Museum of Comparative Zoology.* Cambridge (USA): Museum of Comparative Zoology, 25, pp.165-376. doi: https://doi.org/10.5962/bhl.title.48598

Clark, H.L. (1941). Reports on the scientific results of the Atlantis expeditions to the West Indies under the joint auspices of the University of Havana and Harvard University. *Sociedad Cubana de Historia Natural "Felipe Poey."* 15, pp.1-154.

Lalana R., Ortiz, M., Varela, C. y Tariche, N. (2004). Compilación sobre los invertebrados colectados en las expediciones del "*Atlantis*" en el archipiélago cubano. *Revista de Investigaciones Marinas*, 25, pp.3-14.

Lodeiros, C., Martín, A., Francisco, V., Noriega, N., Díaz, Y., Reyes, J., Aguilera, O. and Alió, J. (2012). Echinoderms from Venezuela: Scientific Recount, Diversity and Distribution: 235-276. Chapter: 7. En: Alvarado, J.J. and Solís-Marín, F.A. (Eds.). *Echinoderm Research and Diversity in Latin America*. Springer Berlin, Heidelberg, p. 658.

Lyman, T.H. (1878). Ophiurans and astrophytons. Reports on the dredging operations of the US coast survey Str. "*Blake". Bulletin of the Museum of Comparative Zoology,* 5(9), pp. 217-238.

Lyman, T.H. (1882). *Report on the Scientific Results of the Voyage of H. M. S. Challenger during the years* 1873-76. Edinburgh: Johnson Reprint Corporation, p. 191.

Lyman, T.H. (1883). Report on the Ophiuroidea. Reports on the results of dredging, under the supervision of Alexander Agassiz, in the Caribbean Sea (1878-79), and on the east coast of the United States, during the summer of 1880, by the U. S. Coast survey Steamer "*Blake*", commander J. R. Bartlett, U. S. N. commanding". *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 10, pp. 227-287.

Paterson, G.L. (1985). The deep-sea Ophiuroidea of the North Atlantic Ocean. *Bulletin of the British Museum (Natural History), Zoological Series*, 49, pp. 1-160.

Pawson, D.L., Vance, D., Messing, C.G., Solís-Marín, F.A. and Mah, C.L. (2009). Echinodermata of the Gulf of Mexico: 1177-1204. In: Felder, D.L. and Camp, D. K. (Eds.). *Gulf of Mexico, origin, waters, and biota. Biota Volume. 1, Biodiversity.* Texas A&M University Press. College Station, p. 1393.

Pérez-Ruzafa, A., Alvarado, J.J., Solís-Marín, F.A., Hernández, J.C., Morata, A., Marcos, C., Abreu-Pérez, M., Aguilera, O., Alió, J., Bacallado-Aránega, J.J., Barraza, E., Benavides-Serrato, M., Benítez-Villalobos, F., Betancourt-Fernández, L., Borges, M., Brandt, M., Brogger, M.I., Borrero-Pérez, G.H., Buitrón-Sánchez, B.E., Campos, L.S., Cantera, J., Clemente, S., Cohen-Renfijo, M., Coppard, S., Costa-Lotufo, L.V., García, R.V. Díaz de Vivar, M.E., Díaz-Martínez, J.P., Díaz, Y., Durán-González, A., Epherra, L., Escolar, M., Francisco, V., Freire, C.A., García-Arrarás, J.E., Gaymer, C., Gil, D.G., Guarderas, P., Hadel, V.F., Hearn, A., Hernández-Delgado, E.A., Herrera-Moreno, A., Herrero-Pérezrul, M.D., Hooker, Y., Honey-Escandón, M.B.I., Lodeiros, C., Luzuriaga, M., Manso, C.L.C., Martín, C., A., Martínez, M.I., Martínez, S., Moro-Abad, L., Mutschke, E., Navarro, J.C., Neira, R., Noriega, N., Palleiro-Nayar, J.S., Pérez, A.F., Prieto-Ríos, E., Reyes, J., Rodríguez, R., Rubilar, T., Sancho-Mejia, T., Sangil, C, Silva, J.R.M.C., Sonnenholzner, J.I., Ventura, C.R., Tablado, A., Tavares, Y., Tiago, C.G., Tuya F. and Williams, S.M. 2013. Latin American echinoderms biodiversity and biogeography: Patterns and affinities. Pp. 511-542. In: Alvarado-Barrientos, J.J. and F. A. Solís-Marín. Echinoderm research and diversity in Latin America. Springer. 658 p. ISBN 978-3-642-20050-2.

https://doi.org/10.1007/978-3-642-20051-9_1

Penchaszadeh, P.E. (2003). Equinodermos: 514–521. En: Aguilera, M., Azocar, A. y González-Jiménez, E. (Eds.) Biodiversidad en Venezuela, vol I-II. Fundación Polar y Ministerio de Ciencia y Tecnología, Caracas.

Solís-Marín, F.A., Alvarado, J.J., Pérez-Ruzafa, A., Hernández, J.C. Morata, A., Marcos, C., Abreu-Pérez, M., Aguilera, O., Alió, J., Tavares, Y., Tiago, C.G., Tuya, F. and Williams, S.M. (2013). Appendix. Biogeography and diversity of Latin American Echinoderms: 543-654. In: Alvarado-Barrientos, J.J. and Solís-Marín, F. A. (Eds.). Echinoderm research and diversity in Latin America. Springer, p. 658.

