

Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras

Since 1967



Serie de Publicaciones Periódicas

Volumen 54 (1)
Año 2025 (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 Andrés" (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 Q4 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 Andrés" (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 Q4 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, MSc

Invemar, Colombia

Editor general / Editor-in-Chief

Arturo Acero Pizarro, PhD

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Comité editorial / Editorial Board

Adolfo Sanjuan Muñoz, PhD

 0000-0002-4786-862X

Universidad Tadeo Lozano, Colombia

Alberto Ordinola Zapata, PhD

 0000-0002-9644-0531

Universidad Nacional de Tumbes, Perú

Antonio Baeza, PhD

 0000-0002-2573-6773

Clemson University y Smithsonian Marine Station at Fort Pierce, EE. UU.

Arturo Acero Pizarro, PhD

 0000-0002-6637-9901

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Cristopher Camargo Roa, PhD

 0000-0003-1867-4591

Universidad de Los Andes, Venezuela

Diego L. Gil Agudelo, PhD

 0000-0001-7873-4694

Lighthawk, EE. UU.

Edgardo Londoño-Cruz, PhD

 0000-0001-5762-9430

Universidad del Valle, Colombia

Gabriel R. Navas S., PhD

 0000-0001-9554-6345

Universidad de Cartagena, Colombia

Gladys Bernal, PhD

 0000-0001-6333-6028

Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia

Javier A. Díaz Ochoa, PhD

 0000-0002-1911-0467

Universidad de Magallanes, Chile

Jorge Enrique Páramo, PhD

 0000-0002-8380-2716

Universidad del Magdalena, Colombia

José Horriño Caraballo, PhD

 0000-0001-7694-3812

Swansea University, Reino Unido

José Julián Tavera, PhD

 0000-0003-4517-9238

Universidad del Valle, Colombia

José Iannacone, PhD

 0000-0003-3699-4732

Universidad Científica del Sur, Perú

Julio César Herrera Carmona, PhD

 0000-0003-0446-3275

Universidad del Valle, Colombia

Marco Alejandro Correa, PhD

 0000-0002-4714-9553

Invemar, Colombia

María Adriana Gracia Clavijo, PhD

 0000-0002-4771-5295

Universidad del Atlántico, Colombia

María del Pilar Blanco Parra, PhD

 0000-0003-2492-2168

Universidad de Quintana Roo, México

María Isabel Ciales, PhD

 0000-0001-5608-8943

Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Colombia

Maribeb Castro, PhD

 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, PhD

 0000-0002-4773-3434

Instituto Nacional de Pesca, Ecuador

Nixon Bahamon, PhD

 0000-0002-5802-7367

Institute of Marine Sciences, España

Óscar Álvarez Silva, PhD

 0000-0002-5121-5875

Universidad del Norte, Colombia

Paul Martin Baltazar Guerrero, PhD

 0000-0003-4071-4772

Universidad Científica del Sur, Perú

Valentina Hurtado-McCormick, PhD

 0000-0001-9407-5924

Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO),

Environment Perth, WA, Australia

Comité científico / Scientific Board

Adolfo Sanjuan Muñoz, <i>MSc</i> Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia	 0000-0002-4786-862X
Andia Chávez Fonnegra, <i>PhD</i> Florida Atlantic University, EE. UU.	 0000-0002-6781-0089
Alfredo Gómez Gaspar, <i>MSc</i> Museo Marino de Margarita y Universidad de Oriente (Nueva Esparta), Venezuela	 0000-0002-2430-2738
Efraín Rodríguez Rubio, <i>PhD</i> Centro de Innovación y Tecnología-ICP y Ecopetrol, Colombia	 0000-0002-1150-3194
Gloria E. Sánchez, <i>PhD</i> Universidad de Magallanes, Chile	
Guillermo Díaz Pulido, <i>PhD</i> Griffith University, Australia	 0000-0002-0901-3727
Juan Manuel Díaz, <i>Dr.rer.nat.</i> Fundación Marviva, Colombia	 0000-0002-2026-6522
Klaudia Hernández, <i>PhD</i> Universidad Andrés Bello, Chile	 0000-0002-8490-2882
Luisa Espinosa, <i>PhD</i> Invemar, Colombia	 0000-0003-1452-3104
Marie Luise Schnetter, <i>Dr.rer.nat.</i> Justus-Liebig-Universität Gießen, Alemania	
Mónica Puyana, <i>PhD</i> Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia	 0000-0001-7600-3118
Yves François Thomas, <i>PhD</i> Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Francia	 0000-0003-1896-0774

Evaluadores de este número / Reviewers for this issue

Arturo Acero Pizarro, <i>PhD</i>	Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia
Héctor Villalobos Ortiz, <i>PhD</i>	Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-I.P.N.), México
Jean Pierre Díaz, <i>PhD</i>	Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid., Colombia
Luz Erandi Saldaña Ruiz, <i>PhD</i>	Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada: Ensenada, Baja California, México
Daniel Grados, <i>PhD</i>	Instituto del Mar del Perú, Perú
Claudia Teutli-Hernández, <i>PhD</i>	Universidad Autonoma de México, México
Alethia Vázquez Morillas, <i>PhD</i>	Universidad Autonoma Metropolitana, México
Sara Ojeda Benitez, <i>PhD</i>	Universidad Autonoma de Baja California, México
Ana Yuri Saravia Arguedas, <i>PhD</i>	Universidad Nacional de Costa Rica, Costa Rica
Pilar Cogua Romero, <i>PhD</i>	Universidad Santiago de Cali, Colombia
Jonathan Vera-Caripe, <i>MSc</i>	Universidad Central de Venezuela, Venezuela,
Antonio Baeza, <i>PhD</i>	Clemson University y Smithsonian Marine Station at Fort Pierce, EE. UU.
José Valverde, <i>MSc</i>	Universidad Nacional de Costa Rica, Costa Rica
Julio Herrera Carmona, <i>PhD</i>	Universidad del Valle, Colombia
Ariel Cabreira, <i>PhD</i>	Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina, Argentina
Mauricio Alejandro Perea, <i>MSc</i>	Universidad Federal de Caerá, Brasil
Carlos Julio Polo Silva, <i>PhD</i>	Sharky Management & Consulting, EE. UU.
Jairo Humberto Medina Calderón, <i>PhD</i>	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Arely Areanely Cruz Salas, <i>PhD</i>	Universidad Autonoma Metropolitana, México
Jorge Corredor García, <i>PhD</i>	Universidad de Puerto Rico, Puerto Rico
Iván León, <i>PhD</i>	Universidad del Atlántico, Colombia
Gladys Bernal, <i>PhD</i>	Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia

Jefe de Comunicación Científica / Head of Scientific Communication

Isabela Katime Arroyave, Invemar, Colombia

Asistente del comité editorial / Editorial Board Professional

Tatiana Gómez Orgulloso, *MSc*, Invemar, Colombia

Traducción / Translation

José Daniel Gutiérrez Mendoza

Diagramación y montaje / Layout and Assembly

John Khatib (Ediprint SAS)

Foto portada / Cover Photo

Manglares, Colombia. Foto: Archivo Invemar

Boletín en línea / Online Bulletin

<http://boletin.invemar.org.co>

Canje / Exchange

Centro de Documentación / Documentation Center (CDO)
E-mail: bibliote@invemar.org.co



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. 2025. Título del artículo. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): rango de páginas.
Authors. 2025. Title of article or note. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(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

54 (1)



Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras

“José Benito Vives de Andrés”

Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Santa Marta, Colombia, 2025 (enero-junio / January-June)

Tabla de contenido / Contents

ARTÍCULOS / ARTICLES

Alfredo Gómez Gaspar, Ernesto Mata, Olga Gómez y María Isabel Criaes Hernández

Efectos de la variabilidad de la clorofila **a** y la temperatura (2002-2018) en capturas de sardina al suroriente de isla Margarita, Venezuela
Effects of chlorophyll **a** and temperature variability (2002-2018) on sardine catches in the southeast of Margarita Island, Venezuela 9

Naldi Herrera, Luis La Cruz y Mariano Gutierrez

Mediciones de la fuerza de blanco *ex situ* del pez espejo *Selene peruviana*
Ex Situ target strength measurements of the Peruvian moonfish *Selene peruviana* 33

Julien Andrieu y Oliver-James Crook

Valor y límites de los datos de registro botánico de la GBIF en el mapeo de la extensión de manglar mediante la clasificación KNN de imágenes de Sentinel-2
Value and limits of GBIF botanical occurrence data in mapping mangrove cover via the KNN classification of Sentinel-2 images 49

Javier Legua Delgado, Cristian Canales Ramírez y Luis La Cruz Aparco

Índice de abundancia relativa de la raya volantín entre isla Choros (29° 16' S)
y punta Refugio (42° 10' S) como una contribución al manejo de su pesquería en Chile
Relative abundance index of yellownose skate between Chile's Isla Choros (29° 16' S)
and Punta Refugio (42° 10' S) as a contribution to its stock management 71

Juan F. Blanco-Liberos

Estimación de la incorporación de la materia foliar en sedimentos de manglar utilizando bolsas de té verde
Estimating foliar organic matter input into mangrove sediments using green tea bags 93

Nathalia Sánchez-Giraldo, Andrés Molina y Guillermo Duque

Abundancia y composición de residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano
Marine debris abundance and composition on the beaches of Buenaventura Bay, Colombian Pacific 113

Diana Noriega, Piero Villegas y Úrsula Neira

Cuantificación, origen y distribución de hidrocarburos alifáticos en sedimentos marinos
de las Áreas Naturales Protegidas islas Pachacamac y Asia en Lima, Perú
Quantification, origin, and distribution of aliphatic hydrocarbons in marine sediments
of the Protected Natural Areas of Pachacamac and Asia Islands in Lima, Peru 133

Andrés Navarro-Martínez, Anubis Vélez-Mendoza, Nicolás Santos Vásquez,

Margui Almarío-García, Néstor Hernando Campos-Campos y Adolfo Sanjuan-Muñoz

Contaminación en sedimentos por metales (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni y Pb) en el Caribe colombiano
Sediment pollution by metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, and Pb) in the Colombian Caribbean 153

NOTAS / NOTES

Pedro Rodríguez, Carlos Lira y William Santana
Primer registro de *Paulita tuberculata* (Brachyura, Majoidea, Inachoididae) en el mar Caribe
First record of *Paulita tuberculata* (Brachyura, Majoidea, Inachoididae) in the Caribbean Sea 175

Alberto Boretti
Perspectivas adicionales a Valverde y Castillo (2024) sobre los cambios en el nivel del mar en la costa caribeña de Costa Rica
Further insights into sea level changes along the Caribbean coast of Costa Rica beyond Valverde and Castillo (2024) 185

Guía de autores / Author's guide 195

Ética de publicación / Publication ethics 203

ARTÍCULO / ARTICLE

Efectos de la variabilidad de la clorofila a y la temperatura (2002-2018) en capturas de sardina al suroriente de isla Margarita, Venezuela

Effects of chlorophyll a and temperature variability (2002-2018) on sardine catches in the southeast of Margarita Island, Venezuela

Alfredo Gómez Gaspar¹

0000-0002-2430-2738
agomezgaspar@yahoo.com

Ernesto Mata^{1,3}

0009-0008-1997-2789
matapicos@hotmail.com

Olga Gómez²

elelea2001@yahoo.com

María Isabel Criales Hernández⁴

0000-0001-5608-8943
micrialesh@unal.edu.co

1. Universidad de Oriente (Nueva Esparta), Boca del Río, Isla Margarita, Venezuela.
2. Universidad de Oriente, Núcleo Sucre, Escuela de Ciencias, Cumaná, Venezuela.
3. Centro Nacional de Pesca y Acuicultura (CENIPA), Venezuela.
4. Universidad Nacional de Colombia - Sede Bogotá - Facultad de Ciencias - Departamento de Biología, Bogotá, Colombia.

* Autor de correspondencia / Corresponding author

Recibido / Received: 14/10/2023

Aceptado / Accepted: 23/07/2024

Citación / Citation: Gómez, A.; Mata, E.; Criales, M.I. 2025. Efectos de la variabilidad de la clorofila a y la temperatura (2002-2018) en capturas de sardina al suroriente de isla Margarita, Venezuela. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 9-32

RESUMEN

Al suroriente de isla Margarita se estudió la variación anual de la clorofila a (Chl a) y la temperatura durante 17 años (2002 a 2018), así como su relación con la pesca de sardina. Cada 15 días se obtuvieron muestras de agua a profundidades de 1 y 20 m con botella Van Dorn (2.5 L). Se hicieron 1324 análisis y registros de temperatura. Con base en la concentración anual de Chl a, se identificaron tres grupos de años: 2002 a 2004, con Chl a entre 2.60 y 3.09 mg/m³; 2005 a 2013 y 2018, con Chl a entre 0.59 y 2.28 mg/m³; y 2014 a 2017 con valores entre 3.13 y 3.37 mg/m³. La Chl a fue mayor a 20 m de profundidad y durante los períodos de surgencia, excepto en 2013 y 2018. Los valores más altos de Chl a coinciden con las mayores capturas de sardina, y las menores concentraciones convergen con la crisis sardinera. Entre 2002 y 2004 se registraron los menores promedios de temperatura (24.65 a 25.33 °C) y ocurrieron las máximas capturas de sardina. Desde 2005 hasta 2017, la temperatura promedio aumentó de 26.22 hasta 27.54 °C. Los valores más altos fueron en 2016 y 2017 con recuperación modesta de la pesca. Desde 2003-2004 y hasta 2018, la temperatura tuvo un incremento próximo a 2 °C. Al aumentar la temperatura a partir de 25 °C, la Chl a presentó una disminución significativa. La captura de sardina tiene correlación moderada con la concentración de Chl a y negativa con la temperatura. En este trabajo se mencionan posibles causas de crisis sardinera.

Palabras clave: clorofila a, temperatura, surgencia, sardina, mar Caribe.

ABSTRACT

To the southeast of Margarita Island, the annual variations in chlorophyll a (Chl. a) and temperature were studied for 17 years (2002 to 2018) as well as their relationship with sardine fishing. Every 15 days, water samples were obtained at depths of 1 and 20 m using Van Dorn bottles (2.5 L). 1324 analyses and temperature records were taken. Based on the annual concentration of Chl. a, three groups of years were identified: 2002 to 2004, with Chl. a between 2.60 and 3.09 mg/m³; 2005 to 2013 and 2018, with Chl. a between 0.59 and 2.28 mg/m³; and 2014 to 2017, with values between 3.13 and 3.37 mg/m³. Chl. a values were greater at a 20 m depth and during upwelling periods, except in 2013 and 2018. The highest values of Chl. a coincide with the largest sardine catches, and the lowest concentrations converge with the sardine crisis. Between 2002 and 2004, the lowest average temperatures (24.65 to 25.33 °C) were reported and the maximum sardine catches occurred. From 2005 to 2017, the average temperature increased from 26.22 to 27.54 °C, and the highest values were reported in 2016 and 2017 with a modest recovery of fishing. From 2003-2004 and until 2018, the temperature increased by nearly 2 °C. When the temperature rose from 25 °C, the Chl. a has a significant decrease. The sardine catch had a moderate correlation with the Chl. a concentration and a negative correlation with temperature. Possible causes of the sardine crisis are mentioned in this work.

Keywords: chlorophyll a, temperature, upwelling, sardine, Caribbean Sea.

INTRODUCCIÓN

La clorofila a (Chl a) se encuentra en todos los grupos de microalgas y se sintetiza más rápido que los otros pigmentos; su concentración se utiliza como indicador de la producción primaria y también de la abundancia de la biomasa fitoplanctónica porque es el principal pigmento fotosintético e indispensable para la fotosíntesis de las especies autótrofas y su abundancia fluctúa más pronto que otros pigmentos. La Chl a predomina en las diatomeas, las cuales, al responder al enriquecimiento en elementos nutritivos con rápida proliferación, caracterizan los pulsos de producción que coinciden con el ascenso de aguas profundas o el aporte de otros nutrientes. Para estimar la Chl a existen diferentes métodos: por cromatografía, por espectrofotometría, por medición de su fluorescencia y desde 1979 con base en las imágenes satelitales del océano que miden las radiaciones electromagnéticas reflejadas o emitidas por la superficie del mar. Se reconoce que las concentraciones derivadas de imágenes sobreestiman varias veces los valores reales, especialmente en las áreas costeras influenciadas por descargas de los ríos que afectan las propiedades ópticas de las aguas, como es el caso del río Orinoco en el oriente de Venezuela; no obstante, debe tenerse en cuenta que las estimaciones *in situ* son las reales (Gómez y Acero, 2020).

En el oriente venezolano la abundancia de sardinas se relaciona con la fertilidad marina regional que generalmente se asocia con la surgencia de aguas por causa de los vientos Alisios que propician el ascenso de agua subsuperficial que contiene abundantes sales inorgánicas disueltas, las cuales favorecen el crecimiento de los productores primarios (diatomeas) que constituyen el alimento preferencial de las sardinas adultas. *Sardinella aurita* es una especie planctófaga con una dieta en la que predominan las diatomeas y contienen la misma composición del fitoplancton presente en el ambiente (Cellamare y Gómez, 2007). El presente trabajo está basado en muestras discretas (Winder y Cloern, 2010; Shi y Wang, 2022) obtenidas durante 17 años en estaciones fijas al suroriente de isla Margarita, que constituyó el caladero de sardina más importante de Venezuela, por la cuantía de las capturas de sardina entre 2002 y 2004 (Gómez, 2006), pero desde 2006 las capturas no recuperan los volúmenes obtenidos a comienzos de siglo (Figura 1).

INTRODUCTION

Chlorophyll a (Chl a) can be found in all microalgae groups and is synthesized more rapidly than other pigments. Its concentration is used as an indicator of primary production and the abundance of phytoplankton biomass, as it is the main photosynthetic pigment and is indispensable for photosynthesis in autotrophic species, and its abundance fluctuates sooner than that of other pigments. Chl a predominates in diatoms, which respond to enrichment in nutritional elements with rapid proliferation and characterize production pulses coinciding with the rise of deep waters or the contribution of other nutrients. There are different methods for estimating Chl a: chromatography, spectrophotometry, fluorescence measurements, and, since 1979, with the use of satellite images of the ocean, which measure the electromagnetic radiation reflected or emitted by the surface of the sea. It is recognized that concentrations derived from images may overestimate real values, especially in coastal areas influenced by river discharges that affect the optical properties of the water, as is the case of the Orinoco River in eastern Venezuela. Nevertheless, it should be considered that *in situ* estimations are the true values (Gómez and Acero, 2020).

In eastern Venezuela, the abundance of sardines is related to the region's marine fertility, which is generally associated with water upwelling caused by trade winds. These winds promote the rise of subsurface water containing an abundance of dissolved inorganic salts that favor the growth of primary producers (diatoms), which constitute preferred food for adult sardines. *Sardinella aurita* is a planktivorous species, with a diet predominantly composed of diatoms and containing the same species of phytoplankton present in the environment (Cellamare and Gómez, 2007). This work is based on discrete samples (Winder and Cloern, 2010; Shi and Wang, 2022) collected over 17 years from fixed stations southeast of Margarita Island, which constituted the most important sardine fishing ground in Venezuela, given the number of sardines captured between 2002 and 2004 (Gómez, 2006). However, since 2006, the catches have not recovered the volume reported at the beginning of the century (Figure 1).

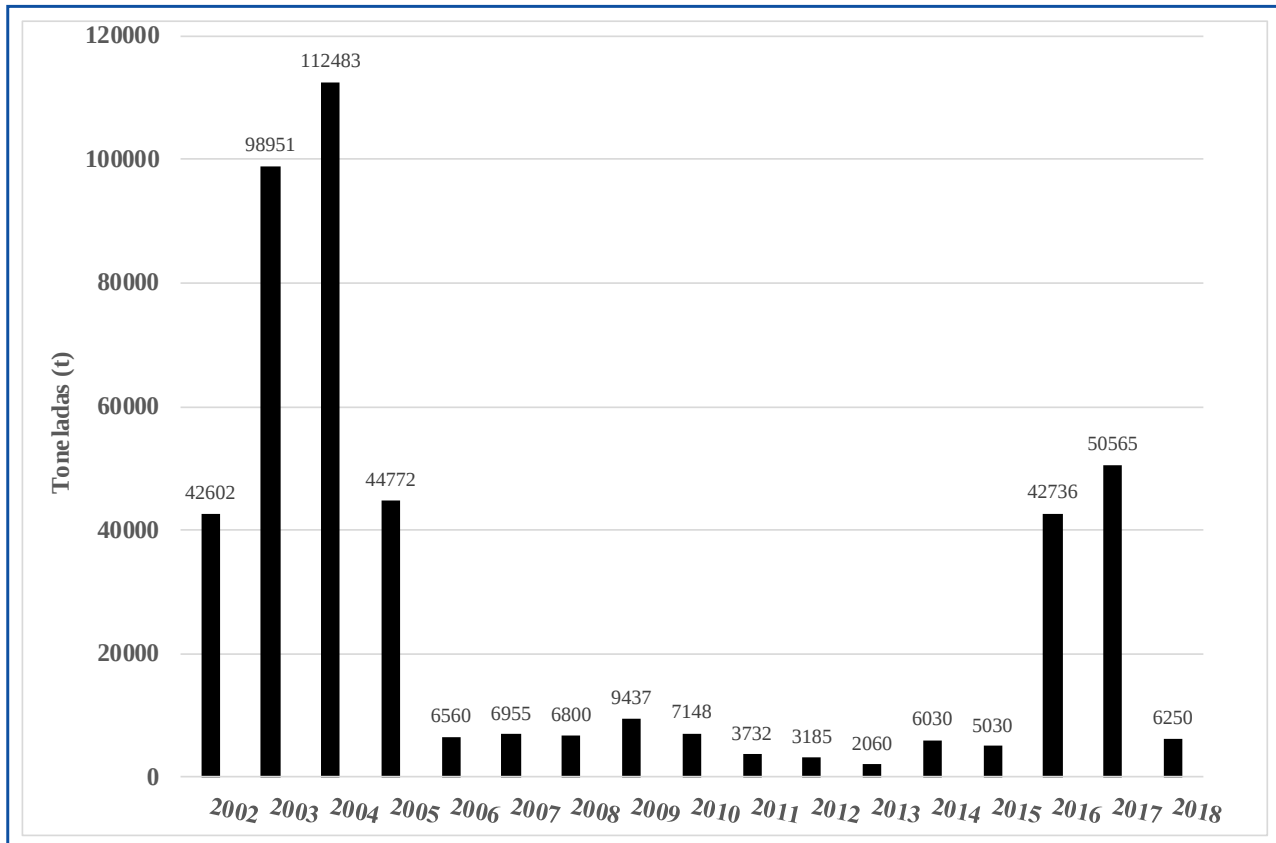


Figura 1. Captura (ton) de sardina *Sardinella aurita* en el estado Nueva Esparta (Venezuela) durante el período 2002 a 2018 (fuente: Museo Marino de Margarita e Insopesca).

Figure 1. Sardine (*Sardinella aurita*) catches (tons) in the state of Nueva Esparta (Venezuela) during the 2002-2018 period (source: Museo Marino de Margarita e Insopesca).

Considerando que las sardinas capturadas se alimentan principalmente de fitoplancton, el presente trabajo tiene como objetivo determinar la variación interanual de la Chl *a* como una aproximación a la biomasa del fitoplancton (Giani *et al.*, 2012; Bernardi *et al.*, 2013; Robles Jarero y Pérez Peña, 2021; Keerthi *et al.*, 2022), teniendo como variable los cambios en la temperatura del agua como un factor que incide en su abundancia. Es posible que variaciones en la Chl *a* puedan ayudar a explicar la casi desaparición de la sardina en Margarita. Algunos pescadores, biólogos y administradores pesqueros plantean que el incremento de la temperatura, como uno de los factores del calentamiento global, podría afectar la abundancia de sardina, que no se aproxima a la costa donde se captura.

ÁREA DE ESTUDIO

En Venezuela, la región nororiental (Figura 2) incluye los estados Sucre y Nueva Esparta, principales productores pesqueros porque capturan ~ 60 % del total nacional. Los caracteriza el afloramiento de agua subtropical que aumenta la fertilidad marina, propiciando

Considering that the captured sardines mainly feed on phytoplankton, this work aimed to determine the interannual variation of Chl *a* as an approximation to the phytoplankton biomass (Giani *et al.*, 2012; Bernardi *et al.*, 2013; Robles Jarero and Pérez Peña, 2021; Keerthi *et al.*, 2022), employing the changes in water temperature as a variable that influences its abundance. Variations in Chl *a* may help to explain the near disappearance of sardines in Margarita. Some fishermen, biologists, and fishery managers suggest that the temperature increase, one of the factors linked to global warming, could affect the abundance of sardines, which no longer approach the coast where they are captured.

STUDY AREA

The northeastern region of Venezuela (Figure 2) includes the States of Sucre and Nueva Esparta, *i.e.*, the main fisheries producers, as they catch ~ 60 % of the national total. They are characterized by a subtropical water upwelling that increases marine fertility, promoting fisheries richness and the abundance of filter-feeding species such

riqueza pesquera y abundancia de especies filtradoras, como la sardina *S. aurita*; en la región se encuentra 90 % de los pequeños pelágicos del mar Caribe (Rueda, 2012). La surgencia alcanza área de 52 000 a 55 000 km² (Gómez, 1996; Castellanos *et al.*, 2002), tiene una producción primaria moderada que origina la más importante riqueza pesquera del Caribe (Margalef, 1965; Gómez, 1996, 2001, 2022; Freón y Mendoza, 2003). Es consecuencia de los vientos Alisios del nororiente, que causan el afloramiento, además de otros factores como la presencia de una plataforma continental amplia con archipiélagos e islas, la descarga del gran río Orinoco que aporta materia orgánica disuelta y otros factores (Gómez y Acero, 2020).

La surgencia tiene variaciones interanuales verificadas por la hidrografía, los nutrientes y clorofilas (Astor *et al.*, 2003; Gómez *et al.*, 2014), ha sido objeto de numerosas investigaciones oceanográficas (referencias en Gómez y Barceló, 2014). El estado Nueva Esparta está constituido por las islas de Margarita, Coche y Cubagua que se localizan aproximadamente en el centro del área fértil y tienen importancia pesquera nacional. Existen 77 comunidades pesqueras, más de 7 000 embarcaciones todas artesanales y alrededor de 20 000 pescadores que utilizan 30 artes de pesca (Marval y Cervigón, 2009). La sardina *S. aurita* es fundamental en la estructura trófica regional, explica la cuantía de depredadores y su relevancia en la pesca nacional (Cervigón *et al.*, 2022). El suroriente de isla Margarita constituyó el caladero sardinero más importante del país y fue estudiado intensamente entre 2002 y 2005 (Gómez, 2006), pero en dos estaciones fijas continuaron los muestreos hasta 2018, estudiando la calidad del agua y el zooplancton, así como el seguimiento de la captura estatal de sardina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Al suroriente de isla Margarita, entre julio/2002 y diciembre/2018, utilizando embarcación pesquera artesanal de madera (eslora nueve metros), entre las 18 y 22 horas se visitaron dos estaciones (Figura 2) denominadas Guacuco (11° 05' 32" N - 63° 45' 50" W) y Farallón (10° 58' 02" N - 63° 47' 31" W) localizadas a 11 y 3 km de la costa; en ambas la profundidad alcanza 30 m. Los muestreos fueron nocturnos, en el lapso 2002-2011 se hicieron entre 8 y 10 pm, en período 2012-2018 entre 6 y 8 pm. Cada 15 días se colectaron muestras de agua (mensuales en 2006 y 2018) en profundidad de 1 y 20 m con botella Van Dorn (2.5 L) e introducidas en botellas

as *S. aurita*. 90 % of the Caribbean Sea's small pelagics can be found in this region (Rueda, 2012). The upwelling reaches an area between 52 000 and 55 000 km² (Gómez, 1996; Castellanos *et al.*, 2002), and it has a moderate primary production that gives rise to the most important fisheries richness in the Caribbean (Margalef, 1965; Gómez, 1996, 2001, 2022; Freón and Mendoza, 2003). It is a consequence of the northeastern trade winds, as well as of other factors including, among others, the presence of a large continental shelf with archipelagos and islands and the great Orinoco River's discharge, which introduces dissolved organic matter (Gómez and Acero, 2020).

The upwelling exhibits interannual variations evidenced by hydrography, nutrients, and chlorophylls (Astor *et al.*, 2003; Gómez *et al.*, 2014), and it has been the subject of numerous oceanographic studies (references in Gómez and Barceló, 2014). The state of Nueva Esparta comprises the Margarita, Coche, and Cubagua Islands, which are located approximately in the center of the fertile area and have national fisheries importance. There are 77 fishing communities, more than 7000 vessels (all of them artisanal), and around 20 000 fishermen who use 30 fishing gears (Marval and Cervigón, 2009). *S. aurita* is fundamental to the regional trophic structure, which explains the number of predators and their relevance in national fishing (Cervigón *et al.*, 2022). The southeast of Margarita Island constituted the most important fishing ground in the country, and it was intensely studied between 2002 and 2005 (Gómez, 2006). Nevertheless, sampling continued until 2018 in two fixed stations, which examined water and zooplankton quality and monitored the state's sardine catches.

MATERIALS AND METHODS

In the southeast of Margarita Island, using an artisanal wooden fishing boat (9 m in length), two stations were visited (Figure 2) from 18:00 to 22:00 hours between July 2002 and December 2018. These stations were called Guacuco (11° 05' 32" N - 63° 45' 50" W) and Farallón (10° 58' 02" N - 63° 47' 31" W) and were located at 11 and 3 km from the coast, both with depths reaching 30 m. The sampling was conducted during nighttime; between 2002 and 2011, it took place between 8:00 and 10:00 PM, and, during the 2012-2018 period, it was carried out from 6:00 to 8:00 PM. Every 15 days, water samples were collected (this was done on a monthly basis in 2006 and 2018) at depths of 1 and 20 m with Van Dorn bottles (2.5 L). These samples were introduced in 500

de 500 mL para determinar la temperatura con termómetro digital manual (precisión 0.1 °C) y en laboratorio la concentración de Chl a por el método espectrofotométrico de [Strickland y Parsons \(1972\)](#); las lecturas se hicieron con espectrofotómetro Shimadzu (Mod.120-02). Se calcularon promedios anuales y en períodos, considerando la surgencia entre enero y mayo ([Okuda 1975, 1978; Gómez, 1983; Gómez y Chanut, 1993, Gómez et al., 2008; Rueda-Roa y Müller-Karger, 2013](#)) y relajación entre junio y diciembre ([Astor et al., 2003; Müller-Karger et al., 2004](#)). En la **Tabla 1** se observa el número de muestras estudiadas cada año y período; se hicieron 1324 análisis de Chl a y lecturas de temperatura.

Para evaluar la normalidad de la distribución de los datos, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk, al identificar distribuciones no normales se procedió con métodos estadísticos no paramétricos. Se buscó la relación entre la temperatura (T) y la clorofila (Chl a) mediante coeficiente de correlación de Spearman. Para observar las diferencias estadísticas en las medianas de temperatura y Chl a entre grupos, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis y se realizó un análisis *post hoc* mediante el test de Dunn para determinar las diferencias. También se comparó la variabilidad anual en la clorofila (Chl a) para evaluar patrones temporales de los datos. Todos los análisis se realizaron en Excel y R (Version 4.3) por RStudio (R Core Team, 2020).

mL bottles to determine their temperature with a digital manual thermometer (0.1 °C accuracy), and the Chl a concentration was measured in the lab through the spectrophotometric method ([Strickland and Parsons, 1972](#)). The readings were performed using a Shimadzu spectrophotometer (Mod.120-02). Annual and periodic averages were calculated, considering the upwelling between January and May ([Okuda 1975, 1978; Gómez, 1983; Gómez and Chanut, 1993, Gómez et al., 2008; Rueda-Roa and Müller-Karger, 2013](#)) and the relaxation between June and December ([Astor et al., 2003; Müller-Karger et al., 2004](#)). **Table 1** shows the number of studied samples for each year and period; 1324 Chl a analyses were conducted.

To evaluate the normality of the data, the Shapiro-Wilk test was applied. Upon identifying non-normal distributions, non-parametric statistical methods were implemented. The relationship between temperature (T) and chlorophyll (Chl a) was determined via Spearman's correlation coefficient. To observe the statistical differences in the median T and Chl a values between groups, the Kruskal-Wallis test was employed, and a *post hoc* analysis was conducted via the Dunn test, in order to determine the differences. Moreover, the annual variability of Chl a was compared to evaluate temporal patterns in the data. All analyses were conducted in Excel and R (version 4.3) by RStudio (R Core Team, 2020).



Figura 2. Localización del estudio en el suroriente del mar Caribe y estaciones de muestreo (●) al suroriente de isla Margarita, Venezuela.

Figure 2. Location of the study area in the southeast of the Caribbean Sea and sampling stations (●) southeast of Margarita Island, Venezuela.

Tabla 1. Número total de muestras analizadas para determinar Chl *a* (mg/m³) y la temperatura (°C) en lapso 2002 a 2018 y periodos de surgencia y relajación, al suroeste de isla Margarita, Venezuela.

Año / Year	Total muestras / Total samples	Surgencia / Upwelling	Relajación / Relaxation
2002	40		40
2003	100	44	56
2004	88	36	52
2005	68	32	36
2006	48	20	28
2007	88	36	52
2008	96	40	56
2009	92	36	56
2010	92	36	56
2011	84	40	44
2012	96	40	56
2013	96	40	56
2014	88	36	52
2015	96	40	56
2016	56	28	28
2017	48	20	28
2018	48	20	28
Total	1324	544	780

Table 1. Total number of samples analyzed to determine Chl *a* (mg/m³) and temperature (°C) between 2002 and 2018 and their upwelling and relaxation periods southeast of Margarita Island, Venezuela.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Variación de la concentración de Chl *a* (mg/m³). La **Tabla 2** muestra el promedio anual de la Chl *a*, el error estándar y valores mínimos y máximos de cada año, así como la concentración en la superficie (1 m) y 20 m de profundidad durante periodos de surgencia y relajación. El análisis estadístico de las concentraciones de Chl *a* no indicó diferencias significativas entre estaciones (Kruskal-Wallis $p > 0.71$), pero sí entre los años de estudio (Kruskal-Wallis $p < 4.87 \times 10^{-65}$), las profundidades (Kruskal-Wallis $p < 6.36 \times 10^{-7}$) y periodos de surgencia y relajación (Kruskal-Wallis $p < 1.06 \times 10^{-9}$).

En los primeros años del estudio, en la columna de agua (20 m) el promedio anual varió entre 2.60 mg/m³ en 2002 y 3.09 mg/m³ en 2003. En 2005 disminuyó notablemente a 1.20 mg/m³ y hasta 2013 se determinaron las menores concentraciones con rango entre 0.59 y 2.28 mg/m³ en 2009 y 2013 respectivamente. En 2014 la concentración anual aumentó a 3.13 mg/m³ y en 2015, 2016 y 2017 se determinaron los mayores promedios anuales en los 17 años de estudio, fueron 3.36, 3.24 y 3.77 mg/m³, pero en 2018 disminuyó a 2.14 mg/m³ (**Figura 3**). Se observaron diferencias significativas de

RESULTS AND DISCUSSION

1. Variations in the concentration of Chl *a* (mg/m³). **Table 2** shows the annual average of Chl *a*, the standard error, and the minimum and maximum values for each year, as well as the concentration at the surface (1 m) and at a depth of 20 m during the upwelling and relaxation periods. A statistical analysis of Chl *a* concentrations indicated no significant differences between stations (Kruskal-Wallis, $p > 0.71$). This was not the case between the years of study (Kruskal-Wallis $p < 4.87 \times 10^{-65}$), depths (Kruskal-Wallis $p < 6.36 \times 10^{-7}$), and upwelling and relaxation periods (Kruskal-Wallis, $p < 1.06 \times 10^{-9}$).

During the first years of study, the annual average oscillated between 2.60 mg/m³ (2002) and 3.09 mg/m³ (2003) in the water column (20 m). In 2005, it decreased notably to 1.20 mg/m³, and, until 2013, the lowest concentrations were observed, ranging between 0.59 and 2.28 mg/m³ in 2009 and 2013, respectively. In 2014, the annual concentration increased to 3.13 mg/m³, and, in 2015, 2016, and 2017, the highest annual averages in the 17 years of study were reported, i.e., 3.36, 3.24, and 3.77 mg/m³. However, this value decreased to 2.14 mg/m³ in 2018 (**Figure 3**). Significant

la Chl a entre los años (Kruskal-Wallis $p < 4.87 \times 10^{-65}$), señalando que las mayores diferencias las presentaron 2002-2004, 2009 y 2014-2017 (test de Dunn $1.3 \times 10^{-13} - 8.9 \times 10^{-8}$).

differences in Chl a were observed between years (Kruskal-Wallis, $p < 4.87 \times 10^{-65}$), with the greatest differences reported in 2002-2004, 2009, and 2014-2017 (Dunn test, $1.3 \times 10^{-13} - 8.9 \times 10^{-8}$).

Tabla 2. Variación anual promedio de la concentración de clorofila a (mg/m^3). En la columna de agua, a profundidades de 1 y 20 m y períodos de surgencia (enero-mayo) y relajación (junio-diciembre), al suroriente de isla Margarita (período 2002-2018); n: muestras, es: error estándar.

Table 2. Average annual variation in the chlorophyll a concentration (mg/m^3) of the water column at depths of 1 and 20 m, as well as during the upwelling (January-May) and relaxation (June-December) periods, southeast of Margarita Island (2002-2018 period). n: samples; es: standard error.

Clorofila a (mg/m^3) Variación anual / Chlorophyll a (mg/m^3), annual variation					1 m		20 m		Surgencia / Upwelling	Relajación / Relaxation	
Año / Year	n	Media $\pm$ es / Mean $\pm$ es	Min	Máx	n	Media $\pm$ es / Mean $\pm$ es	Media $\pm$ es / Mean $\pm$ es	n	Media $\pm$ es / Mean $\pm$ es	n	Media $\pm$ es / Mean $\pm$ es
2002	40	2.60 ± 0.30	2.02	3.19	20	2.74 ± 0.42	2.47 ± 0.42			40	2.60 ± 0.25
2003	100	3.09 ± 0.19	2.72	3.46	50	3.22 ± 0.27	2.95 ± 0.27	44	3.60 ± 0.31	56	2.68 ± 0.21
2004	88	2.91 ± 0.20	2.51	3.30	44	2.89 ± 0.28	2.92 ± 0.28	36	3.92 ± 0.35	55	2.20 ± 0.22
2005	68	1.20 ± 0.23	0.75	1.64	34	1.07 ± 0.32	1.32 ± 0.32	32	1.52 ± 0.37	36	0.91 ± 0.26
2006	48	1.18 ± 0.18	0.64	1.71	24	0.91 ± 0.36	1.44 ± 0.39	20	1.54 ± 0.46	28	0.92 ± 0.30
2007	88	1.18 ± 0.20	0.79	1.57	44	0.92 ± 0.28	1.45 ± 0.28	36	1.53 ± 0.35	52	0.92 ± 0.22
2008	96	0.91 ± 0.19	0.54	1.19	48	0.86 ± 0.27	0.96 ± 0.27	40	1.62 ± 0.33	56	0.51 ± 0.21
2009	92	0.59 ± 0.20	0.20	0.98	46	0.48 ± 0.28	0.70 ± 0.28	36	0.68 ± 0.35	56	0.53 ± 0.21
2010	92	1.28 ± 0.20	0.89	1.67	46	1.02 ± 0.28	1.54 ± 0.28	36	2.40 ± 0.35	56	0.56 ± 0.21
2011	84	1.51 ± 0.21	1.11	1.92	42	1.17 ± 0.29	1.85 ± 0.29	40	1.82 ± 0.33	44	1.23 ± 0.24
2012	96	1.32 ± 0.19	0.94	1.70	48	0.85 ± 0.27	1.79 ± 0.27	40	1.44 ± 0.33	56	1.23 ± 0.21
2013	96	2.28 ± 0.19	1.90	2.65	48	1.80 ± 0.27	2.75 ± 0.27	40	1.82 ± 0.33	56	2.60 ± 0.21
2014	88	3.13 ± 0.20	2.74	3.53	44	2.72 ± 0.28	3.55 ± 0.28	36	4.14 ± 0.35	52	2.44 ± 0.22
2015	96	2.44 ± 0.22	2.99	3.74	48	2.94 ± 0.27	3.79 ± 0.27	40	3.88 ± 0.33	56	2.99 ± 0.21
2016	56	3.24 ± 0.25	2.75	3.76	28	2.97 ± 0.36	3.51 ± 0.36	28	4.78 ± 0.39	28	1.70 ± 0.30
2017	48	3.77 ± 0.27	3.23	4.30	24	3.51 ± 0.39	4.02 ± 0.39	20	5.55 ± 0.46	28	2.49 ± 0.30
2018	48	2.14 ± 0.27	1.60	2.67	24	1.94 ± 0.39	2.33 ± 0.39	20	1.50 ± 0.46	28	2.60 ± 0.30
Total 1324											

En la columna de agua los promedios anuales más altos de Chl a se encontraron en 2003, 2004, 2014 a 2017, año del mayor valor (**Figura 3**). Los menores promedios de Chl a fueron desde 2005 hasta 2013, el menor valor en 2009; estos años fueron de fuerte crisis sardinera en Margarita (Gómez, 2016, 2018b, 2019; Gómez et al., 2016). La disminución de Chl a (~ biomasa de fitoplancton) quizás fue un importante factor para la crisis, porque las sardinas adultas son filtradoras, en especial de diatomeas (Cellemare y Gómez, 2007; Gómez, 2015; Gómez y Pérez, 2021). A partir de 2014 aumenta la concentración de Chl a y alcanza máximos de 3.27 y 3.89 mg/m^3 en 2016 y 2017 que coinciden con la relativa recuperación de la pesca; en 2018 disminuye la biomasa de fitoplancton (2.14 mg/m^3) y también la pesca (**Figura 1**).