Stöhr, S., O'Hara, T., Thuy, B. (2025). World Ophiuroidea database. *Ophiocamax hystrix* Lyman, 1878. Accessed through: World Register of Marine Species. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=243522. 10/06/2025.

Verrill, A.E. (1899a). Report on the Ophiuroidea collected by the Bahama Expedition from the University of Iowa in 1893. *Bulletin Laboratories of Natural History of the State University of Iowa,* 5, pp. 1-86.

Verrill, A. E. (1899b). North American Ophiuroidea. I. Revision of certain families and genera of West Indian ophiurans. *Transactions of the Connecticut Academy Arts and Sciences*, 10(7), pp. 301-386.

First record of ***Ophiocamax hystrix*** Lyman, 1878 (Ophiuroidea, Ophiacanthida) from Venezuela

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual /
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

Guía de autores / Author's guide

El ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** (título abreviado: Bol. Invest. Mar. Cost.) es una publicación indexada de acceso abierto, periodicidad semestral y arbitrada bajo la modalidad ciego. Está dirigida a la comunidad científica y a las personas relacionadas con temas medioambientales en zonas marino-costeras, con particular énfasis en América tropical. Considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América.

La revista es editada desde 1967 por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis" (Invemar). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de *Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín* y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*. A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual, periodicidad que se mantiene hasta la fecha. El primer número se publica en el mes de junio y el segundo, en el mes de diciembre.

El ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** únicamente considera para publicación trabajos originales, es decir, aquellos que incluyan resultados significativos que no hayan sido publicados ni estén siendo considerados para publicación en otra revista. Se reciben artículos de investigación, notas científicas y artículos de revisión que compilen y resuman adecuadamente el trabajo en un campo particular y señalen líneas de investigación a seguir. La revista se publica en inglés y español en formato PDF que puede ser consultada en: http://boletin.invemar.org.co/ojs/index.php/boletin/issue/archive. La revista se encuentra indexada en Scopus desde 2025 (Q2 del Scimago Journal Ranking en la categoría "Museology") y en Publindex (categoría C).

El ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** es una publicación de acceso abierto, por lo que no existen cargos para lectura o descarga de información, basado en el principio de que ofrecer al público un acceso libre a las investigaciones ayuda a un mayor intercambio global de conocimiento. Su distribución y divulgación es libre, siempre y cuando se respeten los respectivos créditos de los manuscritos. Los autores no deben pagar por someter o publicar sus manuscritos, a excepción de los costos de impresiones a color descritos más adelante en esta guía. Se tendrán en cuenta los manuscritos ajustados al siguiente formato:

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras (title abbreviation: Bull. Mar. Coast. Res.) is an open-access, semi-annual, indexed publication, refereed under the single-blind modality. It is aimed at the scientific community and people related to environmental issues in coastal and marine areas, with particular emphasis on tropical America. It considers unedited works about research topics on the sea or coastal aquatic environments, undertaken in the tropical and subtropical areas of the Americas.

The journal is edited since 1967 by the "José Benito Vives de Andréis" Marine and Coastal Research Institute (Invemar). Until volume 8 it was called *Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín*, and between volumes 9 and 24, it was called *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*. Since 2008, two issues are published per annual volume, a frequency that has been maintained to date. The first issue is published in June and the second in December.

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras only considers for publication original works, that is, those that include significant results that have not been published nor are being considered for publication in another journal. Research articles, scientific notes, and review articles are received that adequately compile and summarize work in a particular field and indicate lines of research to be followed. The journal is published in English and Spanish in PDF format and can be consulted at http://boletin.invemar.org.co/ojs/index.php/boletin/issue/archive. The journal is indexed on Scopus since 2025 (Q2 Scimago Journal Ranking on "Museology" category) and on Publindex (category C).

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras is an open-access journal, so there is no charge for reading or downloading information, based on the principle that providing free access to research helps to increase global knowledge exchange. Its distribution and dissemination are free, respecting each credit and authorship of the manuscripts. Authors do not pay for submitting or publishing a manuscript, except color prints as mentioned in this guide. Authors should follow the subsequent instructions:

Idiomas: español e inglés americano. El Boletín recibe artículos en sometimiento escritos en ambos idiomas o en uno solo. En este último caso, el resumen, el *abstract* y las palabras clave deben ser enviados originalmente en español e inglés americano. Por su parte, las notas científicas deben ser sometidas en ambos idiomas. A partir del año 2021, las disposiciones sobre la traducción de los artículos que culminen satisfactoriamente el proceso editorial serán informadas a través del sitio web del Boletín. Los autores no podrán retirar el manuscrito una vez este haya sido aceptado.

Presentación: para someter su artículo, debe cargarlo junto a la carta de sometimiento a través de la página. Puede hacerlo registrándose en el sitio web o ingresando con su usuario y contraseña, si ya cuenta con uno. El archivo debe ir en un solo archivo en formato Word (.doc ó .docx), con las tablas y figuras incluidas (inicialmente en baja resolución). La carta de sometimiento debe ir en formato PDF *debidamente firmada,* al menos, por el líder de correspondencia, conforme el formato disponible para descarga en el sitio web, en la sección "Guía de autores". Si el manuscrito es aceptado para publicación, se solicitará a los autores el envío de las gráficas en formato editable (.xml [excel], .eps o .pdf vectorial) y con los textos en español e inglés americano, así como las fotos en formato JPG o TIF, con una resolución de, al menos, 360 dpi. Los colores deben corresponder a la escala CMYK.

FORMATO:

Fuente: Times New Roman, tamaño 11, configuración de página tamaño carta e interlineado a doble espacio.

Márgenes: izquierdo y superior de 3 cm y derecho e inferior de 2 cm como mínimo.

Títulos: en negrilla. El *título del trabajo* debe ir en altas y bajas y centrado. Además, ha de incluir al comienzo del *abstract* una traducción fiel al inglés cuando el manuscrito sea en español y viceversa cuando sea en inglés. Los títulos de *primer nivel* deben ir en mayúscula sostenida y centrados (aplica para los nombres científicos), dejando un espacio para comenzar el párrafo. Los títulos de *segundo nivel* deben ir en minúscula y en el centro, sin dejar espacio para comenzar el párrafo. Los títulos de *tercer nivel* deben ir en minúscula y alineados a la izquierda, sin dejar espacio para comenzar el párrafo.

Languages: Spanish and American English. The Bulletin receives articles in submissions written in both languages or in one language only. In the latter case, the *abstract* and keywords must be submitted originally in Spanish and American English. Scientific notes must be submitted in both languages. From 2021, the instructions on the translation of articles that successfully complete the editorial process will be reported through the Bulletin's website. Authors will not be able to withdraw their manuscript once it has been accepted.

Presentation: To submit your article, you must upload it together with the complementary files through the page. You must register on the website or enter with your user and password if you already have one. The file must be in a single file in Word format (.doc or .docx), with the tables and figures included (initially in low resolution). The letter of submission must be in PDF format, *duly signed* by, at least, the correspondence leader, according to the format available for download on the website, in the "Author's Guide" section. If the manuscript is accepted for publication, the authors will be asked to send the graphics in an editable format (.xml [excel], .eps or .pdf vectorial) and with the texts in Spanish and American English, as well as the photos in JPG or TIF format, with a resolution of at least 360 dpi. Colors must correspond to the CMYK scale.

FORMAT:

Type of font: Times New Roman, size 11, letter-size page setup, and double spaced.

Margins: Left and upper, 3 cm; right and lower, 2 cm.

Titles: Must be written in boldface type. The *manuscript title* must be written in uppercase and lowercase and centered. It should be given in both languages too. *Main titles* must be written in capital letters, centered (even scientific names), and must be one space before the first line of the text. *Subtitles* must be also centered but as lowercase letters and there, *third titles* must be written on the left side of the paper, as lower-case letter, and also with no space.

Nota: tenga en cuenta que el título debe incitar la lectura del artículo y no ser muy extenso. El ideal son 40 caracteres. Google, por ejemplo, no lee más de 50-60 caracteres. Evite el uso de guiones, signos de admiración e interrogación.

Todas las hojas deben estar **numeradas** consecutivamente.

Texto: los manuscritos se deben redactar en tercera persona del singular (impersonal).

Los **artículos** deben tener una extensión máxima de 6 000 palabras incluyendo figuras y tablas, pero sin contar bibliografía, resumen y *abstract*. Solo en casos excepcionales y justificados, se aceptarán manuscritos más extensos, para lo cual los autores tendrán que enviar una nueva carta de sometimiento que contenga dicha justificación. Los artículos deben tener la siguiente estructura: título, autor(es), OrcID, filiación institucional y correo electrónico de todos los autores, resumen, *abstract,* palabras clave, introducción, área de estudio, materiales y métodos, resultados, discusión, conclusiones, agradecimientos y bibliografía. Este formato puede ser modificado si la naturaleza del trabajo lo exige. Aquellas instituciones o empresas que tengan su nombre registrado en inglés pueden utilizar dicha versión.

Las **notas científicas** deben tener una extensión máxima de 1 500 palabras, sin contar bibliografía y sin división en secciones como los artículos. Deben venir en ambos idiomas (español e inglés americano) y tener la siguiente estructura: resumen, *abstract,* palabras clave, texto, agradecimientos y bibliografía.

Resumen: debe tener máximo 30 renglones en un solo párrafo y el ***abstract*** ha de ser una traducción fiel de lo escrito en el resumen. Ambos deben llevar al final y en renglón aparte máximo cinco (5) palabras clave escritas en minúscula, tanto en la versión en español como en inglés.

Nota: es importante escoger bien las palabras clave. Recuerde que cualquier persona puede encontrar su trabajo en la web por intermedio de ellas. Recomendamos revisarlas a la luz del Tesauro Marino Ambiental Costero del Centro de Documentación del Invemar.

Tablas: elaboradas en procesador de texto con la opción Tabla, sin líneas verticales. La leyenda debe ir encima, en minúscula, y ser suficientemente explicativa. Las tablas deben ser numeradas consecutivamente y ubicadas conforme son citadas por primera vez dentro del texto. La información incluida en las tablas no puede aparecer repetida en las figuras.

Note: Special attention should be given to titles. The title should be attractive and no longer than 40 characters. Google, for example, does not take titles longer than 50-60 characters. Avoid the use of hyphens, exclamation, or interrogation marks.