In the water column, the highest annual averages of Chl a were observed in 2003, 2004, and 2014 through 2017, with the latter corresponding to the highest value (**Figure 3**). The lowest averages were observed from 2005 to 2013, with the lowest value in 2009. These years represented a strong sardine crisis in Margarita (Gómez, 2016, 2018b, 2019; Gómez et al., 2016). The decrease in Chl a (~ phytoplankton biomass) may have been a significant factor in the crisis, as adult sardines are filter feeders, particularly of diatoms (Cellemare and Gómez, 2007; Gómez, 2015; Gómez and Pérez, 2021). Starting in 2014, the concentration of Chl a increased and reached maximum values of 3.27 and 3.89 mg/m^3 in 2016 and 2017, which coincided with the relative recovery of fishing. In 2018, the phytoplankton biomass decreased (2.14 mg/m^3) along with fishing (**Figure 1**).

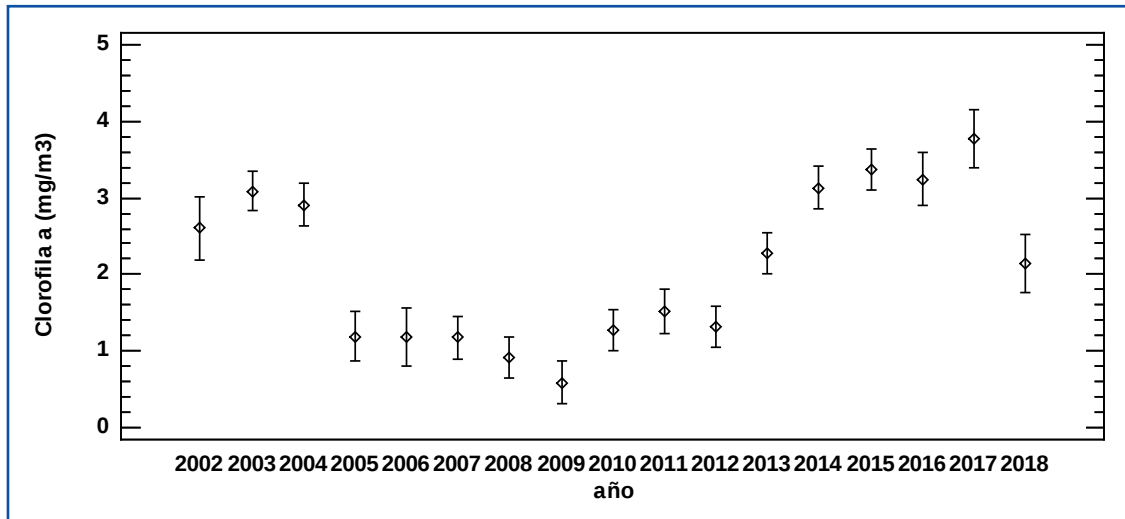


Figura 3. Variación anual promedio de Chl a (mg/m^3) en columna de agua (20 m) al suroeste de isla Margarita, Venezuela (2002-2018).

Figure 3. Average annual variation in Chl a (mg/m^3) in the water column (20 m) southwest of Margarita Island, Venezuela (2002-2018).

En la superficie (1 m) la Chl a varió entre 0 y $8.28 \text{ mg}/\text{m}^3$ (marzo 2003), el promedio total fue $1.88 \text{ mg}/\text{m}^3$; a 20 m varió entre 0 y $13.85 \text{ mg}/\text{m}^3$ (febrero 2016) y promedio total $2.32 \text{ mg}/\text{m}^3$, en ambas profundidades la concentración de Chl a tiene diferencia significativa ($p < 6.36 \times 10^{-7}$) siendo mayor la de 20 m. Entre 2002 y 2004 la Chl a superficial fue más alta (2.74 a $3.22 \text{ mg}/\text{m}^3$) que a 20 m de profundidad, a partir de 2005 hasta 2018 la concentración fue mayor a 20 m (**Figura 4**). Las concentraciones más altas se determinaron entre 2015 y 2017 (3.79 a $4.02 \text{ mg}/\text{m}^3$) cuando ocurrió aumento de la pesca de sardina; situación interesante porque quizás los cardúmenes estaban en mayor profundidad, donde la biomasa del fitoplancton era más elevada.

In the surface (1 m), Chl a varied between 0 and $8.28 \text{ mg}/\text{m}^3$ (March 2003). The total average was $1.88 \text{ mg}/\text{m}^3$. At 20 m deep, it varied between 0 and $13.85 \text{ mg}/\text{m}^3$ (February 2016), for a total average of $2.32 \text{ mg}/\text{m}^3$. At both depths, the concentration of Chl a showed significant differences ($p < 6.36 \times 10^{-7}$), with the values at 20 m being higher. Between 2002 and 2004, the surface Chl a was higher (2.74 - $3.22 \text{ mg}/\text{m}^3$) than that at 20 m deep. From 2005 to 2018, the concentration was higher at 20 m (**Figure 4**), the highest concentrations were observed between 2015 and 2017 (3.79 - $4.02 \text{ mg}/\text{m}^3$), when sardine fishing increased. This is interesting because the shoals of sardine might have been deeper, where the phytoplankton biomass was larger.

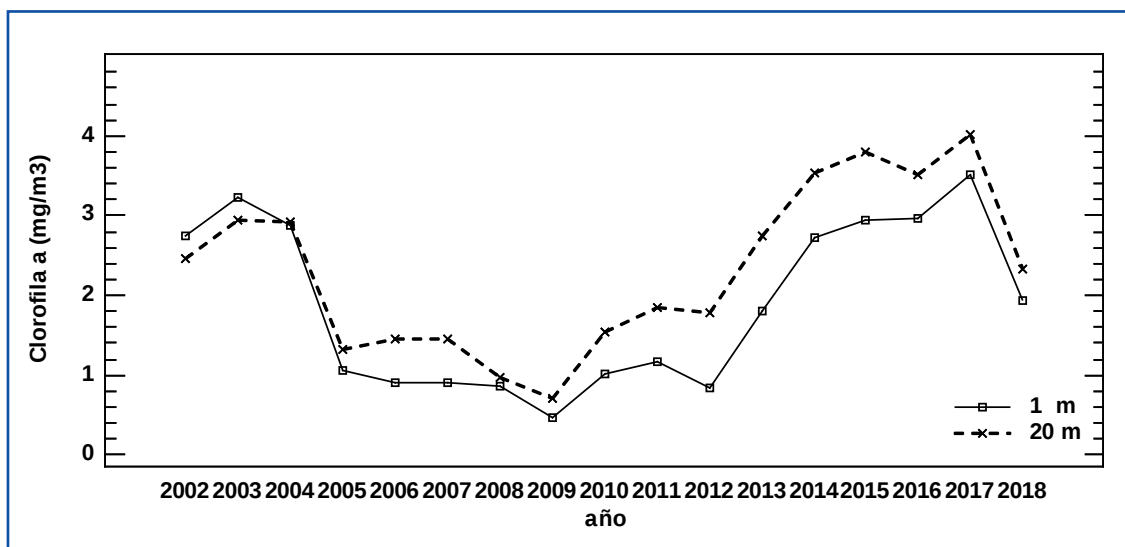


Figura 4. Variación anual promedio de Chl a (mg/m^3) en 1 y 20 m de profundidad al suroeste de isla Margarita, Venezuela (2002-2018).

Figure 4. Average annual variation in Chl a (mg/m^3) at 1 and 20 m deep southwest of Margarita Island, Venezuela (2002-2018).

En Margarita, las sardinas capturadas comercialmente son filtradoras y en los contenidos gástricos predominan las diatomeas (Cellemare y Gómez, 2007), siendo posible que las sardinas se mantengan en profundidad donde está presente su alimento caracterizado por la Chl *a*. En otras áreas sardineras cercanas la Chl *a* alcanza hasta 11.1 mg/m³ en proximidad del fondo (20 m) de isla de Coche (Gómez *et al.*, 2008). Durante 2003-2004 los máximos valores de Chl *a* (14.35 mg/m³) se encontraron a 10-12 m de profundidad (Gómez *et al.*, 2014); en esos años los promedios anuales son comparables a los valores puntuales previamente citados entre isla Margarita y península de Araya (Ballester, 1965; Margalef, 1965). Los promedios anuales de Chl *a* mencionados para las áreas costeras del nororiente de Venezuela son muy elevados, en comparación con los encontrados en áreas relativamente cercanas, donde no se captura sardina; por ejemplo, en la cuenca Tuy-Cariaco, el archipiélago Los Roques e isla La Tortuga, el promedio anual varía entre 0.64 y 0.69 mg/m³ (Ferraz, 1983; González, 1989; Rodríguez Centeno *et al.*, 2010). También se indica que en la región el máximo de Chl *a* en superficie es 8 mg/m³ (Varela *et al.*, 2003); además para el estado Sucre citan valores puntuales extremadamente altos, hasta 43.48 mg/m³ (González *et al.*, 2006; Rivas Rojas *et al.*, 2007).

Durante las surgencias fue mayor la concentración de Chl *a* que en los períodos de relajación (Figura 5), se calcularon promedios totales de 2.63 y 1.71 mg/m³, respectivamente. En surgencias de 2003 y 2004 se determinaron valores de 3.60 y 3.92 mg/m³, pero disminuyeron (~ 60 %) desde 2005 hasta 2013 con rango entre 0.68 y 2.40 mg/m³; en surgencias de 2014 a 2017 se verificó aumento notable (entre 3.88 y 5.55 mg/m³), pero en 2018 disminuyó a 1.50 mg/m³. Durante períodos de relajación de 2002 a 2004 la concentración de Chl *a* fue mayor (rango 2.20 a 2.68 mg/m³) que entre 2005 y 2012 (rango 0.41 a 1.23 mg/m³); desde 2013 hasta 2018 ocurrió notable aumento en la biomasa del fitoplancton (rango 2.60 a 2.99 mg/m³), con excepción de 2016 cuando fue 1.70 mg/m³. Se encontraron diferencias significativas en la concentración de Chl *a* entre períodos de surgencia y de relajación (Kruskal-Wallis $p < 1.06 \times 10^{-9}$) las mayores diferencias se presentaron en 2009 y 2018 cuando en surgencia se encontraron los más bajos valores de Chl *a*, 0.68 y 1.50 mg/m³ respectivamente. Entre 2005 y 2013 la concentración de Chl *a* fue notoriamente menor en comparación con 2003 y 2004 cuando ocurrieron las mayores capturas de sardina (Figura 1); entre 2016 y 2017 aumentó la Chl *a* (3.24 y 3.77 mg/m³) y también hubo un relativo aumento de la pesca.

In Margarita, the commercially captured sardines are filter feeders, with a predominance of diatoms in their gastric contents (Cellemare and Gómez, 2007). It is possible that they remain at depths where their food is present, which is characterized by Chl *a*. In other nearby sardine fishing areas, Chl *a* reaches values of 11.1 mg/m³ near the bottom (20 m) of Coche Island (Gómez *et al.*, 2008). During the 2003-2004 period, the maximum Chl *a* values (14.35 mg/m³) were found at 10-12 m deep (Gómez *et al.*, 2014). The annual averages of those years are comparable to the specific values reported between Margarita Island and the Araya Peninsula (Ballester, 1965; Margalef, 1965). The annual Chl *a* averages reported for the coastal areas of northeastern Venezuela are very high in comparison with those found in relatively nearby areas, where no sardines are captured. For example, in the Tuy-Cariaco Basin, Los Roques Archipelago, and La Tortuga Island, the annual average varies between 0.64 and 0.69 mg/m³ (Ferraz, 1983; González, 1989; Rodríguez Centeno *et al.*, 2010). Furthermore, the maximum surface Chl *a* value has been shown to be 8 mg/m³ (Varela *et al.*, 2003), and, for the state of Sucre, extremely high values have been reported, *i.e.*, up to 43.48 mg/m³ (González *et al.*, 2006; Rivas Rojas *et al.*, 2007).

During the upwellings, the concentration of Chl *a* was higher than that of the relaxation periods (Figure 5); total averages of 2.63 and 1.71 mg/m³ were calculated, respectively. In the upwellings of 2003 and 2004, values of 3.60 and 3.92 mg/m³ were observed, which decreased (~ 60 %) between 2005 and 2013, ranging from 0.68 to 2.40 mg/m³. In the upwellings from 2014 to 2017, a notable increase was reported (3.88-5.55 mg/m³), but, in 2018, the value decreased to 1.50 mg/m³. During the periods of relaxation between 2002 and 2004, the concentration of Chl *a* was higher (2.20-2.68 mg/m³) than that between 2005 and 2012 (0.41-1.23 mg/m³). From 2013 to 2018, a notable increase in phytoplankton biomass took place (2.60-2.99 mg/m³), except for 2016 (1.70 mg/m³). Significant differences were found in the concentration values between the upwelling and relaxation periods (Kruskal-Wallis, $p < 1.06 \times 10^{-9}$). The greatest differences were observed in 2009 and 2018: during the upwellings, the lowest Chl *a* values were found (0.68 and 1.50 mg/m³, respectively). Between 2005 and 2013, the Chl *a* concentration was notably lower in comparison with those of 2003 and 2004, when the largest sardine catches took place (Figure 1). Between 2016 and 2017, the Chl *a* increased (3.24 and 3.77 mg/m³), and there was a relative increase in fishing.

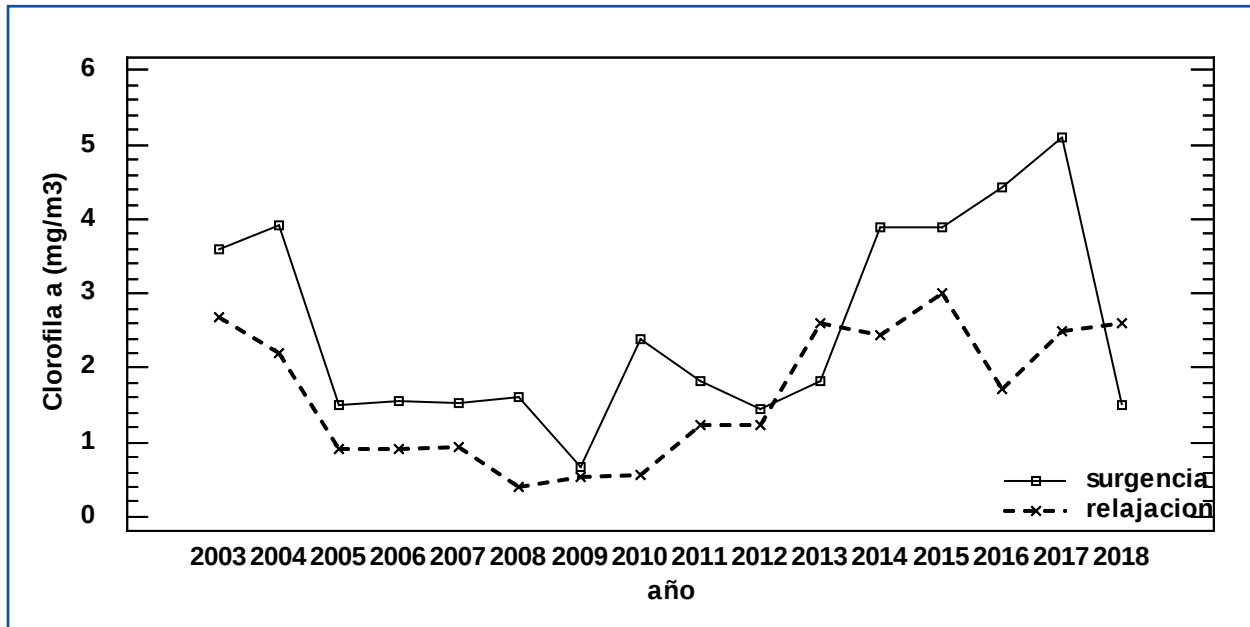


Figura 5. Variación anual promedio de la Chl a mg/m^3 (~ biomasa de fitoplancton) en periodos de surgencia y relajación al suroriente de isla Margarita, Venezuela (2002-2018).

Figure 5. Average annual variation in Chl a (mg/m^3 ; ~ phytoplankton biomass) during upwelling and relaxation periods southeast of Margarita Island, Venezuela (2002-2018).

En áreas próximas (estado Sucre) durante períodos de surgencia mencionan valores de Chl a con amplia variación, entre 1 y 10 mg/m^3 a 20-30 m de profundidad del golfo de Cariaco (Ferraz, 1989); en ensenada Turpialito $> 4.5 \text{ mg/m}^3$ (Marín et al., 2004). En el Caribe colombiano en proximidad de Santa Marta durante la surgencia la biomasa del fitoplancton alcanzó 1.6 mg/m^3 (García Hoyos et al., 2010) y en el parque Tayrona varió entre 9.3 y 13.5 mg/m^3 (Franco Herrera et al., 2006). En el mar Caribe la cantidad del fitoplancton es baja cuando la concentración de Chl a es 0.2 mg/m^3 (Margalef, 1961); con base en fotografías satelitales citan que en aguas oceánicas el fitoplancton tiene $< 0.25 \text{ mgpigmentos/m}^3$, el Caribe sur tiene mayor concentración promedio 0.63 mg/m^3 (Müller-Karger y Varela, 1988). Las últimas cifras son muy bajas, comparadas con las obtenidas in situ en áreas del nororiente de Venezuela, donde se captura comercialmente la sardina y ocurre la surgencia que fertiliza las aguas. Numerosos estudios también citan concentración (promedio anual) de Chl a: 1.59 a 3.79 mg/m^3 en suroriente y sur de Margarita (Gómez et al., 2008, 2016), entre 1.55 y 5.88 mg/m^3 al norte de Margarita (Cabrera, 1987), hasta 2.27 mg/m^3 al noroccidente (Cervigón y Gómez, 2018), de 0.95 a 1.85 mg/m^3 (Gómez y Chanut, 1993); 2.4 mg/m^3 (Morris et al., 1981) y 4.5 mg/m^3 (Pineda y Aguado, 1980). En el golfo y la fosa de Cariaco citan 3.8 y 3.7 mg/m^3 (Mandelli y Ferraz, 1982), de 0.08 a 9.61 mg/m^3 (Ferraz, 1987, 1989) y de 1.64 a 0.74 mg/m^3 (Moigis, 1986).

In nearby areas (State of Sucre), Chl a values with wide variation during upwelling periods have been mentioned, i.e., between 1 and 10 mg/m^3 at 20-30 m deep in the Gulf of Cariaco (Ferraz, 1959). In Turpialito Cove, the concentration was over 4.5 mg/m^3 (Marín et al., 2004). In the Colombian Caribbean near Santa Marta, the phytoplankton biomass reached 1.6 mg/m^3 during upwelling (García Hoyos et al., 2010), and it varied between 9.3 and 13.5 mg/m^3 in Tayrona Park (Franco Herrera et al., 2006). In the Caribbean Sea, the amount of phytoplankton is low when the Chl a concentration is 0.2 mg/m^3 (Margalef, 1961). Based on satellite images, it has been reported that phytoplankton has $< 0.25 \text{ mgpigments/m}^3$ in oceanic waters. The southern Caribbean exhibits a higher average concentration: 0.63 mg/m^3 (Müller-Karger and Varela, 1988). These values are very low in comparison with those obtained in situ in areas of northeastern Venezuela, where sardine is commercially captured and upwellings that fertilize the water take place. Numerous studies have also reported (average annual) Chl a concentrations ranging from 1.59 to 3.79 mg/m^3 in the southeast and south of Margarita (Gómez et al., 2008, 2016), from 1.55 to 5.88 mg/m^3 north of Margarita (Cabrera, 1987), up to 2.27 mg/m^3 in the northwest (Cervigón and Gómez, 2018), from 0.95 to 1.85 mg/m^3 (Gómez and Chanut, 1993), 2.4 mg/m^3 (Morris et al., 1981), and 4.5 mg/m^3 (Pineda and Aguado, 1980). In the Gulf and Trench of Cariaco, 3.8 and 3.7 mg/m^3 have been reported (Mandelli and Ferraz, 1982), as well as values ranging from 0.08

Al occidente de Margarita (Estación Cariaco) desde 1996 hasta 2013 en la columna de agua integrada (100 m) la Chl *a* disminuyó 1.3 mg/m²/año con descenso en la abundancia del fitoplancton, que superó las 200 cel/mL en 1996-1997 y decreció a 50 cel/mL en 2005 (Astor *et al.*, 2017). También citan reducción del microfitoplancton (> 20 µm), el cambio en comunidades y un menor tamaño celular (Taylor *et al.*, 2012; Pinckney *et al.*, 2015). La tendencia fue la disminución de diatomeas grandes, pero aumentaron los grupos del fitoplancton con menor tamaño (nanoplancton < 20 µm) y abundancia de cocolitofóridos, criptofíceas, cianofíceas y flagelados (Pinckney *et al.*, 2015); la mayor biomasa del fitoplancton se ubicó en profundidad > 55 m pero al comienzo de la serie estaba cerca de la superficie (Astor *et al.*, 2017). En 2008 y 2009 los cambios estacionales que tuvo la fosa de Cariaco influyeron en la clorofila, que fue baja (< 0.3 µg/L) en relajación y alta (> 1.4 µg/L) en surgencia (Lorenzoni *et al.*, 2017).

Desde finales del siglo pasado, con imágenes satelitales hicieron estimados de clorofila *a*, el sur del Caribe tiene mayor concentración (promedio 0.63 mg/m³) pero gran variabilidad anual (Müller-Karger *et al.*, 1989). En el nororiente de Venezuela, durante la surgencia (enero a mayo) la concentración de pigmentos es mayor (> 0.5 mg/m³) al sur de 14 °N sobre el margen continental (Müller-Karger y Varela, 1988). Alrededor de Margarita, la concentración promedio es más alta (1.2 mg/m³) e indica intenso afloramiento al borde de la plataforma (Müller-Karger y Aparicio, 1994). Entre 1998-2009 durante las surgencias la Chl *a* tuvo promedio anual de 1.65 mg/m³ (Rueda Roa, 2012; Rueda Roa y Müller-Karger, 2013). Estas cifras son muy bajas comparadas con los valores *in situ*, previamente citados en este trabajo.

En aguas afectadas por grandes ríos como el Orinoco, es difícil estimar la concentración de Chl *a* desde el espacio y sugieren desarrollar algoritmos con longitudes de onda rojos porque es mínima la influencia de la materia orgánica disuelta y coloreada (Odriozola *et al.*, 2007). En la pluma del Orinoco, las concentraciones de Chl *a* *in situ* son menores que las calculadas a partir de imágenes (Varela *et al.*, 2003) por la materia orgánica disuelta (Müller-Karger y Aparicio, 1994; Odriozola *et al.*, 2007). Así, entre Venezuela y Puerto Rico a 85 km de isla Granada, las imágenes sobreestiman la concentración de Chl *a* e infieren entre 2 y 4 mg/m³, mientras que *in situ* fueron 0.2 mg/m³ y alta proporción en la fracción < 2 µm del fitoplancton (John *et al.*, 2012). En el oriente venezolano, la concentración de clorofila es 1.4 veces

to 9.61 mg/m³ (Ferraz, 1987, 1989), and from 1.64 to 0.74 mg/m³ (Moigis, 1986).

West of Margarita (Cariaco station), from 1996 to 2013, Chl *a* values in the integrated water column (100 m) decreased by 1.3 mg/m²/year, with a reduction in phytoplankton biomass that exceeded 200 cells/mL in 1996-1997 and decreased to 50 cells/mL in 2005 (Astor *et al.*, 2017). Moreover, a microphytoplankton reduction has been reported (> 20 µm), as well as changes in the communities and a smaller cell size (Taylor *et al.*, 2012; Pinckney *et al.*, 2015). There was a tendency towards the reduction of large diatoms, but the number of smaller-sized phytoplankton groups increased (nanoplankton < 20 µm) along with the abundance of coccolithophores, cryptophytes, cyanophytes, and flagellates (Pinckney *et al.*, 2015). The larger phytoplankton biomass was located at > 55 m deep, but, at the start of the series, it was close to the surface (Astor *et al.*, 2017). In 2008 and 2009, the seasonal changes experienced by the Cariaco Trench exerted an influence on chlorophyll, which reported low values (< 0.3 µg/L) during relaxation and high ones (> 1.4 µg/L) during upwelling (Lorenzoni *et al.*, 2017).

Since the end of the last century, Chl *a* estimates have been made using satellite images, with the Southern Caribbean showing high concentrations (0.63 mg/m³ on average) but a high annual variability (Müller-Karger *et al.*, 1989). In northeastern Venezuela, during upwelling periods (January to May), the concentration of pigments is higher (> 0.5 mg/m³) south of 14 °N over the continental shelf (Müller-Karger and Varela, 1988). Around Margarita, the average concentration is higher (1.2 mg/m³) and indicates an intense upwelling at the edge of the shelf (Müller-Karger and Aparicio, 1994). Between 1998 and 2009, during the upwelling, Chl *a* reported an annual average of 1.65 mg/m³ (Rueda Roa, 2012; Rueda Roa and Müller-Karger, 2013). These findings are very low in comparison with the *in situ* values reported in this work.

In waters affected by large rivers such as the Orinoco, it is difficult to estimate the Chl *a* concentration from space. In this regard, the development of algorithms utilizing red wavelengths has been suggested due to the minimal influence of dissolved and colored organic matter (Odriozola *et al.*, 2007). In the Orinoco plume, *in situ* Chl *a* concentrations are lower than those calculated using imagery (Varela *et al.*, 2003) due to dissolved organic matter (Müller-Karger and Aparicio, 1994; Odriozola *et al.*, 2007). Thereupon, between Venezuela and Puerto Rico, 85 km off Granada Island, images overestimate the concentration of Chl *a* and suggest values of

mayor que en el occidente del Caribe sur (Rueda Roa, 2012) pero la biomasa estimada de los peces pelágicos es cuatro veces mayor (Stromme y Saetersdal, 1989). Por ello, debe haber otras explicaciones para la gran diferencia en la cuantía de biomasa, en especial de las especies filtradoras como la sardina (Gómez y Acero, 2020).

Se menciona qué en el oriente de Venezuela, durante septiembre-octubre cerca de los focos de surgencia, la biomasa de sardina es mayor en los primeros 10 km de la costa y se observaron valores de clorofila entre 1-3 mg/m³, pero no se encuentra correlación entre la biomasa de sardina con la temperatura y/o la clorofila *in situ* (Rueda, 2012; Rueda Roa *et al.*, 2017). Se considera difícil relacionar factores ambientales con capturas, porque la surgencia y la influencia del río Orinoco alternan sus máximos, con alta productividad todo el año (Freón *et al.*, 2003). Lo cual es cierto, sin embargo deberían hacer correlaciones con capturas en los caladeros, como en este trabajo. Es posible que la diferencia en la concentración media de clorofila en ambas surgencias (1.4 veces) ocurre porque se consideran los años posteriores a 2005, cuando comenzó la crisis sardinera. En Margarita, durante las cuantiosas capturas de 2003 y 2004, los promedios anuales de Chl *a* fueron 3.09 y 2.91 mg/m³ y desde 2005, la biomasa del fitoplancton disminuyó notablemente (Figuras 3 a 5) y se mantuvo varios lustros (Gómez *et al.*, 2014). También a sotavento del área sardinera, en la estación Cariaco la concentración de la clorofila y la abundancia del fitoplancton tuvieron descenso significativo (Astor *et al.*, 2014).

2. Variación de la temperatura: En la **Tabla 3** se muestran el promedio anual, el error estándar y valores mínimos y máximos de cada año; la temperatura en la superficie (1 m) y 20 m de profundidad; también durante los períodos de surgencia y de relajación. En la columna de agua durante 2002, 2003 y 2004 se determinaron los menores promedios anuales (25.33, 24.65 y 25.29 °C respectivamente), el rango varió entre 21.6 °C en 2003 y 28.9 °C en 2004. Mientras que en el resto de los años (2005 a 2018) los promedios anuales fueron más elevados, fluctuando entre 25.76 °C y 27.54 °C en 2017 (Figura 6) y fue mayor el rango desde 22.1 °C al máximo de 30.5 °C en 2012, 2013 y 2016. Se encontraron diferencias significativas de la temperatura entre los años (Kruskal-Wallis $p < 6.25 \times 10^{-41}$), observando en el estudio una tendencia general al incremento de la temperatura, que se diferencia en 2018 con notable disminución (Figura 6).

2-4 mg/m³, whereas the *in situ* values were 0.2 mg/m³, with a large proportion in the < 2 µm fraction of phytoplankton (John *et al.*, 2012). In eastern Venezuela, the chlorophyll concentration is 1.4 times higher than in the west of the South Caribbean (Rueda Roa, 2012), but the estimated biomass of pelagic fish is four times larger (Stromme and Saetersdal, 1989). Therefore, there must be other explanations for the great difference in biomass, especially regarding filter-feeding species such as sardines (Gómez and Acero, 2020).

However, there is no clarity in this regard, since, between September and October near the upwelling focus in the east of Venezuela, the sardine biomass is larger in the first 10 km of the coast, and chlorophyll values of 1-3 mg/m³ have been observed and no correlation has been found between sardine biomass and temperature and *in situ* chlorophyll (Rueda, 2012; Rueda Roa *et al.*, 2017). Relating environmental factors with catches is regarded as a difficult task because upwellings and the influence of the Orinoco River alternate their maxima, with high productivity throughout the year (Freón *et al.*, 2003). This is true, but correlations with catches in fishing grounds should be sought, as was the case with this work. It is possible that the difference in the mean chlorophyll concentration of both upwellings (1.4 times) is due to the fact that the years after 2005 are considered, *i.e.*, when the sardine crisis began. In Margarita, during the plentiful catches of 2003 and 2004, the annual Chl *a* averages were 3.09 and 2.91 mg/m³, and, starting in 2005, the phytoplankton biomass decreased notably (Figures 3 to 5). This lasted several five-year periods (Gómez *et al.*, 2014). In addition, leeward of the fishing sardine area, at the Cariaco station, the chlorophyll concentration and the abundance of phytoplankton experienced a significant decrease (Astor *et al.*, 2014).

2. Variations in temperature. **Table 3** shows the annual average, the standard error, and the minimum and maximum temperature values for each year, the values at the surface (1 m) and at 20 m deep, and those reported during the upwelling and relaxation periods. In the water column, during 2002 and 2004, the lowest annual averages were observed (25.33, 24.65, and 25.29 °C). The range was between 21.6 °C (2003) and 28.9 °C (2004). Meanwhile, the rest of the years (2005-2018) saw higher annual averages, fluctuating between 25.76 and 27.54 °C in 2017 (Figure 6). In 2012, 2013, and 2016, the range was higher (22.1-30.5 °C). Significant temperature differences were found between years (Kruskal-Wallis, $p < 6.25 \times 10^{-41}$), with a general tendency towards increasing temperatures. This differs from 2018, which exhibited a notable decrease (Figure 6).

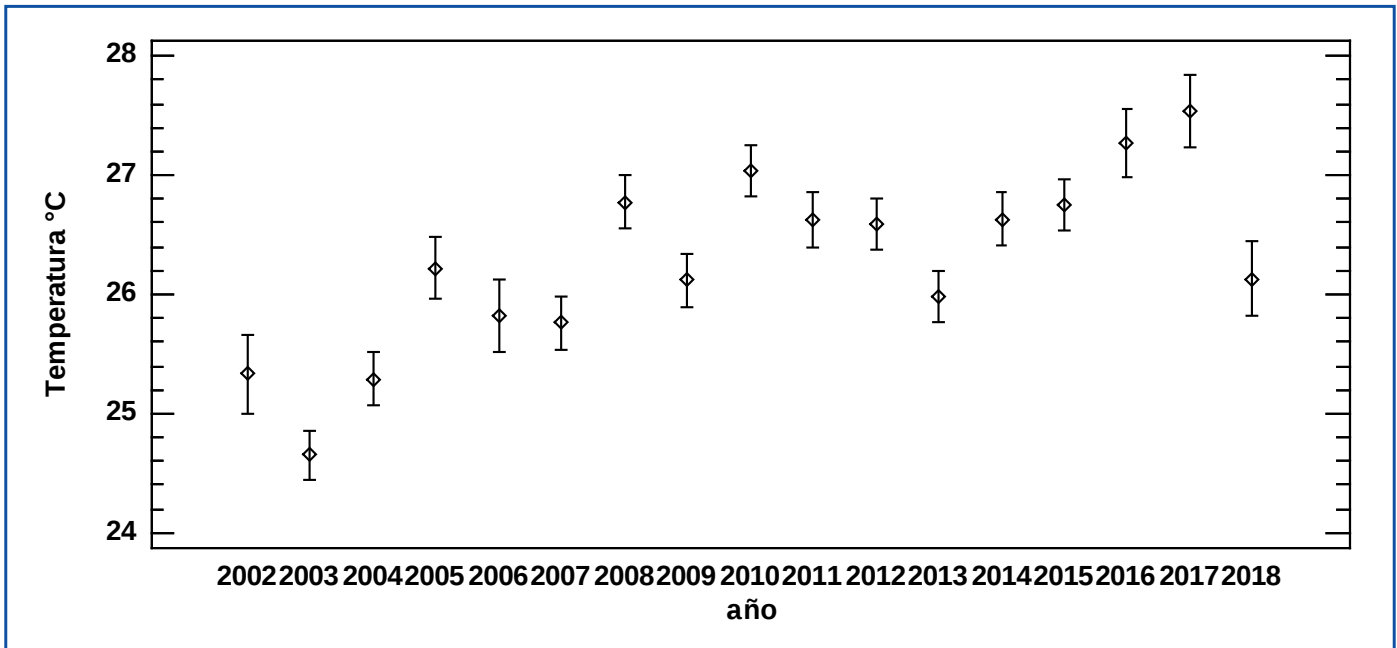


Figura 6. Variación anual de la temperatura °C en columna de agua (hasta 20 m) al suroriente de isla Margarita (2002-2018), Venezuela.

Figure 6. Annual temperature variations (°C) in the water column (up to 20 m deep) to the southeast of Margarita Island, Venezuela (2002-2018).

Con relación a la temperatura en las dos profundidades, en la superficie (1 m) el rango del promedio anual varió entre 25.14 y 27.87 °C, a 20 m entre 24.16 y 27.22 °C; los valores mínimos y máximos se determinaron en 2003 y 2017. Entre 2002 y 2004 se obtuvieron los menores promedios: 25.14 a 26.07 °C en superficie y 24.16 a 24.82 °C a 20 m; mientras que entre 2005 y 2018 los promedios anuales fueron más altos, variando entre 25.99 y 27.87 °C en superficie y desde 25.43 a 27.22 °C a 20 m (**Figura 7**), lo cual indica que en este lapso la temperatura mantuvo un aumento próximo a 2 °C (Figuras 7 y 8). Se encontraron diferencias significativas de la temperatura entre las profundidades (Kruskal-Wallis $p < 6.55 \times 10^{-17}$) observándose la misma tendencia de incremento que entre los períodos (**Figura 8**).

Al suroriente de isla Margarita, durante 2002 a 2004 en la columna de agua (20 m) se calcularon los menores promedios anuales de temperatura (24.65 a 25.33 °C). A partir de 2005 aumentó notablemente (26.22 °C) y el ascenso anual continuo hasta 2017 cuando se determinó el promedio máximo (27.54 °C) (**Tabla 3**). En consecuencia, desde 2005 ocurrió marcado aumento de la temperatura, que previamente se había detectado hasta 2012 y la pesca de sardina disminuyó drásticamente (**Gómez, 2014**). El aumento próximo a 2 °C desde 2005 también ocurrió en otros caladeros sardineros (**Gómez et al., 2008**).

Regarding the temperature at both depths, on the surface (1 m), the annual average ranged from 25.14 to 27.87 °C; at 20 m, the range was 24.16-27.22 °C. The minimum and maximum values were observed in 2003 and 2017. Between 2002 and 2004, the lowest averages were obtained: 25.14-26.07 °C on the surface and 24.16-24.82 °C at 20 m. Meanwhile, from 2005 to 2018, the annual averages were higher, varying between 25.99 and 27.87 °C on the surface and from 25.43 to 27.22 °C at 20 m (**Figure 7**), indicating that, during this period, the temperature maintained an increase of nearly 2 °C (Figures 7 and 8). Significant differences were found between depths (Kruskal-Wallis, $p < 6.55 \times 10^{-17}$), observing the same increasing trend as other periods (**Figure 8**).

Southeast of Margarita Island, between 2002 and 2004, the lowest annual temperature averages were reported in the water column (20 m), i.e., 24.65-25.33 °C. Starting in 2005, the temperature rose notably (26.22 °C), and the annual increase continued until 2017, when the maximum average was recorded (27.54 °C) (**Table 3**). Consequently, starting in 2005, a strong temperature increase took place, which had been previously recorded until 2012, and sardine fishing decreased drastically (**Gómez, 2014**). The nearly 2 °C increment starting in 2005 also occurred in other sardine fishing grounds (**Gómez et al., 2008**).

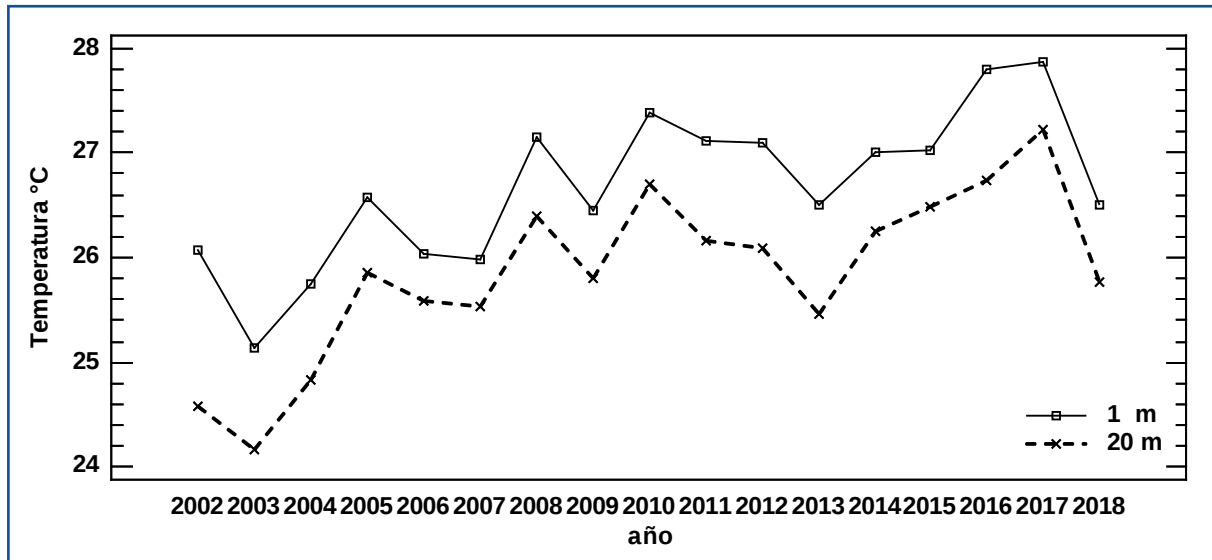


Figura 7. Variación anual de la temperatura °C en 1 y 20 m de profundidad al suroriente de isla Margarita (2002-2018), Venezuela.

Figure 7. Annual temperature variation (°C) at 1 a 20 m deep southeast of Margarita Island, Venezuela (2002-2018).

En cuanto a la variación de la temperatura en los períodos de surgencia debe notarse que en 2003 y 2004 se encontraron los menores promedios anuales (23.79 y 23.89 °C), mientras que en lapso 2005 a 2018 fueron mayores, variando entre 24.83 y 26.65 °C en 2006 y 2017, respectivamente. Asimismo, durante períodos de relajación los menores promedios fueron entre 2002 y 2004 (25.31 a 26.26 °C); mientras que entre 2005 y 2018 variaron entre 26.40 y 28.49 °C (**Figura 8**). Se encontraron diferencias significativas de la temperatura entre los periodos de surgencia (Kruskal-Wallis $p < 4.7 \times 10^{-81}$) las mayores temperaturas fueron durante los periodos de relajación (**Figura 8**).

As for the temperature variation during upwelling periods, it should be noted that, in 2003 and 2004, the lowest annual averages were recorded (23.79 and 23.89 °C), whereas, in the 2005-2018 period, these values were higher, oscillating between 24.83 and 26.65 °C in 2006 and 2017, respectively. Likewise, during the relaxation periods, the lowest averages were observed between 2002 and 2004 (25.31-26.26 °C). Meanwhile, between 2005 and 2018, these values varied between 26.40 and 28.49 °C (**Figure 8**). Significant temperature differences were found between upwelling periods (Kruskal-Wallis $p < 4.7 \times 10^{-81}$). The highest temperatures were recorded during the relaxation periods (**Figure 8**).

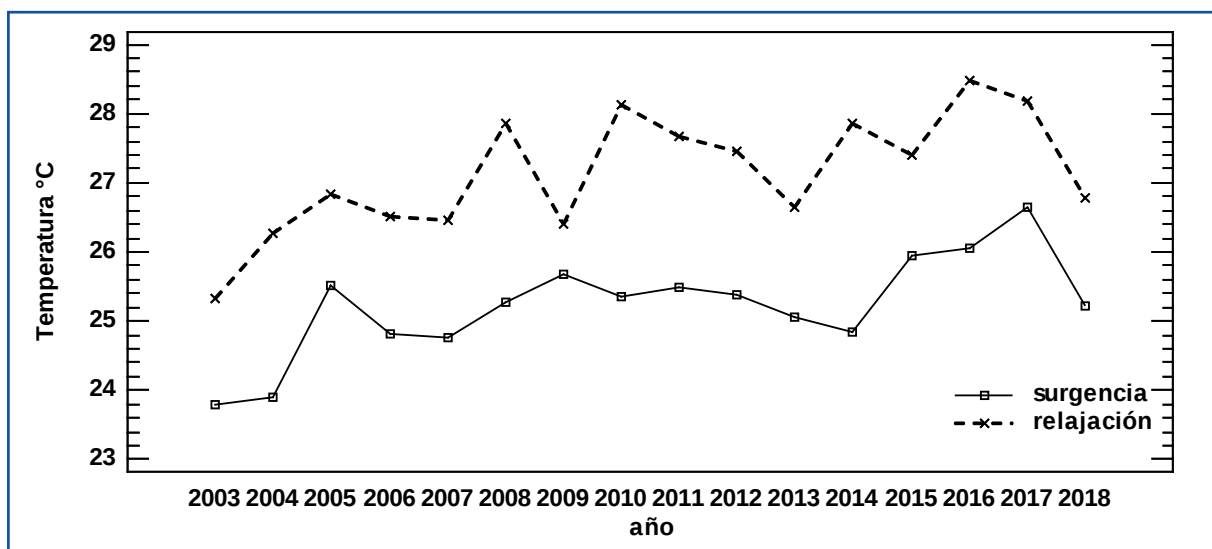


Figura 8. Variación anual de la temperatura °C en períodos de surgencia y relajación al suroriente de isla Margarita (2002-2018), Venezuela.

Figure 8. Annual temperature variation (°C) during upwelling and relaxation periods southeast of Margarita Island, Venezuela (2002-2018).

Es de resaltar que en las surgencias de 2003 y 2004 en algunos puntos del área estudio (Guacuco, Pampatar y El Morro) se midieron valores mínimos de 21.6 °C (Gómez, 2006) que corresponde al agua subtropical (Wüst, 1964), indicando afloramiento de aguas subsuperficiales (Okuda, 1978, 1981) y en esos años la temperatura promedio durante surgencias (23.79 y 23.89 °C) fueron las menores. A partir de 2005 y hasta 2018 en las surgencias la temperatura tuvo marcado aumento (Tabla 3). En consecuencia, puede plantearse que en lapso 2005 a 2018 al oriente de Margarita no ha ocurrido afloramiento de aguas subtropicales en sentido estricto, de acuerdo con criterio de isoterma de 21 °C en la superficie (Okuda, 1978, 1981; Walsh *et al.*, 1999; Astor *et al.*, 2003, 2004; Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008, 2012). En la región este valor indica surgencia intensa, aumentando la fertilidad, lo que tiene incidencia en la abundancia de especies que se alimentan por filtración, como las sardinas adultas, entre otras.

En el estudio se obtuvieron 1324 lecturas de temperatura e igual número de estimaciones de Chl *a*; entre ambas variables se encontró correlación negativa baja pero significativa (-0.29) y podría indicar más biomasa de fitoplancton cuando es menor la temperatura del agua. Previamente se había citado correlación (-0.06) no significativa porque los valores fueron separados en espacio y tiempo (Margalef, 1980), no es el caso del presente estudio realizado durante 17 años en las mismas estaciones.

Tabla 3. Variación anual promedio de la temperatura (°C). En columna de agua, a profundidades de 1 y 20 m y períodos de surgencia (enero-mayo) y relajación (junio-diciembre), al suroriente de isla Margarita (período 2002-2018); n: muestras, es: error estándar.

Temperatura (°C) variación anual / Temperature (°C) annual variation					1 m		20 m		Surgencia / Upwelling	Relajación / Relaxation	
Año / Year	n	Media ± es / Mean ± es	Min	Máx	n	Media ± es / Mean ± es	Media ± es / Mean ± es	n	Media ± es / Mean ± es	n	Media ± es / Mean ± es
2002	40	25.33 ± 0.23	22.7	28.0	20	26.07 ± 0.33	24.59 ± 0.33	-	-	40	25.33 ± 0.21
2003	100	24.65 ± 0.15	21.6	28.0	50	25.14 ± 0.21	24.16 ± 0.21	44	23.79 ± 0.14	56	25.31 ± 0.18
2004	88	25.29 ± 0.16	21.6	28.9	44	25.75 ± 0.22	24.82 ± 0.22	36	23.89 ± 0.15	52	26.26 ± 0.18
2005	68	26.22 ± 0.18	23.8	29.4	34	26.58 ± 0.25	25.86 ± 0.30	32	25.52 ± 0.16	36	26.84 ± 0.22
2006	48	25.82 ± 0.21	22.8	27.9	24	26.04 ± 0.30	25.60 ± 0.30	20	24.83 ± 0.21	28	26.53 ± 0.25
2007	88	25.76 ± 0.16	22.4	28.2	44	25.99 ± 0.22	25.43 ± 0.22	36	24.76 ± 0.15	52	26.45 ± 0.18
2008	96	26.78 ± 0.15	24.5	30.4	48	27.15 ± 0.21	26.40 ± 0.21	40	25.26 ± 0.15	56	27.86 ± 0.18
2009	92	26.12 ± 0.15	24.1	29.2	46	26.44 ± 0.22	25.80 ± 0.22	36	25.69 ± 0.15	56	26.40 ± 0.18
2010	92	27.03 ± 0.15	23.8	30.2	46	27.38 ± 0.22	26.70 ± 0.22	36	25.35 ± 0.15	56	28.12 ± 0.10
2011	84	26.63 ± 0.16	22.8	29.8	42	27.10 ± 0.23	26.16 ± 0.23	40	25.49 ± 0.15	44	27.67 ± 0.20
2012	96	26.59 ± 0.15	23.3	30.5	48	27.09 ± 0.21	26.10 ± 0.21	40	25.37 ± 0.16	56	27.46 ± 0.10

It is worth highlighting that, during the upwellings of 2003 and 2004, some points of the study area (Guacuco, Pampatar, and El Morro) reported minimum values of 21.6 °C (Gómez, 2006), which corresponds to subtropical water (Wüst, 1964), indicating the upwelling of subsurface waters (Okuda 1978, 1981). During those years, the average temperatures during upwelling (23.79 and 23.89 °C) were the lowest. From 2005 until 2017, the upwelling temperature experienced a marked increase (Table 3). As a consequence, it could be stated that, during the 2005-2018 period, to the east of Margarita, no upwelling of subtropical waters has occurred in *stricto sensu*, according to the 21 °C surface isotherm criterion (Okuda, 1978, 1981; Walsh *et al.*, 1999; Astor *et al.*, 2003, 2004; Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008, 2012). In the region, this value indicates an intense upwelling, increasing fertility and influencing the abundance of filter-feeding species such as adult sardines, among others.

This study obtained 1324 temperatures and the same number of Chl *a* estimates. Between both variables, a low but significant negative correlation was found (-0.29), which could indicate a larger phytoplankton biomass with lower temperatures. A non-significant correlation had been previously reported since the values were separated in space and time (Margalef, 1980). This is not the case with our study, which was carried out for a 17-year period with the same stations.

Table 3. Average annual temperature variation (°C) in the water column at depths of 1 and m during periods of upwelling (January-May) and relaxation (June-December) southeast of Margarita Island (2002-2018 period). n: samples; es: standard error.

Temperatura (°C) variación anual / Temperature (°C) annual variation					1 m		20 m		Surgencia / Upwelling	Relajación / Relaxation	
Año / Year	n	Media ± es / Mean ± es	Min	Máx	n	Media ± es / Mean ± es	Media ± es / Mean ± es	n	Media ± es / Mean ± es	n	Media ± es / Mean ± es
2013	96	25.98 ± 0.15	25.7	26.3	48	26.50 ± 0.21	25.46 ± 0.21	40	25.05 ± 0.15	56	26.65 ± 0.18
2014	88	26.63 ± 0.16	26.3	26.9	44	27.01 ± 0.22	26.25 ± 0.22	36	24.85 ± 0.15	52	27.86 ± 0.18
2015	96	26.76 ± 0.15	26.5	27.1	48	27.02 ± 0.21	26.49 ± 0.21	40	25.94 ± 0.14	56	27.34 ± 0.18
2016	56	27.26 ± 0.19	26.9	27.7	28	27.80 ± 0.28	26.73 ± 0.28	28	26.04 ± 0.18	28	28.49 ± 0.25
2017	48	27.54 ± 0.21	27.1	28.0	24	27.87 ± 0.30	27.22 ± 0.30	20	26.65 ± 0.21	28	28.18 ± 0.25
2018	48	26.13 ± 0.21	25.7	26.6	24	26.50 ± 0.30	25.76 ± 0.30	20	25.22 ± 0.21	28	26.79 ± 0.25
Total 1324											

Es importante citar que los máximos promedios anuales de la temperatura fueron en 2016 y 2017 (27.26 y 27.54 °C) y ocurrió una relativa recuperación de la pesca de sardina (**Figura 1**). Sin embargo, se había señalado que temperaturas < 25 °C propician que los cardúmenes de sardina se aproximen a los caladeros costeros (Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008, 2014), lo cual no sucedió en 2016 y 2017. En realidad, para que la sardina se aproxime a la costa es más importante la presencia de alimento apropiado (fitoplancton de diatomeas); esto se verificó en Margarita, porque en 2003 y 2004, cuando ocurrieron las capturas máximas de sardina, también se cuantificó la mayor abundancia de Chl a (**Figuras 3 y 4**) y las diatomeas tuvieron alta densidad de hasta 200 000 células/L (Gómez, 2006; Cellamare y Gómez, 2007) y también se determinaron las temperaturas más bajas (**Figura 6**).

Con estudio satelital de la temperatura (1994-2009) se propuso que el Caribe sur presenta un sistema de surgencias desde Trinidad (61 °W) hasta Colombia (75.5 °W) citan Barranquilla-Cartagena) donde se encuentran hasta 21 focos surgentes reunidos en siete grupos con temperatura superficial homogénea, pero dos grupos tienen disminución más acentuada de temperatura, la surgencia occidental (74-69.5 °W) con promedio anual de 25.53 °C y la surgencia oriental (63-65 °W) con una temperatura menor 25.24 °C (Rueda Roa y Müller-Karger, 2013). Las observaciones satelitales permiten localizar focos de surgencia (Castellanos *et al.*, 2002), pero temperatura de 25.53 °C no es indicativa de surgencia estricta; es difícil que en proximidad de las ciudades colombianas mencionadas ocurra afloramiento, por la presencia del giro Panamá-Colombia, la contracorriente del Darién o de Colombia (Andrade *et al.*, 2003; Gómez y Acero, 2020) o del Caribe (Orfila *et al.*, 2021) y la pluma del río Magdalena. Asimismo, es reconocido que en el Caribe centroamericano (Panamá a Belice) las aguas son

It is important to mention that the maximum annual temperature averages were observed in 2016 and 2017 (27.26 and 27.54 °C), and that a relative recovery of sardine fishing took place (**Figure 1**). However, it had been pointed out that temperatures < 25 °C promote the approach of shoals to coastal fishing grounds (Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008, 2014). This did not happen in 2016 and 2017. In fact, for sardines to go near the coast, the presence of suitable food (diatom phytoplankton) is more important. This was also confirmed in Margarita in 2003 and 2004, when the maximum sardine catches took place, the greatest Chl a abundance was recorded (**Figures 3 and 4**), and diatoms exhibited a high density, *i.e.*, up to 200 000 cells/L (Gómez, 2006; Cellamare and Gómez, 2007). Moreover, the lowest temperatures were observed (**Figure 6**).

Through a satellite study of temperature (1994-2009), it was proposed that the Southern Caribbean exhibits an upwelling system from Trinidad (61 °W) to Colombia (75.5 °W, particularly mentioning Barranquilla-Cartagena), comprising up to 21 upwelling foci belonging to seven groups with homogenous surface temperature. However, two of these groups boast a steeper temperature decrease: the western upwelling (74-69.5 °W), with an annual average of 25.53 °C; and the eastern upwelling, with the lowest temperature (25.24 °C) (Rueda Roa and Müller-Karger, 2013). Satellite observations allow identifying upwelling foci (Castellanos *et al.*, 2002), but a temperature of 25.53 °C is not, *stricto sensu*, indicative of an upwelling. It is hard for upwellings to occur near the aforementioned Colombian cities due to the Panama-Colombia gyre, the Darién or Colombia countercurrent (Andrade *et al.*, 2003; Gómez and Acero, 2020), the Caribbean current (Orfila *et al.*, 2021), and the Magdalena River plume. Likewise, it is recognized that the waters of the Central American Caribbean (Panama to Belize) are oligotrophic, and that the thermocline is located

oligotróficas y la termoclina se localiza entre 140 y 155 m (Aguirre y Salmerón, 2015; Brenes *et al.*, 2017). También, desde el punto de vista pesquero, las estimaciones de recursos no verifican gran riqueza, sino relativamente en el oriente de Venezuela (Stromme y Saetersdal, 1989) y en el Caribe continental de Colombia la pesca no supera 25 000 toneladas (Gómez y Acero, 2020).

3. Relación de la Chl a y la temperatura con las capturas de sardina. La relación entre la Chl a y la temperatura es relativamente baja -0.29, lo que podría indicar que se comportan de manera independiente en el suroriente de isla Margarita (Figura 9). Las concentraciones de Chl a presentan una disminución significativa al aumentar la temperatura a partir de 25 °C, con valores de significancia entre 3.01×10^{-15} y 0.01 (Figura 9). También, mediante regresiones se intentó explorar si la temperatura y la Chl a podían tener un efecto predictivo, pero no se obtuvieron resultados significativos. Por lo cual la temperatura se categorizó cada 2 °C para determinar el comportamiento de clorofila a y fueron encontradas diferencias (Figura 9) que sustentan varios de los planteamientos descriptivos que se mencionaron previamente.

between 140 and 155 m (Aguirre and Salmerón, 2015; Brenes *et al.*, 2017). Furthermore, from a fisheries perspective, resource estimations do not show great richness but rather a relative one in eastern Venezuela (Stromme and Saetersdal, 1989), and, in the Colombian Continental Caribbean, fishing does not exceed 25 000 tons (Gómez and Acero, 2020).

3. Relationship between Chl a, temperature, and sardine catches. The relationship between Chl a and temperature is relatively low (-0.29), which could indicate that they behave independently in the southeast of Margarita Island (Figure 9). Chl a concentrations experience a significant decrease as the temperature increases above 25 °C, with significance values between 3.01×10^{-15} and 0.01 (Figure 9). Moreover, by means of regression, we aimed to verify whether temperature and Chl a could have a predictive effect, but no significant values were obtained. Therefore, the temperature was categorized every 2 °C to determine the behavior of chlorophyll a, finding differences (Figure 9) that support several of the previously mentioned descriptive statements.

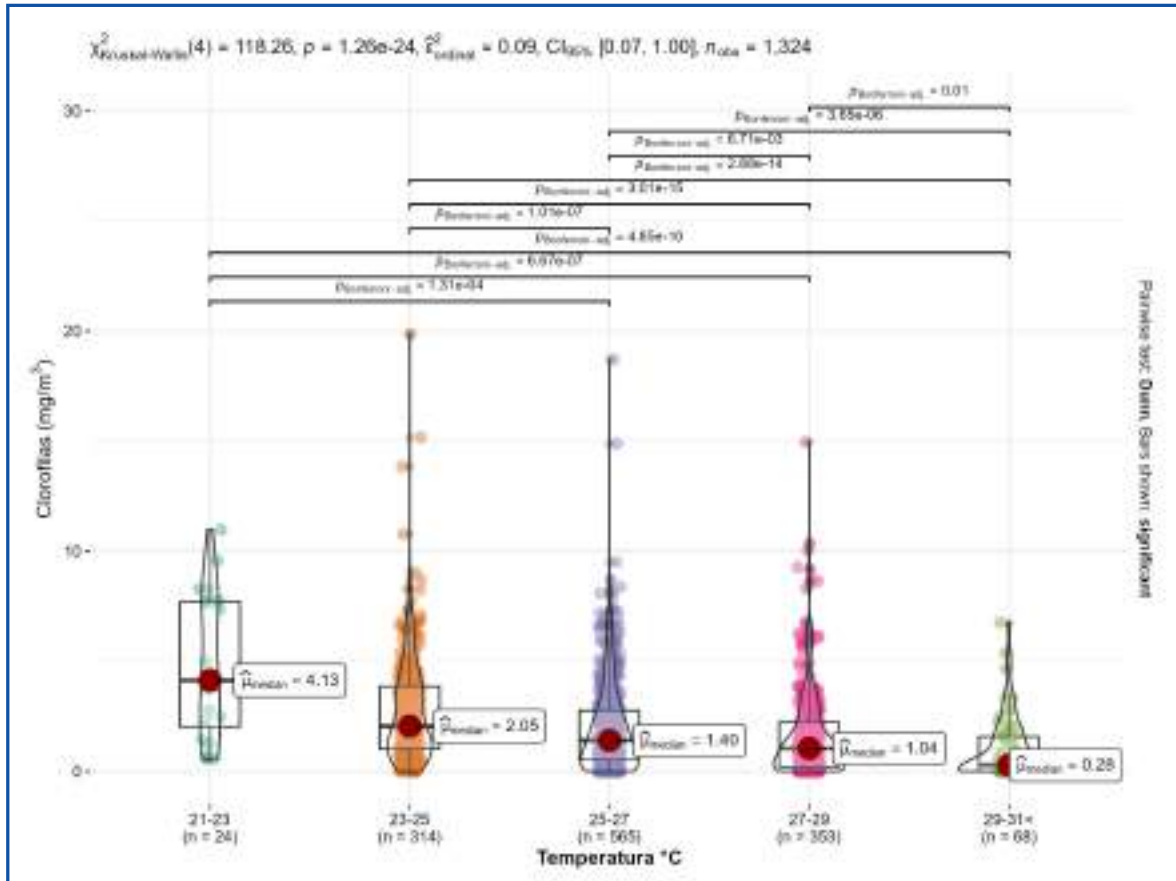


Figura 9. Comparación de la Chl a vs temperatura cada 2 °C en suroriente de isla Margarita (2002-2018).

Figure 9. Comparison of Chl a vs. temperature every 2 °C in the southeast of Margarita Island (2002-2018).

Existe una correlación positiva moderada entre los valores de Chl a y negativa con la temperatura con las capturas de sardina 0.40 y -0.40 respectivamente, lo cual tiene relación con valores altos de Chl a en 2003 y 2004; a pesar que en 2017 se presenta el mayor valor de la Chl a, la temperatura promedio estuvo muy por encima de 25 °C y las capturas de sardina no se lograron recuperar a los volúmenes de captura de 2003-2004. Por otro lado, entre 2005 y 2013 se observa una disminución en las concentraciones de Chl a y las temperaturas incrementan (casi 2 °C) por encima de 25 °C, ocasionando la muy drástica disminución de las capturas (crisis sardinera); en 2016 y 2017 aumento la Chl a y coincide con la relativa recuperación de la pesca, sin llegar a valores de los primeros años de estudio (2003-2004) debido quizás al efecto de la temperatura, esta tendencia general se observa en la **Figura 10**.

There is a moderate positive correlation between the values of Chl a and a negative one with temperature and sardine catches (0.40 and -0.40, respectively), which is related to the high Chl a values in 2003 and 2004. Despite the fact that 2017 saw the highest Chl a value, the average temperature was well above 25 °C, and sardine catches failed to recover the volume of the 2003-2004 period. On the other hand, between 2005 and 2013, a decrease in Chl a concentrations was observed, and temperatures rose (by almost 2 °C) above 25 °C, causing a drastic decrease in catches (sardine crisis). In 2016 and 2017, the Chl a concentration increased, coinciding with the relative recovery of fishing, albeit failing to reach the values of the first years of study (2003-2004), which may be due to the effect of temperature. This general tendency is observed in **Figure 10**.

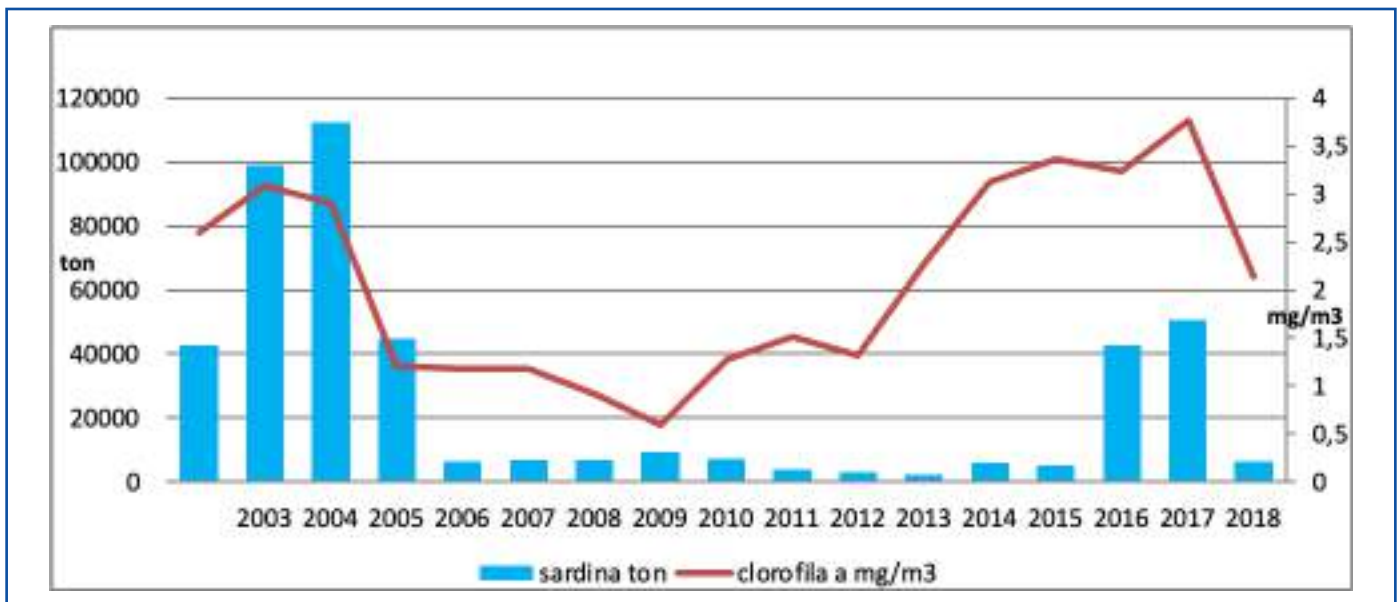


Figura 10. Captura de sardina (ton) en Nueva Esparta y concentración de Cl. a (mg/m^3) al suroriente de isla Margarita, Venezuela (2002-2018).

Figure 10. Sardine catches (tons) in Nueva Esparta and Chl a concentration (mg/m^3) in the southeast of Margarita Island, Venezuela (2002-2018).

La sardina *S. aurita* tiene más de nueve décadas de explotación en Venezuela (Gómez, 2022), completando en 2027 la centuria. En 2004 se alcanzó pesca récord de 200 235 ton, desde mediados de 2005 comenzó una crisis sardinera que se acentuó en 2006 y las capturas fueron inferiores a 50 000 ton/año en más de una década. En 2016 y 2017 ocurrió recuperación modesta sin alcanzar volúmenes de primeros años del siglo, cuando se aseguraba que la sardina era subexplotada (Guzmán y Gómez, 2000; Freón y Mendoza, 2003; Freón *et al.*, 2003) estando disponibles 850 000 ton (Gerlotto y Ginés, 1988; Stromme y Saetersdal, 1989; Cárdenas y Achury, 2002) y con biomasa de 1 300 000 ton (Cárdenas, 2003).

The sardine, *S. aurita*, has been exploited for over nine decades in Venezuela (Gómez, 2022), completing a century in 2027. In 2004, a record catch of 200 235 tons was reached. Since the middle of 2005, a sardine crisis began, which accentuated in 2006 with catches smaller than 50 000 ton/year for more than a decade. In 2016 and 2017, a moderate recovery took place, albeit failing to reach the volumes of the century's first years, when it was stated that sardine was being underexploited (Guzmán and Gómez, 2000; Freón and Mendoza, 2003; Freón *et al.*, 2003) and that there were 850 000 ton available (Gerlotto and Ginés, 1988; Stromme and Saetersdal, 1989; Cárdenas and Achury,

Al suroriente de isla Margarita, entre 2002 y 2005 se realizaron las máximas capturas del recurso, en 41 meses los pescadores hicieron 1 552 caladas y pescaron 168 204 ton; esta abundancia de sardina explica la captura de 1 655 ton en un lance, registro máximo de pesca (Gómez y González, 2008). Pasados 20 años del inicio de la crisis las capturas de sardina no se recuperan plenamente, a pesar de medidas de manejo vigentes desde 2013 (aumento de talla de captura y veda de tres meses). Inicialmente biólogos y funcionarios pesqueros afirmaron que la causa de la crisis fue la sobrepesca (González *et al.*, 2007; Mendoza, 2015) en proximidad de la costa (Rueda, 2012; Rueda Roa *et al.*, 2017), lo que quizás sucede en el estado Sucre donde la sardina se captura con máquinas de argolla (*purse seines*). A diferencia del estado Nueva Esparta en donde los pescadores utilizan chinchorros playeros pescando los cardúmenes a menos de tres kilómetros de la costa (Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008) y en Margarita estudio de 15 años demostró que en esas capturas, no ocurrió sobrepesca (Gómez, 2018a).

Es pertinente referirse a otras posibles causas de la crisis, que puede tener origen ambiental (Gómez, 2006a, 2007, 2015, 2016; Gómez *et al.*, 2008, 2012, 2014; Gómez y Barceló 2014) con disminución de la fertilidad marina lo que propicio un cambio de régimen, verificado por la variación en abundancia y composición del mesozooplankton (Gómez, 2018a, 2018b, 2019) y que afectó a la sardina como recurso pesquero (Gómez, 2015; Gómez y Pérez, 2021). También, debe considerarse el cambio climático; al respecto existen dos tendencias, unos investigadores consideran que es realidad y podrá tener graves consecuencias, mientras que otros subestiman el aumento de la temperatura global y aseguran que no es real o sin importancia. Sin embargo, en el suroriente de Margarita durante más de un década (2005 a 2015) la temperatura superficial ha aumentado $\sim 2^\circ\text{C}$ (Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008, 2014; este trabajo), lo que permite considerar que la sardina se alejó de la costa por el aumento de la temperatura. Sin embargo, en 2016 y 2017 ocurrió relativo aumento de la pesca justamente cuando ocurre aumento de la biomasa del fitoplancton y se determinan los promedios anuales de temperatura más altos (Figuras 6, 7 y 9; Tabla 3). En realidad, para que la sardina se aproxime a la costa es más importante la presencia de alimento apropiado (diatomeas), lo que se verificó en Margarita en 2003 y 2004, cuando se presentó la mayor concentración de Chl *a* (biomasa de fitoplancton), como se mencionó previamente, pero también se determinaron las temperaturas más bajas (Figura 9).

2002), with a biomass of 1 300 000 tons (Cárdenas, 2003). In the southeast of Margarita Island, between 2002 and 2005, the maximum catches of this resource were recorded: in 41 months, the fishermen conducted 1522 net sets and fished 168 204 tons. This abundance of sardines explains the 1655 ton catch per set, which is the fishing record (Gómez and González, 2008). 20 years after the start of the crisis, the sardine catches have not fully recovered, despite the management measures in place since 2013 (increased catch size and a three-month ban). At first, biologists and fisheries officials stated that the cause of the crisis was overfishing (González *et al.*, 2007; Mendoza, 2015) near the coast (Rueda, 2012; Rueda Roa *et al.*, 2017). This could have happened in the state of Sucre, where sardine is caught with *purse seines*, unlike the state of Nueva Esparta, where fishermen use beach *seines* or *chinchorros*, fishing shoals at less than 3 km off the coast (Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008). In Margarita, a study spanning 15 years demonstrated that, in those catches, no overfishing occurred (Gómez, 2018a).

It is worth mentioning other possible causes of the crisis, which may have an environmental origin (Gómez, 2006a, 2007, 2015, 2016; Gómez *et al.*, 2008, 2012, 2014; Gómez and Barceló 2014), entailing a decrease in marine fertility, thereby promoting a regime change. This was confirmed by the variations in the abundance and composition of mesozooplankton (Gómez, 2018a, 2018b, 2019), affecting sardine as a fishery resource (Gómez, 2015; Gómez and Pérez, 2021). Climate change should also be considered, in this regard, there are two trends: some researchers believe that it is a reality and may have serious consequences, and others underestimate the global temperature increase and argue that it is not real or unimportant. However, in the southeast of Margarita, the surface temperature has increased by $\sim 2^\circ\text{C}$ or above for more than a decade (2005-2015) (Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008, 2014; this work), which suggests that sardines moved away from the coast due to the temperature increase. However, in 2016 and 2017, a relative temperature increase occurred, precisely when the phytoplankton biomass increased and the highest annual temperature average were recorded (Figures 6, 7, and 9; Table 3). In fact, for sardines to approach the coast, the presence of suitable food (diatoms) is more important. This was confirmed in Margarita in 2003 and 2004, which saw the highest concentration of Chl *a* (phytoplankton biomass), as previously mentioned, but also the lowest temperatures (Figure 9).

Es interesante la aproximación relacionada con el zooplancton superficial que mostró mayor abundancia durante años de crisis sardinera, es decir con menos capturas del recurso ocurría más abundancia del mesozooplancton, quizás de menor tamaño o con predominio de tallas pequeñas, indicando la ocurrencia de un cambio de régimen ecológico (Gómez, 2018b, 2019). Los ecosistemas se caracterizan por los cambios, lentos o rápidos, son realidades que se presentan en el oriente de Venezuela. Al disminuir la intensidad de los vientos Alisios no ocurre con fuerza el fenómeno del afloramiento de aguas subtropicales, en consecuencia disminuye la fertilidad marina y las aguas pueden ser oligotróficas, es decir pobres en nutrientes inorgánicos, siendo lo común en casi todo el Caribe (Margalef, 1961, 1965). En el nororiente venezolano, la respuesta del ecosistema ha sido el cambio en abundancia y estructura del fitoplancton (Pinckney et al., 2015) con predominio de células con tamaño pequeño, quizás inadecuadas para la alimentación de preadultos (reclutas) y adultos de sardina que son filtradores y consumen fitoplancton de mayor tamaño (diatomeas); pero si estas escasean se posibilita mayor mortalidad natural, porque el recurso no tuvo alimento adecuado para recuperar su población o stock, como sí ocurrió en los primeros años del estudio. También es obvio reconsiderar la pesca utilizando artes inadecuados como las máquinas de argolla (*purse seines*), que han ocasionado colapsos sardineros en otras partes. El aumento de las máquinas operativas y la pesca intensiva afectará la sustentabilidad del recurso, si capturan a los juveniles que recién se incorporan al ambiente pelágico, como se ha planteado (Gómez, 2015, 2018a, 2022; Gómez y Pérez, 2021). La disminución, el colapso o agotamiento de la sardina afectará la trama trófica porque es alimento de 152 especies que la depredan (Cervigón et al., 2022) siendo capturadas por miles de pescadores artesanales de isla Margarita.

CONCLUSIONES

Al suroriente de isla Margarita, la variación (2002 a 2018) en la concentración de Chl. *a* indicó tres grupos de años: 2002-2004 con valores entre 2.60 y 3.09 mg/m³; 2005-2013 y 2018 entre 0.59 y 2.28 mg/m³ y 2014-2017 con Cl. *a* entre 3.13 a 3.37 mg/m³. A 20 m de profundidad es mayor la concentración de Chl *a*; sin embargo, entre 2002 y 2004 en superficie fue mayor o igual que a 20 m. Durante períodos de surgencia la Chl *a* fue más elevada, excepto en 2013 y 2018 cuando fue mayor en la relajación. Las mayores concentraciones de Chl *a* coinciden con capturas de

The approach related to surface zooplankton, which exhibited greater abundance during the years of the sardine crisis, is quite interesting. This meant that, with smaller catches of the resource, the abundance of mesozooplankton grew, perhaps smaller in size or with a predominance of small sizes, indicating the occurrence of an ecological regime change (Gómez, 2018b, 2019). Ecosystems are characterized by changes, slow or fast. This is the reality of eastern Venezuela. As the intensity of the trade winds decreases, the subtropical water upwelling phenomenon loses strength, thereby reducing marine fertility and increasing the likelihood of oligotrophic waters, meaning they are poor in inorganic nutrients, which is common in most of the Caribbean Sea (Margalef, 1961, 1965). In the northeast of Venezuela, the ecosystem's response has been a change in the abundance and structure of phytoplankton (Pinckney et al., 2015), with a predominance of small-sized cells, perhaps unsuitable for the feeding of sardine pre-adults (recruits) and adults, which are filter feeders that consume larger phytoplankton (diatoms). If this food becomes scarce, the likelihood of natural mortality increases, since the resource lacks adequate food to recover its population or stock, as indeed happened in the first years of study. It is also obvious that fishing via inadequate gears such as *purse seines* (*máquinas*) should be reconsidered, as this has caused sardine collapses elsewhere. The growing number of operational and intensive *purse seine* fishing will affect the sustainability of the resource if juveniles that have just entered the pelagic environment are captured, as already suggested (Gómez, 2015, 2018a, 2022; Gómez and Pérez, 2021). The decrease, collapse, or exhaustion of sardine will affect the trophic web since it is a food source for 152 species that prey on it (Cervigón et al., 2022) as it is captured by thousands of artisanal fishermen from Margarita.

CONCLUSIONS

Southeast of Margarita Island, the variation (2002-2018) in the concentration of Chl *a* indicated three year groups: 2002-2004, with values between 2.60 and 3.09 mg/m³; 2005-2013, with 0.59-2.28 mg/m³; and 2014-2017, with 3.13-3.37 mg/m³. At 20 m deep, the Chl *a* concentration was higher. However, between 2002 and 2004, the value at the surface was greater or equal to that at 20 m. During upwelling periods, Chl *a* was higher, except in 2013 and 2018, when the values were higher during relaxation. The highest concentrations of Chl *a* coincided with large sardine

sardina elevadas, mientras que las menores fueron en años de la crisis sardinera.

En el lapso 2002 a 2004 se determinaron los menores promedios anuales de temperatura (24.65 a 25.33 °C) y capturas cuantiosas de sardina. Entre 2005 y 2017 el promedio anual aumento de 26.22 °C a 27.54 °C y coincidente con crisis sardinera. Sin embargo, los máximos promedios (27.26 y 27.54 °C) fueron en 2016 y 2017, cuando ocurrió relativo aumento de la pesca.

Con las capturas de sardina (2002-2018) se verificaron correlaciones positivas moderadas (0.40) con valores altos de Chl a y negativas moderadas (-0.40) con la temperatura, si supera los 25 °C. Al suroriente de isla Margarita se evidencia un cambio en el régimen ecológico a partir del aumento de la temperatura por encima de los 2 °C después de 2005, impidiendo una recuperación de la sardina.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a pescadores sardineros del Morro de Porlamar, por ayuda en muestreos (2002 a 2018) con el pescador Sr. Simplicio Rosal, que condujo la embarcación y colaboró en las colectas. El trabajo fue posible por investigaciones sobre la ecología costera en Margarita, financiadas por el Ministerio de Ciencia y Tecnología de Venezuela (Proyectos 2000-1372 y PEI 2011-1220), el Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente (Proyectos 1364/2007 y 1667/2010) y hasta 2018 financiación personal. El Museo Marino de Margarita facilitó laboratorio. Se agradecen sugerencias de evaluadores.

catches, while the lowest values were recorded during the years of the sardine crisis.

During the 2002-2004 period, the lowest annual temperature averages were recorded (24.65 to 25.33 °C) along with plentiful sardine catches. Between 2005 and 2017, the annual average increased from 26.22 to 27.54 °C, coinciding with the sardine crisis. Nevertheless, the highest averages (27.26 and 27.54 °C) were recorded in 2016 and 2017, together with a relative increase in fishing.

With the sardine catches (2002-2018), moderate positive correlations (0.40) with high Chl a values were found, as well as moderate negative ones (-0.40) with temperatures above 25 °C. Southeast of Margarita Island, a change in the ecological regime is evidenced, stemming from a temperature increase of over ~ 2 °C after 2005, hindering the recovery of sardine.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the sardine fishermen of Morro de Porlamar for their help during sampling (2002 to 2018) with fisherman Mr. Simplicio Rosal, who led the vessel and collaborated during collection. This work was made possible thanks to coastal ecology research in Margarita, which was funded by the Venezuelan Ministry of Science and Technology (projects 2000-1372 and PEI 2011-1220), the Research Council of Universidad de Oriente (projects 1364/2007 and 1667/2010), and personal funding until 2018. The Marine Museum of Margarita lent us their lab. We appreciate the suggestions made by the reviewers.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aguirre, R. and O. Salmerón. 2015. Characterization of the western Caribbean Sea waters through *in vivo* chlorophyll fluorescence. *Rev. Mar. Cost.*, 7: 9-26.
- Andrade, C., E. Barton and C. Mooers. 2003. Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean coast. *J. Geophys. Res.*, 108 (C6): 3185-3196.
- Astor, Y., F. Müller-Karger and M. Scranton. 2003. Seasonal and interannual variation in the hydrography of the Cariaco Basin: implications for basin ventilation. *Cont. Shelf Res.*, 23: 125-144.
- Astor, Y., F. Müller-Karger, R. Bohrer, L. Tróccoli y J. García. 2004. Variabilidad estacional e interanual del carbono inorgánico disuelto y nutrientes en la fosa de Cariaco. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 161-162: 235-252.
- Astor, Y., L. Guzmán, L. Troccoli, L. Lorenzoni y F. Müller-Karger. 2017. Síntesis de las tendencias de los parámetros oceanográficos y ópticos en la estación serie de tiempo CARIACO (enero 1996–diciembre 2013). *Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat.*, 73(181-182): 81-101.
- Ballester, A. 1965. Tablas hidrográficas. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 25(70-71-72): 39-138.
- Brenes Rodríguez, C., R. Benavides Morera y S. Loza Álvarez. 2017. Descripción de la distribución espacial de la clorofila *a*, temperatura y salinidad en la plataforma y el talud continentales del Caribe centroamericano. *Rev. Mar. Cost.*, 9 (1): 41-59.
- Cabrera, T. 1987. Análisis de las condiciones hidrográficas de bahía de Constanza, isla de Margarita, Venezuela. *Contr. Cient. Centro Invest. Cient.*, 13: 1-33.
- Cárdenas, J. 2003. Distribución y cuantificación de la biomasa íctica del mar nororiental venezolano, con énfasis especial en la sardina, determinadas por medios hidroacústicos: 401-423 p. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.) *La sardina (Sardinella aurita)*, su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela. IRD Editions, París. 549 p.
- Cárdenas, J. y A. Achury. 2002. Acústica pesquera de los recursos marinos del nororiente de Venezuela: evaluación y seguimiento espacio-temporal del stock de sardina (*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847). *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 154: 39-54.
- Castellanos, P., R. Varela y F. Müller-Karger. 2002. Descripción de las áreas de surgencia al sur del mar Caribe examinadas con el sensor infrarojo AVHRR. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 164: 55-76.
- Cellamare, M. y A. Gómez. 2007. Alimentación de la sardina *Sardinella aurita* (Clupeidae) en el sureste de la isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 46 (1): 23-36.
- Cervigón, F. y A. Gómez. 2018. Aportes a la ictiología de Venezuela obtenidos al norte de la península de Macanao (isla de Margarita) Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 57(1): 113-124.
- Cervigón, F., J.L. Marval y A. Gómez Gaspar. 2022. Crisis sardinera y afectación de las especies predatoras en Nueva Esparta, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 61(2): 1-45.
- Ferraz, E. 1987. Productividad primaria en el golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 26(1 y 2): 87-110.
- Ferraz, E. 1989. Influencia de los factores físicos en la distribución vertical de la biomasa fitoplanctónica en el golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 28(1 y 2): 47-56.
- Franco Herrera, A., L. Castro and P. Tigreros. 2006. Plankton dynamics in the south-central Caribbean Sea: Strong seasonal changes in a coastal tropical system. *Caribb. J. Sci.*, 42(1): 24-38.
- Freón, P. y J. Mendoza. 2003. La sardina, su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela. Síntesis: 25-165. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.). *La sardina (Sardinella aurita)*: su medio ambiente y explotación en oriente de Venezuela. IRD Editions, París. 549 p.
- Freón, P., M. El Khattabi, J. Mendoza y R. Guzmán. 2003. Una estrategia reproductiva inesperada: el caso de *Sardinella aurita* de las costas de Venezuela y sus relaciones con la surgencia costera. 357-387. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.). *La sardina (Sardinella aurita)*, su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela. IRD Editions, París, 549 p.
- García Hoyos, L., A. Franco Herrera, J. Ramírez Barón y D. López Cerón. 2010. Dinámica océano-atmósfera y su influencia en la biomasa fitoplanctónica, en la zona costera del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 39(2): 307-335.
- Gerlotto, F. y H. Ginés. 1988. Diez años de eointegración en Edimar referida a la sardina del oriente venezolano (*Sardinella aurita*). *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, Suppl. 3(47): 311-324.
- Gómez, A. 1983. Pigmentos clorofílicos, producción primaria y abundancia planctónica en el canal de entrada a la laguna de La Restinga, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 22(1-2): 43-63.
- Gómez, A. 1996. Causas de la fertilidad marina en el nororiente de Venezuela. *Interciencia*, 21(3): 140-146.
- Gómez, A. 2001. Recursos pesqueros: Caribe. *Invest. Cienc.*, 301: 36-38.
- Gómez, A. 2006. Caracterización ecológica del caladero de pesca más importante de Venezuela (Pampatar-La Isleta, isla de Margarita). *Mus. Mar. Margarita Inf. Final*, Fondo Nal. Invest. Cient. Técn. Ven. (Fonacit Proy. 2000001372). *Min. Cienc. Tecnol.*, Caracas. 648 p.
- Gómez, A. 2007. Producción primaria al sureste de la isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 46: 97-105.
- Gómez, A. 2015. Crisis de la pesca de sardina en Venezuela: abundancia de huevos de sardina *Sardinella aurita* en el este de Isla Margarita. Once años de estudio (2002-2013) y comentarios sobre muestreo, reproducción y desarrollo. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 54: 95-108.
- Gómez, A. 2016. Densidad de huevos de sardina *Sardinella aurita*, abundancia de zooplancton e hidrografía en la península de Araya y sur de isla Margarita, Venezuela. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 45: 57-72.
- Gómez, A. 2018a. Análisis del manejo de la crisis de sardina *Sardinella aurita* en Venezuela y comentario sobre artes de pesca y estadísticas. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 47: 85-106.
- Gómez, A. 2018b. Crisis de la pesca de sardina en Venezuela: posible causa un cambio de régimen. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 57: 70-82.
- Gómez, A. 2019. Variación a largo término (2002-2016) en la densidad y composición del mesozooplancton indica cambio de régimen en isla Margarita (Venezuela). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 48: 65-87.
- Gómez, A. 2022. Nueve décadas de explotación de sardina *Sardinella aurita* en Venezuela, revisión crítica. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 51(1): 171-192.
- Gómez, A. y A. Acero P. 2020. Comparación de las surgencias de la Guajira colombiana y del oriente venezolano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 49: 131-172.