All pages must be **numbered** consecutively.

Text: Manuscripts should be written in the third person singular (impersonal).

Articles must have a maximum of 6,000 words including tables and figures but excluded literature cited, *resumen,* and abstract. Only in exceptional and justified cases, more extensive manuscripts will be accepted, for which the authors will have to send a new letter of submission containing such justification. The text must be structured as follows: title, author(s), OrcID, institutional affiliation, author's email, abstract, abstract in Spanish (*resumen*), introduction, study area, materials and methods, results, discussion, conclusions, acknowledgments, and literature cited. This format can be modified depending on the type of work. Those institutions or companies that have a registered English name can use that English version.

Scientific notes must have a maximum of 1,500 words (excluding literature cited), without divisions and subtitles like the long manuscripts. Notes must be submitted in two languages: Spanish and American English and divided only in the abstract, abstract in Spanish (*resumen*), text, acknowledgments, and literature cited.

Abstract: Must be one paragraph and should not exceed 30 lines. ***Resumen*** should be an exact translation of the abstract, both must include at the end a maximum of five (5) keywords in lowercase letters.

Note: Special attention should be paid to keywords. Remember the people can find your article on the internet through them. We recommend reviewing them in light of the Coastal Environmental Marine Thesaurus of the Invemar Documentation Center.

Tables: Must be processed using the Table tool as text file, without vertical lines. Table legends must be placed on the top, in lowercase letters, and present clearly the content. Tables must be enumerated consecutively and placed as they are first cited in the text. The information included in tables cannot be repeated in figures.

Figuras: incluyen mapas, esquemas, dibujos, fotografías y láminas. La leyenda debe ir en el margen inferior, en minúscula, y ser suficientemente explicativa. Las figuras deben tener letras y símbolos en tamaño apropiado, de modo que al reducirlas no pierdan su nitidez. Además, deben ser numeradas consecutivamente y ubicadas conforme son citadas por primera vez dentro del texto.

La revista asume los costos de publicar **fotografías** en blanco y negro. Los costos de fotografías e imágenes a color deben ser asumidos por el (los) autor(es)*. Se recomienda que en la primera versión del manuscrito se utilice una resolución de 72 dpi en escala RGB para facilitar la carga del archivo en la plataforma.

El cobro de figuras a color estará sometido a cotización al momento de aceptar el manuscrito para su publicación. Es posible que no se apliquen cargos por ello. Para más información, escribir a boletin@invemar.org.co

Abreviaturas: pueden usarse abreviaturas o símbolos comunes tales como m, cm, km, g, kg, mg, mL, L, % o °C, siempre y cuando acompañen números. Evitar los puntos al final de las abreviaturas. Todas las cifras decimales deben separarse con coma cuando el manuscrito está escrito en español y con punto cuando está escrito en inglés, excepto cuando se incluyan en tablas. En esos casos, los decimales deben ir con punto, independientemente del idioma.

Citas: No se aceptan citas de citas. Por ejemplo: Pérez, 2007 (En: Fernández, 2008). Dentro del texto, debe citarse como sigue (sin usar *op. cit.*):

"La especie vive sobre sustratos rocosos y coralinos (Pérez, 1980; Darwin y Scott, 1991), aunque, según García (1992), prefiere fondos de cascajo".

Cuando la referencia involucra a *más de dos autores*, debe citarse como Castro *et al.* (1965) o (Castro *et al.,* 1965). *et al.* debe aparecer siempre en letra cursiva.

Las **comunicaciones personales** deben evitarse en lo posible, pero serán aceptadas a juicio del editor a cargo de cada artículo, según sea el caso:

Nombre completo (punto) Institución (punto) Ciudad (coma) País (punto) Año (punto) Com. Pers.

Referencias: se deben incluir todas aquellas que están citadas en el texto, en orden alfabético por apellido y en orden cronológico cuando haya varios trabajos del mismo autor. El símbolo &,

Figures: They include illustrations such as maps, schemes, pictures, photographs, and plates. Figure legends must be placed on bottom, in lowercase letters, and present clearly the content. Letters and symbols on figures should have a suitable size so that if they get reduced they will not lose their shape and details. Moreover, they must be numbered and placed as they are first cited in the text.

The journal covers the costs of publishing black and white **photographs**. If there are color images in the manuscript, the authors will have to afford color page fees*. We suggest sending images for the first version in 72 dpi resolution, in RGB scale, so that files are not too heavy to charge in the platform.

The charge for color figures will be subject to the quotation at the time of acceptance of the manuscript for publication. There may be no charge for this. For more information, write to boletin@invemar.org.co

Abbreviations: Abbreviations may be used and also common symbols, such as m, km, g, mg, %, or ºC, as long as they are next to numbers. Do not use period marks after symbols or abbreviations. All decimal numbers have to be separated by comma (Spanish version) and points (English version), except when they are included in tables. In those cases, the decimals must be with a period, regardless of the language.

Citation style: There are not accepted indirect references like Pérez 2007 (In: Fernández, 2008). In the text, reference the bibliography as follows, avoiding the use of *op. cit.*:

"The species lives in rocky and coral substrates (Pérez, 1980; Darwin and Scott, 1991), although following García (1992), it prefers gravel substrate."

When the reference includes *more than two authors*, it has to be quoted as Castro *et al.* (1965) or (Castro *et al.*, 1965), with *et al.* always written in italics.

Personal communications should not be used but they may be accepted by the editor depending on the specific case. If they are included, they should be presented as:

Complete name (period) Institution (period) City (comma) Country (period) Year (period) Pers. Comm.

References: The literature cited must include all and just the references cited in the text, in alphabetical order, and in chronological order when there is more than one article by the same

comúnmente usado en la literatura en inglés, deberá reemplazarse por la letra "y" o la palabra "and", de acuerdo con el idioma de la referencia citada. La exactitud de las referencias es responsabilidad únicamente de los autores. No se admiten citas de trabajos que no hayan sido aceptados para publicación.

Nota: de acuerdo con los estándares internacionales, es preferible incluir el DOI en aquellas referencias que lo tengan.

Los **artículos en prensa** deben incluir el volumen, el año y el nombre de la revista en que serán publicados.

Los artículos publicados en **revistas periódicas** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (dos puntos) Rango de páginas (punto).

Ejemplo: Blanco, J.A., J.C. Nárvaez y E.A. Viloria. 2007. ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. Fish. Res., 88: 100-108.

En los casos en que la referencia incluya la *totalidad de las páginas de la revista periódica,* se debe citar así:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (coma) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. Postilla, 161, 75 p.

Cuando el nombre de la revista esté formado por más de una palabra, debe abreviarse siguiendo la información presentada en www.ncbi.nlm.nih.gov/nlmcatalog (o en www.abbreviations.com, cuando en el anterior sitio web no se encuentre la revista). Para *revistas no listadas,* debe presentarse el nombre completo.

Los **libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p.

Los **capítulos de libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título del capítulo (punto) Rango de páginas (punto). En: Editores (punto) (Ed.). Título del libro (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares

author(s). The symbol &, frequently used, should be changed for the word "and" or "y" according to the original language of the cited reference. The accuracy of the references is the sole responsibility of the authors. Citations of papers that have not been accepted for publication are not allowed.

Note: Considering international standards, please includes DOI in all references.

If a **manuscript in press** has to be cited, it should include information about the issue, year, and title of the journal of the future publication.

Journals must be cited in the next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Journal's title (comma) Volume (two points) Page rank (period).

i.e.: Blanco, J.A., J.C. Nárvaez y E.A. Viloria. 2007. ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. Fish. Res., 88: 100-108.

When the reference included *all pages of the journal*, must be cited in the next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Journal's title (comma) Volume (comma) Total number of pages (p.).

i.e.: Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. Postilla, 161, 75 p.

When the journal's title has more than one word, it should be abbreviated following the information presented at www.ncbi.nlm.nih.gov/nlmcatalog (or at www.abbreviations.com, when the journal is not found on the previous website). For no *listed journals*, use the complete title.

For **books**, must follow next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Publishing house (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p.

For the **chapter of books**, must follow the next format:

Author (period) Year (period) Chapter name (period) Page rank (period). In: Editors' name (period) (Ed.). Title of the book (period) Publishing house (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares estuarinos

estuarinos de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. UNAM, México D.F. 653 p.

Las **memorias de reuniones y documentos inéditos** y de escasa divulgación (**tesis y literatura gris**) solo se citarán a criterio del editor del manuscrito.

Las **tesis** se deben citar como los libros.

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Tesis y abreviatura del programa de estudios (coma) Universidad (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.

Los **informes** se citan de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Informe final (coma) Entidad (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

Los **documentos electrónicos** varían constantemente dentro de los sitios web. Por lo tanto, se prefiere que los autores citen documentos de este tipo únicamente en los casos en que sea indispensable hacerlo. Serán aceptados a juicio del editor a cargo de cada artículo. Si el documento tiene DOI, añádalo.

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) URL completa (sin punto) Fecha de consulta [DD/MM/AAA] (punto).

Ejemplo: Hammer, O., D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2008. PAST - Palaentological Statistics, ver. 1.81. http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf. 08/06/2008

Otras disposiciones:

No se admiten notas de pie de página.

Los nombres científicos de géneros y especies deben escribirse en cursiva. Todos ellos deben estar sujetos a los códigos de nomenclatura zoológica o botánica.

Los registros taxonómicos deben hacerse siguiendo los códigos internacionales de nomenclatura, para lo cual el Boletín tiene un modelo con ejemplos, disponible para quien lo solicite.

de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. UNAM, México D.F. 653 p.

Memoirs of meetings and unpublished documents of limited circulation (**theses and grey literature**) will be cited only at the discretion of the editor of the manuscript.

Theses should be cited like books.

Author (period) Year (period) Title (period) Title (period) Tesis and Abbreviation of study program (comma) University (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.

Reports are quoted as follows:

Author (period) Year (period) Title (period) Informe final (comma) Organization (comma) City (period) Total number of pages (p.).

i.e.: Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

Web documents vary constantly. Therefore, they should be avoided as references in the manuscripts if it is not really necessary. In special cases, it will be the editor's decision to accept it or not. Add DOI whether it is possible. If they are included, they should be presented as:

Author (period) Year (period) Title (period) Complete URL (without a period) Consultation date [DD/MM/YYYY] (period).

i.e.: Hammer, O., D.A.T. Harper, and P.D. Ryan. 2008. PAST - Palaentological Statistics, ver. 1.81. http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf. 08/06/2008.