- Gómez, A. y A. Barceló. 2014. Crisis de la pesca de sardina en Venezuela: hidrografía y nutrientes al este de la isla de Margarita, una década de estudio (2003-2012). Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 53: 185-203.
- Gómez, A. y J. Chanut. 1988. Variación estacional de variables ecológicas en la bahía de Charagato, isla de Cubagua, Venezuela. Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle 48 (3): 73-104.
- Gómez, A. y W. González. 2008. Captura récord de sardina *Sardinella aurita* en la isla de Margarita, Venezuela. Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat., 169: 135-142.
- Gómez, A. y J. Pérez. 2021. La sardina *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847. Ciclo de vida en Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 60: 32-56.
- Gómez, A., E. Izaguirre y O. Gómez. 2008. Ecología de caladeros, aspectos biológicos y pesca (2003-2006) de sardina *Sardinella aurita* (Pisces: Clupeidae) en Nueva Esparta, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 47: 113-128.
- Gómez, A., A. Barceló y E. Mata. 2012. Condiciones hidrográficas (2007-2009) al sur de isla Margarita y Península de Araya como indicio de disminución de la fertilidad regional y posible afectación del recurso sardinero venezolano. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 51: 173-186.
- Gómez, A., E. Mata y O. Gómez. 2014. Crisis de la pesca de sardina en Venezuela: variación de la biomasa del fitoplancton en el este de Margarita, una década de estudio (2003-2012). Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 53: 25-36.
- Gómez, A., E. Mata y A. Barceló. 2016. Ecología costera al sureste de isla Margarita, Venezuela (abril 2012–mayo 2014). Bol. Invest. Mar. Cost., 45: 269-288.
- González, E. 1989. Producción primaria del fitoplancton y caracterización fisicoquímica de las aguas del cayo Dos Mosquises, Los Roques, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Venez. 51(2): 173-186.
- González, F., E. Zoppi y E. Montiel. 2006. Productividad primaria del fitoplancton en la bahía de Mochima, Venezuela. Invest. Mar. Valparaíso, 34(2): 37-45.
- González, W., N. Eslava, L. Troccoli y F. Guevara. 2016. Análisis de la pesquería artesanal de sardina (*Sardinella aurita*) en Venezuela. Tecnocienc. Chihuahua, 10: 81-89.
- Guzmán, R. y G. Gómez. 2000. Crecimiento, mortalidad y patrón de reclutamiento de *Sardinella aurita* en nororiente de Venezuela. Zootecn. Trop., 18: 129-144.
- Keerthi, M., C. Prend, O. Aumont and M. Levy. 2022. Annual variations in phytoplankton biomass driven by small-scale physical processes. Nat. Geosci. 15 (12): 1027-1033.
- Lorenzoni, L., R. Varela, D. Rueda, F. Müller-Karger, J. Rojas, L. Guzmán, Y. Astor y E. Montes. 2017. Cambios espaciales y estacionales en la hidrografía y biogeoquímica de la región de la Fosa de Cariaco. Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat., 74 (181-182): 103-124.
- Mandelli, E. and E. Ferraz. 1982. Primary production and phytoplankton dynamics in a tropical inlet, Gulf of Cariaco, Venezuela. Inst. Rev. Hydrobiol., 67(1): 65-85.
- Margalef, R. 1961. Hidrografía y fitoplancton de un área marítima de la costa meridional de Puerto Rico. Inv. Pesq., 18: 33-96.
- Margalef, R. 1965. Composición y distribución del fitoplancton. En: Estudios sobre el ecosistema pelágico del N.E. de Venezuela. Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle 25 (70, 71, 72): 139-206.
- Margalef, R. 1980. La biosfera entre la termodinámica y el juego. Omega, Barcelona. 236 p.
- Marín, B., C. Lodeiros, D. Figueroa y B. Márquez. 2004. Distribución vertical y abundancia estacional del microzooplancton y su relación con los factores ambientales en Turpialito, golfo de Cariaco, Venezuela. Rev. Cient. FCV-LUZ, 14(2): 133-139.
- Marval, J.L. y F. Cervigón. 2009. Actividad pesquera en el Estado Nueva Esparta. Fund. Mus. Mar, FUDECI, Acad. Cienc. Fís., Mat. Nat. Ven. ExLibris, Caracas. 123 p.
- Mendoza, J. 2015. Rise and fall of Venezuela industrial and artisanal marine fisheries: 1950-2010. Fish. Centre. Univ. British Columbia. Working Paper Ser. #2015-27, 15 p.
- Moigis, A. 1986. Variación de la producción primaria del fitoplancton en el golfo y en fosa de Cariaco, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 25(1-2): 115-126.
- Morris, M., A. Smith and H. Glover. 1981. Products of photosynthesis in phytoplankton off the Orinoco River and the Caribbean Sea. Limnol. Oceanogr., 26(6): 1034-1044.
- Müller-Karger, F. and R. Aparicio. 1994. Mesoscale processes affecting phytoplankton abundance in the southern Caribbean Sea. Cont. Shelf Res., 14, 199-221.
- Müller-Karger, F. y R. Varela. 1988. Variabilidad de la biomasa del fitoplancton en aguas superficiales del mar Caribe: Una perspectiva desde el espacio con el CZCS. Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle, 48(3): 179-201.
- Müller-Karger, F., C. McClain, T. Fisher, W. Esaias and R. Varela. 1989. Pigment distribution in the Caribbean Sea: Observations from space. Prog. Oceanogr., 23, 23-64, 1989.
- Müller-Karger, F., R. Varela, R. Thunell, M. Scantron, G. Taylor, J. Capelo, Y. Astor, E. Tappa, J. Akl y H. Tung-Yuan. 2004. Características de la fosa de Cariaco y su importancia desde el punto de vista oceanográfico. Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle 161-162: 215-234.
- Odriozola, A., R. Varela, Ch. Hu, Y. Astor, L. Lorenzoni and F. Müller-Karger. 2007. On the absorption of light in the Orinoco River plume. Cont. Shelf Res., 27: 1447-1464.
- Okuda, T. 1975. Características hidroquímicas del golfo de Santa Fe y áreas adyacentes. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 14 (2): 251-268.
- Okuda, T. 1978. Condiciones hidroquímicas de las aguas superficiales de la fosa de Cariaco y áreas adyacentes. FAO Fish. Rep., 200: 349-362.
- Okuda, T. 1981. Análisis hidroquímicos de la bahía de Pozuelo y sus áreas adyacentes, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 20(1 y 2): 11-22.
- Orfila A, C. Urbano-Latorre, J. Sayol, S. González-Montes, A. Cáceres-Euse, I. Hernández-Carrasco and Á. Muñoz. 2021. On the impact of the Caribbean counter current in the Guajira upwelling system. Front. Mar. Sci. 8:626823.
- Pinckney, J., C. Benítez, R. Thunell, F. Müller, L. Lorenzoni, L. Troccoli and R. Varela. 2015. Phytoplankton community structure and depth distribution changes in the Cariaco Basin between 1996 and 2010. Deep-Sea Res. Part I, 101: 27-37.
- Pineda, J. y A. Aguado. 1980. Variación mensual de la composición química del mejillón *Perna perna* (L.) cultivado y las condiciones ambientales de la bahía del Guamache, isla de Margarita, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. São Paulo, 29(2): 305-311.

- R Core Team. 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Rivas Rojas, T., J. Díaz, L. Troccoli, L. Charzeddine, S. Subero y A. Márquez. 2007. Variación diaria de algunas variables físico-químicas y de la biomasa del fitoplancton en una playa tropical, Cumaná, estado Sucre, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 46(1): 13-21.
- Robles Jarero, E. and M. Pérez Peña. 2021 Estimation of the phytoplankton biomass in Bahía Manzanillo, Colima (2016-2017). ECORFAN-J. Ecuador, (15): 30-36.
- Rodríguez Centeno, M., J. Díaz Ramos y L. Charzeddine. 2010. Biomasa y abundancia del fitoplancton en la isla La Tortuga, Dependencia Federal, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Ven., 49(1): 77-86.
- Rueda, D. 2012. On the spatial and temporal variability of upwelling in the southern Caribbean Sea and its influence on the ecology of phytoplankton and of Spanish sardine (*Sardinella aurita*). Ph.D. Thesis Univ. South Florida, USA. 168 p.
- Rueda-Roa, D. and F. Müller-Karger. 2013. The southern Caribbean upwelling system: Sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns, Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap., 78: 102–114. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2013.04.008>
- Rueda Roa, D., J. Mendoza, F. Müller-Karger, J. Cárdenas, A. Achury and Y. Astor. 2017. Spatial variability of Spanish sardine (*Sardinella aurita*) abundance as related to the upwelling cycle off the southeastern Caribbean Sea. PLoS One, 12(6): e0179984.
- Strickland, J. and T. Parsons. 1972. Practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can., 167: 310 p.
- Stromme, T. y G. Saetersdal. 1989. Prospecciones de los recursos pesqueros de las áreas de la plataforma entre Surinam y Colombia, 1988. Final Report Surveys R/V Dr. F. Nansen. NORAD/UNDP/FAO. Inst. Mar. Res., Bergen, Noruega. 145 p.
- Taylor, G., F. Müller-Karger, R. Thunell, M. Scranton, Y. Astor, R. Varela, L. Troccoli, L. Lorenzoni, K. Fanning, S. Haned and O. Doherty. 2012. Ecosystem responses in the southern Caribbean Sea to global climate change. PNAS, 109 (47): 19315-19320.
- Varela, R., F. Carvajal y F. Müller-Karger. 2003. El fitoplancton en la plataforma nororiental de Venezuela: 263-294. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.). La sardina (*Sardinella aurita*), medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela. IRD Editions, París. 549 p.
- Walsh, J., D. Dieterle, F. Müller-Karger, R. Bohrer, W. Paul, R. Varela, R. Aparicio, R. Díaz, R. Thunell, G. Taylor, M. Scranton, K. Fanning and E. Peltzer. 1999. Simulation of carbon-nitrogen cycling during spring upwelling in the Cariaco Basin. J. Geophys. Res., 104 (C4): 7807-7825.
- Wüst, G. 1964. Stratification and circulation in the Antillean Caribbean Basins. Part I. Columbia Univ.



ARTÍCULO / ARTICLE

Mediciones de la fuerza de blanco *ex situ* del pez espejo *Selene peruviana*

Ex Situ target strength measurements of the Peruvian moonfish *Selene peruviana*

Naldi Herrera^{1*}

0009-0006-2908-2136
nherrera@imarpe.gob.pe

Luis La Cruz²

0000-0002-2208-4538
luis.lacruz@ifop.cl

Mariano Gutierrez³

0000-0001-8500-717X
mgutierrez@ihma.org.pe

1. Instituto del Mar del Perú (Imarpe). Esq. Gamarra and General Valle s/n. Chucuito. Callao. Perú.
2. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
3. Instituto Humboldt de Investigación Marina y Acuicola (IHMA), Lima, Perú.

* Autor de correspondencia / Corresponding author

Recibido / Received: 07/03/2024

Aceptado / Accepted: 02/08/2024

Citación / Citation: Herrera, N.; La Cruz, L.; Gutierrez, M. 2025. Mediciones de la fuerza de blanco *ex situ* del pez espejo *Selene peruviana*. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 33-48

RESUMEN

Las mediciones de la fuerza de blanco (*TS*) son fundamentales para estimar distribución y abundancia de los recursos hidrobiológicos en evaluaciones realizadas mediante técnicas hidroacústicas. En este estudio, se realizaron mediciones de *TS ex situ* del pez espejo *Selene peruviana* en el área norte del Perú, frente a la playa Los Órganos (Piura) durante el otoño de 2015. El objetivo principal fue establecer una relación logarítmica lineal entre la longitud total (cm) del pez espejo y la energía acústica retrodispersada (*TS*, dB re1 m²), utilizando una ecosonda científica Simrad EK60 operando un transductor de haz dividido de 120 kHz. El valor experimental del *TS ex situ* promedio del pez espejo para ejemplares entre 10.9 y 17.6 cm con longitud promedio de 13.77 cm fue de -48.96 dB, con un intervalo de confianza de 95 % entre -50.10 y -48.06 dB. El modelo para la relación entre *TS*-Longitud fue $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) - 71.74 \text{ dB}$. Estos resultados son de relevancia tanto para ecólogos especializados en peces como para administradores e investigadores de recursos pesqueros. Por lo tanto, es crucial realizar un análisis más exhaustivo, incluyendo un mayor número de especies de peces costeros en este tipo de estudios.

Palabras clave: Fuerza de blanco, recursos costeros, FAO, stock, manejo.

ABSTRACT

Target strength (*TS*) measurements are fundamental to estimate the distribution and abundance of hydrobiological resources in hydroacoustic assessments. In this study, *ex situ TS* measurements of the Peruvian moonfish *Selene peruviana* were carried out in northern Perú, off Los Órganos beach (Piura), during the fall of 2015. The main objective was to determine a log-linear relationship between the total length (cm) of the moonfish and the backscattered acoustic energy, using a Simrad EK60 echo sounder operating a 120 kHz split beam transducer. The average *ex situ* experimental *TS* value for 10.9-17.6 cm with an average length of 13.77 cm was -48.96 dB, with a 95 % confidence interval between -50.10 and -48.06 dB. The model developed for the *TS*-length relationship was $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) - 71.74 \text{ dB}$. These results hold significant importance for fish ecologists and fishery resource managers and researchers. Therefore, it is paramount to perform a more thorough analysis, including a larger number of coastal fish species in this type of study.

Key words: Target strength, coastal resources, FAO, stock, management.

INTRODUCCIÓN

El pez espejo, *Selene peruviana*, pertenece a la familia Carangidae y posee un comportamiento bentopelágico. Estos organismos están caracterizados por formar cardúmenes, habitando tanto en el ambiente pelágico costero como el demersal, particularmente asociados a fondos arenosos de las costas de América. Su rango de distribución se extiende desde el sur de California (EE.UU.) y el Golfo de California (México) hasta la bahía de Chilca (Perú), con registros ocasionales en el Callao y el norte de Chile (Jaksic y Castro, 2010; Walker Jr et al., 2020). En la columna de agua se pueden localizar desde la superficie hasta aproximadamente 80 m de profundidad. Su alimentación principal es piscívora (engráulidos), además de crustáceos y otros invertebrados, especialmente cerca de la costa (Tripp-Valdez et al., 2012). Esta especie posee un alto valor económico y es objeto de explotación por parte de la pesquería para consumo humano directo, utilizando redes de cerco, arrastre y enmalle (Fischer, 1995; Fischer et al., 2004; Jiménez y Béarez, 2004; Martínez, 2005; Tripp-Valdez et al., 2012; Froese y Pauly, 2019). Su carne, al igual que la de otros miembros de la familia Carangidae, es muy demandada (Jiménez y Béarez, 2004). Además, es una de las especies incidentales (bycatch) más importantes en la pesquería de arrastre de menor escala en el Perú, en los arrastres de langostino en México (Madrid-Vera et al., 2007; Salazar et al., 2015) y en la flota sardinera cerquera en Ecuador (Mendoza-Nieto et al., 2023). El cambio climático ejerce influencia sobre las capturas del pez espejo; se ha observado que cuando la temperatura promedio del área aumenta, las concentraciones de esta especie disminuyen, y viceversa (Ubillus Bravo, 2015).

En un esfuerzo reciente, el gobierno peruano ha dirigido la medición del Índice de Reflexión Individual de peces, conocido en inglés como *Target Strength (TS)*, a través del Proyecto por Resultados (PpR) 2015 "Fortalecimiento de la Pesca Artesanal". Este proyecto se centra en los recursos costeros que abarcan aproximadamente 220 especies, siendo 80 % de ellas destinadas principalmente al consumo humano fresco. La medición de la reflectividad acústica, expresado en decibelios por metro cuadrado (dB/m²) (MacLennan et al., 2002), resulta esencial para la estimación de la distribución y abundancia de los recursos hidrobiológicos mediante estudios hidroacústicos (Simmonds y MacLennan, 2005). Este parámetro es crucial para la conversión del volumen de retrodispersión (S_v) (MacLennan et al. 2002) en abundancia de peces aplicando el

INTRODUCTION

The Peruvian moonfish, *Selene peruviana*, belongs to the family Carangidae and exhibits a benthopelagic behavior. These organisms are known for forming schools, inhabiting both pelagic and demersal environments, particularly associated with the sandy bottoms of America's coasts. Their distribution range spans from southern California (USA) and the Gulf of California (Mexico) to Chilca Bay (Peru), with occasional records in the Callao and northern Chile (Jaksic and Castro, 2010; Walker Jr et al., 2020). In the water column, they can be found from the surface down to approximately 80 m deep. Their main source of food is fish (engraulids), in addition to crustaceans and other invertebrates, especially near the coast (Tripp-Valdez et al., 2012). This species has high economic value and has been subjected to exploitation by fisheries for direct human consumption, using purse seines, trawls, and gillnets (Fischer, 1995; Fischer et al., 2004; Jiménez and Béarez, 2004; Martínez, 2005; Tripp-Valdez et al., 2012; Froese and Pauly, 2019). Their meat, as well as that of other members of the family Carangidae, is on high demand (Jiménez and Béarez, 2004). In addition, they are one of the most important bycatch species in small-scale trawl fisheries in Peru (Madrid-Vera et al., 2007; Salazar et al., 2015), in shrimp trawls in Mexico, and in the purse seine sardine fleet of Ecuador (Mendoza-Nieto et al., 2023). Climate change influences moonfish catches; it has been observed that, when the average temperature in the area increases, the concentrations of this species decrease, and vice versa (Ubillus Bravo, 2015).

In a recent effort, the Peruvian government has led the measurement of the individual fish reflection index, *i.e.*, target strength (*TS*), by means of the 2015 results-based project (PpR) named Strengthening Artisanal Fishing. This project focuses on coastal resources, which comprise approximately 220 species, with 80 % of them mainly destined for fresh human consumption. The measurement of acoustic reflectivity, expressed in decibels per square meter (dB/m²) (MacLennan et al., 2002), is essential for estimating the distribution and abundance of hydrobiological resources through hydroacoustic studies (Simmonds and MacLennan, 2005). This parameter is crucial for converting the backscattering volume (S_v) (MacLennan et al., 2002) into fish abundance by applying the hydroacoustic method. The swim bladder is responsible for approximately 95 % of the acoustic backscattering in fish (MacLennan et al., 1992; Simmonds and

método hidroacústico). La vejiga gaseosa es responsable de aproximadamente 95 % de la retrodispersión acústica de los peces (MacLennan *et al.*, 1992; Simmonds y MacLennan, 2005). En la mayoría de los peces, la vejiga gaseosa tiene como función principal regular la flotabilidad (Ona, 1990). El método *ex situ* se basa en medir el *TS* de peces en el eje del haz acústico, ya sea en jaulas o nadando en tanques. Por otro lado, a partir de los métodos *in situ* las mediciones acústicas se realizan en el ambiente natural de los peces. Para ambos casos (métodos *ex* o *in situ*) es necesaria la información de la estructura de tamaños mediante lances de pesca (Simmonds y MacLennan, 2005). A pesar de que el método *in situ* proporciona datos sobre el *TS* en condiciones naturales, presenta deficiencias inherentes que pueden resultar en mediciones sesgadas (Simmonds y MacLennan, 2005). En este contexto, los experimentos *ex situ* ofrecen un mayor control sobre la densidad y garantizan el aislamiento de las especies objetivo, permitiendo la medición de características específicas de la vejiga gaseosa, como especie, ángulo de inclinación, patrón de directividad, velocidad de natación y adaptación a la profundidad (Nielsen y Lundgren, 1999). Es importante destacar que en las mediciones *ex situ* siempre existe una incertidumbre acerca de cómo influye el comportamiento del pez en comparación con su entorno natural sobre las mediciones de *TS*.

Desde 1983, el Instituto del Mar del Perú (Imarpe) ha llevado a cabo evaluaciones acústicas de las principales especies pelágicas aplicando valores de *TS* obtenidos mediante experiencias *in situ* y *ex situ* de peces (Gutiérrez y Herrera, 1998; Castillo *et al.*, 2009). La experiencia acumulada en estas actividades se refleja en las estimaciones de biomasa de las especies pelágicas más relevantes en el Perú (Castillo *et al.*, 2021, 2022; Cuadros *et al.*, 2024). Sin embargo, en el caso de las especies costeras, la investigación en hidroacústica es limitada, con información disponible únicamente sobre su distribución geográfica en función de las capturas (Estrella *et al.*, 2000; Ganoza *et al.*, 2021). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es establecer una primera aproximación sobre la relación logarítmica lineal entre la longitud total del pez espejo y la energía acústica retro dispersada (*TS*-Longitud), utilizando una ecosonda científica mediante información recabada con experiencias *ex situ*. Este enfoque representa un avance significativo para la pesquería artesanal peruana.

MacLennan, 2005). In most fish, the main function of the swim bladder is to regulate buoyancy (Ona, 1990). The *ex situ* method is based on measuring the *TS* at the axis of the acoustic beam, be it in cages or swimming in tanks. On the other hand, *in situ* methods employ acoustic measurements in the natural environment of fish. For both cases (*ex* or *in situ* methods), it is necessary to obtain size structure information through fishing sets (Simmonds and MacLennan, 2005). Despite the fact that the *in situ* method provides *TS* data under natural conditions, it exhibits inherent differences that may lead to biased measurements (Simmonds and MacLennan, 2005). In this context, *ex situ* experiments offer better control over density and ensure the isolation of the target species, allowing for the measurement of specific swim bladder characteristics such as species, inclination angle, directivity pattern, swimming speed, and depth adaptation (Nielsen and Lundgren, 1999). It is important to highlight that, in *ex situ* measurements, there is always uncertainty regarding the way in which fish behavior with respect to their natural environment influences *TS* measurements.

Since 1983, the Peruvian Institute of the Sea (Imarpe) has conducted acoustic assessments of the main pelagic species, applying *TS* values obtained by means of *in* and *ex situ* experiments (Gutiérrez and Herrera, 1998; Castillo *et al.*, 2009). The experience accumulated in these activities is reflected in the biomass estimation of Peru's most relevant pelagic species (Castillo *et al.*, 2021, 2022; Cuadros *et al.*, 2024). However, in the case of coastal species, hydroacoustic research is limited, with available information primarily concerning the geographic distribution as a function of catches (Estrella *et al.*, 2000; Ganoza *et al.*, 2021). Therefore, the objective of this work is to establish a first approximation to the log-linear relationship between the total length of the moonfish and backscattered acoustic energy (*TS*-Length), using a scientific echo sounder and information collected during *ex situ* experiments. This approach represents a significant advancement for Peruvian artisanal fishery.

ÁREA DE ESTUDIO

Las mediciones de *TS ex situ* del pez espejo se realizaron en el área norte del Perú frente a la playa Los Órganos, departamento de Piura (04° 10.39' S - 081° 08.10' W) desde el 14 de mayo hasta el 2 de junio de 2015, a bordo del Buque de Investigación Científica (BIC) Luis Alberto Flores Portugal (**Figura 1**).

STUDY AREA

Ex situ TS measurements of the moonfish were conducted in the northern area of Peru, in front of Los Órganos beach, in the department of Piura (04° 10.39' S - 081° 08.10' W) between May 14th and June 2nd, 2015, on board the Luis Alberto Flores Portugal Scientific Research Vessel (SRV) (**Figure 1**).

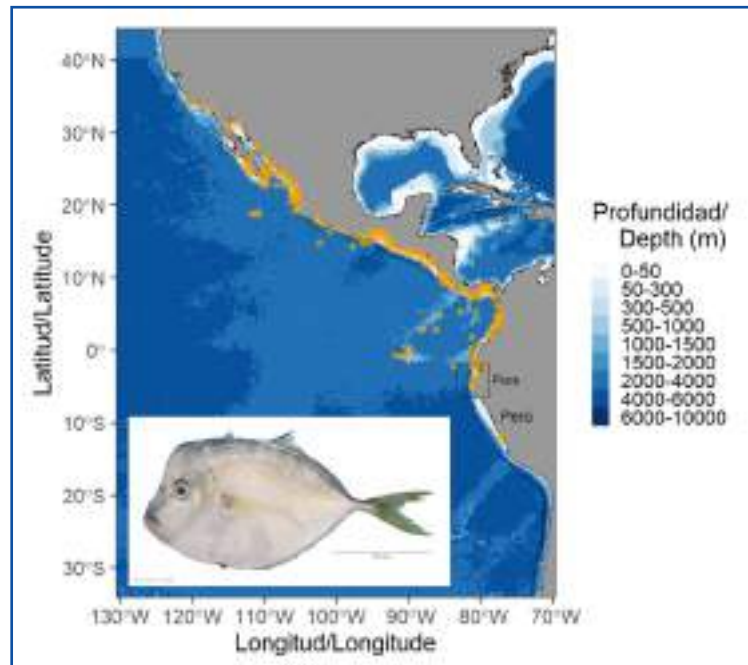


Figura 1. Área de estudio (Piura, Perú) de los experimentos de *TS ex situ* del pez espejo *Selene peruviana*. Los círculos en color naranja indican el rango de su distribución espacial (Fuente: www.fishbase.se).

Figure 1. Study area (Piura, Peru) of the Peruvian moonfish *Selene peruviana* *TS* experiments. The orange circles indicate the species' spatial distribution range (Source: www.fishbase.se).

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestras biológicas

Se analizaron 132 individuos del pez espejo, con un rango entre 10.9 y 17.6 cm de LT y una talla promedio de 13.77 cm. Con base en el total de pares de datos disponibles, obtenidos en el estudio, se estableció la relación entre la longitud y el peso totales para el pez espejo, ajustándose un modelo lineal (**Figura 2**), con un R^2 de 0.82 resultando los coeficientes de regresión $a = 0.02$ y $b = 2.88$. Los peces fueron capturados con embarcaciones artesanales (< 8 m de eslora) empleando artes de pesca tipo "cortina o enmalle". Las capturas se realizaron en zonas cercanas a la costa (0.18 – 3.6 km), habiéndose desarrollado el mayor número de capturas frente a la localidad "Peña del Mudo", Los Órganos. Posteriormente, los peces se mantuvieron en un tanque con agua de mar filtrada, durante un mínimo de 4 h para su aclimatación.

MATERIALS AND METHODS

Biological samples

132 moonfish individuals were analyzed, with a total length (TL) ranging between 10.9 and 17.6 cm and an average size of 13.77 cm. Based on the total data pairs available from the study, the relationship between the total length and weight of the moonfish was established, adjusting a linear model (**Figure 2**), with an R^2 of 0.82, obtaining the regression coefficients $a = 0.02$ and $b = 2.88$. The fish were captured from artisanal vessels (< 8 m in length) using curtain or gillnet-type fishing gears. The catches were performed in areas near the coast (0.18-0.36 km), with the majority occurring in front of the locality of Peña del Mudo, Los Órganos. Afterwards, the fish were kept in a tank with filtered seawater for a minimum of 4 h to acclimate.

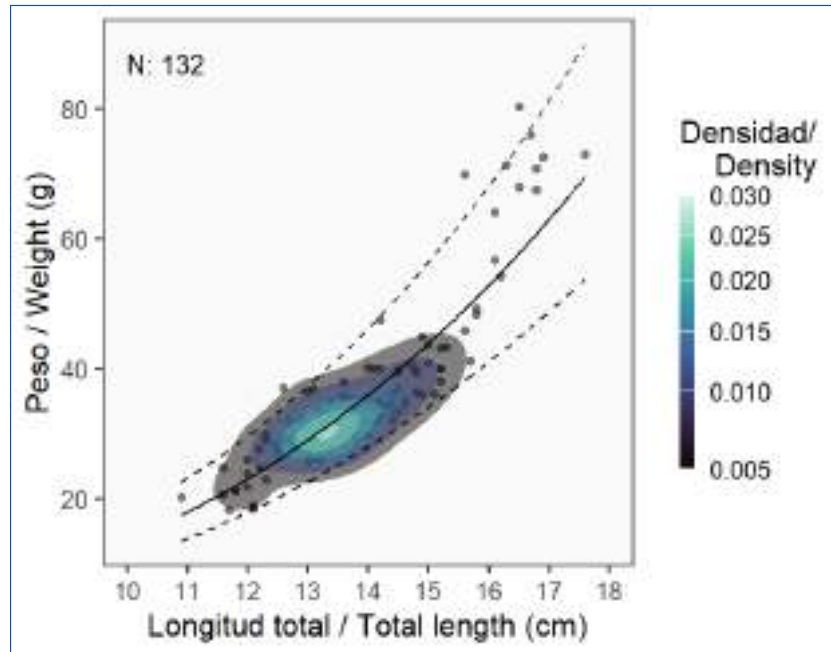


Figura 2. Relación longitud total (LT, cm) - peso (g) del pez espejo *Selene peruviana* utilizando la ecuación $W = a \times L^b$ donde W es el peso y L es la longitud total, a es el coeficiente de proporcionalidad y b es el coeficiente de alometría (Ricker, 1975). La línea continua representa el mejor ajuste e intervalos de confianza al 95 % (líneas punteadas).

Figure 2. Total length (TL, cm) - weight (g) relationship of the Peruvian moonfish *Selene peruviana*, as obtained using the equation $W = a \times L^b$, where W denotes weight, L is the TL, a is the proportionality coefficient, and b is the allometry coefficient (Ricker, 1975). The continuous line represents the best fit, and the 95 % confidence intervals are denoted by dashed lines.

Equipamiento acústico

Las mediciones de *TS ex situ* se realizaron utilizando una ecosonda científica Simrad EK60 (Simrad Kongsberg Maritime AS, Horten, Noruega) operando un transductor de 120 kHz de frecuencia. El transductor utilizado fue el ES120-7C, el cual posee un haz dividido estrecho de 3 dB de 7°. El mismo fue instalado en una plataforma flotante de la que se sostuvo una jaula de calibración de $1.2 \times 1.2 \times 1.2$ m (1.73 m^3 de volumen, ignorando la distorsión debido al estiramiento) construida con paños de monofilamento de 0.4 mm de diámetro, sumergida a ~10 m del transductor (Figura 3). Es importante destacar que la distancia entre los individuos insonificados y la cara radiante (10 m) excluye posibles mediciones inexactas a causa del campo cercano (~1.49 m) (Simmonds y MacLennan, 2005).

La ecosonda fue calibrada (raíz del error cuadrático medio: 0.19 dB) antes de los experimentos mediante un blanco patrón (esfera de cobre de 23 mm de diámetro la cual posee, a la frecuencia de trabajo, un *TS* de - 40.4 dB) (Foote et al., 1987; Simmonds y MacLennan, 2005; Demer et al., 2015). Durante las mediciones acústicas la ecosonda operó con las siguientes configuraciones: longitud de pulso 0.256 milisegundos, potencia 50 W e intervalo de muestreo de una emisión o ping/s.

Acoustic equipment

The *ex situ* *TS* measurements were carried out using a Simrad EK60 scientific echo sounder (Simrad Kongsberg Maritime AS, Horten, Norway) operating a transducer with a frequency of 120 kHz. The transducer employed was the ES120-7C, which has a narrow 3 dB split beam width of 7°. It was installed on a floating platform to which a $1.2 \times 1.2 \times 1.2$ m calibration cage was coupled (1.73 m^3 volume, neglecting the distortion due to stretching), built with 0.4 mm diameter monofilament nets and submerged at ~10 m from the transducer (Figure 3). It is important to highlight that the distance between the insonified individuals and the transducer face (10 m) excludes potential inaccurate measures due to the near field (~1.49 m) (Simmonds and MacLennan, 2005).

The echo sounder was calibrated (root mean square error: 0.19 dB) before the experiments by means of a target pattern (a 23 mm diameter copper sphere with a *TS* of - 40.4 dB at the working frequency) (Foote et al., 1987; Simmonds and MacLennan, 2005; Demer et al., 2015). During the acoustic measurement, the echo sounder operated with the following configuration: a 0.256 ms pulse length, 50 W power, and a sampling interval of 1 emission or ping per second.

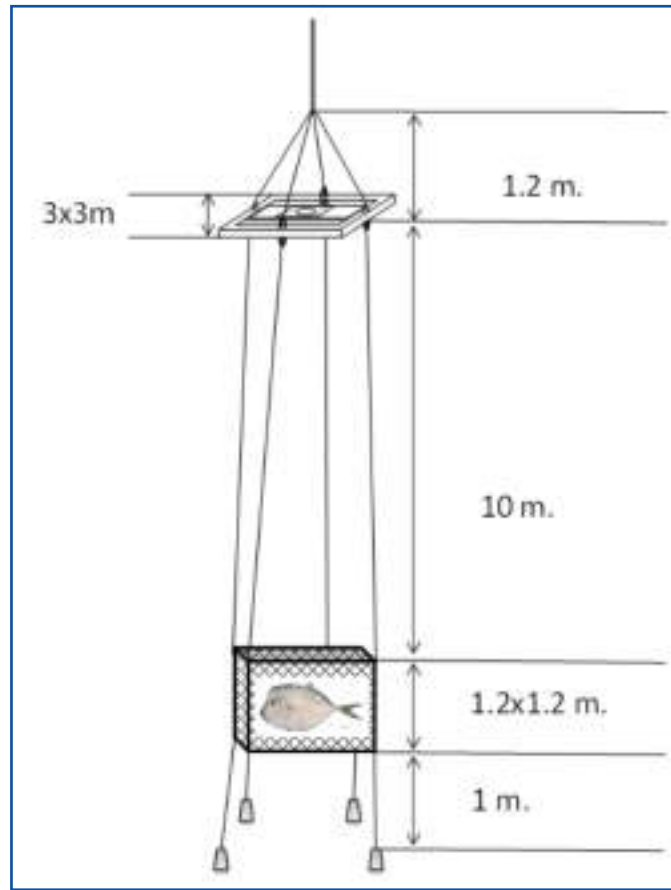


Figura 3. Configuración experimental para las mediciones de TS *ex situ* del pez espejo *Selene peruviana*.

Figure 3. Experimental setup for *ex situ* TS measurements of the Peruvian moonfish *Selene peruviana*.

Mediciones acústicas de la jaula vacía

Con la finalidad de obtener los valores de retrodispersión producidas por la jaula, se realizaron cuatro mediciones de la misma cuando se encontraba vacía (MacLennan *et al.*, 1998). Se determinó la normalidad de los datos acústicos con la prueba de Shapiro-Wilk y se evaluaron las posibles diferencias mediante la prueba de Kruskal-Wallis (Kronthaler *et al.*, 2021; Ahmad *et al.*, 2023).

Mediciones acústicas de la jaula de calibración con peces vivos

Los experimentos consistieron en realizar mediciones utilizando grupos de peces de diferentes tamaños: inicialmente con 10, seguidos por grupos de 20, 30, 40, y finalmente 50 peces vivos. Para los trabajos de instalación, el monitoreo del comportamiento y la disposición de los peces en la jaula de calibración se contó con un buzo científico. Asimismo, fue el encargado del abastecimiento de peces a la jaula durante los experimentos, captura de videos y fotografías acuáticas. Para este trabajo de monitoreo, se empleó

Acoustic measurement of the empty cage

With the purpose of obtaining the backscattering values produced by the cage, it was measured four times when empty (MacLennan *et al.*, 1998). The normality of the acoustic data was determined via the Shapiro-Wilk test, and the possible differences were evaluated by means of the Kruskal-Wallis test (Kronthaler *et al.*, 2021; Ahmad *et al.*, 2023).

Acoustic measurement of the calibration cage with live fish

The experiments consisted of taking measurements using groups of fish of different sizes. This was initially done with 10 fish, followed by groups of 20, 30, 40, and, finally, 50 live fish. For the installation work, behavior monitoring, and the arrangement of fish in the calibration cage, a scientific diver was employed. This diver was also in charge of supplying fish to the cage during the experiments, capturing videos, and taking underwater photographs. For this monitoring work, a Scuba diving system was employed, with two 2265 l bottles pressurized at 200 km/cm², which were loaded using

un sistema de buceo Scuba. Una cámara de video subacuática monitoreaba continuamente el movimiento de los peces en la jaula de calibración. Después de realizar las mediciones acústicas de los peces confinados en la jaula de calibración, se procedió a medir las tallas individuales de los peces. El objetivo fue comparar las distribuciones de las secciones transversales (TS) obtenidas de las mediciones acústicas con los histogramas de tamaños individuales de los peces. (Figura 4).

a Bauer high-pressure compressor. An underwater video camera continuously monitored the movement of the fish in the calibration cage. After the acoustic measurement of the fish confined in this cage, we measured their individual sizes. The objective was to compare the distribution of the transversal sections (TS) obtained from the acoustic measurements against the histograms of the individual fish sizes (Figure 4).

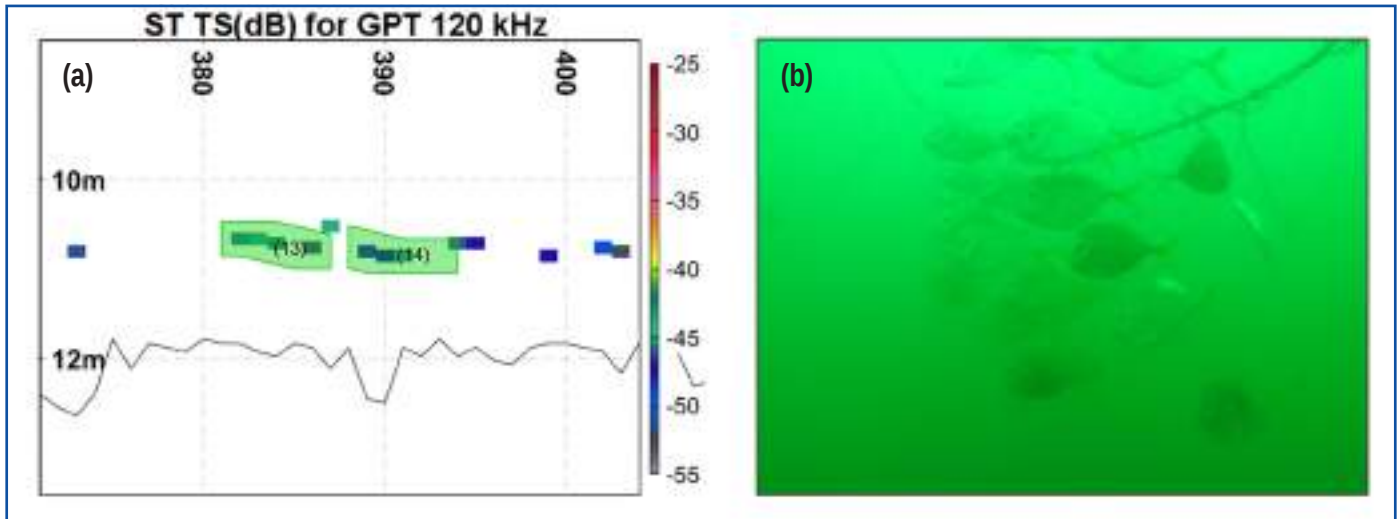


Figura 4. (a) Ecograma de 120 kHz con blancos individuales resueltos y las regiones 13 y 14 mostrando ecos continuos (fish tracking) del pez espejo *Selene peruviana*. El eje-x se refiere a la distancia en ping y el eje-y a la profundidad en metros. (b) Comportamiento de los peces espejo dentro de la jaula de calibración durante los experimentos de TS ex situ.

Figure 4. (a) 120 kHz echogram with single or resolved targets. Regions 13 and 14 show continuous echoes (fish tracking) of the Peruvian moonfish *Selene peruviana*. The x-axis refers to the distance in pings and the y-axis to the depth in meters. (b) Behavior of Peruvian moonfish within the calibration cage during ex situ TS experiments.