Other dispositions:

Use of footnotes in the text is strongly discouraged.

Scientific names of genera and species must be written in italics type or underlined. All of them must be subject to the zoological or botanical nomenclature.

Taxonomic reports should be made following the international nomenclature code, for which the journal has a model with examples, available upon request.

Las medidas se deben expresar en unidades del sistema métrico decimal. Los valores de salinidad deben presentarse sin unidades o símbolos.

Al postular su manuscrito, los autores deben indicar su nombre completo, filiación institucional, dirección de correspondencia, correo electrónico y OrcID. Si alguno no lo tiene, puede obtenerlo de forma gratuita en https://orcid.org/

Se deben sugerir los nombres de tres evaluadores, mínimo, para el manuscrito sometido, incluyendo la información necesaria para contactarlos (filiación institucional y correo electrónico). Es preciso aclarar que las personas sugeridas no necesariamente serán los evaluadores del manuscrito; las sugerencias están sujetas a revisión por parte del editor encargado.

A los manuscritos publicados en el Boletín se les asignará DOI tanto en la versión electrónica como en impresa. Tener esto en cuenta para la respectiva referencia bibliográfica.

PROCESO DE REVISIÓN

Los autores deben registrarse en la plataforma para obtener un usuario y contraseña y cargar el manuscrito a la plataforma. El registro se realiza una sola vez, por lo que con solo ingresar a su cuenta podrá ver el estado de su manuscrito o someter uno nuevo.

Junto con el artículo o nota científica, cargue la carta de sometimiento en formato PDF. Recuerde que el texto debe incluir inicialmente las figuras y tablas en baja resolución.

Una vez cargado el documento, este es sometido a una revisión preliminar por parte del asistente de comité editorial. Con su visto bueno, se envía invitación al comité editorial y, posteriormente, el manuscrito es asignado a un editor de sección.

El editor de sección define si el manuscrito pasa a evaluación por pares, si debe corregirse antes de ser evaluado o si se rechaza. Cuando el manuscrito obtiene el visto bueno del editor, pasa a evaluación por pares. Si es rechazado, los autores reciben una comunicación oficial de no aceptación del manuscrito.

El proceso de evaluación en el ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** es realizado por pares expertos en cada una de las temáticas que aborda la revista y se efectúa en modalidad simple ciego. Los evaluadores cuentan con 30 días calendario (contados a partir del momento en que reciben la invitación a evaluar por la plataforma) para enviar sus apreciaciones haciendo

Measurements have to be marked using the metric system. Salinity values have to be presented without symbols or units.

When submitting their manuscript, authors should indicate their complete name, institutional affiliation, correspondence address, e-mail, and OrcID. If one does not have it, you can get it for free at https://orcid.org/

The names of at least three evaluators should be suggested for the submitted manuscript, including the necessary contact information (institutional affiliation and e-mail). It should be clarified that the persons suggested will not necessarily be the evaluators of the manuscript; the suggestions are subject to review by the section editor.

The manuscripts published since this number are going to have DOI, in electronic and printed version, therefore it must be referenced.

REVIEW PROCESS

Authors must register on the platform to obtain a username and password and upload the manuscript to the platform. The registration is done only once, so just by logging into your account, you can see the status of your manuscript or submit a new one.

Together with the article or scientific note, please upload the submission letter in PDF format. Remember that the text must initially include the figures and tables in low resolution.

Once the document is uploaded, it is submitted to a preliminary review by the Assistant Editorial Committee. With his approval, an invitation is sent to the editorial committee and the manuscript is then assigned to a section editor.

The section editor defines whether the manuscript goes to peer review, whether it must be corrected before being evaluated, or whether it is rejected. When the manuscript is approved by the editor, it goes into peer review. If it is rejected, the authors receive an official communication of non-acceptance of the manuscript.

The evaluation process in the ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** is carried out by expert peers in each of the topics covered by the journal and is done in a single-blind modality. Evaluators have 30 calendar days (counted from the moment they receive the invitation to evaluate through the platform) to send their assessments using the manuscript evaluation form. If they wish to make comments on the manuscript, they can do so

uso de la ficha de evaluación de manuscritos. Si desean hacer observaciones en el manuscrito, pueden hacerlo con el control de cambios activo y dejando comentarios al margen, siempre de forma anónima.

Una vez se reciben las evaluaciones, el editor determina si el manuscrito es aceptado para publicación (sin o con cambios mínimos), si requiere cambios menores o importantes, si debe pasar a una nueva ronda de evaluación o si se rechaza. Cuando el manuscrito obtiene el visto bueno del editor, los autores reciben una comunicación oficial de aceptación del manuscrito. Si es rechazado, los autores reciben una comunicación oficial de no aceptación del manuscrito. Para artículos de investigación y artículos de revisión, se emite un concepto editorial con al menos dos evaluaciones; para notas científicas, con al menos una evaluación.

Una vez aprobado para publicación, se inicia la edición y producción del manuscrito, que incluye las fases de corrección de estilo, traducción, maquetación y pruebas de galera.Publicación en línea e impresión. Difusión y divulgación en línea y distribución física.