Procesamiento y análisis de datos

Los datos acústicos en formato .raw fueron analizados mediante el programa Echoview 5.2 (Myriax Soft. Pty. Ltd. 2016) (Kang, 2006; Harrison et al., 2015). Este programa permitió inicialmente la visualización, revisión y verificación de los ecogramas, posteriormente la sustracción del ruido e interferencias que pudieran sesgar la información obtenida. La detección de las regiones de ecointegración (NASC, m^2/mn^2) (MacLennan et al., 2002) fueron analizadas en intervalos de tiempo de 30 s con el programa Echoview. Además, el análisis Fish Tracking se llevó a cabo con el programa ESP3 versión 1.52.0 (Ladroit et al., 2020). El procesamiento de datos para la obtención de la ecuación de TS-Longitud (Simmonds y MacLennan, 2005) se sustentó siguiendo las recomendaciones realizadas por el International Council for the Exploration of the Sea (Ices) (Foote et al., 1987; Ehrenberg y Torkelson, 1996; MacLennan et al., 1998; Ona, 1999):

Data processing and analysis

The acoustic data, in .raw format, were analyzed using the Echoview 5.2 software (Myriax Soft. Pty. Ltd. 2016) (Kang, 2006; Harrison et al., 2015). This software initially allowed visualizing, reviewing, and verifying the echograms. Later, it enabled the subtraction of noise and interferences that could bias the information obtained. The detection of the echo-integration regions (NASC, m^2/mn^2) (MacLennan et al., 2002) was analyzed in 30 s intervals using Echoview. In addition, fish tracking analysis was carried out with the ESP3 software, version 1.52.0 (Ladroit et al., 2020). The data processing carried out to obtain the TS-Length equation (Simmonds and MacLennan, 2005) was supported by following the recommendations of the International Council for the Exploration of the Sea (Ices) (Foote et al., 1987; Ehrenberg and Torkelson, 1996; MacLennan et al., 1998; Ona, 1999):

Determinación del TS de los peces utilizando una jaula de calibración (Método 1)

El primer paso fue estimar el área de la jaula de calibración y la determinación de la constante sigma (σ) de los peces.

$$A = \frac{l^2}{1852^2} \quad (\text{mm}^2) \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde A es el área de la jaula de calibración (mm^2) y l es la longitud de la arista de la jaula (m).

$$\sigma = \frac{[(NASC_{Total} - NASC_{Jaula\ vacia}) \cdot A]}{N} \quad (\text{m}^2) \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde σ es la sección de retrodispersión promedio de los peces, N es el número de los peces; $NASC_{Total}$ es el valor ecointegrado generado por la jaula vacía más los peces ($NASC$, m^2/mm^2). Y $NASC_{Jaula\ vacia}$ es la ecointegración generada por la jaula vacía ($NASC$, m^2/mm^2).

$$TS = 10 \times \log_{10} \left(\frac{\sigma}{4\pi} \right) \quad (\text{dB re } 1\text{m}^2) \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde TS (dB) es la fuerza de blanco promedio de los peces. Luego, los valores de TS promedio de los experimentos fueron calculados en el dominio lineal y luego convertidos al dominio logarítmico en base 10.

Determinación del TS utilizando el método de seguimiento de peces (Método 2)

Con la finalidad de verificar el Método 1 se estimaron peces individuales o blancos resueltos a través del método de seguimiento de peces (*Tracked Target* o *Fish Tracking*) que incluyen los cambios de velocidad y profundidad de los peces (Ona, 1999; Reid, 2000; Ladroit et al., 2020) (Figura 4). Dicho análisis se realizó utilizando el programa ESP3 (Ladroit et al., 2020). Las ecuaciones utilizadas están basadas en documentos estándar de Echoview (Echoview Software Pty Ltd., Hobart, Australia). Los peces individuales se pudieron filtrar según los valores de umbral mínimo o máximo para cualquier propiedad acústica de los peces (*Single Target*) (Tabla 1).

Tabla 1. Configuración de identificación de peces individuales y las funcionalidades de los objetivos rastreados del programa ESP3.

Parámetros de los algoritmos / Algorithm parameters	Valor / Value
Fuerza objetivo / Single target	
Máxima profundidad del eco / Maximum echo depth (m)	15
Umbral mínimo de la fuerza objetivo / Minimum thresholding on target strength (dB re 1 m ²)	-55
Umbral máximo de la fuerza objetivo / Maximum thresholding on target strength (dB re 1 m ²)	-45

Determining the TS of the fish using a calibration cage (Method 1)

The first step was to estimate the area of the calibration cage and determine the sigma constant of the fish (σ).

$$A = \frac{l^2}{1852^2} \quad (\text{mm}^2) \quad (\text{Equation 1})$$

where A is the area of the calibration cage (mm^2), and l is the length of its edge (m).

$$\sigma = \frac{[(NASC_{Total} - NASC_{Jaula\ vacia}) \cdot A]}{N} \quad (\text{m}^2) \quad (\text{Equation 2})$$

where σ is the average backscattering section of the fish; N is the number of fish; $NASC_{Total}$ is the echo-integrated value generated by the empty cage plus the fish ($NASC$, m^2/mm^2); and $NASC_{Empty\ cage}$ is the echo-integration generated by the empty cage ($NASC$, m^2/mm^2).

$$TS = 10 \times \log_{10} \left(\frac{\sigma}{4\pi} \right) \quad (\text{dB re } 1\text{m}^2) \quad (\text{Equation 3})$$

where TS (dB) is the average target strength of the fish. Afterwards, the average TS values of the experiments were calculated in the linear domain and later converted into the base-10 logarithmic domain.

Determining the TS using the fish tracking method (Method 2)

In order to verify method 1, individual fish or resolved targets were estimated via the tracked target or fish tracking method, including the changes in the speed and depth of the fish (Ona, 1999; Reid, 2000; Ladroit et al., 2020) (Figure 4). This analysis was carried out using the ESP3 software (Ladroit et al., 2020). The equations used are based on Echoview's standard documents (Echoview Software Pty Ltd., Hobart, Australia). The individual fish could be filtered according to their minimum or maximum threshold values for any acoustic property (single target) (Table 1).

Tabla 1. Configuration for the identification of individual fish and the tracked target functionalities of the ESP3 software.

Parámetros de los algoritmos / Algorithm parameters	Valor / Value
Corrección máxima del patrón de haz / Maximum beam pattern correction (dB)	12
Longitud normalizada mínima del pulso / Minimum normalized pulse length	0.8
Longitud normalizada máxima del pulso / Maximum normalized pulse length	1.2
Máxima desviación estándar de la posición transversal / Maximum standard deviation of across position (°)	0.8
Máxima desviación estándar de la posición longitudinal / Maximum standard deviation of along position (°)	0.8
Objetivo rastreado / Tracked target	
Número mínimo de objetivos individuales en el trayecto / Minimum number of single targets in track	3
Número mínimo de pulsos en el trayecto / Minimum number of pings in track (ping)	3
Número máximo de espacios en el trayecto / Maximum number of gaps in track (ping)	1

Determinación del valor b_{20} de la relación TS -Longitud

Los valores promedio de TS de ambos métodos se calcularon en el dominio lineal y posteriormente se convirtieron al dominio logarítmico en base 10 y se aplicó la prueba $t.test()$ para calcular el TS promedio y sus intervalos de confianza. Además, se estimó la longitud promedio de los experimentos válidos para determinar el coeficiente b_{20} según la ecuación propuesta por Love (1977):

$$b_{20} = TS - 20 \times \log_{10}(L, cm) \text{ (dB) (Ecuación 4)}$$

RESULTADOS

Mediciones acústicas de la jaula de calibración y los peces vivos

Se realizaron cuatro mediciones acústicas de la jaula vacía, descartándose una experiencia causada por condiciones hidrometeorológicas desfavorables tales como viento, mareas y materia orgánica suspendida, entre otros (Figura 5). La prueba estadística de Kruskal-Wallis demostró que no existe diferencia entre las medianas de los valores acústicos (NASC, m^2/mn^2) en las tres mediciones de las jaulas vacías, por lo que se consideró como una muestra única, ($p = 0.34$, chi-cuadrado = 2.17), teniendo como resultado un valor ecointegrado de la jaula vacía de $3154.79 m^2/mn^2$. En el estudio de TS se seleccionaron tres experimentos con tamaños de grupos de 20, 30 y 50 peces, obteniéndose valores NASC cuyas medianas fueron $7724.15 m^2/mn^2$, $9219.11 m^2/mn^2$ y $16386.86 m^2/mn^2$, respectivamente (Figuras 5 y 6).

Determining the b_{20} value of the TS -Length relationship

The average TS values of both methods were calculated in the linear domain and later converted into the base-10 logarithmic domain. The $t.test()$ was applied to calculate the average TS and its confidence intervals. In addition, the average length of the valid experiments was estimated to determine the b_{20} coefficient, according to the equation proposed by Love (1977):

$$b_{20} = TS - 20 \times \log_{10}(L, cm) \text{ (dB) (Equation 4)}$$

RESULTS

Acoustic measurements of the calibration cage and the live fish

Four acoustic measurements were carried out in the empty cage, discarding an experience caused by unfavorable hydrometeorological conditions such as wind, tides, and suspended organic matter, among others (Figure 5). The Kruskal-Wallis statistical test demonstrated that there is no difference between the medians of the acoustic values (NASC, m^2/mn^2) for the three measurements of the empty cages, which is why they were considered as a single sample ($p = 0.34$, chi-square = 2.17), obtaining an echo-integrated value of $3154.79 m^2/mn^2$ for the empty cage. During the TS study, three experiments with group sizes of 20, 30, and 50 fish were selected, obtaining NASC values with medians of $7724.15 m^2/mn^2$, $9219.11 m^2/mn^2$, and $16386.86 m^2/mn^2$, respectively (Figures 5 and 6).

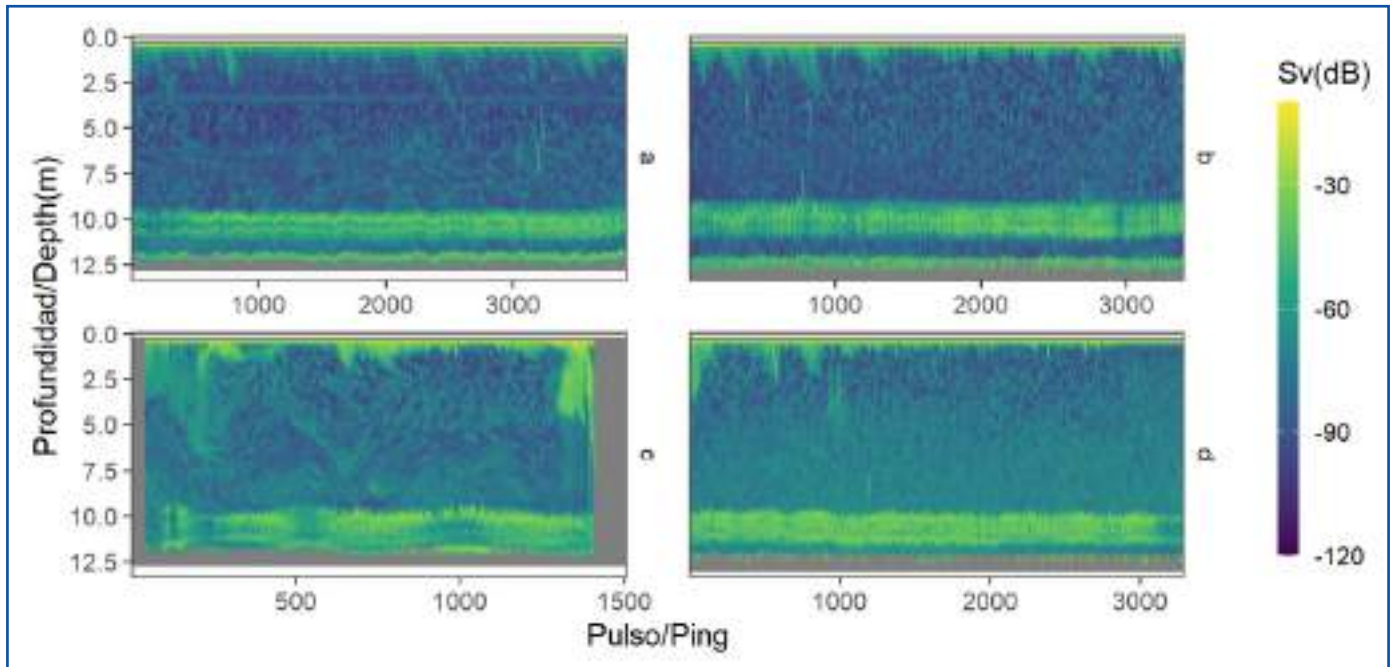


Figura 5. Ecograma de las mediciones acústicas de *TS ex situ*. (a) Jaula vacía localizada a una profundidad entre 9 y 11 m de la cara del transductor de 120 kHz. (b) Jaula de 20 peces. (c) Jaula de 30 peces y (d) jaula de 50 peces espejo. El eje-x representa el tiempo en pings y el eje-y la profundidad (m). La escala de colores representa la fuerza media del volumen de retrodispersión (S_v , dB).

Figure 5. Echogram of *ex situ TS* acoustic measurements. (a) Empty cage located at a depth between 9 and 11 m from the 120 kHz transducer face. (b) 20-fish cage, (c) 30-fish cage, and (d) 50-fish cage. The x-axis represents time in pings, and the y-axis represents depth in meters. The color scale represents the mean strength of the backscatter volume (S_v , dB).

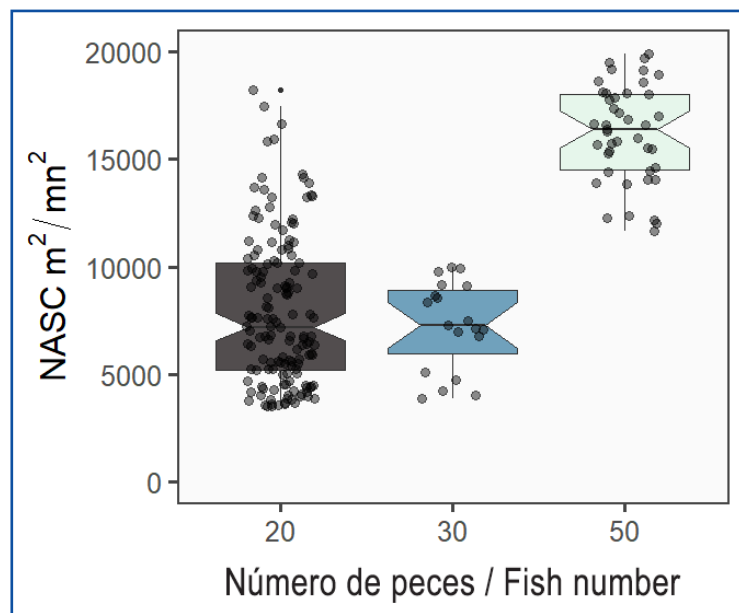


Figura 6. Diagrama de cajas de los valores ecointegrados (NASC, m^2/mn^2) de los experimentos de *TS ex situ* en jaulas de calibración con 20, 30 y 50 peces.

Figure 6. Boxplot of the echo-integrated *TS* values (NASC, m^2/mn^2) of the *ex situ* experiments in calibration cages with 20, 30, and 50 fishes.

A partir de los valores NASC, se estimaron los valores de *TS* para el método 1; mientras que, los valores de *TS* promedio del método 2, fueron estimados a partir de la técnica *tracked target*. A continuación, en la **Tabla 2** se muestran los resultados de los experimentos con los peces vivos:

Based on the NASC values, the *TS* values for method 1 were estimated, while the average *TS* values of method 2 were estimated through the tracked target technique. Next, **Table 2** shows the results of the experiments with the live fish:

Tabla 2. Resultados de los experimentos de *TS ex situ* en el pez espejo *Selene peruviana* basado en la ecuación $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) + b_{20}$ (Love, 1977).

Experimento / Experiment	1	2	3
Número de peces / Number of fish	20	30	50
Rango de la longitud / Length range (cm)	12.3-16.9	10.9-17.6	11.6-16.8
Longitud promedio / Average length (cm)	13.70	14.17	13.45
NASC (m^2/mn^2)	4569.36	6064.32	13232.07
Área de la jaula de calibración / Calibration cage area (mn^2)	4.20×10^{-7}	4.20×10^{-7}	4.20×10^{-7}
Método 1 / Method 1			
N (peces individuales) / Individual fish	149	19	43
Sigma (σ , m^2)	1.48×10^{-4}	1.80×10^{-4}	1.11×10^{-4}
TS (dB)	-49.30	-48.45	-50.83
Método 2 / Method 2			
N (peces individuales) / (Tracked fish)	74	319	3
TS (dB)	-48.28	-48.03	-49.45

Modelo TS-Longitud

El coeficiente b_{20} en la ecuación, $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) + b_{20}$, está determinado por el promedio de los valores de *TS* en cada experimento y métodos. El valor experimental del *TS ex situ* del pez espejo para ejemplares entre 10.9 y 17.6 cm con una longitud promedio de 13.77 cm fue -48.96 dB, con un intervalo de confianza de 95 % entre -50.10 y -48.06 dB. El modelo *TS*-Longitud en 120 kHz, para el pez espejo fue: $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) - 71.74\text{ dB}$ (Figura 7).

TS-Length model

The b_{20} coefficient in the equation $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) + b_{20}$ is determined by the average of the *TS* values in each experiment and method. The *ex situ* experimental *TS* value of the moonfish for specimens between 10.9 and 17.6 cm, with an average length of 13.77 cm, was -48.96 dB, with a 95 % confidence interval between -50.10 and -48.06 dB. The *TS*-Length model at 120 kHz for the moonfish was $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) - 71.74\text{ dB}$ (Figure 7).

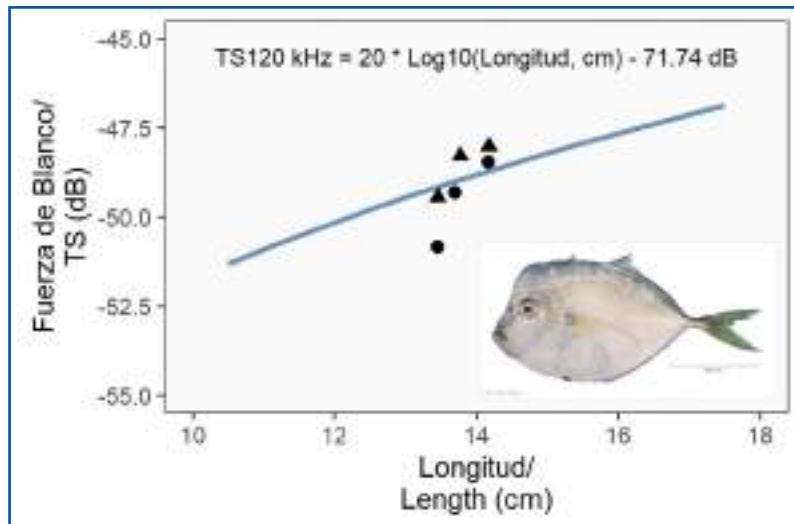


Figura 7. Modelo *TS*-Longitud del pez espejo a 120 kHz para un rango de tallas entre 10.9 y 17.6 cm (línea continua). La curva se ajusta a la función estándar $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) + b_{20}$ (Love, 1977). Los círculos y triángulos corresponden a los experimentos de los métodos 1 y 2, respectivamente. La fotografía del pez espejo pertenece a W. Elliot (Imarpe).

Figure 7. *TS*-Length model of the moonfish at 120 kHz for a size range between 10.9 and 17.6 cm (solid line). The curve fits the standard function $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) + b_{20}$ (Love, 1977). The circles and triangles correspond to the experiments of methods 1 and 2, respectively. The photograph of the Peruvian moonfish belongs to W. Elliot (Imarpe).

DISCUSIÓN

Diseño y configuración experimental

La tarea de mantener con vida las muestras de peces espejo a bordo resultó ser un desafío complejo. A pesar de ello, se considera que el número total de ejemplares monitoreados en el experimento *ex situ* (100) es adecuado para estimar con precisión estadística el valor de *TS ex situ* y medir con exactitud la longitud total. Debido a la suposición inicial de que los peces espejo podrían tener movimientos limitados producto de la profundidad relativa de la jaula, la misma fue revisada mediante observaciones visuales, indicando que los individuos nadaban de manera natural. Es relevante destacar la posibilidad de pérdida no lineal, especialmente en situaciones que involucran fuentes de alta potencia, alta frecuencia y alta directividad (Tichy *et al.*, 2003). Este rango de pérdidas no lineales se interpreta como el margen de posibles errores en la medición de *TS* en este estudio. Cabe señalar que las mediciones de *TS* en este estudio se llevaron a cabo con una potencia baja (inferior a 100 W) y a poca profundidad (~11 m). El *TS* promedio *ex situ* resultó ser de -48.96 dB (13.77 cm).

Por otro lado, es crucial tener en cuenta que este experimento representa la primera medición de fuerza de blanco realizada en el pez espejo, así como la primera realizada en una jaula construida íntegramente con paño de monofilamento, sin la presencia de aros metálicos que pudieran interferir con la detección de ecos débiles de los peces. A pesar del diseño y el material innovadores, los valores eco integrados de la jaula vacía fueron relativamente altos, registrando un valor de 3154.79 m²/mn².

Sesgos en las estimaciones *ex situ*

Los experimentos *ex situ* plantean algunas preocupaciones, como la posible alteración del comportamiento de los peces (y, por lo tanto, el posible sesgo de los valores promedios de *TS*) (Simmonds y MacLennan, 2005). Las variaciones de las mediciones acústicas de la **Figura 5** puede ser causado por la presencia de varios ángulos de inclinación de los peces. La jaula con 30 y 50 peces espejo mostraron una mayor variabilidad de los valores NASC (m²/mn²) pudiéndose deber al comportamiento o al patrón de olas dispersas reflejadas por los peces (Haslett, 1969; Love, 1977).

DISCUSSION

Experimental design and configuration

The task of maintaining the moonfish samples alive while on board turned out to be a complex challenge. In spite of this, we consider the total number of specimens (100) monitored in the *ex situ* experiment to be adequate for estimating the *ex situ* *TS* value with proper statistical accuracy and precisely measuring the total length. Given the initial supposition that the moonfish could have limited mobility due to the relative depth of the cage, a visual inspection was conducted, indicating that the individuals could swim naturally. It is important to highlight the possibility of nonlinear loss, especially in situations involving high power, frequency, and directivity (Tichy *et al.*, 2003). This range of nonlinear losses can be interpreted as the margin for possible errors in *TS* measurement in this study. It is worth pointing out that the measurements of this work were carried out at low power (less than 100 W) and depth (~11 m). The average *ex situ* *TS* was -48.96 dB (13.77 cm).

On the other hand, it is crucial to bear in mind that this experiment constitutes the first target strength measurement carried out for the moonfish, as well as the first conducted in a cage made entirely out of monofilament netting, without the presence of metal rings that could interfere with the detection of weak echoes from the fish. Despite the innovative design and materials, the echo-integrated values of the empty cage were relatively high, recording 3154.79 m²/nm².

Bias in the *ex situ* estimations

The *ex situ* experiments raise some concerns, such as the possible alteration of fish behavior (and, therefore, the potential bias in the average *TS* values) (Simmonds and MacLennan, 2005). The variations in the acoustic measurements shown in **Figure 5** may be caused by the various inclination angles of the fish. The cages with 30 and 50 moonfish showed a greater variability of the NASC values (m²/mn²), which may be due to the behavior or the pattern of scattered waves reflected by the fish (Haslett, 1969; Love, 1977).

Aplicación de la ecuación de TS en las evaluaciones hidroacústicas

El método hidroacústico ofrece un enfoque para identificar las agregaciones de peces y estimar sus densidades ayudando a los administradores pesqueros a priorizar los sitios y enfocar sus recursos en áreas que pueden tener un mayor valor de manejo (Simmonds y MacLennan, 2005; Costa *et al.*, 2014). Los hallazgos de este trabajo indican la necesidad de llevar a cabo investigaciones adicionales para perfeccionar la información acústica relacionada con el pez espejo. Es necesario analizar la dependencia *in situ* de la sección transversal con respecto a la profundidad y el ángulo de inclinación (Ona, 1990, 1999). Los resultados obtenidos *ex situ* deben ser interpretados con cautela antes de su aplicación en condiciones naturales. En este sentido, se sugiere seguir adelante con este tipo de pruebas, reconociendo que, por el momento, se consideran como experimentales, pero con la capacidad de ser aplicables en las evaluaciones hidroacústicas del pez espejo.

Plan de investigación futuro

Se sugiere la utilización de jaulas de mayores dimensiones en futuros experimentos con el propósito de permitir la inclusión de un mayor número y longitudes de peces. La metodología para ello se encuentra bien establecida gracias a investigaciones previas realizadas en otras especies pelágicas costero-demersales (Kang *et al.*, 2009; Grabowski *et al.*, 2012; Bakhtiar *et al.*, 2021; Sobradillo *et al.*, 2021). La implementación de técnicas de rastreo de peces podría enriquecer la comprensión del comportamiento de diversas especies, incluido el pez espejo.

Los resultados obtenidos mediante este enfoque podrían arrojar luz sobre aspectos cruciales del comportamiento de natación, tales como la velocidad y la dirección de los desplazamientos (tanto verticales como horizontales). En otros estudios, se presentan evidencias tanto de variaciones periódicas, como de migraciones verticales no compensadas, como de variaciones estacionales, causadas por el contenido graso y el desarrollo de las gónadas (Ona, 1999).

Esta información resulta fundamental para ecólogos especializados en peces, así como para administradores e investigadores de recursos pesqueros. En consecuencia, se hace imperativo llevar a cabo un análisis más exhaustivo mediante la inclusión en este tipo de estudios de un mayor número de especies de peces.

Applying the TS equation to hydroacoustic assessments

The hydroacoustic method offers an approach to identifying aggregations of fish and estimating their densities, thereby helping fisheries management to prioritize sites and focus their resources in areas that may have a greater management value (Simmonds and MacLennan, 2005; Costa *et al.*, 2014). The findings of this work indicate the need for conducting additional research aimed at perfecting the acoustic information on the moonfish. It is necessary to analyze the *in situ* dependence of the transversal section with respect to depth and the angle of inclination (Ona, 1990, 1999). The results obtained *ex situ* must be interpreted with caution before applying them under natural conditions. In this sense, we suggest moving forward with this kind of testing, acknowledging that, for now, it is regarded as experimental but may be applicable in the hydroacoustic evaluation of the moonfish.

Future research plan

We suggest larger cages in future experiments, with the purpose of allowing for the inclusion of a larger number of fish. The methodology for this is well-established thanks to previous research carried out on other coastal-demersal pelagic species (Kang *et al.*, 2009; Grabowski *et al.*, 2012; Bakhtiar *et al.*, 2021; Sobradillo *et al.*, 2021). The implementation of fish tracking techniques could enrich the understanding of the behavior of various species, including the moonfish.

The results obtained through this approach could shed light on crucial aspects of swimming behavior, such as the speed and direction of displacement (both vertical and horizontal). Other studies present evidence of periodic variations, uncompensated vertical migrations, and seasonal variations caused by fat content and gonad development (Ona, 1999).

This information is fundamental to ecologists specialized in fish, as well as to fishing resources administrators and researchers. As a consequence, it is imperative to perform a more thorough analysis by including a larger number of fish species in this type of study.

Finalmente, se podrían realizar tomografías computarizadas dirigidas a estudiar la morfología de la vejiga gaseosa del pez espejo. Esto permitiría concretar modelos computacionales y de esta manera, obtener valores de TS estimados. Estos podrían ser de gran utilidad para comparar con mediciones empíricas ya sea mediante experiencias *in situ* o *ex situ*.

CONCLUSIONES

La ecuación de fuerza de blanco para el pez espejo (*Selene peruviana*) con una longitud promedio de 13.77 cm y una frecuencia de 120 kHz se expresa de la siguiente manera: $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) - 71.74 \text{ dB}$. Los resultados derivados de este estudio tienen aplicaciones directas en las evaluaciones hidroacústicas del pez espejo. No obstante, es esencial repetir el experimento con tallas de peces que no estén contempladas en las actuales calibraciones. Además, se recomienda considerar los resultados existentes como provisionales hasta que se complementen con otras mediciones. Igualmente es importante destacar que antes de la presentación de dicha ecuación de TS , no se contaba con ninguna para ser aplicada durante el proceso de estimación de abundancia de peces mediante la implementación de técnicas hidroacústicas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias al financiamiento proporcionado por el Proyecto por Resultados (PpR) 2015 "Fortalecimiento de la pesca artesanal", otorgado por la Dirección General de Investigaciones de Recursos Demersales y Litorales (Dgird) a través del Área Funcional de Investigaciones en Peces Demersales Bentónicos y Litorales (Afipdbi), así como el Área Funcional de Hidroacústica (AFH) de la Dirección General de Investigaciones en Hidroacústica, Sensoramiento Remoto y Artes de Pesca (Dgihsa) y el Laboratorio Costero de Tumbes del Imarpe.

Finally, computerized tomographies could be carried out, aiming to study the morphology of the swimming bladder of the moonfish. This would allow defining computational models and thereby obtaining estimated TS values, which could be of great help in comparisons with both *ex* and *in situ* empirical measurements.

CONCLUSIONS

The target strength equation for moonfish (*Selene peruviana*) with an average length of 13.77 cm and a frequency of 120 kHz is expressed as follows: $TS_{120\text{ kHz}} = 20 \times \text{Log}_{10}(L, \text{cm}) - 71.74 \text{ dB}$. The results of this study have direct applications in the hydroacoustic assessment of the moonfish. Nevertheless, it is essential to repeat the experiment with fish sizes not contemplated in the current calibrations. In addition, we recommend considering the existing results as provisional until they are complemented with other measurements. Likewise, it is important to highlight that, before presenting the aforementioned TS equation, there was no expression that could be applied to the process of estimating fish abundance through hydroacoustic techniques.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was made possible by the funding provided by the 2015 Results-Based Project (PpR), titled *Strengthening Artisanal Fishing*, granted by the General Directorate for Research on Demersal and Littoral Resources (Dgird), through the Functional Area of Demersal, Benthic, and Littoral Fish Research (Afipdbi), as well as through the Functional Area of Hydroacoustics (AFH) of the General Directorate of Research on Hydroacoustics, Remote Sensing, and Fishing Gears (Dgihsa) and the Tumbes Coastal Laboratory of Imarpe.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Ahmad, W. M. A. W., F. M. M. Ghazali and M.A. Yaqoob. 2023. Basic statistical analysis using RStudio software. Penerbit USM.
- Bakhtiar, D., I. Jaya, H. Manik and H. Madduppa. 2021. Karakteristik hambur balik akustik pada ikan kakaktua (*Chlorurus sordidus*) melalui pengukuran secara ex-situ dengan metode akustik. Saintek Perikanan: Indones. J. Sci. Technol., 271–278. <https://doi.org/10.14710/ijfst.17.4.271-278>.
- Castillo, R., S. Peraltilla, A. Aliaga, M. Flores, M. Ballón, J. Calderón y M. Gutiérrez. 2009. Protocolo técnico para la evaluación acústica de las áreas de distribución y abundancia de recursos pelágicos en el mar peruano. Versión 2009. Bol. Inst. Mar. Perú, 36(1-2): 7–28. <https://hdl.handle.net/20.500.12958/2001>
- Castillo, R., M. Ñiquen, L. La Cruz, R. Guevara-Carrasco and G. Cuadros. 2021. Migration behavior of anchoveta (*Engraulis ringens*) in the Northern Humboldt Current System between September 2019 and September 2020. Lat. Am. J. Aquat. Res., 49(5): 702–716. <http://dx.doi.org/10.3856/vol49-issue5-fulltext-2669>
- Castillo, R., C. Peña, D. Grados, L. La Cruz, C. Valdez, M. Pozada and R. Cornejo. 2022. Characteristics of anchoveta (*Engraulis ringens*) schools in the optimum zone and the physiological stress zone of its distribution between 2011 and 2021. Fish. Oceanogr., 31(5): 510–523. <https://doi.org/10.1111/fog.12601>
- Costa, B., J. Taylor, L. Kracker, T. Battista and S. Pittman. 2014. Mapping reef fish and the seascape: Using acoustics and spatial modeling to guide coastal management. PLoS One, 9(1): e85555. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085555>
- Cuadros, G., R. Castillo, L. La Cruz, C. Valdez, C. Peña, G. Chacón, L. Escudero y J. Salcedo. 2024. Variabilidad de la anchoveta (*Engraulis ringens*) entre febrero y junio en la zona restringida a la pesca industrial en el inicio la primera temporada de pesca del 2022. Bol. Investig. Mar. Costeras, 53(1): 145–166. DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2024.53.1.1246>
- Demer, D.A., L. Berger, M. Bernasconi, E. Bethke, K. Boswell, D. Chu, R. Domokos. et al. 2015 Calibration of acoustic instruments. Ices Coop. Res. Rep. 326, 133 p. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-185>
- Ehrenberg, J. E. and T. C. Torkelson. 1996. Application of dual-beam and split-beam target tracking in fisheries acoustics. Ices J. Mar. Sci., 53(2): 329–334. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0044>
- Estrella, C., R. Guevara-Carrasco, W. Ávila, J. Palacios y A. Medina. 2000. Informe estadístico de los recursos hidrobiológicos de la pesca artesanal por especies, artes, meses y caletas durante el segundo semestre de 1999. Inf. Inst. Mar Perú, 151, 194 p. <https://hdl.handle.net/20.500.12958/1824>
- Fischer, L. G., L. E. D. Pereira y J.P. Vieira. 2004. Peixes estuarinos e costeiros (p. 131)
- Fischer, W. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental Vol.2. Roma, FAO, 647-1200.
- Footte, K., G. H. P. Knudsen, G. Vestnes, D.N. MacLennan and E.J. Simmonds. 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: A practical guide. Ices Coop. Res. Rep., 84 p.
- Froese, R. and D. Pauly. 2019. FishBase. *Selene peruviana* (Guichenot, 1866). Available from: www.fishbase.org/summary/SpeciesSummary.php?ID=1958&AT=espejo.
- Ganoza, F., R. Gonzales, A. Ramírez, E. Pinto y E. Pumachagua. 2021. Vulnerabilidad de los recursos hidrobiológicos durante el Niño Costero 2017 en zonas de la Región Lima. Inf. Inst. Mar Perú, 48(1): 115-138. <https://hdl.handle.net/20.500.12958/3525>.
- Grabowski, T. B., K. Boswell, B. McAdam, R. Wells and G. Marteinsdóttir. 2012. Characterization of Atlantic cod spawning habitat and behavior in Icelandic coastal waters. PLoS One, 7(12): e51321. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051321>
- Gutiérrez, M. y N. Herrera. 1998. Mediciones *in situ* de TS de diversas especies a finales del invierno de 1998. Crucero BIC Humboldt 9808-09. Inf. Inst. Mar Perú, 141. <https://hdl.handle.net/20.500.12958/1534>
- Harrison, L., M. Cox, G. Skaret and R. Harcourt. 2015. The R package EchoviewR for automated processing of active acoustic data using Echoview. Front. Mar. Sci, 2: 15. <https://doi.org/10.3389/fmars.2015.00015>
- Haslett, R. 1969. The target strengths of fish. J. Sound Vib., 9(2): 181–191. [https://doi.org/10.1016/0022-460X\(69\)90026-1](https://doi.org/10.1016/0022-460X(69)90026-1)
- Jaksic, F. y S. Castro. 2010. Ecología y biodiversidad de vertebrados de Chile: Análisis comentado de la Zoología de Claude Gay. Rev. Chil. Hist. Nat., 83(3): 323-333. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2010000300001>
- Jiménez, P. y P. Béarez. 2004. Peces marinos del Ecuador continental. Simbioe/NAZCA/IFEA Vol. 2. 406 p.
- Kang, D., S. Cho, C. Lee, J. Myoung and J. Na. 2009. *Ex situ* target-strength measurements of Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) in the coastal Northwest Pacific. Ices J. Mar. Sci, 66(6): 1219–1224. <https://doi.org/10.1093/icesjms/isp042>
- Kang, M. 2006. Current technology of fisheries acoustics based on analyzed acoustic data using SonarData's Echoview. 2006: 493–497. www.acoustics.asn.au/conference_proceedings/AASNZ2006/papers/p114.pdf
- Kronthaler, F. and S. Zöllner. 2021. Testing normal distribution with RStudio: 59-63. In Data analysis with RStudio: An easygoing introduction. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-62518-7>
- Ladroit, Y., P. Escobar-Flores, A. Schimel and R. O'Driscoll. 2020. ESP3: An open-source software for the quantitative processing of hydro-acoustic data. SoftwareX, 12: 100581. <https://doi.org/10.1016/j.softx.2020.100581>
- Love, R. H. 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. J. Acoust. Soc. Am., 62: 1397–1403. <https://doi.org/10.1121/1.381672>
- MacLennan, D.N. and E. Simmonds. 1992. Target strength. In: Fisheries Acoustics. Fish & Fisheries Series, Vol 5. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1558-4_6
- MacLennan, D., M. Gutiérrez, R. Castillo, F. Ganoza, A. Aliaga, L. Escudero, A. Gonzales y X. Chalén. 1998. Fuerza de blanco de anchoveta (*Engraulis ringens*) utilizando frecuencias de 38 y 120 kHz. Inf. Inst. Mar Perú, 133. <https://hdl.handle.net/20.500.12958/1474>
- MacLennan, D., P. Fernandes and J. Dalen. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. Ices J. Mar. Sci., 59(2): 365–369. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1158>
- Madrid-Vera, J., F. Amezcua and E. Morales-Bojórquez. 2007. An assessment approach to estimate biomass of fish communities from bycatch data in a tropical shrimp-trawl fishery. Fish. Res., 83(1): 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.08.026>

- Martínez, J. 2005. Manual de pesca blanca. 45 especies de interés comercial. Asociación de Exportadores de Pesca Blanca del Ecuador, ASOEXPEBLA.
- Mendoza-Nieto, K., C. Mila, S. Escofet and M. Carrera-Fernández. 2023. Reproductive cycle and sexual maturity size of landed *Selene peruviana* (Perciformes: Carangidae) on the coasts of the Ecuadorian Pacific. *Cienc. Mar.*, 49. <https://doi.org/10.7773/cm.y2023.3363>
- Nielsen, J. R. and B. Lundgren. 1999. Hydroacoustic ex situ target strength measurements on juvenile cod (*Gadus morhua* L.). *Ices J. Mar. Sci.*, 56(5), 627–639. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0515>
- Ona, E. 1990. Physiological factors causing natural variations in acoustic target strength of fish. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 70(1): 107–127. <https://doi.org/10.1017/S002531540003424X>
- Ona, E. 1999. Methodology for target strength measurements (With special reference to in situ techniques for fish and mikro-nekton). *Ices Coop. Res. Rep.* <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5367>
- Reid, D. G. 2000. Report on echo trace classification. *Ices Coop. Res. Rep.*, 238. 115 p. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5371>
- Ricker, W. E. 1975. The Fisheries Research Board of Canada—Seventy-five years of achievements. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32(8): 1465–1490. <https://doi.org/10.1139/f75-170>
- Salazar, M., G. Chacón, J. Alarcón, C. Luque, R. Cornejo y F. Chalking. 2015. Flota de arrastre de fondo de menor escala en la Región Tumbes. *Inf. Inst. Mar Perú*, 42(2): 185-219. <https://hdl.handle.net/20.500.12958/2973>
- Simmonds, J. and D. MacLennan. 2005. Fisheries acoustics: Theory and practice. Fish and Aquatic Resources. Wiley-Blackwell. <https://books.google.cl/books?id=1w5Lilr3NdoC>
- Sobradillo, B., G. Boyra, I. Pérez-Arjona, U. Martínez and V. Espinosa. 2021. *Ex situ* and *in situ* target strength measurements of European anchovy in the Bay of Biscay. *Ices J. Mar. Sci.*, 78(3): 782–796. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa242>
- Tichy, F. E., H. Solli and H. Klaveness. 2003. Non-linear effects in a 200-kHz sound beam and the consequences for target-strength measurement. *Ices J. Mar. Sci.*, 60(3): 571–574. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa242>
- Tripp-Valdez, A., F. Arreguín-Sánchez and M.J. Zetina-Rejón. 2012. The food of *Selene peruviana* (Actinopterygii: Perciformes: Carangidae) in the southern Gulf of California. *Acta Ichthyol. Piscat.*, 42(1): 1-7. <https://doi.org/10.3750/AIP2011.42.1.01>
- Ubillus Bravo, M. Z. 2015. Efecto del cambio climático sobre los volúmenes de desembarque de Las principales especies icticas desembarcadas en Cancas de 2000 A 2010. <http://repositorio.untumbes.edu.pe/handle/UNITUMBES/208>
- Walker H., P. Hastings, J. Hyde, R. Lea, O. Snodgrass and L. Bellquist. 2020. Unusual occurrences of fishes in the Southern California Current System during the warm water period of 2014–2018. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 236, 106634. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106634>



ARTÍCULO / ARTICLE

Valor y límites de los datos de registro botánico de la GBIF en el mapeo de la extensión de manglar mediante la clasificación KNN de imágenes de Sentinel-2

Value and limits of GBIF botanical occurrence data in mapping mangrove cover via the KNN classification of Sentinel-2 images

Julien Andrieu*

0000-0002-0031-1672

julien.andrieu@ifpindia.org

Oliver-James Crook

0009-0001-1607-1482

Institut Français de Pondichéry (CNRS MEA)

* Autor de correspondencia / Corresponding author

Recibido / Received: 01/12/2023

Aceptado / Accepted: 07/08/2024

Citación / Citation: Andrieu, J.; Crook, O-J. 2025. Valor y límites de los datos de registro botánico de la GBIF en el mapeo de la extensión de manglar mediante la clasificación KNN de imágenes de Sentinel-2. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 49-70

RESUMEN

En el contexto actual, que enfatiza la importancia de los datos de acceso abierto, este artículo busca realizar la primera evaluación de la efectividad de la base de datos de la Global Biodiversity Information Facility (GBIF) para entrenar clasificadores de imágenes satelitales multiespectrales de acceso abierto con el fin cartografiar la extensión de manglares. Se eligieron seis áreas en Australia, Benín, Brasil, Colombia, Malasia y EEUU por su densidad de datos de presencia de manglar y su proximidad con otras áreas de vegetación boscosa húmeda. Se utilizaron tres conjuntos de datos de acceso abierto: imágenes Sentinel-2, el visualizador de alta resolución de Google Earth y datos de presencia descargados del sitio de la GBIF. En primer lugar, se procesó un algoritmo de k-vecinos más cercanos (KNN), entrenándolo con píxeles circundantes de los datos de la GBIF. Luego, se compararon los resultados con los de una clasificación no supervisada (K-means). La exactitud de los dos métodos se evaluó mediante matrices de error de un proceso de fotointerpretación doble-ciego de imágenes de muy alta resolución obtenidas de Google Earth. El algoritmo KNN obtuvo índices κ de 0.85 a 0.94, muy similares a los del método no supervisado (de 0.95 a 0.96). La GBIF posee un conjunto de datos adecuado para lugares con información, por lo que se invita a la comunidad a llenar los principales vacíos geográficos en su base de datos.