Nota: en cualquier parte del proceso, los autores pueden visualizar el estado de su manuscrito ingresando con su usuario y contraseña a la plataforma. El proceso editorial puede tomar alrededor de diez (10) meses. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los tiempos dependen directamente de los actores que intervienen en el proceso, esto es, autores, editores y evaluadores.

with active change control and leaving comments in the margin, always anonymously.

Once the evaluations are received, the editor determines whether the manuscript is accepted for publication (with or without minimal changes), whether it requires minor or major changes, whether it should go into a new round of evaluation, or whether it is rejected. When the manuscript is approved by the editor, the authors receive an official communication of acceptance of the manuscript. If it is rejected, the authors receive an official communication of non-acceptance of the manuscript. The evaluation process is single-blind. For research and review articles, an editorial concept with at least two evaluations is issued; for scientific notes, with at least one evaluation.

Once approved for publication, the editing, and production of the manuscript begins, which includes the phases of copyediting and proofreading, translation, layout, and galley proofs. Online publishing and printing. On-line diffusion and distribution of copies.

Note: At any part of the process, authors can view the status of their manuscript by logging in with their username and password to the platform. The editorial process can take about ten (10) months. However, it must be taken into account that the times depend directly on the actors involved in the process, that is, authors, editors, and peer reviewers.

Ética de publicación / Publication ethics

El ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** sigue las recomendaciones de COPE (Committee on Publication Ethics) para garantizar la transparencia en el proceso de publicación para todas las partes implicadas (autores, revisores, editores).

Las contribuciones son completa responsabilidad de sus autores, no del ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras***, de su cuerpo editorial o del Invemar. El envío de un manuscrito se entiende como una declaración explícita por parte de los autores de que se trata de un trabajo original, que no ha sido publicado ni aceptado para su publicación ni se encuentra bajo consideración en otra revista o medio de difusión científica. Si el manuscrito incluye textos, tablas o figuras con reserva de derechos, los autores declaran en la carta de sometimiento que cuentan con la autorización para su reproducción.

La revista no cobra a los autores por publicar ni paga a los pares evaluadores. Asimismo, el trabajo de nuestro comité editorial es *ad honorem.*

Confidencialidad: todos los manuscritos sometidos al ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** son tratados como documentos confidenciales. El comité editorial se compromete a proteger la integridad y confidencialidad del trabajo de cada autor y el anonimato de cada evaluador. Por su parte, los evaluadores se comprometen a proteger el carácter confidencial del manuscrito asignado, teniendo en cuenta que el proceso de evaluación es simple ciego, es decir, los autores desconocen la identidad de los evaluadores, pero los evaluadores conocen la identidad de los autores.

Copyright: el ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** está bajo la licencia de Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual 4.0 Internacional (BY-NC-SA 4.0).

Declaración de conflicto de interés: cuando los autores someten su manuscrito al ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras***, deben acompañar el envío con una carta de sometimiento en la que declaran, entre otras cosas, que han leído y aprobado el manuscrito remitido en su contenido, organización, presentación y orden de autoría, por lo que no existe conflicto de interés entre ellos. En la carta, los autores también pueden solicitar que una persona no sea escogida como par evaluador cuando consideran que podrían presentarse conflicto de interés.

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras follows the recommendations of COPE (Committee on Publication Ethics) to ensure transparency in the publication process for all parties involved (authors, reviewers, editors).

Contributions are the complete responsibility of their authors, not of the ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras***, its editorial board, or Invemar. Submission of a manuscript is understood as an explicit statement by the authors that it has not been published or accepted for publication in another journal or scientific dissemination medium. If the manuscript includes texts, tables, or figures with reserved rights, the authors declare in the submission letter that they have the authorization to reproduce them.

The journal does not charge for publication and does not pay peer reviewers. Also, the work of our Editorial Committee is ad honorem.

Confidentiality: All manuscripts submitted to the ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*** are treated as confidential documents. The Editorial Committee is committed to protecting the integrity and confidentiality of each author's work and the anonymity of each reviewer. For their part, the evaluators are committed to protecting the confidentiality of the assigned manuscript, taking into account that the evaluation process is single-blind, that is, the authors do not know the identity of the evaluators, but the evaluators know the identity of the authors.

Copyright: *Bulletin of Coastal and Marine Research* is under Creative Commons license BY-NC-SA 4.0.

Declaration of conflict of interest: When authors submit their manuscript to the *Bulletin of Coastal and Marine Research*, they must accompany the submission with a letter of submission in which they declare, among other things, that they have read and approved the submitted manuscript in its content, organization, presentation, and order of authorship, so that no conflict of interest exists between them. In the letter, the authors can also request that a person not be chosen as an evaluator couple when they consider that a conflict of interest could arise.

Los miembros del comité editorial, que fungen como editores encargados dentro de la revista, tienen la responsabilidad de declarar si presentan conflicto de interés con el manuscrito asignado. De igual manera, los pares evaluadores deben declarar si presentan conflicto de intereses al conocer el nombre de los autores del manuscrito asignado, considerando que el proceso de evaluación en la revista es simple ciego.

Responsabilidades de los autores: los autores están obligados a participar del proceso de evaluación respetando los tiempos estipulados de revisión y cumpliendo con los plazos de entrega. Los manuscritos que tarden más de sesenta (60) días en ser entregados por los autores cuando se les soliciten correcciones se retirarán automáticamente del Boletín y deberán ser sometidos nuevamente, salvo casos debidamente justificados.