Palabras clave: datos abiertos, manglar, cartografía, evaluación de precisión, GBIF.

ABSTRACT

In the current context, which emphasizes the importance of open-access data, this article aims to conduct the first evaluation of the effectiveness of the Global Biodiversity Information Facility's (GBIF) database for training open-access multispectral satellite image classifiers to map mangrove extent. Six areas in Australia, Benin, Brazil, Colombia, Malaysia, and the USA were selected for their density of mangrove occurrence data and their proximity to other areas with wooded humid vegetation. Three open-access datasets were used: Sentinel-2 images, Google Earth's high-resolution viewer, and occurrence data downloaded from the GBIF website. First, a k-nearest neighbors (KNN) algorithm was processed and trained with pixels surrounding the GBIF data. Then, the results were compared to those of an unsupervised classification (K-means). The accuracy of the two methods was assessed using error matrices from a double-blind photointerpretation of very high-resolution images obtained from Google Earth. The KNN algorithm achieved κ indices ranging from 0.85 to 0.94, very similar to those of the unsupervised method (between 0.95 and 0.96). The GBIF possesses a suitable dataset for areas with information, which is why the community is encouraged to fill the main geographical gaps in its database.

Keywords: open data, mangrove, mapping, accuracy assessment, GBIF.

INTRODUCCIÓN

La teledetección se aplica con gran regularidad al mapeo de manglares. Para dar algunos ejemplos, se ha aplicado en el mapeo de LULCC (Nababa *et al.*, 2020), en el mapeo a escala fina de árboles y parches de árboles de manglar posterior (Biswas *et al.*, 2020), en la estimación de la biomasa aérea forestal (Hu *et al.* 2020; Zhu *et al.* 2020; Pham *et al.* 2020) o en la caracterización fenológica (Younes-Cardenas *et al.* 2020). Al menos 10 artículos han realizado revisiones de la literatura en teledetección aplicada a manglares. En 1998, Green listó un conjunto de enfoques (incluyendo la distinción entre clasificación supervisada y no supervisada) y probó diferentes imágenes en un pequeño conjunto de estudios de caso. Heumann *et al.* (2001) y Kuentzer *et al.* (2001) hicieron especial énfasis en los datos –para entonces– nuevos (SAR, VHR) y en los métodos asociados (análisis de textura, OBIA). Los primeros abogaron por más colaboración con científicos en campo para la calibración, la validación y la interpretación de productos de teledetección, mientras que el segundo recomendó “actividades de levantamiento de terreno mediante muestreo aleatorio para verificar y calibrar los resultados de análisis de imágenes”. Purnamasayangasukasih *et al.* (2016) se centraron en comparar las resoluciones ópticas media y muy alta y los datos de radar, listando sus beneficios y limitaciones. Estos autores no compararon distintos métodos y no mencionaron los datos de campo en relación con la clasificación supervisada. Por su parte, Giri (2016) insistió en la multiplicación de los datos, en las oportunidades que brinda una mayor cantidad de datos y en la automatización con referencia al Google Earth Engine. A su vez, Cárdenas *et al.* (2017) profundizaron en las series de tiempo complejas para comprender mareas y estaciones y realizar monitoreo a largo plazo, destacando la importancia de una perspectiva integrada del ecosistema con base en datos de campo y recolectados por ciudadanos. Thakur (2018) y Pham (2019) exploraron los sensores y los métodos actuales, haciendo un llamado a enfocarse en la resolución espacial, en el potencial de las aplicaciones de múltiples sensores y en las oportunidades que brinda el aprendizaje automático. Wang *et al.* (2019) rastrearon la evolución de la investigación, desde los asuntos “simples” relacionados con la extensión de manglar hasta las “nuevas” problemáticas como la captura de carbono. Su trabajo concluyó con un llamado a la comunidad de investigación en manglares para ampliar el banco de conjuntos de datos de referencia estandarizados disponibles al público. Finalmente, Maurya *et al.*

INTRODUCTION

Remote sensing is very regularly applied to mangrove mapping. To give a few examples, it has been applied in LULCC mapping (Nababa *et al.*, 2020), in the fine-scale mapping of trees and tree patches in back mangroves (Biswas *et al.*, 2020), in aboveground biomass estimation in forests (Hu *et al.* 2020, Zhu *et al.* 2020, Pham *et al.* 2020), or in phenological characterization (Younes-Cardenas *et al.* 2020). At least 10 papers have conducted literature reviews regarding remote sensing applied to mangroves. In 1998, Green listed a set of approaches (including the distinction between supervised and unsupervised classification) and tested different images on a small set of case studies. Heumann *et al.* (2001) and Kuentzer *et al.* (2001) focused mainly on – by then – new data (SAR, VHR) and associated methods (texture analysis, OBIA). The former advocated for more collaboration with field scientists for the calibration, validation, and interpretation of remote sensing products, while the latter recommended “random-sampling ground-survey activities to verify and calibrate image-analyses results”. Purnamasayangasukasih *et al.* (2016) focused on comparing medium and very high optical resolutions as well as radar data, listing their benefits and limitations. These authors did not compare different methods and failed to mention field data in relation to supervised classification. On the other hand, Giri (2016) insisted on the multiplication of data, on the opportunities provided by larger amounts of data, and on automatization with reference to the Google Earth Engine. Cárdenas *et al.* (2017) delved into complex times series in order to understand tides and seasons and perform long-term monitoring, highlighting the importance of an integrated view of ecosystems based on field and citizen-collected data. Thakur (2018) and Pham (2019) explored the currently employed sensors and methods, calling for a focus on spatial resolution, on the potential of multi-sensor applications, and on the opportunities provided by machine learning. Wang *et al.* (2019) traced the evolution of research, from “simple” mangrove extension issues to “new” problematics such as carbon sequestration. Their work concluded with a call for the mangrove research community to enlarge the pool of publicly available, standardized ground-truth datasets. Finally, Maurya *et al.* (2020) also advocated for the use of multiresolution and multi-source image data and machine learning methods.

(2020) también abogaron por el uso de datos de imagen multi-resolución y multi-origen y métodos de aprendizaje automático.

Este resumen de 10 revisiones de la literatura revela dos cosas. La primera es que la teledetección aplicada a los manglares ha evolucionado rápidamente, adoptando una a una todas las nuevas tendencias, impulsada por artículos de revisión que insisten en la urgencia/necesidad de mantenerse al día.

Un problema de esta tendencia a recomendar la tecnología más reciente es que no ayuda a la comunidad de teledetección a adherirse a los principios FAIR y, en general, no favorece a la ciencia abierta. En efecto, repetir que la resolución más alta garantiza mejores resultados, en épocas en las que el campo de la VHR está liderado por actores privados, está cortando el acceso por parte de algunos académicos (especialmente en países de bajos ingresos y, en general, en países que asignan pocos fondos a la investigación) a algunos datos considerados por otros como los mejores. Este artículo, siguiendo los principios FAIR, tiene por objetivo probar únicamente datos de acceso abierto: datos satelitales abiertos, datos abiertos de observación en campo y algoritmos disponibles en *software* libre.

El segundo problema es que la mayoría de las revisiones se interesan únicamente en datos y algoritmos de teledetección. Ninguno de los trabajos anteriormente presentados analizó las fortalezas y debilidades de los datos de campo (ya sea como sitios de entrenamiento o de control); solo tres de ellos incluían un comentario general sobre su importancia. No obstante, los datos usados como sitios de control y/o entrenamiento son importantes, pues inciden en los resultados y en la capacidad de realizar evaluaciones de precisión. Esta debe ser una preocupación principal de los especialistas en teledetección (Yancho *et al.* 2020, Heumann *et al.* 2011).

Incluso sin analizar cuantitativamente el estado del arte sobre teledetección, se puede advertir fácilmente que las clasificaciones supervisadas son elegidas con más frecuencia por encima de las no supervisadas. En la mayoría de los estudios basados en métodos supervisados, los sitios de entrenamiento y/o control provienen de las propias imágenes. En el mejor de los casos, estos sitios son digitalizados con transparencia desde Google Earth (*i.e.*, describiendo los criterios de interpretación y/o presentándolos a manera de mapas o material suplementario). En el peor de los casos se utiliza la misma imagen para digitalizar el sitio de

This overview of 10 literature reviews reveals two things. The first one is that remote sensing applied to mangroves has quickly evolved, adopting, one by one, all the new trends, driven by review papers insisting on the urgency to stay up-to-date.

One issue with this trend towards recommending the newest technology is that it does not aid the remote sensing community in sticking to the FAIR principles, and, in general, it does not favor open science. Indeed, repeating that the highest resolution guarantees better results, in times when the field of VHR is led by private actors, is hindering access by some scholars (especially in low-income countries and, in general, in countries that allocate little funding to research) to some data regarded by others as the best. This paper, following the FAIR principles, aims to exclusively test open access data: open satellite data, open data from field observations, and algorithms available in free software.

The second issue is that most reviews only take interest in remote sensing data and algorithms. None of the above-presented works analyzed the strengths and weaknesses of field data (be it as training or control sites); only three of them included a general comment on their importance. Nonetheless, data used as control and/or training sites are important, as they influence the results and the ability to perform accuracy assessments. This should be a major concern of remote sensing specialists (Yancho *et al.* 2020; Heumann *et al.* 2011).

Even without a quantitative analysis of the state of the art on remote sensing, one can easily note that supervised classifications are more often selected over unsupervised ones. In most studies based on supervised methods, the training and/or control sites stem from the imagery itself. In the best of cases, these sites are transparently digitized from Google Earth (*i.e.*, describing the interpretation criteria and/or presenting them in the form of maps or supplementary material). In the worst cases, the same image is used to digitize the training site and to produce results and control sites. This last option might entail circular reasoning. Some rarer papers use field data, but these are, in general, very local studies (BihantaToosi *et al.* 2020; Quang *et al.* 2020; Zanvoet *et al.* 2021).

entrenamiento y producir resultados y sitios de control. Esta última opción puede generar un razonamiento circular. Algunos artículos menos comunes utilizan datos de campo, pero estos son, en general, estudios muy locales (BihantaToosi *et al.*, 2020; Quang *et al.*, 2020; Zanco *et al.* 2021).

En el universo de datos abiertos sobre biodiversidad, la Global Biodiversity Information Facility (GBIF, una red e infraestructura de datos internacional financiada por los gobiernos del mundo y orientada a proveer acceso abierto a datos sobre todos los tipos de vida sobre la tierra para cualquiera y en cualquier lugar) es un gran contribuyente, con 1 900 000 000 registros (*i.e.*, la observación de un individuo en un determinado momento y lugar) y 60 000 conjuntos de datos, así como 1700 instituciones editoras y 6000 artículos científicos utilizando estos datos en 2024.

Sobre esta base “un análisis metodológico poco común de la calidad de los datos utilizados para el entrenamiento, en el marco de un enfoque en satélites de acceso abierto entrenados con (diferentes) datos de la misma naturaleza” este artículo simplemente busca realizar un primer análisis de la eficiencia de la base de datos de la GBIF en el entrenamiento relacionado con el procesamiento de imágenes satelitales ópticas multi-espectro, con énfasis en el mapeo preciso de la extensión de manglar. Se aborda la siguiente pregunta: ¿pueden los datos de acceso abierto sobre registros botánicos de la GBIF mejorar la precisión del mapeo de manglares mediante teledetección con satélites de acceso abierto? Este artículo estimará la robustez de algunos de estos datos de campo como potencial conjunto de datos de entrenamiento, comparándolos con los de un método no supervisado. Si este artículo se mantiene al nivel de un conjunto pequeño y representativo de casos de estudio individualmente procesados (seis), dicha pregunta puede verse como la premisa de una cuestión mucho mayor: la posibilidad de que sistemas grandes de inteligencia artificial utilicen estos datos botánicos abiertos para entrenar aplicaciones de teledetección a escala global.

CASOS DE ESTUDIO, DATOS, MÉTODO

Se seleccionaron seis áreas de manglar ubicadas en Australia, Benín, Brasil, Colombia, Malasia y los EEUU (ver 1. a. iii.), de acuerdo con su densidad de datos de registro de manglar y la proximidad de otros tipos de vegetación boscosa húmeda (Figura 1). Más precisamente, se computó la densidad de puntos de

In the universe of open biodiversity data, the Global Biodiversity Information Facility (GBIF, an international network and data infrastructure funded by the world's governments and aimed at providing anyone, anywhere with open access to data about all types of life on Earth) is a major contributor, with 1 900 000 000 records (*i.e.*, the observation of one individual at a given time and place) and 60 000 datasets, as well as 1700 publishing institutions and 6000 scientific papers using these data as of 2024.

On such basis – a rare methodological analysis regarding the quality of the data used for training, within an approach focusing on open access satellites trained with (different) open-access data – this paper simply aims to perform a first assessment of the GBIF database's efficiency in training activities related to the processing of multispectral optical satellite imagery, with a focus on accurate mangrove extension mapping. The following question is addressed: can the GBIF's open-access botanical occurrence data enhance the accuracy of mangrove mapping via remote sensing with open-access satellites? This paper will estimate the robustness of some of these field data as a potential training dataset, comparing them to those from an unsupervised method. If this paper stays at the level of a small representative set of individually processed case studies (six), such question can be regarded as the premise of a much larger issue: the possibility for large artificial intelligence systems to use the aforementioned data to train remote sensing applications on global scale.

STUDY CASES, DATA, METHOD

Six mangrove areas located in Australia, Benin, Brazil, Colombia, Malaysia, and the USA were selected (see 1. a. iii.) according to their mangrove occurrence data density and the proximity of other types of wooded humid vegetation (Figure 1). More precisely, each country's point density was computed. Among the countries with high density, we discarded all arid climates (since mangroves are much easier to map when surrounded by environments with little or no vegetation). Then, we searched for mangrove areas with a very large number of points. The final selection aimed to

cada país. Entre los países con una alta densidad, descartamos todos los climas áridos (debido a que los manglares son mucho más fáciles de mapear cuando están rodeados por ambientes con poca o ninguna vegetación). Posteriormente, buscamos áreas de manglar con un gran número de puntos. La selección final buscó abarcar todos los continentes. Así, los manglares no fueron escogidos por sus puntos comunes; por el contrario, fueron escogidos para cubrir su diversidad biogeográfica (atlántico vs. indo-pacífico). Los puntos comunes fueron los climas húmedos, los bosques densos y los humedales alrededor de los manglares.

cover all continents. Thus, the mangroves were not selected for their common points but, on the contrary, while aiming to cover their biogeographical diversity (Atlantic vs. Indo-Pacific). The common points were the humid climates, dense forests, and wetlands surrounding the mangroves.

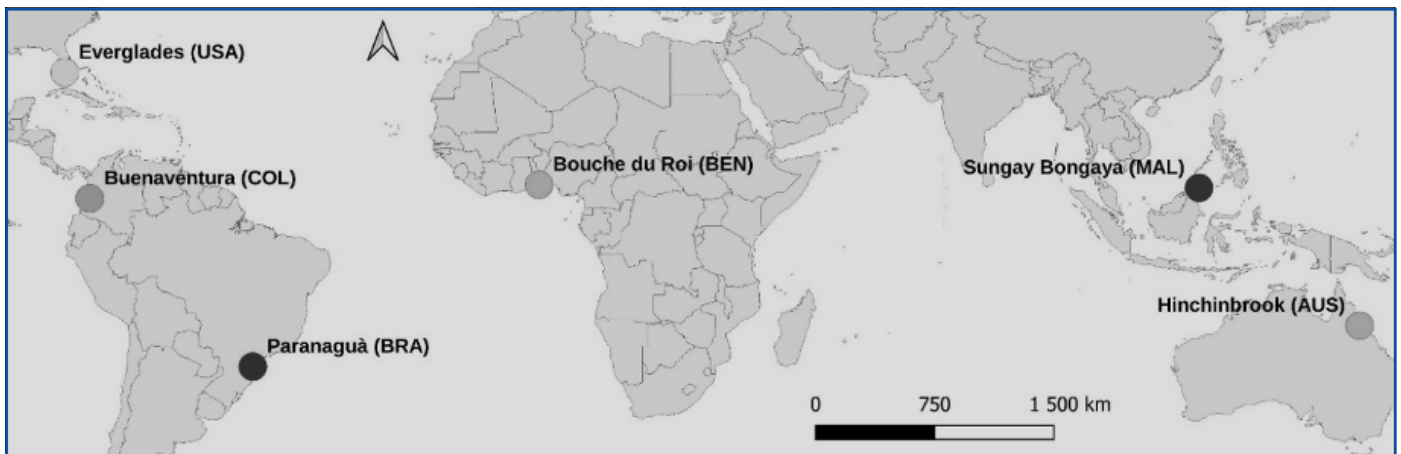


Figura 1. Mapa de seis casos de estudio con una alta densidad de datos de GBIF y una probable confusión espectral entre manglar y vegetación continental circundante.

Figure 1. Map of six study cases with a high density of GBIF data and a probable spectral confusion between mangroves and surrounding continental vegetation.

Los manglares de los Everglades pertenecen a la región atlántica (*Rhizophora mangle*, *Avicenniagerminans* y *Lagunculariaracemosa*). Se encuentran entre los manglares más septentrionales del mundo y se consideran la mayor extensión continua de bosque de manglar protegido en el hemisferio occidental (Sklar et al., 2019). Los manglares de Buenaventura, en Colombia, se encuentran en la costa pacífica de Suramérica (*Rhizophora mangle*, *R. harrisonii*, *R. racemosa*, *Avicenniagerminans*, *Lagunculariaracemosa*, *Conocarpuserectus*, *Pelliceriarhizophorae* y *Mora oleífera*), y son conocidos por estar entre las copas de manglares más altas del mundo (Castellanos-Galindo et al., 2014). Los manglares de Paranaguá están ubicados en la costa atlántica de Brasil (*Rhizophora mangle*, *Avicenniagerminans* y *Lagunculariaracemosa*), cerca del límite más meridional. Son un sistema estuarino que se compone de dos cuerpos de agua principales, donde el manglar está principalmente ubicado en el borde interior del sistema (Faraco et al., 2010). Los manglares de Bouche du Roi (*Rhizophora mangle*

The mangroves of the Everglades belong to the Atlantic region (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, and *Laguncularia racemosa*). They are among the northernmost mangroves worldwide and are considered to be the largest contiguous protected mangrove forest extension in the western hemisphere (Sklar et al., 2019). In Colombia, the Buenaventura mangroves are located on the Pacific coast of South America (*R. mangle*, *R. harrisonii*, *R. racemosa*, *Avicennia germinans*, *L. racemosa*, *Conocarpus erectus*, *Pelliceria rhizophorae*, and *Mora oleífera*), and they are known to be among the highest mangrove canopies in the world (Castellanos-Galindo et al. 2014). The Paranaguá mangroves are located on the Atlantic coast of Brazil (*R. mangle*, *A. germinans*, and *L. racemosa*), close to its southernmost limit. They are an estuarine system comprising two main water bodies, with the mangrove mainly located at the inner edge of the system (Faraco et al. 2010). The Bouche du Roi (*R. mangle* and *A. germinans*) are situated in the southwestern part of Benin,

y *Avicenniagerminans*) están situados en la parte suroeste de Benín, en la zona costera, caracterizada por el clima guineo-congoleño, con dos temporadas lluviosas en un extenso sitio Ramsar (Zanvo et al., 2021). Los manglares de Sungai Bongaya en el estado de Sabah, Malasia, están ubicados en la región indo-pacífica y albergan 28 especies verdaderas de manglares en un clima ecuatorial muy húmedo (Phua et al. 2008). Por último, los manglares de Hinchbrook –por tanto, en la región indo-pacífica, dominados por *Rhizophorastylosa*, *Rhizophoraapiculata* y *Ceriops australis*– son una de las áreas contiguas más extensas de bosque de manglar en Australia (Clough, 1998).

Datos Sentinel-2

Sentinel-2, un componente del programa Copernicus de la Agencia Espacial Europea, suministra productos de teledetección con imágenes multiespectrales de alta resolución (Spoto et al., 2010), i.e., con una resolución espacial de 10 metros para sus bandas visible y de infrarrojo cercano y 20 metros para sus bandas de infrarrojo de onda corta. Además, el satélite tiene un tiempo de revisita de cinco días, único en su tipo, y una capacidad de cobertura global. Con 13 bandas que van desde el visible hasta el infrarrojo de onda corta, Sentinel-2 ofrece una buena resolución espectral, lo que lo hace ideal para una multitud de aplicaciones como la clasificación del uso del suelo, el monitoreo de la salud de los cultivos y la gestión forestal. Estos atributos, combinados con una política de datos abiertos y de libre acceso, han hecho de Sentinel-2 un recurso invaluable para la comunidad global de teledetección (Drusch et al., 2012). Todas las imágenes escogidas (Tabla 1) son del nivel 2A, lo que significa que han sido preprocesadas adecuadamente (desde la proyección hasta la corrección atmosférica).

in the coastal zone, which is characterized by the Guineo–Congolian climate, with two rainy seasons in a large Ramsar site (Zanvoet al. 2021). The mangroves of Sungai Bongaya, in the State of Sabah, Malaysia, are located in the Indo-Pacific region and harbor 28 true mangrove species in a very humid equatorial climate (Phua et al. 2008). Finally, the Hinchbrook mangroves – located in the Indo-Pacific region and dominated by *R.stylosa*, *R. apiculata*, and *Ceriops australis* – are one of the largest contiguous areas of mangrove forest in Australia (Clough, 1998).

Data Sentinel-2

Sentinel-2, a component of the European Space Agency's Copernicus program, provides remote sensing products with high-resolution multispectral imagery (Spoto et al. 2010), i.e., with a spatial resolution of 10 m for the visible and near-infrared bands and 20 m for its shortwave infrared bands. Additionally, the satellite has a unique revisit time of five days as well as a global coverage capability. With 13 bands ranging from visible to shortwave infrared, Sentinel-2 offers a good spectral resolution, making it ideal for a myriad of applications such as land cover classification, crop health monitoring, and forest management. These attributes, coupled with a freely accessible and open data policy, have made Sentinel-2 an invaluable resource for the global remote sensing community (Drusch et al., 2012). All the selected images (Table 1) are in the 2A level, meaning that they have been adequately pre-processed (from projection to atmospheric correction).

Tabla 1. Características de las imágenes de Sentinel-2 utilizadas.

Table 1. Characteristics of the Sentinel-2 images used.

País / Country	Caso de estudio / Case study	Fecha / Date	Referencia / Reference
Indonesia	Sungay Bongaya	04/06/2021	S2A_MSIL2A_20210604T022551_N0300_R046_T50NPM_20210604T055731
Benín	Bouche du Roi	29/12/2022	S2B_MSIL2A_20221229T101329_N0509_R022_T31NCH_20221229T125721
Colombia	Buenaventura	20/02/2022	S2A_MSIL2A_20220220T153621_N0400_R068_T18NTK_20220220T202405
EE. UU. / USA	Everglades	19/12/2022	S2A_MSIL2A_20221219T160701_N0509_R097_T17RMJ_20221219T220256
Brasil / Brazil	Paranaguá	15/11/2022	S2A_MSIL2A_20221115T132241_N0400_R038_T22JGS_20221115T183900

VHRS de Google Earth para evaluar la precisión

En aras de obtener datos para la evaluación de precisión, se digitalizó un conjunto de sitios de control (polígonos en formato vectorial) con base en un proceso de interpretación visual doble-ciego de imágenes de Google Earth, llevado a cabo por dos especialistas en teledetección (que no estuvieron involucrados en el procesamiento de Sentinel-2). El enfoque elegido (Cha y Park, 2007; Dorais y Cardille, 2011) para extraer información robusta de las imágenes satelitales de Google Earth siguió los pasos descritos a continuación (Figura 2).

Google Earth VHRS for accuracy assessment

To obtain data for the accuracy assessment, we digitized a set of control sites (polygons in vector format) based on a double-blind visual interpretation of Google Earth images carried out by two remote sensing specialists (who were not involved in Sentinel-2 processing). The approach selected (Cha and Park, 2007; Dorais and Cardille, 2011) for extracting robust information from the Google Earth satellite images followed the steps outlined below (Figure 2).

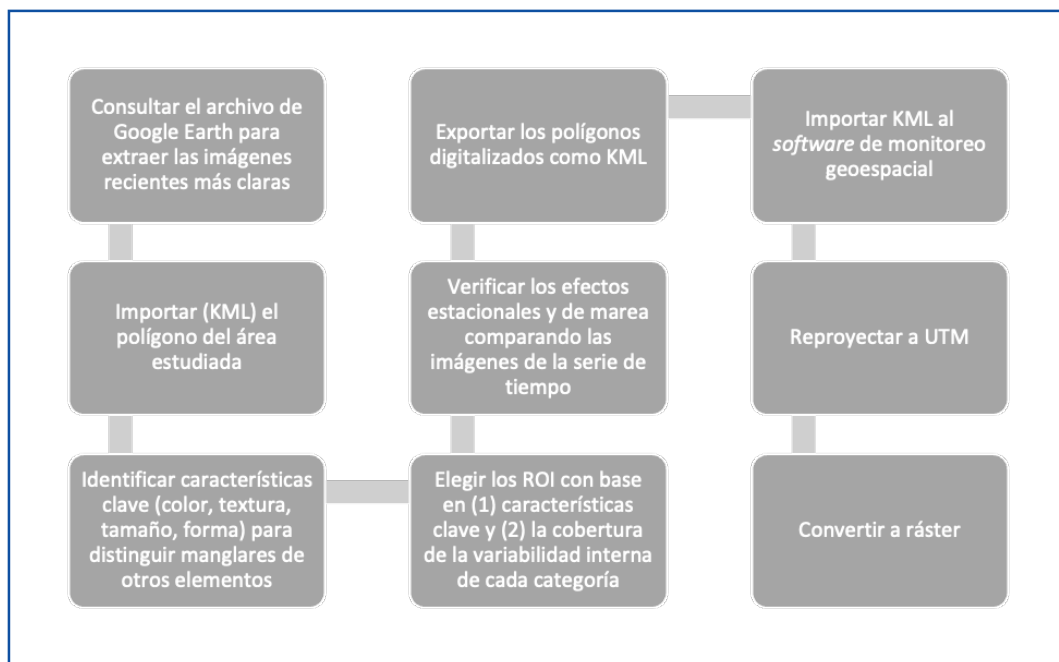


Figura 2. Diagrama de flujo de la interpretación visual de imágenes de Google Earth.

Figure 2. Flowchart of the Google Earth visual interpretation.

Google Earth brindó, para los seis sitios, varias imágenes VHR (separadas por unos cuantos meses) de buena calidad, permitiendo una clara distinción entre manglares (color verde oscuro, con textura oolítica densa y regular, usualmente rodeados por canales de agua) y otros elementos. Para cada uno de los seis sitios, una imagen reciente permitió cubrir adecuadamente el sitio, de modo que la calidad del material seleccionado para la foto-interpretación no fue debilitada por mosaicos de distintas imágenes.

Datos de registro de la Global Biodiversity Information Facility

Todos los registros de especies de manglar en el mundo fueron descargados del sitio de la GBIF (alrededor de 99 000 registros

Google Earth provided, for the six sites, several good-quality VHR images (which were a few months apart), enabling a clear distinction between mangroves (dark green, with dense and regular oolitic texture, usually surrounded by water channels) and other elements. For each of the six sites, a recent image allowed covering the site properly, so the quality of the material selected for photo-interpretation was not weakened by mosaics of different images.

Occurrence data from the Global Biodiversity Information Facility

All the occurrences of mangrove species in the world were downloaded from the Global Biodiversity Information Facility's

de especies de manglar verdaderas y aproximadamente 65 000 de manglar posterior o especies asociadas) (Figura 3). Este conjunto de datos tiene problemas significativos de precisión (*i.e.*, taxonomía, coordenadas). No se procedió con una curaduría completa de los datos globales. En cambio, solo se curaron los datos de los seis casos de estudio (ver sección 4.ii).

site (around 99 000 occurrences of true mangrove species and around 65 000 records of back mangroves or associated species) (Figure 3). This dataset exhibits significant accuracy issues (*i.e.*, taxonomy, coordinates). We did not proceed with a full curation of the global data. Instead, we only curated data on the six case studies (see section 4.ii).

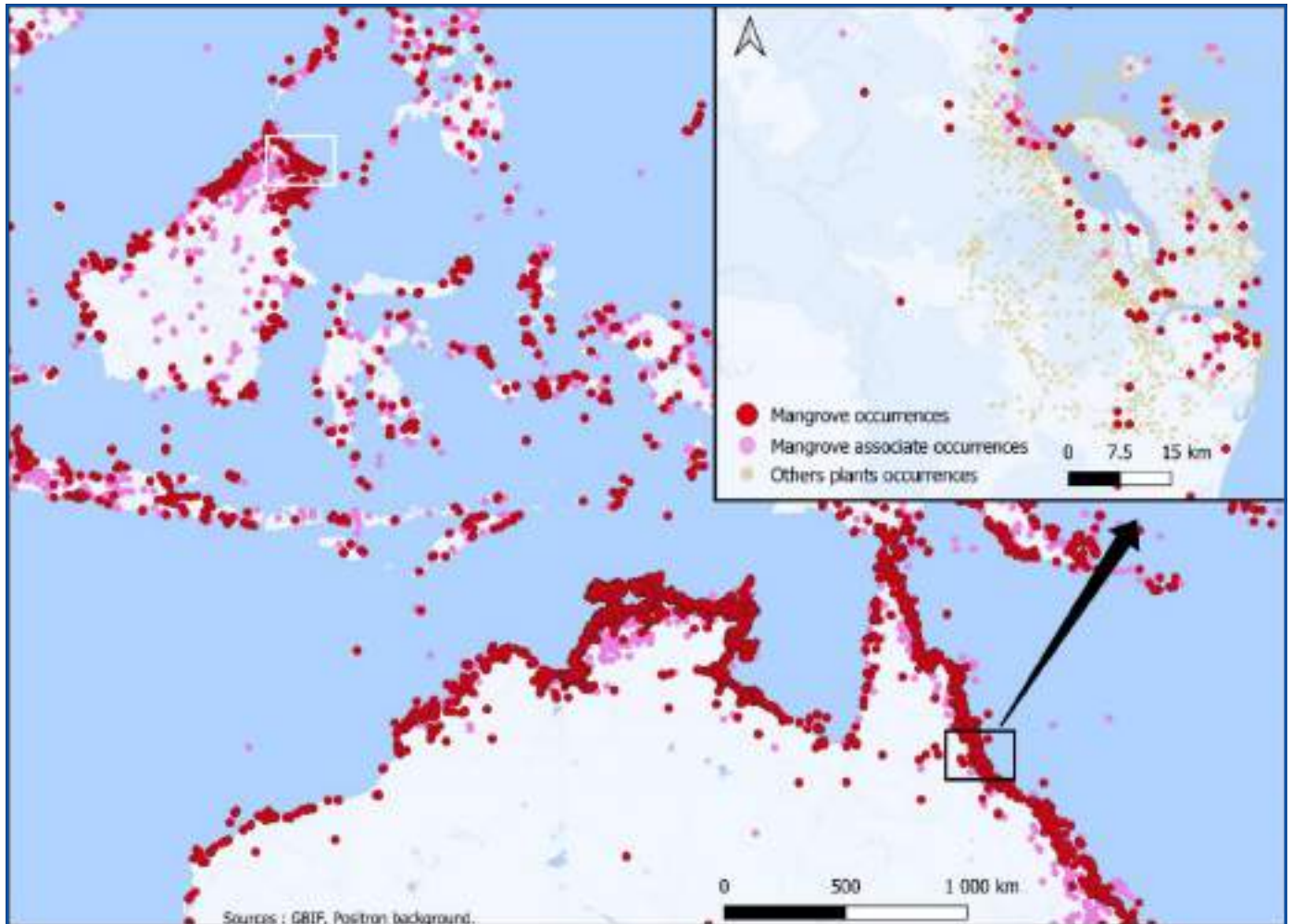


Figura 3. Visión general de la distribución espacial de datos de manglar verdadero y posterior provenientes de la GBIF para un caso de estudio. Se incluyen los registros de áreas no ocupadas por manglares.

Figure 3. Overview of the spatial distribution of true and back mangrove data from the GBIF and for a case study. Non-mangrove occurrences are also included.

El primer paso de la curaduría fue eliminar 394 registros de estas categorías: espécimen fósil, observación automática, referencia de material y muestra de material. El segundo paso se centró en las alertas propuestas por la GBIF. Se eliminaron 749 registros con alguna de estas alertas del conjunto de datos: “precisión de coordenadas inválida”, “latitud presuntamente negada”, “longitud presuntamente negada”, “coordenada presuntamente intercambiada”, “coincidencia de taxón de rango superior”, “metros de incertidumbre de la coordenada inválidos”.

The first curation step was to remove 394 occurrences from these different categories: fossil specimen, machine observation, material citation, and material sample. The second step focused on the warnings proposed by the GBIF. 749 occurrences with one of these warnings were removed from the dataset: “coordinate precision invalid”, “presumed negated latitude”, “presumed negated longitude”, “presumed swapped coordinate”, “taxon match higherrank”, “coordinate uncertainty meters invalid”.

Seguidamente, también se descargaron, para los seis sitios, todos los datos de registros botánicos (no pertenecientes a manglares) alrededor de los manglares (5 500-26 500 registros) ([Tabla 1](#)). Se aplicó la misma curaduría, eliminando 1199 registros. Los registros de los casos de estudio se presentan en la [Tabla 2](#).

Tabla 2. Datos de registro por caso de estudio.

País	Manglar verdadero / True mangrove	Manglar posterior / Back-Mangrove	No perteneciente a manglar / Non-mangrove
Brasil / Brazil	79	49	14 413
Malasia / Malaysia	176	119	9 455
Australia	303	199	5 546
Benín / Bénin	309	211	26 495
Colombia	2129	115	25 270
EE. UU. / USA	274	252	16 874

Método

En efecto, tras décadas de aplicaciones de teledetección, aún se presentan imprecisiones cuando los manglares están rodeados por bosques húmedos densos u otros humedales con biomasa vegetal alta ([Kuenzer et al., 2011](#); [Maurya et al., 2021](#)). Por ejemplo, Buenaventura solo fue mapeada con un índice *kappa* de 0.7 por [Perea-Ardila et al. \(2019\)](#), [Asbridge et al. \(2018\)](#) cartografiaron la extensión de manglar en Hinchinbrook con un índice *kappa* de 0.81 y [Han et al. \(2017\)](#) lo hicieron para los Everglades con un índice *kappa* de 0.82.

En vista del objetivo de evaluar el interés y los límites de los datos de GBIF para el entrenamiento en aplicaciones de mapeo de manglares, a manera de muestra de entrenamiento, se aplicó una clasificación k-vecinos más próximos (KNN) a los píxeles que rodeaban los datos de la GBIF definidos mediante segmentación de imágenes (i). Esto se comparó con el método de K-means apilados (SKM), en representación de las técnicas basadas exclusivamente en datos radiométricos.

Se realizó un proceso doble-ciego de foto-interpretación de imágenes VHR de Google Earth ([Figura 4](#)), generando polígonos georreferenciados digitalizados que se usaron como sitios de control, *i.e.*, sitios que permiten comparar los mapas con la “realidad”. La matriz de error generada con estos sitios de control permite comparar las dos clasificaciones ([Figura 4](#)).

Afterwards, for the six sites, all the botanical (non-mangrove) occurrence data surrounding the mangroves (5500 to 26 500 occurrences) were also downloaded ([Table 1](#)). The same curation process was applied, removing 1199 occurrences. The occurrences for the case studies are presented in [Table 2](#).

Table 2. Occurrence data by case study.

Method

Indeed, after decades of remote sensing applications, inaccuracies are still observed when mangroves are surrounded by dense humid forests or other wetlands with high vegetation biomass ([Kuenzer et al., 2011](#); [Maurya et al., 2021](#)). For example, Buenaventura was only mapped with a 0.7 *kappa* index by [Perea-Ardila et al. \(2019\)](#), [Asbridge et al. \(2018\)](#) mapped the mangrove extension in Hinchinbrook with a 0.81 *kappa* index, and [Han et al. \(2017\)](#) did the same for the Everglades with 0.82 *kappa* index.

As the objective was to evaluate the interest and limits of the GBIF data in training mangrove mapping applications, as a training sample, we applied k-nearest neighbor (KNN) classification to the pixels surrounding the GBIF data, as defined by image segmentation (i). This was compared against the use of a stacked k-means method (SKM) representing the techniques based only on radiometric data.

A double-blind photo-interpretation of Google Earth VHR images was carried out ([Figure 4](#)), generating digitized georeferenced polygons that were used as control sites, *i.e.*, sites that allow comparing maps to “reality”. The error matrix produced with these control sites allows comparing the two classifications ([Figure 4](#)).

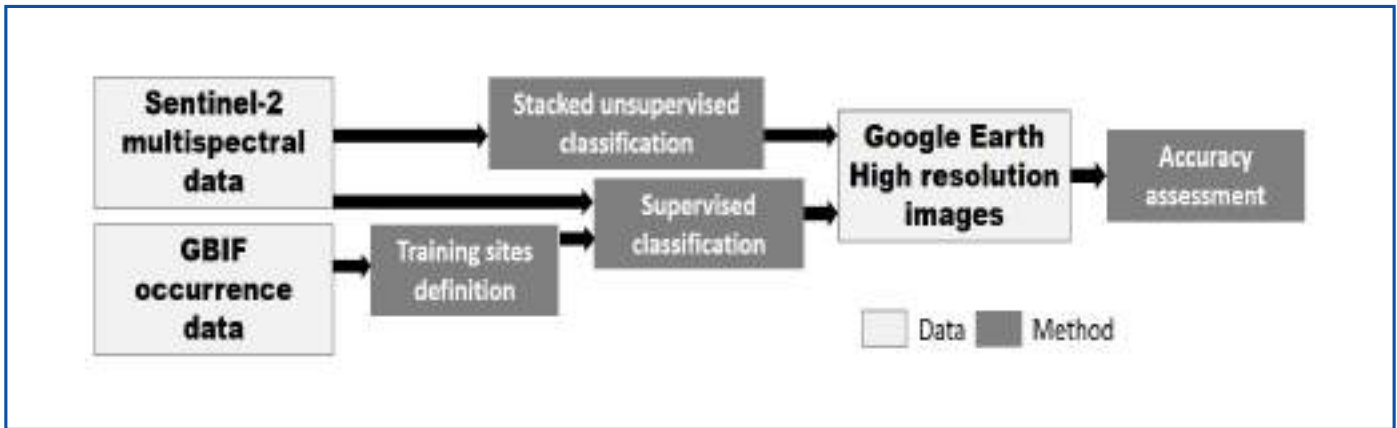


Figura 4. Diagrama de flujo del procesamiento de imágenes.

Figure 4. Image processing flowchart.

i. Clasificación no supervisada basada en análisis espectral

El primer método se basó exclusivamente en datos espectrales del satélite seleccionado (Sentinel-2), pues los métodos no supervisados han demostrado efectividad en la teledetección (Cohen *et al.* 2002; Lunetta *et al.* 2006; Zhang *et al.* 2005; Steininger *et al.* 2001; Huang *et al.* 2009; Loveland *et al.* 2000). Las publicaciones citadas destacan colectivamente la efectividad de los métodos no supervisados en la teledetección, haciendo énfasis en su capacidad de manejar tareas complejas y ofrecer soluciones en ausencia de grandes conjuntos de datos etiquetados. El procedimiento descrito en Andrieu (2018) brinda instrucciones detalladas paso a paso con ilustraciones adjuntas. Este artículo brinda una visión general concisa del procedimiento.

Este método se basa en el análisis de curvas radiométricas e imposibilita enfoques completamente automatizados. El proceso involucra la clasificación de píxeles en 15 categorías distintas utilizando el algoritmo K-means, implementado en el software Terrset®. Este gran número de clases permite asignar, de manera consistente, al menos una clase a cada tipo de cobertura de suelo en la tipología deseada. Por consiguiente, se obtiene una imagen de 15 clases y se recolectan estadísticas para cada una de ellas, las cuales se sintetizan en curvas radiométricas. Mediante el escrutinio de estas curvas, se pueden condensar aún más las 15 clases, alineándolas con la nomenclatura (agua, manglar, bosque continental, uso artificial del suelo y, si aplica, llanura mareal). Este enfoque ha sido utilizado por Diedhiou *et al.* (2020), Marega *et al.* (2021), Solly *et al.* (2021) y Valdez Achucarro *et al.* (2023). Ha demostrado ser robusto (Andrieu *et al.*, 2019) en comparación con métodos más simplistas (Carney *et al.*, 2013).

i. Stacked unsupervised classification based on spectral analysis

The first method was exclusively based on the use of spectral data from the selected satellite (Sentinel-2), as unsupervised methods have demonstrated their effectiveness in remote sensing (Cohen *et al.* 2002; Lunetta *et al.* 2006; Zhang *et al.* 2005; Steininger *et al.* 2001; Huang *et al.* 2009; Loveland *et al.* 2000). The cited publications collectively underscore the effectiveness of unsupervised methods in remote sensing, emphasizing their ability to handle complex tasks and offer solutions in the absence of large, labeled datasets. The procedure outlined in Andrieu (2018) provides detailed step-by-step instructions with accompanying illustrations. This paper provides a concise overview of the procedure.