El sometimiento de un manuscrito debe estar acompañado por una carta dirigida al editor general de la revista, en la que los autores firman y declaran que:

Todos han leído y aprobado el manuscrito remitido en su contenido, organización, presentación y orden de autoría, por lo que no existe conflicto de intereses.

El manuscrito es resultado de un trabajo original, el cual no ha sido publicado, no se encuentra bajo consideración en ninguna publicación y no se someterá a otra revista hasta conocer la respuesta del comité editorial del ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras***.

En caso de que el manuscrito sea aceptado, se autoriza su publicación, reproducción y difusión bajo las normas y licenciamiento establecidos por la revista.

El documento no incluye textos, tablas o figuras con reserva de derechos. Si los tuviere, se cuenta con la autorización para su uso y reproducción.

El documento no contiene citas o transcripciones de obras que carecen de referencias bibliográficas debidamente citadas.

Se aceptan los términos y condiciones expresados por la revista en la guía de autores.

Responsabilidades de los evaluadores: los evaluadores son investigadores invitados por la revista para que revisen *ad honorem* los manuscritos sometidos. Cada semestre se incluye al inicio del número correspondiente el listado de evaluadores que participaron

The members of the Editorial Board, who act as commissioned editors within the journal, have the responsibility to declare whether they have a conflict of interest with the assigned manuscript. Similarly, peer reviewers must declare whether they present a conflict of interest by knowing the name of the authors of the assigned manuscript, considering that the evaluation process in the journal is single-blind.

Author's responsibilities: Authors are required to participate in the evaluation process by respecting the stipulated review times and meeting deadlines. Manuscripts that take more than sixty (60) days when corrections are requested will be automatically withdrawn from the journal and must be resubmitted, except in duly justified cases.

The submission of a manuscript must be accompanied by a letter addressed to the journal's editor-in-chief, where the authors sign and declare that:

All of them have read and approved the manuscript submitted in its content, organization, presentation, and order of authorship, so there is no conflict of interest.

The manuscript is the result of an original work, which has not been published, is not under consideration in any publication, and will not be submitted to another journal until to know the response of the Editorial Board of the ***Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras***.

If the manuscript is accepted, its publication, reproduction, and dissemination are authorized under the rules and license established by the journal.

The manuscript does not include text, tables, or figures with copyright. If you have them, you have the authorization for their use and reproduction.

The manuscript does not contain citations or transcriptions of works that lack properly cited bibliographic references.

All of them accept all terms and conditions expressed in the author's guide.

Reviewers' responsibilities: Reviewers are researchers invited by the journal to revise *ad honorem* the manuscripts submitted. Every semester, the respective volume includes at the beginning of the complete list of reviewers who participated in the review. The functions of the reviewers are:

en la revisión de los manuscritos publicados. Sus funciones son las siguientes:

Evaluar los manuscritos asignados y emitir una decisión debidamente justificada.

Adoptar una posición imparcial, crítica y constructiva frente a los trabajos que evalúan.

Proteger el carácter confidencial de los manuscritos que revisan.

Declarar si presentan conflicto de intereses.

Responsabilidad del comité editorial: el comité editorial es responsable de la gestión de la revista. Está integrado por investigadores de entidades nacionales e internacionales, asegurando la presencia de pluralidad en las disciplinas y líneas de investigación marina y costera. Sus funciones son las siguientes:

Garantizar la calidad del contenido de los artículos y notas científicas sometidos a la revista.

Declarar si presentan conflicto de intereses.

Proteger la integridad y confidencialidad del trabajo de cada autor y el anonimato de cada evaluador.

Aceptar o rechazar los manuscritos sometidos.

En el caso de errores, promover la corrección o retractación en la publicación.

Sanciones: en caso de encontrar alguna violación de los apartes anteriores, se aplicarán las siguientes sanciones:

Rechazo inmediato y retiro del manuscrito de la revista.

Prohibición a todos los autores para presentar nuevos manuscritos a la revista, ya sea de forma individual o colectiva. Esta sanción tendrá vigencia por dos años a partir de su notificación.

El editor general y el director de la revista se reservan el derecho de imponer sanciones adicionales a las descritos anteriormente, si lo consideran necesario.

Evaluating assigned manuscripts and give a substantiated decision.

Adopting an impartial, critical and constructive position towards the manuscripts they evaluate.

Protecting the confidentiality of the manuscripts reviewed.

Declaring whether there is a conflict of interest.

Editorial Board responsibilities: The Editorial Board is responsible for the journal's management. It is composed of researchers from national and international institutions, ensuring plurality in the different disciplines and research lines of marine and coastal topics. The functions of the Editorial Board are:

Guaranteeing the quality of the articles and scientific notes submitted to the journal.

Declaring whether there is a conflict of interest.

Protecting the integrity and confidentiality of the author's work and the anonymity of each reviewer.

Accepting or refusing the submitted manuscripts.

Promoting correction or retraction in the publication, in case of errors.

Sanctions: In any violation of the above paragraphs, the following sanctions will be applied:

Immediate rejection and withdrawal of the manuscript from the journal.

Prohibition for all authors to submit new manuscripts to the journal, either individually or collectively. This sanction will be in force for two years from its notification.

The general editor and the director of the journal reserve the right to impose additional sanctions to those described above, if they consider it necessary.