This method hinges on the analysis of radiometric curves and precludes entirely automated approaches. The process involves the classification of pixels into 15 distinct categories, using the K-means algorithm as implemented in the Terrset® software. This large number of classes allows consistently assigning at least one class to each type of land cover in the desired typology. Consequently, a 15-class image is obtained, and statistics are collected for each of them, which are then synthesized in radiometric curves. By scrutinizing these curves, the 15 classes can be further condensed, aligning them with the nomenclature (water, mangrove, continental forest, artificial land use, and, when applicable, mudflats). This approach has been employed by Diedhiou *et al.* (2020), Marega *et al.* (2021), Solly *et al.* (2021), and Valdez Achucarro *et al.* (2023). It has proven to be robust (Andrieu *et al.* 2019) when compared to more simplistic methods (Carney *et al.* 2013).

El resultado de este paso inicial es la creación de un mapa preliminar de cobertura de suelo. Sin embargo, se debe admitir que este paso carece de la precisión deseada, lo que se debe principalmente a los retos inherentes de separar ciertos tipos de cobertura de suelo. En particular, hay distinciones espectrales limitadas entre algunos tipos, como es el caso de los manglares densos y algunas áreas boscosas en tierra seca, así como entre el suelo desnudo de color claro en tierra firme y algunas llanuras mareales secas. Para corregir esta limitación, procedimos a implementar un segundo paso que involucraba clasificaciones apiladas, con el fin de refinar progresivamente las definiciones de clase. En este proceso se generaron imágenes binarias, denominadas *máscaras* de aquí en adelante. Cada una de estas imágenes representaba una de las clases de cobertura del suelo. Para cada máscara, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) en todos los canales espectrales, en aras de incrementar las diferencias numéricas entre píxeles de la misma clase. Acto seguido, se llevó a cabo una clasificación K-means de seis clases. Esto mejoró el contraste radiométrico, aunado a un conteo de píxeles más pequeños, facilitando la identificación de píxeles mal clasificados en el paso inicial. Se logró, entonces, reasignar estos píxeles a su respectiva clase de la nomenclatura, con base en su comportamiento radiométrico (Andrieu, 2018).

ii. Clasificación supervisada utilizando datos de GBIF como muestra de entrenamiento

En estudios que aplican la teledetección en bosques, el algoritmo KNN es comúnmente empleado para integrar datos de campo de parcelas de muestra con datos de teledetección, con el fin de estimar variables forestales (Tomppo, 1991; Dasarathy, 1991; Franco-López *et al.*, 2001; Katila y Tomppo, 2001; Koukal, 2004). El método KNN, propuesto por Cover y Hart (1967), compara cada "píxel desconocido" que requiere estimación con "píxeles de parcela" de lotes terrestres conocidos. Se seleccionan los píxeles de la parcela k con las características espectrales más similares, y sus valores medios se utilizan como estimaciones para los píxeles desconocidos (Fazakas *et al.*, 1999; Kilki y Päivinen, 1987; McRoberts *et al.*, 2002). El método KNN es un enfoque no paramétrico que no asume ninguna distribución de píxeles en el espacio de características con respecto a variables forestales. Se necesitan números adecuados en los píxeles de parcela que corresponden a cada variable forestal para encontrar valores similares.

The outcome of this initial step is the creation of a preliminary land cover map. However, we acknowledge that this step lacks the desired precision, mainly due to the inherent challenges in separating certain land cover types. Notably, there are limited spectral distinctions between certain types, as is the case with dense mangroves and some wooded areas on dry land, as well as between light-colored bare soil on dry land and some dry mudflats. To address this limitation, we implemented a second step involving stacked classifications, with the purpose of progressively refining the class definitions. During this process, binary images were generated, hereafter referred to as *masks*. Each of these images represented one of the land cover classes. For each mask, a principal component analysis (PCA) was carried out on all spectral channels, in order to heighten the numeric differences between pixels of the same class. Subsequently, a six-class K-means classification was performed. This enhanced the radiometric contrast while also yielding a smaller pixel count, thereby facilitating the identification of misclassified pixels from the initial step. Thus, we managed to reassign these pixels to their corresponding nomenclature class based on their radiometric behavior (Andrieu, 2018).

Supervised classification using GBIF data as a training sample

In studies applying remote sensing to forests, the KNN algorithm is commonly employed to integrate field data from sample plots with remote sensing data, in order to estimate forest variables (Tomppo, 1991; Dasarathy, 1991; Franco-Lopez *et al.*, 2001; Katila and Tomppo, 2001; Koukal, 2004). The KNN method, proposed by Cover and Hart (1967), compares each 'unknown pixel' requiring estimation against 'plot pixels' from known terrestrial plots. The k-plot pixels with the most similar spectral characteristics are selected, and their mean values are used as estimates for the unknown pixel (Fazakas *et al.*, 1999; Kilki and Päivinen, 1987; McRoberts *et al.*, 2002). The KNN method is a non-parametric approach that does not assume any distribution of pixels in the feature space with respect to forest variables. Adequate numbers in the plot pixels corresponding to each forest variable are necessary for finding similar values.

Tabla 3. Regiones de interés (ROI) utilizadas para entrenar el algoritmo KNN.

País / Country	ROI de manglar (en píxeles) / Mangrove ROI (in pixels)	ROI de manglar (conteo) / Mangrove ROI (count)
COL	1586	25
MAL	3956	13
USA	3763	51
BRA	824	13
BEN	1780	39
AUS	2214	30

Table 3. Regions of interest (ROI) used for training the KNN algorithm.

Se utilizaron datos de la GBIF para entrenar el método KNN (**Tabla 3**). Para configurar un conjunto de datos de entrenamiento sin digitalizar manualmente las parcelas, procedimos a segmentar las imágenes (algoritmo de cuenca hidrográfica) en el *software* Terrset, donde

- Todas las bandas de Sentinel-2 tenían el mismo peso.
- La ventana móvil para calcular la capa de varianza se estableció en 3*3.
- Se dio el mismo peso a los factores de media y de varianza.
- El factor de tolerancia de similitud se estableció en 10 para garantizar segmentos pequeños y homogéneos.

Para seleccionar segmentos para los sitios de entrenamiento con base en los datos de registro de GBIF, se añadieron cinco capas de información geográfica (**Figura 5**):

- Una capa de ráster (composición en color de Sentinel-2)
- Una capa vectorial (polígono, segmentación de imagen)
- Tres capas vectoriales (puntos; registros de manglares verdaderos y posteriores y de flora continental)

Cada registro de manglar ubicado en (o muy cerca a) un segmento cuya interpretación visual tuviera sentido se incluyó como sitio de entrenamiento. Esto puede considerarse como el último paso de la curaduría de datos. Con base este conjunto de puntos, se produjeron las ROI presentadas en la **Tabla 3**.

Los sitios de entrenamiento y todas las bandas de Sentinel-2 se movilaron mediante un clasificador KNN.

We used the GBIF data to train the KNN method (**Table 3**). To set up a training data set while avoiding the manual digitization of plots, we segmented the images (watershed algorithm) in the Terrset software, where

- All the bands from Sentinel-2 had the same weight.
- The moving window to compute the variance layer was set as 3*3.
- The same weight was assigned to the mean and variance factors.
- The similarity tolerance factor was set at 10 to ensure small and homogeneous segments.

To select segments for the training sites based on the GBIF occurrence data, we added five layers of geographic information (**Figure 5**):

- One raster layer (color composite from Sentinel-2)
- One vector layer (polygon, image segmentation)
- Three vector layers (points; true mangrove, back mangrove, and continental flora occurrences)

Every mangrove occurrence located in (or very close to) a segment whose visual interpretation made sense was included as a training site. This can be regarded as the last step of the data curation process. Based on this set of points, the ROI presented in **Table 3** were produced.

The training sites and all the Sentinel-2 bands were mobilized via a KNN classifier.

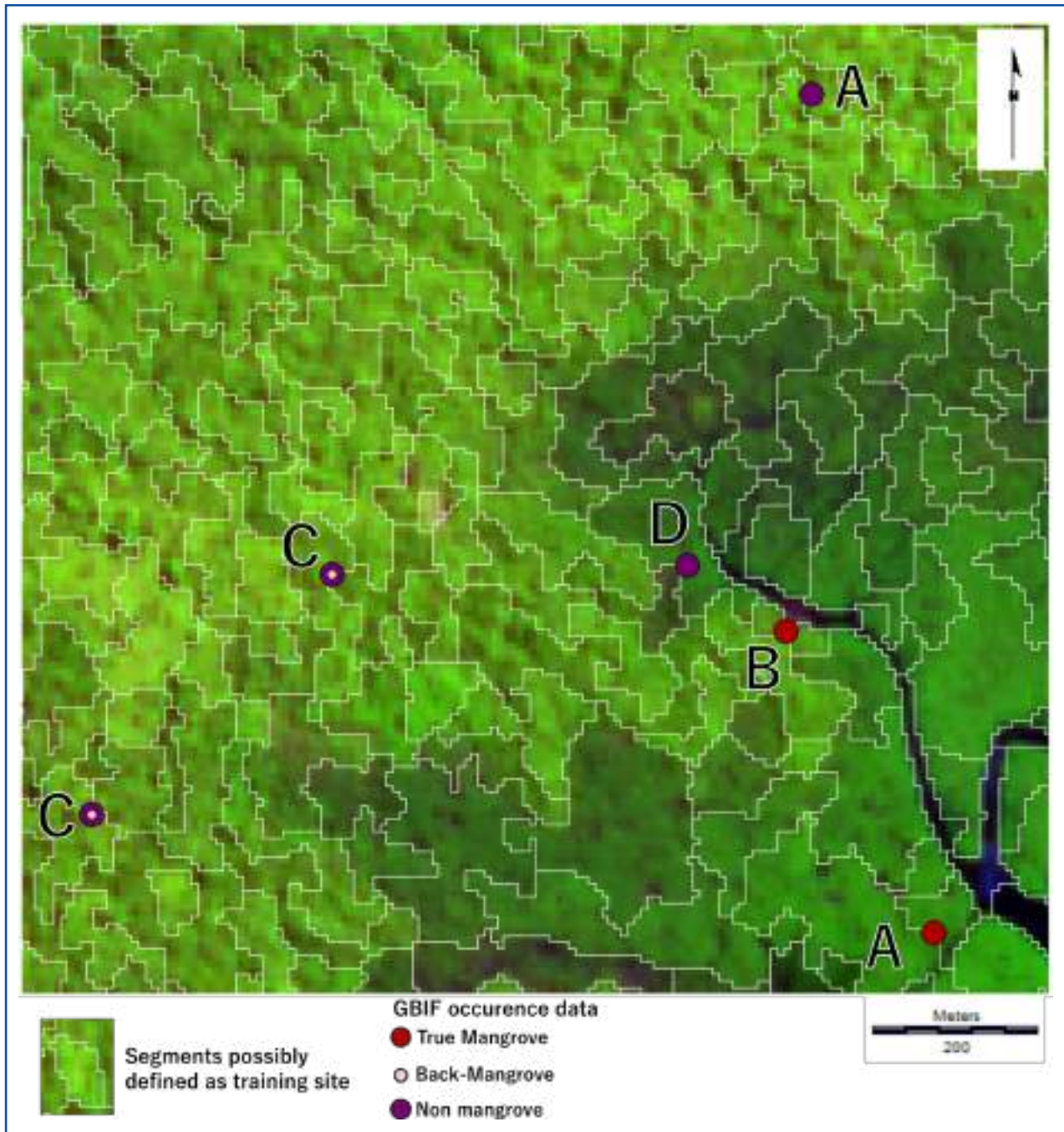


Figura 5. Construcción del conjunto de datos de entrenamiento guiada por datos de la GBIF. A) Registro consistente con la interpretación visual; B) incertidumbre sobre la consistencia entre datos de registro y la interpretación visual; C) registro de dos tipos diferentes en la misma geolocalización; D) discrepancia entre la ocurrencia y la interpretación visual.

Figure 5. Training dataset construction guided by GBIF data. A) Occurrence consistent with the visual interpretation; B) uncertainty regarding the consistency between occurrence data and visual interpretation; C) occurrence of two different types in the same geolocation; D) discrepancy between occurrence and visual interpretation.

iii. Evaluación de precisión

Se calcularon matrices de error (Darmawan *et al.* 2011) para comparar las clasificaciones y los sitios de control doble-ciego de alta resolución de Google Earth (cf. 4.a.ii). Estos sitios, para los manglares, oscilan entre los 12 641 y los 54 200 píxeles en una o más parcelas. Esto produce:

iii. Accuracy assessment

Error matrices (Darmawan, *et al.*, 2011) were computed to compare the classifications and the Google Earth high-resolution, double-blind control sites (cf. 4.a.ii). These sites, for the mangroves, oscillate between 12641 and 54 200 pixels in one or several patches. This yields:

El índice *Kappa*, que mide el nivel de concordancia entre una clasificación observada y una esperada.

El error de omisión (falso negativo) en la clase de manglar, que representa los píxeles donde las clasificaciones no lograron reconocer alguna superficie de manglar. Esto también se conoce como *precisión de productor* o *KIA utilizando el mapa*.

El error de comisión (falso positivo) en la clase de manglar, que representa los píxeles incorrectamente atribuidos a manglares en una superficie perteneciente a otro tipo de cobertura de suelo, también denominado *precisión de usuario* o *KIA utilizando sitios de control*.

Por último, para ahondar en el análisis comparativo, se realizaron tabulaciones cruzadas de los dos resultados. Después se extrajeron los dos lotes más grandes de discrepancias (*i.e.*, manglares utilizando solamente el método supervisado y manglares utilizando solamente el método no supervisado), y se revisaron de nuevo con imágenes de alta resolución de Google Earth.

RESULTADOS

a. Evaluación de precisión a partir de matrices de error de interpretación visual de Google Earth

El contraste de ambos métodos con la interpretación visual de Google Earth generó algunos índices que describían los niveles de precisión: el índice *Kappa* general y, para los manglares, *KIA* utilizando el mapa y *KIA* utilizando sitios ([Tabla 4](#)).

Tabla 4. Índices principales de precisión en el mapeo de manglares, comparando el método no supervisado y el método supervisado entrenado mediante datos de la GBIF. Los números en negrita indican el mejor puntaje.

País / Country	No supervisado / Unsupervised			Supervisado, entrenado con datos de la gbif / Gbif-trained, supervised		
	Kappa	KIA Utilizando mapas / KIA using map	KIA Utilizando sitios / KIA using sites	Kappa	KIA Utilizando mapas / KIA using map	KIA Utilizando sitios / KIA using sites
EE. UU. / USA	0.85	0.96	0.99	0.85	0.98	0.99
Colombia	0.88	0.99	0.71	0.82	0.73	0.87
Brasil / Brazil	0.96	0.99	0.71	0.94	0.73	0.87
Benín / Benin	0.88	0.87	0.99	0.79	0.36	0.99
Malasia / Malaysia	0.95	0.62	0.89	0.92	0.46	0.99
Australia	0.95	0.99	0.91	0.92	0.84	0.92

The *kappa* index, which measures the level of agreement between an observed and an expected classification.

The omission error (false negative) for the mangrove class, which represents pixels where the classifications failed to recognize some mangrove surfaces. This is also known as *producer accuracy* or *KIA using map*.

The commission error (false positive) for the mangrove class, which represents pixels wrongly attributed to mangroves on a surface belonging to another land cover type. This is also called *user accuracy* or *KIA using control sites*.

Finally, to delve deeper into the comparative analysis, cross-tabulations of the two results were performed. Then, the two largest patches of discrepancies (*i.e.*, mangroves using only the supervised method and mangroves using only the unsupervised method) were extracted and once again checked using Google Earth high-resolution images.

RESULTS

a. Accuracy assessment based on error matrices from Google Earth visual interpretation

The comparison of both methods with the Google Earth visual interpretation generated some indices describing the levels of accuracy: the overall *kappa* index and, for the mangroves, *KIA* using map and *KIA* using sites ([Table 4](#)).

Table 4. Main accuracy indices in mangrove mapping, comparing the unsupervised method against the GBIF-trained, supervised method. Bold numbers indicate the best score.

Obviamente, ninguno de los dos métodos produjo mapas perfectos (Tabla 4). Sin embargo, a modo global, la mayoría de los resultados de ambos métodos serían aceptables para los estándares de teledetección (e.g., el USGS considera cualquier índice *kappa* mayor a 0.85 como aceptable).

Los índices *kappa* varían entre 0.85 y 0.96 para el método no supervisado y entre 0.85 y 0.94 para el supervisado y entrenado con datos GBIF. Con solo seis estudios de caso, una diferencia de 0.02 no se considera significativa. Mediante el método no supervisado, los seis sitios obtuvieron un índice *kappa* que no era significativamente mayor y superaba el *kappa* general por valores entre los 0.02 (Everglades, EEUU) y los 0.9 puntos (Bouche du Roi, Benín) (Figure 6).

Obviously, neither of the two methods produced perfect maps (Table 4). However, globally, most of the results from both methods would be acceptable according to remote sensing standards (e.g., the USGS deems any *kappa* index over 0.85 acceptable).

The *kappa* indices range from 0.85 to 0.96 for the unsupervised method and from 0.85 to 0.94 for the GBIF-trained, supervised one. With only six case studies, a 0.02 difference is not regarded as significant. By means of the unsupervised method, the six sites obtained a *kappa* index that was not significantly more accurate, exceeding the overall *kappa* by values between 0.02 points (Everglades, USA) and 0.9 points (Bouche du Roy, Benin) (Figure 6).

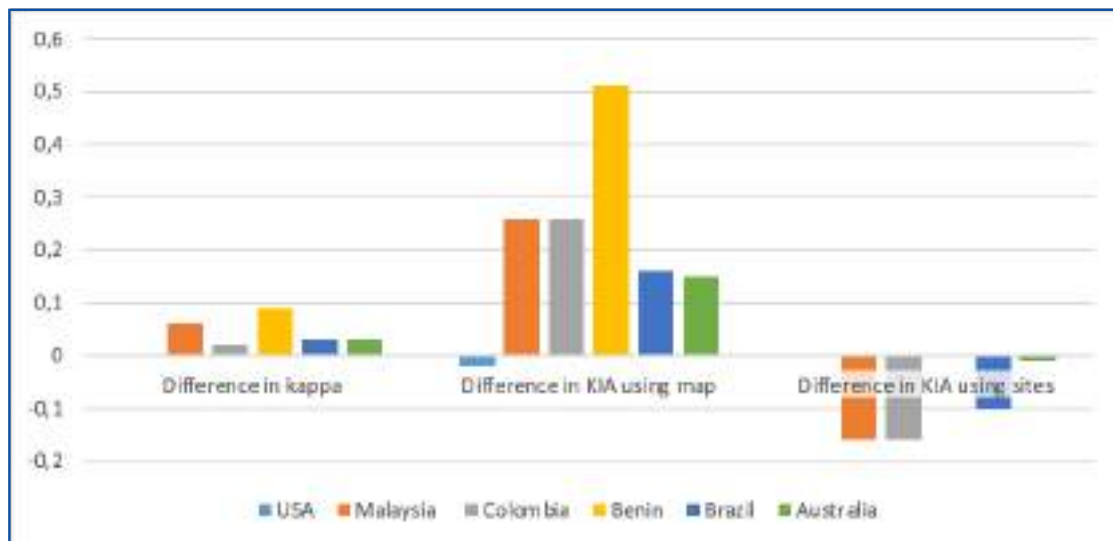


Figura 6. Diferencia de puntaje entre el método no supervisado y el supervisado y entrenado con datos GBIF. Los valores positivos representan mejores puntajes para el método no supervisado, y los valores negativos indican mejores puntajes para el supervisado y entrenado con datos GBIF.

Figure 6. Score difference between the unsupervised and the GBIF-trained, supervised methods. Positive values represent better scores for the unsupervised method, and negative values indicate better scores for the GBIF-trained, supervised one.

El sitio de los Everglades obtuvo un puntaje muy similar para ambos métodos. En todos los otros sitios, el SKM obtuvo puntajes particularmente buenos en la métrica de precisión de usuario, mientras que el KNN se desempeñó ligeramente mejor en cuanto a la precisión de productor de la clase de manglar para tres sitios (Malasia, Colombia y Brasil).

El KIA utilizando mapas del método no supervisado es bajo en el caso de Malasia, medio para Benín y excelente para los otros cuatro sitios, mientras que su KIA utilizando sitios es medio para Colombia y Brasil, bueno para Malasia y Australia, y excelente para Benín y los EEUU.

The Everglades site obtained a very similar score for both methods. In all other sites, the SKM scored particularly well in the user accuracy metric, while KNN scored slightly better regarding the producer accuracy of the mangrove class for three sites (Malaysia, Colombia, and Brazil).

The KIA using maps of the unsupervised method is low for Malaysia, medium for Benin, and excellent for the other four sites, whereas its KIA using sites is medium for Colombia and Brazil, good for Malaysia and Australia, and excellent for Benin and the USA.

El KIA utilizando mapas con el método no supervisado es muy bajo para Benín y Malasia, bajo para Colombia y Brasil, bueno para Australia y excelente para los EEUU, mientras que su KIA utilizando mapas es medio para Colombia y Brasil, bueno para Australia y excelente para los otros cuatro sitios.

b. Evaluación de precisión a partir de mapas de tabulación cruzada

La interpretación es consistente con la evaluación de precisión cuando se compara con la de las imágenes de alta resolución de Google Earth. La mayoría de las discrepancias entre los dos métodos se deben a limitaciones del método supervisado y entrenado con datos GBIF, exceptuando a Malasia, donde las dos parcelas (muy pequeñas) sí son de manglar. La mayoría de las imprecisiones del método KNN son errores de omisión de manglares que fueron mapeados adecuadamente por el método SKM. Más de la mitad de las parcelas mapeadas como cobertura de manglar por el método no supervisado solo son manglares según la interpretación de imágenes de Google Earth (Tabla 5). Entre las imprecisiones del método no supervisado, principalmente se encuentran parcelas muy pequeñas de errores de omisión, o lotes de errores de comisión encontrados de manera similar con ambos métodos (por ejemplo, en el caso del sitio en Brasil; ver Figura 7).

Tabla 5. Interpretación de Google Earth para las dos parcelas principales que fueron mapeadas como manglar por un solo método.

Parcela / Patch	Manglar en SKM únicamente / Mangrove in SKM only		Manglar en KNN únicamente / Mangrove in KNN only	
	Tamaño de las dos parcelas más grandes / Size of the two largest patches (ha)	Interpretación / Interpretation	Tamaño de las dos parcelas más grandes / Size of the two largest patches (ha)	Interpretación / Interpretation
Parcela 1 de Brasil / Brazil patch 1	115	Bosque continental / Continental Forest	513	Bosque continental / Continental forest
Parcela 1 de Brasil / Brazil patch 1		Manglar / Mangrove		Bosque continental / Continental forest
Parcela 1 de Colombia / Colombia patch 1	90	Manglar / Mangrove	411	Bosque continental / Continental forest
Parcela 2 de Colombia / Colombia patch 2		Manglar / Mangrove		Sin datos / No data
Parcela 1 de EE. UU. / USA patch 1	231	Manglar / Mangrove	29	Manglar / Mangrove
Parcela 2 de EE. UU. / USA patch 2		Manglar / Mangrove		Humedales continentales / Continental wetlands
Parcela 1 de Benín / Benin patch 1	49	Manglar / Mangrove	78	Mixta / Mixed
Parcela 2 de Benín / Benin patch 2		Humedales continentales / Continental wetlands		Mixta / Mixed

The KIA using maps of the unsupervised method is very low for Benin and Malaysia, low for Colombia and Brazil, good for Australia, and excellent for the USA, while its KIA using maps is medium for Colombia and Brazil, good for Australia, and excellent for the other four sites.

b. Accuracy assessment from cross-tabulation maps

The interpretation is consistent with the accuracy assessment when compared to that of the Google Earth high-resolution images. Most of the discrepancies between the two methods are due to shortcomings of the GBIF-trained, supervised method, except for Malaysia, where the two patches are indeed mangroves. Most of the inaccuracies of the KNN method are omission errors involving mangroves that were properly mapped by the SKM method. More than half of the patches mapped as mangrove cover by the unsupervised method are only mangroves according to the Google Earth interpretation (Table 5). Among the inaccuracies of the unsupervised method, very small patches of omission errors are mainly found, or patches of commission errors found similarly with both methods (for example, in the case of the Brazilian site; see Figure 7).

Tabla 5. Google Earth visual interpretation of the two main patches mapped as mangroves by only one method.

Parcela / Patch	Manglar en SKM únicamente / Mangrove in SKM only		Manglar en KNN únicamente / Mangrove in KNN only	
	Tamaño de las dos parcelas más grandes / Size of the two largest patches (ha)	Interpretación / Interpretation	Tamaño de las dos parcelas más grandes / Size of the two largest patches (ha)	Interpretación / Interpretation
Parcela 1 de Malasia / Malaysia Patch 1	16	Bosque continental / Continental forest	34	Manglar / Mangrove
Parcela 2 de Malasia / Malaysia Patch 2		Bosque continental / Continental forest		Manglar / Mangrove
Parcela 1 de Australia / Australia Patch 1	3	Balsas de tratamiento de agua/ Water treatment basins	367	Bosque continental / Continental forest
Parcela 2 de Australia / Australia Patch 2		Manglar / Mangrove		Bosque continental / Continental forest

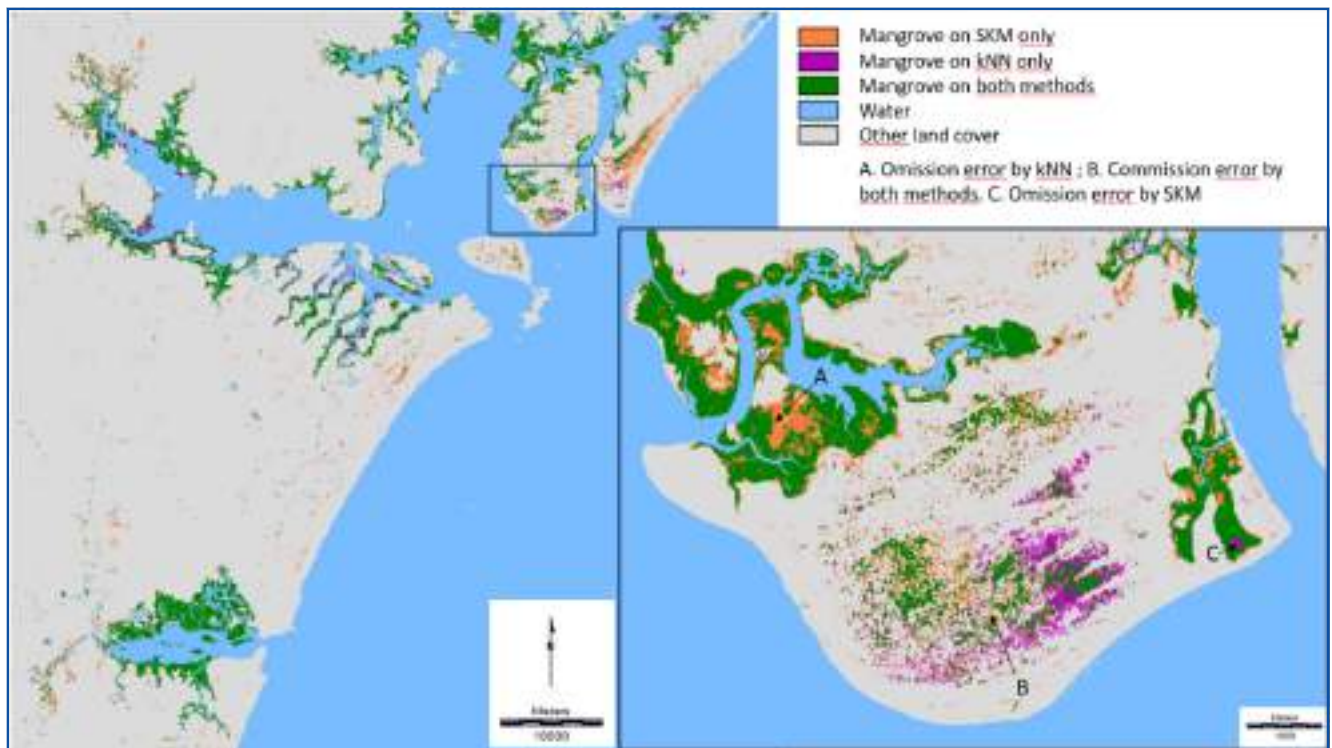


Figura 7. Mapa de la tabulación cruzada entre los dos métodos.

Figure 7. Map of the cross-tabulation between the two methods.

Los resultados de la comparación entre ambos métodos y las imágenes de alta resolución de Google Earth muestran que la GBIF, para los seis sitios seleccionados, dada su alta densidad de datos disponibles (con índices $kappa$ entre 0.82 y 0.94), sí constituye un conjunto de entrenamiento satisfactorio que ayuda a elaborar mapas muy precisos. Para los investigadores que busquen reducir las imprecisiones tanto como sea posible, podríamos anotar que la clasificación simple, basada en radiometría, supervisada y apilada obtuvo un puntaje ligeramente mejor. La interpretación visual de las discrepancias entre ambos métodos también confirma que el método no supervisado es un poco más preciso.

The results of the comparison between both methods and the high-resolution Google Earth imagery show that the GBIF, for the six sites selected due to their very high density of available data (with $kappa$ indices between 0.82 and 0.94), does constitute a satisfying training dataset that helps to elaborate very accurate maps. For researchers aiming to reduce inaccuracies as much as possible, we might note that the simple, radiometry-based, unsupervised, and stacked classification scored slightly better. The visual interpretation of the discrepancies between both methods also confirms that the unsupervised method is slightly more accurate.

DISCUSIÓN

a. Sobre la limitación metodológica de esta evaluación

El mundo es extenso y diverso, como los manglares. Los seis casos de estudio fueron cuidadosamente seleccionados para evaluar la hipótesis de que la GBIF constituye un buen conjunto de datos de entrenamiento. Sin embargo, los casos de estudio, en efecto, son solo seis y no presentan un conjunto homogéneo de resultados. Podría considerarse que este número de casos de estudio no es suficiente para evaluar la hipótesis a cabalidad. Estos casos presentan la densidad de datos más alta de especies de manglar verdaderas, por lo que este conjunto de datos es suficientemente bueno para elaborar mapas precisos, aun siendo un poco menos preciso que los métodos no supervisados.

Al comparar un método supervisado y uno no supervisado, en efecto comparamos dos algoritmos diferentes (Green, 1998). Parte de la diferencia en la precisión de los mapas evaluados puede provenir de la selección de algoritmos (Pham, 2019; Maurya, 2020). Podría uno preguntarse si los resultados serían los mismos si KNN hubiera sido reemplazado por un bosque aleatorio, o si el método K-means no estuviera apilado, o si se hubiera empleado el algoritmo Isodata en su lugar. Consideramos que K-means y KNN tenían características en común (son iterativos y se basan en la distancia euclidiana) y que habrían demostrado su exactitud en su propia categoría. Obviamente, más pruebas siempre son bienvenidas en la investigación futura sobre el mapeo de manglares, pero este estudio no se trata de probar todos los algoritmos posibles, solo una hipótesis sobre los datos de la GBIF.

La interpretación visual de las imágenes de alta resolución de Google Earth era la mejor opción para construir un conjunto de datos de control para los seis casos de estudio. Esto se hizo con mucho cuidado, pero no se puede garantizar una precisión perfecta, por lo cual estos resultados deben tomarse con tanta cautela como aquella interpretación.

b. Sobre el potencial de la base de datos de registro de GBIF como un conjunto de datos para la teledetección

Los mapas generados mediante la clasificación supervisada y entrenada con datos de GBIF obtuvieron índices *kappa* generales de entre 0.82 y 0.94. Estos puntajes de evaluación de exactitud son satisfactorios.

DISCUSSION

a. On the methodological limitation of this assessment

The world is wide and diverse, as are mangroves. The six case studies were carefully selected to test the hypothesis that the GBIF constitutes a good training dataset. However, there are indeed only six case studies that do not provide a homogeneous set of results. One might consider that this number of case studies is not enough to fully test the hypothesis. These cases exhibit the highest density of GBIF data on true mangrove species, which is why this dataset is good enough for accurate mapping, even though it is slightly less accurate than unsupervised methods.

By comparing a supervised and an unsupervised method, we indeed compare two different algorithms (Green, 1998). Part of the difference in the accuracy of the tested maps might stem from the choice of algorithms (Pham, 2019; Maurya, 2020). One might wonder if the results would be the same if KNN had been replaced by a random forest, or if K-means had not been stacked, or if the Isodata algorithm had been used instead of K-means. We considered that K-means and KNN had common characteristics (they are iterative and based on Euclidian distance), and that they had proven their accuracy in their own category. Obviously, more tests are most welcome in future research on mangrove mapping, but this study is not about testing all possible algorithms; it only tests a hypothesis on GBIF data.

The visual interpretation of high-resolution Google Earth imagery was the best option to build a control dataset for the six case studies. This was done with utmost care but does not ensure perfect accuracy, so these results must be taken with as much caution as those of the aforementioned interpretation.

b. On the potential of the GBIF occurrences database as a training dataset for remote sensing

The maps produced by the GBIF-trained and supervised classification obtained overall *kappa* indices ranging from 0.82 to 0.94. These accuracy assessment scores are satisfactory.

A modo de comparación, Asbridge *et al.* (2018) mapearon la extensión de manglar en Hinchinbrook mediante el método de máxima verosimilitud, con un índice *kappa* de 0.81, mientras que el KNN entrenado con datos de GBIF obtuvo 0.92. En Buenaventura, para un área mapeada más pequeña, Perea-Ardila *et al.* (2019) obtuvieron un *kappa* de 0.7, mientras que nuestro método obtuvo 0.82. En Malasia, en una zona más extensa que la de nuestro estudio, Omar *et al.* (2018) realizaron una serie de clasificaciones locales de bosque aleatorio, obteniendo valores de *kappa* entre 0.81 y 0.91; nosotros obtuvimos 0.92. En Paranaguá, Lopes *et al.* (2023) emplearon datos multisensor en una clasificación orientada a objetos, generando un mapa de manglares con un índice *kappa* de 0.86. En cambio, nuestra clasificación alcanzó 0.92 con el KNN entrenado con datos de GBIF. En los Everglades, Han *et al.* (2017) utilizaron una clasificación basada en espectroscopía, multisensores y desmezcla de píxeles, logrando un índice *kappa* de 0.82, en comparación con nuestro 0.85. En Bouche du Roi, Zanzo *et al.* (2021) mapearon manglares mediante el método de máxima verosimilitud, con base en una intensa campaña de campo para seleccionar ROI. Estos autores obtuvieron 0.92, y este parece ser el único artículo cuya precisión es mejor que la nuestra, la cual fue obtenida con datos de la GBIF (0.79).

La GBIF es, por tanto, una base de datos satisfactoria, como lo demostró este análisis tras dos pasos de curaduría, uno basado en metadatos de la GBIF y otro en interpretación visual. El presente artículo, que constituye la primera evaluación del potencial de este conjunto de datos de GBIF para los propósitos mencionados, invita a aquellos dedicados a la teledetección que prefieren los enfoques supervisados a considerar GBIF para complementar sus datos cuando durante la construcción de sitios de entrenamiento.

CONCLUSIÓN

La GBIF, con cerca de 100 000 registros de especies verdaderas de manglares en el mundo en 2023, necesita un importante proceso de curación para proporcionar a la comunidad de teledetección una serie de datos puntuales que no sea muy densa (y no esté muy dispersa en el espacio). En seis casos de estudio elegidos por la densidad de dichos datos y la probabilidad de confusión entre la cobertura de manglar y otra vegetación continental, se obtuvo una buena puntuación de precisión. Mientras tanto, la clasificación apilada no supervisada, basada únicamente en datos espectrales, puntuó igual de bien (más exactamente, no

For comparison, Asbridge *et al.* (2018) mapped the mangrove extension in Hinchinbrook via the maximum likelihood method, with a 0.81 *kappa* index, while the GBIF-trained KNN scored 0.92. In Buenaventura, for a smaller mapped area, Perea-Ardila *et al.* (2019) obtained a *kappa* of 0.7, whereas our method obtained 0.82. In Malaysia, in a larger zone than that of our study, Omar *et al.* (2018) performed a series of local random forest classifications, with *kappa* values between 0.81 and 0.91. In contrast, we obtained 0.92. In Paranaguá, Lopes *et al.* (2023) employed multi-sensor data within an object-oriented classification, generating a mangrove map with a 0.86 *kappa*, while our classification reached 0.92 with the GBIF-trained KNN. In the Everglades, Han *et al.* (2017) used a spectroscopy, multi-sensor, and pixel unmixing-based supervised classification, achieving a 0.82 *kappa* index, in comparison with our 0.85. In Bouche du Roi, Zanzo *et al.* (2021) mapped mangroves using the maximum likelihood method, based on an intense field campaign for selecting ROI. These authors obtained 0.92, and it appears that this is the only paper whose accuracy is better than ours, which was obtained with GBIF data (0.79).

Therefore, the GBIF is a satisfactory database, as proven by this analysis after two curation steps, one based on GBIF metadata and one based on visual interpretation. This paper, which constitutes the first assessment of the potential of this dataset for the aforementioned purposes, invites those dedicated to remote sensing who prefer supervised approaches to consider the GBIF as a complement to their other data when building training sites.

CONCLUSION

The GBIF, with nearly 100 000 occurrences of true mangrove species worldwide as of 2023, necessitates a major curation process to provide the remote sensing community with series of punctual data that is not too dense (and not too sparsely distributed in space). In six case studies selected for the density of such data and the probability of confusion between mangrove cover and other types of continental vegetation, a good accuracy score was obtained. In the meantime, the unsupervised stacked classification, which was only based on spectral data, scored equally well (more precisely, not significantly better), so such approaches should not be discarded by the community dedicated to mapping mangroves with satellite imagery.

significativamente mejor), por lo que tales enfoques tampoco deberían ser descartados por la comunidad que cartografía la cobertura de manglar con imágenes satelitales.

Volviendo al valor y los límites de la GBIF como conjunto de datos de entrenamiento para mapear la extensión de manglares, las distintas pruebas realizadas demostraron que estos datos son apropiados en los sitios de estudio. La curaduría fue importante y, al final de ella, no eran tantos los registros útiles. Sin embargo, incluso reducida a un poco más de 10 ROI y a cubrir menos de 1000 píxeles, esta base de datos demostró ser eficiente, pero es preciso recordar que hay muchos manglares que no tienen registros en la base de la GBIF. Por lo tanto, invitamos a los académicos a publicar muchos más datos de manglares en ella para investigaciones futuras, que necesitarán más datos abiertos. Esto solo mejorará lo que se ha evaluado como un buen conjunto de datos.

As for the value and limits of the GBIF as a training dataset for mapping mangrove cover, the various tests conducted demonstrated that these data are appropriate for the studied sites. The curation process was important, and, at the end of it, there were not so many useful occurrences. Nevertheless, even when reduced to a little more than 10 ROI and covering less than 1000 pixels, this database proved to be efficient. Still, it should be noted that there are many mangroves with no occurrences in the GBIF database, so we call upon scholars to publish much more data on mangroves in it for future research, which will need more open access data. This will only improve that which has been shown to be a good dataset.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Andrieu, J. 2018. Land cover changes on the West-African coastline from the Saloum Delta (Senegal) to Rio Geba (Guinea-Bissau) between 1979 and 2015. *Eur. J. Remote Sens.*, 51(1): 314-325. <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1432295>
- Andrieu, J., M.C. Cormier-Salem, L. Descroix, T. Sané, E. Dièye and N. Ndour. 2014. Correctly assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986-2010 An answer to Carney *et al.*, paper "Assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986-2010". *Remote Sens. Appl.: Soc. Environ.*, 13. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.12.001>
- Asbridge, E., R. Lucas, K. Rogers and A. Accad. 2018. The extent of mangrove change and potential for recovery following severe Tropical Cyclone Yasi, Hinchinbrook Island, Queensland, Australia. *Ecol. Evol.* vol:8(21). P. 10416–10434. <https://doi.org/10.1002/ece3.4485>
- Bihanta Toosi, N., A.R. Soffianian, S. Fakheran, S. Pourmanafi, C. Ginzler and L. T. Waser. 2020. Land Cover Classification in Mangrove Ecosystems Based on VHR Satellite Data and Machine Learning—An Upscaling Approach. *Remote Sens.* vol:12(17). p. 2684. <https://doi.org/10.3390/rs12172684>
- Biswas, H., K. Zhang, M. S. Ross and D. Gann. 2020. Delineation of Tree Patches in a Mangrove-Marsh Transition Zone by Watershed Segmentation of Aerial Photographs. *Remote Sens.*, vol:12(13). p. 2086. <https://doi.org/10.3390/rs12132086>
- Castellanos-Galindo, G., J. Cantera, U. Saint-Paul and D. Ferrol-Schulte. 2014. Threats to mangrove social-ecological systems in the most luxuriant coastal forests of the Neotropics. *Biodiversity and Conservation*. vol:24. p.4. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0827-y>
- Cha, S.Y. and C.H. Park. 2007. The Utilization of Google Earth Images as Reference Data for The Multitemporal Land Cover Classification with MODIS Data of North Korea. *Korean J. Remote Sens.* vol:23(5). p. 483–491. <https://doi.org/10.7780/kjrs.2007.23.5.483>
- Cohen, W.B., T. A. Spies, R. J. Alig, D. R. Oetter, T. K. Maersperger and M. Fiorella. 2002. Characterizing 23 Years (1972–95) of Stand Replacement Disturbance in Western Oregon Forests with Landsat Imagery. *Ecosyst. vol:5(2)*. p. 122–137. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0060-X>
- Darmawan, S., D. K. Sari, K. Wikantika, A. Tridawati, R. Hernawati and M. K. Sedu. 2020. Identification before-after Forest Fire and Prediction of Mangrove Forest Based on Markov-Cellular Automata in Part of Sembilang National Park, Banyuasin, South Sumatra, Indonesia. *Remote Sens.* vol:12(22). p. 3700. <https://doi.org/10.3390/rs12223700>
- Diédhiou, I., C. Mering, O. Sy and T. Sané. 2020. Cartographie par télédétection l'occupation du sol et ses changements: Application à l'analyse de la dynamique des paysages forestiers sénégalais entre 1972 et 2016. *Echogeo*. vol:54. <https://doi.org/10.4000/echogeo.20510>
- Dorais, A. and J. Cardille. 2011. Strategies for Incorporating High-Resolution Google Earth Databases to Guide and Validate Classifications: Understanding Deforestation in Borneo. *Remote Sens.* vol:3(6). <https://doi.org/10.3390/rs3061157>
- Drusch, M., U. Del Bello, S. Carlier, O. Colin, V. Fernandez, F. Gascon, B. Hoersch, C. Isola, P. Labertini, P. Martimort, A. Meygret, F. Spoto, O. Sy, F. Marchese and P. Bargelini. 2012. Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. *Remote Sens. Environ.* vol:120. pp. 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026>
- Faraco, L., J. Andriquetto-Filho and P. Lana. 2010. Methodology for Assessing the vulnerability of mangroves and fisherfolk to climate change. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.* vol:5. pp. 205–223
- Franco-Lopez, H., A.R. Ek and M.E. Bauer. 2001. Estimation and mapping of forest stand density, volume, and cover type using the k-nearest neighbors method. *Remote Sens. Environ.* vol:77(3). pp. 251–274. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00209-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00209-7)

- Giri, C. 2016. Observation and Monitoring of Mangrove Forests Using Remote Sensing: Opportunities and Challenges. *Remote Sens.* vol:8(9). p. 783. <https://doi.org/10.3390/rs8090783>
- Green, E.P., C.D. Clark, P.J. Mumby, A.J. Edwards and A.C. Ellis. 1988. Remote sensing techniques for mangrove mapping. *Int. J. Remote Sens.* vol:19(5). pp. 935–956. <https://doi.org/10.1080/014311698215801>
- Han, X., L. Feng, C. Hu and P. Kramer. 2018. Hurricane-Induced Changes in the Everglades National Park Mangrove Forest: Landsat Observations Between 1985 and 2017. *J. Geophys. Res.* vol:123(11). pp. 3470–3488. <https://doi.org/10.1029/2018JG004501>
- Heumann, B. W. 2011. Satellite remote sensing of mangrove forests: Recent advances and future opportunities. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment.* vol:35(1). pp. 87–108. <https://doi.org/10.1177/0309133310385371>
- Hu, T., Y. Zhang, Y. Su, Y. Zheng, G. Lin and Q. Guo. 2020. Mapping the Global Mangrove Forest Aboveground Biomass Using Multisource Remote Sensing Data. *Remote Sens.* vol:12(10). p. 1690. <https://doi.org/10.3390/rs12101690>
- Huang C., S. Kimb, K. Song, J.R.G. Townshend, P. Davis, A. Altstatt, O. Rodas, A. Yanosky, R. Clay, C.J. Tucker, J. Musinsky. 2009. Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. *Glob. Planet. Change.* vol:67(1). pp. 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.12.009>
- Katila, M. and E. Tomppo. 2001. Selecting estimation parameters for the finnish multisource national forest inventory. *Remote Sens. Environ.* vol:76(1). pp. 16–32. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00188-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00188-7)
- Kuenzer, C., A. Bluemel, S. Gebhardt, T. V. Quoc and S. Dech. 2011. Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. *Remote Sens.* vol:3(5). pp. 878–928. <https://doi.org/10.3390/rs3050878>
- Lombard, F. and J. Andrieu. 2021. Mapping Mangrove Zonation Changes in Senegal with Landsat Imagery Using an OBIA Approach Combined with Linear Spectral Unmixing. *Remote Sens.* vol:13(10). p. 1961. <https://doi.org/10.3390/rs13101961>
- Lombard, F., Soumaré, S., Andrieu, J. and D. Josselin. 2023. Mangrove zonation mapping in West Africa, at 10-m resolution, optimized for inter-annual monitoring. *Ecol. Inform.* P. 102027. Vol:75. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102027>
- Lopes, J.P.N., W.R. Nascimento Jr, C.G. Diniz, and P.W.M. Souza-Filho. 2023. Mangrove changes over the past decade in South and Southeast Brazil using spaceborne optical and SAR imagery. *An. Acad. Bras. Ciênc.* vol:95. p. e20201533. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202320201533>
- Loveland, T. R., B.C. Reed, J.F. Brown, D.O. Ohlen, Z. Zhu, L. Yang and J.W. Merchant. 2000. Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data. *Int. J. Remote Sens.* vol:21(6–7). pp. 1303–1330. <https://doi.org/10.1080/014311600210191>
- Lunetta, R.S., J. F. Knight, J. Ediriwickrema, J. G. Lyon and L. D. Worthy. 2006. Land-cover change detection using multi-temporal MODIS NDVI data. *Remote Sens. Environ.* vol:105(2). pp. 142–154. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.06.018>
- Marega, O., J.-L. San Emeterio, A. Fall and J. Andrieu. 2021. Cartographie par télédétection des variations spatio-temporelles de la couverture végétale spontanée face à la variabilité pluviométrique au Sahel: approche multiscalaire. *physio-geo.* Vol:16. pp. 1–28. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.11977>
- Maurya, K., S. Mahajan and N. Chaube. 2021. Remote sensing techniques: mapping and monitoring of mangrove ecosystem—a review. *Complex Intell. Syst.* vol:7(6). pp. 2797–2818. <https://doi.org/10.1007/s40747-021-00457-z>
- McRoberts, R.E., M.D. Nelson and D.G. Wendt. 2002. Stratified estimation of forest area using satellite imagery, inventory data, and the k-Nearest Neighbors technique. *Remote Sens. Environ.* vol:82(2–3). pp. 457–468. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00064-0](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00064-0)
- Nababa, I.I., E. Symeonakis, S. Koukoulas, T. P. Higginbottom, G. Cavan and S. Marsden. 2020. Land Cover Dynamics and Mangrove Degradation in the Niger Delta Region. *Remote Sens.* vol:12(21). p. 3619. <https://doi.org/10.3390/rs12213619>
- Omar, H., M. A. Misman and V. Linggok. 2018. Characterizing and monitoring of mangroves in Malaysia using Landsat-based spatial-spectral variability. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* vol:169(1). p. 012037, <https://doi.org/10.1088/1755-1315/169/1/012037>
- Perea-Ardila, M.A., F. Oviedo-Barrero and J. Leal-Villamil. 2019. Mangrove forest mapping through remote sensing imagery: study case for Buenaventura, Colombia. *Revista de Teledetección.* vol: 53. pp. 73–86. <https://doi.org/10.4995/raet.2019.11684>
- Pham, T.D., N.N. Le, N.T. Ha, L.V. Nguyen, J. Xia, N. Yokoya, T.T. To, H.X. Trinh, L.Q. Kieu and W. Takeuchi. 2020. Estimating Mangrove Above-Ground Biomass Using Extreme Gradient Boosting Decision Trees Algorithm with Fused Sentinel-2 and ALOS-2 PALSAR-2 Data in Can Gio Biosphere Reserve, Vietnam. *Remote Sens.* vol:12(5). p. 777. <https://doi.org/10.3390/rs12050777>
- Pham, T.D., N. Yokoya, D.T. Bui, K. Yoshino and D.A. Friess. 2019. Remote Sensing Approaches for Monitoring Mangrove Species, Structure and Biomass: Opportunities and Challenges. *Remote Sens.* vol:11(3). p. 230. <https://doi.org/10.3390/rs11030230>
- Phua, M.H., O. Conrad, K.U. Kamlun, M. Ficher and J. Böhner. Multitemporal fragmentation analysis of peat swamp forest in the Klias Peninsula, Sabah, Malaysia using GIS and remote sensing techniques. 2007. *Hamburger Beiträge zur Physischen Geographie und Landschaftsökologie.* p. 81–90.
- Purnamasayangsukasih, P.R., K. Norizah, A.A.M. Ismail and I. Shamsudin. 2016. A review of uses of satellite imagery in monitoring mangrove forests. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* vol:37(1). p. 012034. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/37/1/012034>
- Quang, N.H., C.H. Quinn, L.C. Stringer, R. Carrie, C.R. Hackney, L.T. Van Hue, D. Van Tan and P.T.T. Nga. 2020. Multi-Decadal Changes in Mangrove Extent, Age and Species in the Red River Estuaries of Viet Nam. *Remote Sens.* vol:12(14). p. 2289. <https://doi.org/10.3390/rs12142289>
- Sklar, F.H., J.F. Meeder, T.G. Troxler, T. Dreschel, S. E. Davis and P.L. Ruiz. 2019. The Everglades: At the Forefront of Transition. in *Coasts and Estuaries.* Elsevier. pp. 277–292. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00016-2>
- Solly, B., E.H.B. Dieye, O. Sy, A.M. Jarju and S. Tidiane. 2021. Détection des zones de dégradation et de régénération de la couverture végétale dans le sud du Sénégal à travers l'analyse des tendances de séries temporelles MODIS NDVI et des changements d'occupation des sols à partir d'images LANDSAT. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection.* vol:223(1). <https://doi.org/10.52638/rfpt.2021.580>
- Spoto, F., O. Sy, P. Laberinti, P. Martimort, V. Fernandez, O. Colin, B. Hoersch, A. Meygret. 2012. Overview Of Sentinel-2. in 2012 *Int. Geosci. Remote Sens. Symp.* pp. 1707–1710. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2012.6351195>

- Steininger, M.K., C.J. Tucker, J.R.G. Townshend, T.J. Killeen, A. Desch, V. Bell and P. Ersts. 2001. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environ. Conserv.* vol:28(2). pp. 127–134. <https://doi.org/10.1017/S0376892901000133>
- Thakur, S., I. Mondal, P.B. Ghosh, P. Das and T.K. De. 2020. A review of the application of multispectral remote sensing in the study of mangrove ecosystems with special emphasis on image processing techniques. *Spat. Inf. Res.* vol:28(1). pp. 39–51. <https://doi.org/10.1007/s41324-019-00268-y>
- Tomppo, E. and M. Katila. 1991. Satellite image-based national forest inventory of Finland for publication. in the igarss'91 digest," [Proceedings] IGARSS'91 Remote Sensing: Global Monitoring for Earth Management, Espoo, Finland, 1991, pp. 1141-1144, <https://doi.org/10.1109/IGARSS.1991.579272>
- Valdez-Achucarro, I.C., J. Andrieu and S. Bouissou. 2023. Land cover dynamics in the Paraguayan Pantanal in the timeframe 1987–2020. *Reg Environ Change*, vol:23. no.(1). p. 11. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01990-4>
- Wang L., M. Jia M., D. Yin D. and J. Tian. J. 2019. A review of remote sensing for mangrove forests: 1956–2018. *Remote Sens. Environ.* vol. :231,. p. 111223. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111223>
- Yancho, J.M.M., T.G. Jones, S.R. Gandhi, C. Ferster, A. Lin and L. Glass. 2020. The Google Earth Engine Mangrove Mapping Methodology (GEEMMM). *Remote Sens.* vol. :12. no.(22). p. 3758. <https://doi.org/10.3390/rs12223758>
- Younes-Cárdenas, N., K.E. Joyce and S.W. Maier. 2017. Monitoring mangrove forests: Are we taking full advantage of technology?. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* vol. :63. pp. 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.07.004>
- Younes-Cárdenas, N., T.D. Northfield, K.E. Joyce, S.W. Maier, N.C. Duke and L. Lymburner. 2020. A Novel Approach to Modelling Mangrove Phenology from Satellite Images: A Case Study from Northern Australia. *Remote Sens.* vol. :12(24). p. 4008. <https://doi.org/10.3390/rs12244008>
- Zanvo, M.G.S., Y.S.S. Barima, V.K. Salako, K.A.N. Koua, M.A. Kolawole, A.E. Assogbadjo and R L.Glele Kakaï. 2021. Mapping spatio-temporal changes in mangroves cover and projection in 2050 of their future state in Benin. *Bois & Forêts des Tropiques.* vol:350. pp. 29-42. <https://doi.org/10.19182/bft2021.350.a36828>
- Zhang, Q., D. Devers, A. Desch, C. O. Justice and J. Townshend. Mapping tropical deforestation in Central Africa. *Environ Monit Assess.* vol:101(1). pp. 69–83. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9132-2>
- Zhu Y., K. Liu, W.S. Myint, Z. Du, Y. Li, J. Cao, L. Liu, Z. Wu. 2020. Integration of GF2 Optical, GF3 SAR and UAV Data for Estimating Aboveground Biomass of China's Largest Artificially Planted Mangroves. *Remote Sens.* vol:12(12). p. 2039. doi: 10.3390/rs12122039



ARTÍCULO / ARTICLE

Índice de abundancia relativa de la raya volantín entre isla Choros (29° 16' S) y punta Refugio (42° 10' S) como una contribución al manejo de su pesquería en Chile

Relative abundance index of yellownose skate between Chile's Isla Choros (29° 16' S) and Punta Refugio (42° 10' S) as a contribution to its stock management

Javier Legua Delgado^{1*}

0000-0001-6539-6745

javier.legua@ifop.cl

Cristian Canales Ramírez²

0000-0002-4249-274X

cristian.canales.r@pucv.cl

Luis La Cruz Aparco¹

0000-0002-2208-4538

luis.lacruz@ifop.cl

1. Instituto de Fomento Pesquero, Departamento de Evaluaciones Directas, Blanco 839, Valparaíso, Chile.
2. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Laboratorio de Dinámica de Poblaciones Marinas y Modelamiento Estadístico (Dimare), Valparaíso, Chile.

* Autor de correspondencia / Corresponding author

Recibido / Received: 11/10/2023

Aceptado / Accepted: 02/08/2024

Citación / Citation: Legua, J.; Canales, C.; La Cruz, L. 2025. Índice de abundancia relativa de raya volantín entre isla Choros (29° 16' S) y punta Refugio (42° 10' S) como una contribución al manejo de su pesquería en Chile. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 71-92

RESUMEN

En muchas pesquerías y en particular las de datos limitados, la CPUE no es un buen indicador de la abundancia debido a múltiples factores operacionales que inciden en la variabilidad de la capturabilidad. Con el fin de estimar una señal anual de abundancia CPUE de un recurso pesquero de datos limitados, analizamos los de la raya volantín (*Zearaja chilensis*) recopilados como fauna acompañante en las campañas hidroacústicas de merluza común (*Merluccius gayi*) (1993-2019) frente a Chile centro-sur (29° 10' S - 42° 10' S). La información operacional es analizada por medio de Modelos Aditivos Generalizados (GAM) y Modelos Lineales Generalizados (GLM). Los resultados indican que *Z. chilensis* presenta notables áreas de densidad y una mayor frecuencia de presencia de esta especie entre 300 y 425 m de profundidad. El modelo de CPUE mostró que la profundidad es el efecto fijo más importante en su variabilidad, mientras el efecto año resultó ser determinante en un modelo binomial de la proporción de lances positivos. El estudio sugiere que este tipo de índices sean considerados en el manejo de esta pesquería, ya sea en modelos de evaluación de stock, o como índices empíricos para el ajuste anual de las capturas o esfuerzo de pesca.

Palabras claves: *Zearaja chilensis*, GLM, aproximación delta lognormal, índice de abundancia, patrón espacial.

ABSTRACT

In many fisheries, particularly those with limited data, CPUE is not a good indicator of abundance due to multiple operational factors that influence variability in catchability. In order to estimate an annual CPUE abundance signal of a data-limited fishery resource, in this paper we analyze the yellownose skate (*Zearaja chilensis*) accompanying fauna data collected in the common hake (*Merluccius gayi*) hydroacoustic surveys (1993-2019) off south-central Chile (29° 10' S - 42° 10' S). Operational information is analyzed by means of Generalized Additive Models (GAM) and Generalized Linear Models (GLM). The results indicate that *Z. chilensis* presents notable density zones and a higher frequency of presence of this species between 300 m and 425 m depth. The CPUE model showed that depth is the most important fixed effect in its variability, while the year effect proved to be determinant in a binomial model of the proportion of positive hauls. The study suggests that this type of indices be considered in the management of this fishery, either in stock assessment models, or as empirical indices for the annual adjustment of catches or fishing effort.

Keywords: *Zearaja chilensis*, GLM, lognormal delta approximation, abundance index, spatial pattern.

INTRODUCCIÓN

El manejo pesquero es “el proceso integrado de recopilación de información, análisis, planificación, consulta, toma de decisiones, asignación de recursos y formulación e implementación, con el cumplimiento, según sea necesario, de las regulaciones o reglas que rigen las actividades pesqueras a fin de asegurar la productividad continua de los recursos y el logro de otros objetivos pesqueros” (Cochrane, 2002).

Para realizar un manejo adecuado de los recursos pesqueros la determinación de índices de abundancia es uno de los desafíos de mayor importancia en pesquerías, esto es, poder contar con un valor que sea confiable y proporcional al tamaño de la población y por lo tanto capaz de reflejar las tendencias y respuestas frente a cambios en el régimen de manejo (Hilborn y Walters, 1992). Existen varias técnicas para la generación de índices de abundancia; en una revisión del contexto internacional, se considera que cuando la información de la pesquería cuenta con datos limitados se opta por una combinación de técnicas para mejorar la reconstrucción de índices de abundancia (Chen *et al.*, 2004; Ye y Dennis, 2009; Chang *et al.*, 2017; Setyadji y Fahmi, 2020). La presente investigación centra su problemática, en el uso de índices de abundancia de la raya volantín [*Zearaja chilensis* (Guichenot, 1848)] que se distribuye principalmente entre las regiones de Coquimbo y Magallanes. La raya volantín es un pez cartilaginoso de hábitat bentónico que mora en la plataforma continental, principalmente en fondos de fango, en profundidades que varían entre 30 y 300 m.

El manejo pesquero de las rayas bajo condiciones de datos limitados es una problemática. Sin embargo, el presente estudio focaliza el interés de contribuir al desarrollo sostenible de la actividad, así poder interpretar, con datos independientes de la pesquería, un indicador que contribuya al manejo integrado de su pesquería. Es necesario mencionar las causas que originan el problema de manejo pesquero en rayas, asociados a su evaluación de stock (Pérez, 2019) referente a la evaluación de su estatus: (i) Sobre captura descartada y subregistrada; y problemas de identificación de la especie, (ii) Las estadísticas se sustentan en desembarques regionales, pudiendo contener sesgo según procedencia respecto al área de explotación, (iii) carencia de información independiente de la pesquería, (iv) incertidumbre sobre la estructura de stock. En las actuales condiciones de la raya volantín, registradas por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), en sesiones de comités

INTRODUCTION

Fishery management is “the integrated process of information collection, analysis, planning, consultation, decision-making, resources allocation, formulation, and implementation, in compliance, as required, with the regulations or rules governing fishing activities, in order to ensure the continuous productivity of resources and the achievement of other fisheries objectives” (Cochrane, 2002).

For an adequate management of fishery resources, determining abundance indices constitutes one of fisheries' most significant challenges, *i.e.*, having a value that is reliable, proportional to the population size, and, therefore, able to reflect tendencies and responses in the face of management regime changes (Hilborn and Walters, 1992). There are various techniques for generating abundance indices. In a review of the international context, it is considered that, when a fishery's information has limited data, a combination of techniques is employed to improve the reconstruction of abundance indices (Chen *et al.*, 2004; Ye and Dennis, 2009; Chang *et al.*, 2017; Setyadji and Fahmi, 2020). This research focuses on the use of abundance indices for the yellownose skate [*Zearaja chilensis* (Guichenot, 1848)], which is mainly distributed between the regions of Coquimbo and Magallanes. The yellownose skate is a benthic, cartilaginous fish that inhabits the continental shelf, mainly in muddy bottoms, at depths varying between 30 and 300 m.

The fishery management of these skates under limited-data conditions constitutes an issue. However, this study focuses its interest on enriching the sustainable development of this activity, with the purpose of being able to interpret, with the fishery's independent data, an indicator that contributes to its integrated management. It is necessary to mention the causes of the issue of yellownose skate fishery management, which are associated with stock assessment (Pérez, 2019), regarding to the evaluation of its status: (i) discarded and underrecorded overfishing as well as species identification issues; (ii) the fact that statistics rely on regional landings and may be biased regarding their origin with respect to the exploitation area; (iii) the lack of independent information from the fishery; (iv) uncertainty regarding the structure of the stock. The current conditions of the yellownose skate, as recorded by the Fisheries Promotion Institute (IFOP) in scientific committee sessions, correspond to overexploitation and overfishing. In addition, given the difficulties and issues

científicos, su estado es sobreexplotado y en sobrepesca. Y debido a las dificultades o problemas asociados a su evaluación, el comité científico de esta pesquería advirtió que los datos emanados del estatus deben ser tomados con precaución. Por lo cual, se hace necesario desarrollar un índice que pueda ser utilizado como un proxy de la abundancia, en ausencia de una evaluación de stock. Dentro del marco teórico propuesto, la investigación se desarrolla con información proveniente de cruceros de evaluación directa de merluza común. Donde se analiza la fauna acompañante referente a las especies de interés del estudio, sus áreas de presencia y/o ausencia y focos de mayor importancia en su gradiente latitudinal y temporal. Se utiliza la técnica de la modelación estadística, con aplicación de modelos lineales generales (GLM). Estos, se emplean cada vez más en aplicaciones orientadas a estimación de índices anuales de abundancia (Large, 1992; Goñi *et al.*, 1999; Punt *et al.*, 2000; Ye *et al.*, 2001; Horn, 2003; Campbell, 2004, 2015; Maunder y Punt, 2004; Carruthers *et al.*, 2011) dado que permiten integrar de forma relativamente simple los diferentes factores que influyen sobre las variaciones de la captura por unidad de esfuerzo. Por lo cual, son utilizados para realizar la estimación del índice de la especie a estudiar.

ÁREA DE ESTUDIO

Diseño y cobertura de crucero

El área de estudio de merluza común comprendió desde límite sur de la región de Atacama (29° 10' S) hasta la región de los Lagos, sur Punta Estaquillas (41° 30' S) y en algunos años hasta Punta Manuel (42° 10' S) (Figura 1). Los cruceros de merluza común, efectuados en su totalidad por el IFOP, han seguido en general un diseño de muestreo tipo sistemático, con transectos perpendiculares a la costa chilena con una separación latitudinal de 18.52 km entre sí.

MATERIALES Y MÉTODOS

Colecta de datos biológicos-pesqueros y análisis

Se emplearon los datos históricos de los cruceros de evaluación directa de merluza común desde 1993 hasta 2019 (23 años). La fuente de datos corresponde a bitácoras de pesca de cada crucero, proporcionada por el IFOP, que contiene información del código de proyecto, nombre de buque, fecha de lance, número de lance, hora de calado, hora de virado, duración del lance,

associated with their evaluation, the scientific committee of this fishery warned that the status data must be taken with caution. Therefore, it is necessary to develop an index that can be used as a proxy of abundance in the absence of a stock assessment. Within the proposed theoretical framework, this research is conducted with information from direct assessment cruises for common hake, wherein the accompanying fauna is analyzed with regard to the study's species of interest, as well as its areas of presence and/or absence and the most relevant hotspots in its latitudinal and temporal gradient. The statistical modeling technique is used, applying general linear models (GLMs). These have been increasingly used in applications aimed at estimating annual abundance indices (Large, 1992; Goñi *et al.*, 1999; Punt *et al.*, 2000; Ye *et al.*, 2001; Horn, 2003; Campbell, 2004, 2015; Maunder and Punt, 2004; Carruthers *et al.*, 2011), as they enable a relatively simple integration of the different factors influencing variations in the catch per unit effort (CPUE), which is why they are used to estimate the index of the species under study.

STUDY AREA

Survey design and coverage

The common hake study area spanned from the southern end of the region of Atacama (29° 10' S) to the region of Los Lagos, south of Punta Estaquillas (41° 30' S), also reaching Punta Manuel (42° 10' S) in some years (Figure 1). The common hake surveys, all of them carried out by the IFOP, have generally followed a systematic sampling design, with transects perpendicular to the Chilean coast and a latitudinal separation of 18.52 km.

MATERIALS AND METHODS

Biological-fisheries data collection and analysis

Historical data from direct assessment cruises for common hake between 1993 and 2019 (23 years). The data source corresponds to the fishing logs of each survey, as provided by the IFOP, containing the following information: project code, vessel name, haul date, haul number, casting time, retrieval time, haul duration, haul geographic location, trawling speed, haul depth (m), bottom

posición geográfica del lance, velocidad de arrastre, profundidad del lance (m), profundidad fondo (m), altura boca red (m), captura de la especie principal (kg), captura de la fauna acompañante (kg), captura estandarizada (CE) y captura por unidad de área (CPUA) (Lillo *et al.*, 2017; Molina *et al.*, 2020).

depth (m), net opening height (m), main species catch (kg), bycatch (kg), standardized catch (CE), and catch per unit area (CPUA) (Lillo *et al.*, 2017; Molina *et al.*, 2020).

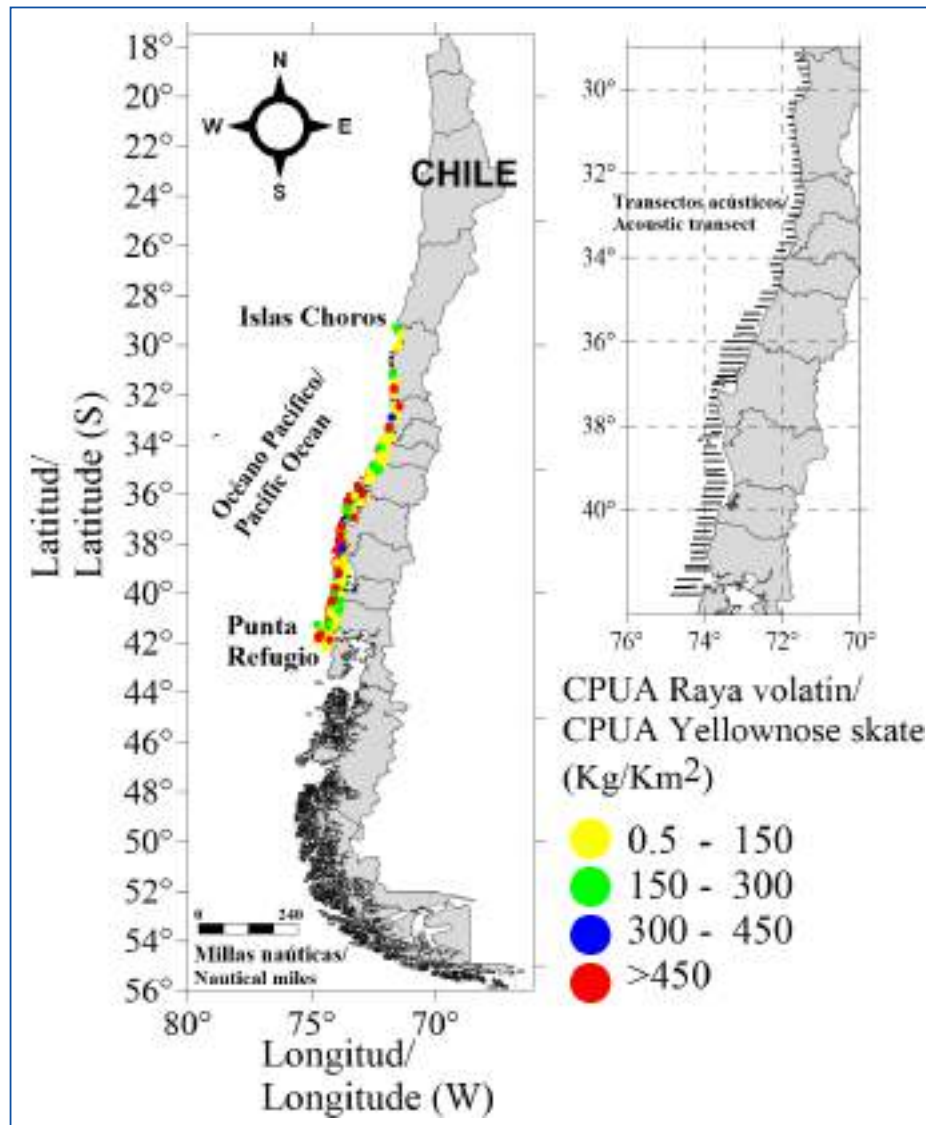


Figura 1. Localización del área de estudio y la CPUA (kg/km^2) de la raya volantín durante los cruceros de evaluación acústica de la merluza común entre 1993-2019.

Figure 1. Location of the study area and CPUA (kg/km^2) of the yellownose skate during the common hake acoustic surveys of 1993-2019.

Se analizaron 3615 lances de pesca realizados durante 26 proyectos hidroacústicos ejecutados en general en el segundo semestre (julio-agosto-septiembre) de cada año, seleccionando 797 lances con capturas positivas de raya volantín. La captura de raya volantín ha mostrado un decremento desde 2001 a 2019, exceptuando 2016, al igual que la CPUA nominal, similar a lo ocurrido en la proporción de lances positivos (Figura 2).

We analyzed 3615 hauls carried out in 26 hydroacoustic projects, which were generally executed during the second semester (July-August-September) of each year. We selected 797 hauls with positive yellownose skate catches, which showed a decrease between 2001 and 2019, except for 2016. This was also the case for the nominal CPUA and is similar to what occurred with the proportion of positive hauls (Figure 2).

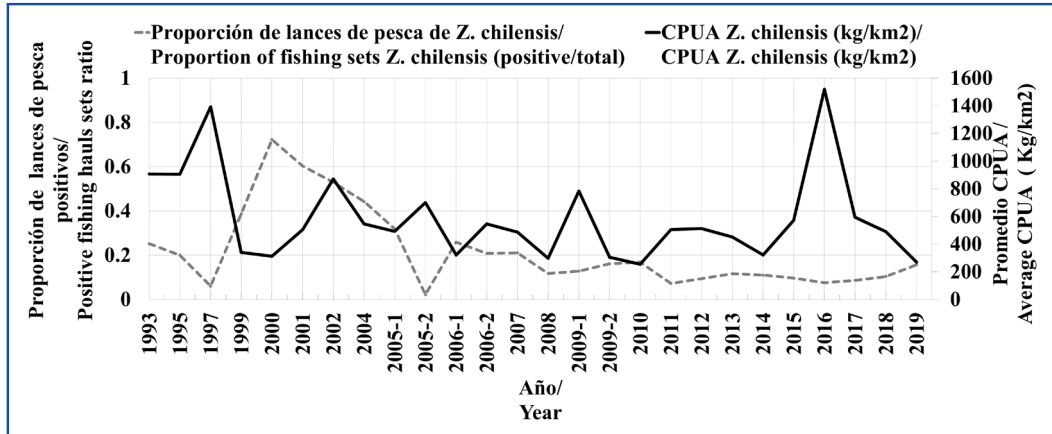


Figura 2. Proporción (probabilidad) de lances de pesca con capturas mayores a cero y la variación anual de la CUPA nominal de la raya volantín en las evaluaciones acústicas de la merluza común. Año_1: crucero de invierno, Año_2: crucero de otoño.

Figure 2. Proportion (probability) of fishing hauls with a catch greater than zero and annual variation of the nominal CPUE (t/mn^2) for yellownose skate in acoustic surveys of common hake. Year_1: winter survey, Year_2: autumn survey.

Análisis de los registros de presencia y ausencia

El análisis exploratorio de los datos se realizó en R (R Core Team, 2020). En cada crucero se analizó la información de raya volantín, se estratificó la presencia y ausencia de las especies en forma temporal (por año), espacial (por latitud, longitud y profundidad). Obteniendo una proporción de probabilidad definida como presencia por cada año evaluado. Además, se realizaron histogramas para observar la distribución de la profundidad de la especie, los cuales fueron agrupados cada 25 m.

Centro de masa (CG) e inercia (I) de los recursos estudiados

La posición media o centro de gravedad de la distribución de los recursos y la inercia se calcularon mediante la expresión (Wuillez et al., 2007):

$$CG_i = \frac{\int x_i Z(x_i) dx}{\int Z(x_i) dx} \quad (1)$$

$$I_i = \frac{\int (x_i - CG_i)^2 Z(x_i) dx}{\int Z(x_i) dx} \quad (2)$$

donde x_i representa la posición espacial de la muestra y $Z(x_i)$ la densidad en el punto i .

Captura por unidad de área (CPUA) nominal

El análisis consistió en adecuar los cálculos de la CPUA nominal para cada crucero y año. Para ello se dejó la CPUA en unidades estándar kg/km^2 . Se separaron los registros positivos de las especies, a partir de esta información la variable CPUA (kg/km^2)

Presence and absence records analysis

The exploratory data analysis was performed in R (R Core Team, 2020). For each survey, the information on the yellownose skate was analyzed, and the presence and absence of the species were stratified temporally (by year) and spatially (by latitude, longitude, and depth), obtaining a probability proportion defined as the presence for each year evaluated. In addition, histograms were elaborated to visualize the depth distribution of the species, which were grouped every 25 m.

Center of mass (CG) and inertia (I) of the studied resources

The mean position or center of gravity of the distribution of the resource and their inertia were calculated by means of the following expression (Wuillez et al., 2007):

$$CG_i = \frac{\int x_i Z(x_i) dx}{\int Z(x_i) dx} \quad (1)$$

$$I_i = \frac{\int (x_i - CG_i)^2 Z(x_i) dx}{\int Z(x_i) dx} \quad (2)$$

where x_i represents the spatial of the sample and $Z(x_i)$ the density at the point i .

Nominal catch per unit area (CPUA)

The analysis consisted of adapting the nominal CPUA calculations for each survey and year. To this effect, the CPUA was expressed in standard units (kg/km^2), and the positive records of the species were separated. Based on this information, the CPUA

fue transformada aplicando el logaritmo natural $\ln(\text{CPUA} + 1)$. Se realizaron análisis temporales, espaciales y batimétricos a partir de la densidad. Fueron empleados dos enfoques, el primero consistió en modelar a través de modelos aditivos generalizados (GAM), las variables aditivamente sin interacción. Lo que se buscó fue representar mediante su tendencia, la relación de la densidad en función de sus predictores. La respuesta en los predictores batimétricos, latitudinales y espaciales fue el logaritmo de la captura por unidad de área nominal. El segundo enfoque, a través de GAM, fue modelar la densidad con interacción latitudinal, sumando la variable profundidad. Así fue posible obtener el predicho del modelo y realizar para cada modelo un mapa temporal – espacial. Los modelos GAM, fueron realizados en R (www.r-project.org) versión RStudio 1.3, utilizando el paquete *mgcv* (Wood, 2021 -versión 1.8) con la función *gam*, y para obtener los mapas fue necesario la utilización de los paquetes *fields* (Nychka et al., 2021 - versión 12.5) y *MBA* (Finley et al., 2017 - versión 0.09).

Modelación estadística y supuestos

Los modelos lineales generales (GLM) se utilizan en aplicaciones conducentes a estimación de índices anuales de abundancia (Carruthers et al., 2011) dado que permiten integrar los diversos factores que influyen sobre las variaciones de la captura por unidad de esfuerzo. La razón fundamental para desagregar la variabilidad de la CPUE consiste en aislar los efectos que la explican, de manera que cada uno aporte con información de forma independiente. El producto final es la obtención de un indicador de la abundancia, en este caso independiente de la presión pesquera, el cual es utilizado en modelación como una variable de interés en el status de los recursos (Canales y Arana, 2010).

Modelación de la CPUE

Para la modelación, se utilizó la base de datos del crucero de evaluación hidroacústica de la merluza común, con la inclusión de la presencia de raya volantín. Para ello, se realizó un “subset” de la base de datos original, para crear la base de datos de merluza común, con la presencia de raya volantín en las capturas. El modelo básico utilizado fue el GLM, donde el número de individuos está relacionado con otras variables medidas a través de supuestos de distribución. Como distribuciones del error a menudo se considera una distribución gamma o normal para la variable transformada vía la función de enlace logarítmica (η), lo cual puede ser sugerida a priori si la pendiente de regresión lineal entre la media y varianza de la CPUE es igual a dos y su intercepto cero (Stefánsson, 1996;

variable (kg/km^2) was transformed using the natural logarithm $\ln(\text{CPUE}+1)$. Temporal, spatial, and bathymetric analyses were conducted based on density. Two approaches were employed, the first of which consisted of modeling the variables additively without interaction through generalized additive models (GAMs). We sought to represent, by means of its trend, the relationship of density as a function of its predictors. The response in the bathymetric, latitudinal, and spatial predictors was the logarithm of the nominal CPUE. The second approach, which used GAMs, involved modeling the density with latitudinal interaction, adding the depth variable. Thus, it was possible to obtain the model prediction and elaborate a temporal-spatial map. The GAMs were formulated in R (www.r-project.org), version RStudio 1.3., using the *mgcv* package (Wood, 2021, version 1.8) with the *gam* function. In addition, to obtain the maps, it was necessary to employ the *fields* (Nychka et al., 2021, version 12.5) and *MBA* (Finley et al., 2017, version 0.09) packages.

Statistical modeling and assumptions

GLMs are used in applications involving the estimation of annual abundance indices (Carruthers et al., 2011), as they allow integrating the diversity of factors influencing the variations in the CPUE. The fundamental reason for disaggregating the variability of the CPUE consists of isolating the effects that explain it, so that each of them contributes them with information independently. The final product is an abundance indicator that, in this case, is independent of fishing pressure and is employed in modeling as a variable of interest regarding the status of the resources (Canales and Arana, 2010).

CPUE modeling

For modeling, the database of the hydroacoustic assessment survey for the common hake was used, including the presence of the yellownose skate. To this effect, a subset of the original database was elaborated in order to create the common hake database, with the presence of yellownose skate in the catches. The basic model used was the GLM, where the number of individuals is related to other variables measured through distribution assumptions. As error distributions, a gamma or normal distribution is often considered for the variable transformed via the log-link function (η), which can be suggested *a priori* if the linear regression slope between the mean and the variance of the CPUE is equal to two and its intercept is zero (Stefánsson, 1996; Brynjarsdóttir and Stefánsson, 2004). The general linear model for the CPUE is:

Brynjarsdóttir y Stefánsson, 2004). El modelo lineal general para la CPUA es:

$$\log(\widehat{CPUA}) = x\theta \quad (3)$$

El estimador de la CPUA es:

$$\widehat{CPUA} = e^{x\theta} \quad (4)$$

donde θ es el vector de parámetros y x es la matriz de variables explicatorias. Para la modelación estadística se utilizó el programa R (R Core Team, 2020).

Efectos explicatorios

La variable de interés o de respuesta es la CPUA. No obstante, y si bien esta responde al cociente de dos variables aleatorias, para este caso: captura y área, la CPUA en sí misma es otra variable aleatoria cuya función de distribución de probabilidad (fdp) es distinta de las correspondientes fdp de las variables aleatorias captura y área (Canales y Arana, 2010). De acuerdo con las variables seleccionadas, se realizaron siete modelos según la ecuación (3) por tipo de crucero (Tabla 2). La contribución de los efectos en el modelo fue evaluada mediante Análisis de Devianza y confirmados por un análisis “paso a paso” basado en los cambios del Criterio de Información de Akaike (AIC). Se utilizó la función en R “stepAIC” de la librería “Mass”, la cual excluye e incluye secuencialmente los efectos a partir del modelo con más bajo AIC. El criterio para la selección del mejor modelo correspondió a “AIC”, su “devianza explicada” y el test de verosimilitud, para lo cual, se programó en primera instancia, la función “stepAIC” en donde, se probaron tres métodos de inclusión de variables “backward”, “forward” y “both”. Cabe señalar que el AIC es un criterio ampliamente utilizado para la selección de modelos, cuya fórmula pondera la log-verosimilitud del modelo ($\log L$) con el número de parámetros (p) en la forma:

$$AIC = -2\log L + 2p \quad (5)$$

Además, se calculó el porcentaje de la devianza explicada de cada modelo según la siguiente ecuación:

$$\text{Porcentaje devianza explicada} = \frac{\text{Devianza modelo nulo} - \text{Devianza residual}}{\text{Devianza modelo nulo}} \times 100 \quad (6)$$

Se seleccionó un modelo, que representó a la CPUA de raya volantín, para lo cual, se utilizó el test de razón de verosimilitud (Faraway, 2006), que comparó las discrepancias que produjeron los modelos contrastados. Así, “ ΔD ” representó el delta de la devianza de los modelos comparados, el cual sigue una distribución

$$\log(\widehat{CPUA}) = x\theta \quad (3)$$

The CPUA estimator is:

$$\widehat{CPUA} = e^{x\theta} \quad (4)$$

where is the vector of parameters and is the matrix of explanatory variables. For statistical modeling, the R software was used (R Core Team, 2020).

Explanatory effects

The variable of interest or response is the CPUA. Nevertheless, and although it responds to the quotient of two random variables (in this case, catch and area), the CPUA is another random variable whose probability distribution function (fdp) is different to the corresponding fdp of the random variables for catch and area (Canales and Arana, 2010). According to the selected variables, seven models were elaborated based on Equation (3) per survey type (Table 2). The contribution of the effects to the model was evaluated by means of a deviance analysis and confirmed by a *step-by-step* analysis based on the changes in the Akaike Information Criterion (AIC). The *stepAIC* function from R's *Mass* library was used, which sequentially includes and excludes the effects based on the model with the lowest AIC. The criterion for selecting the best model considered the AIC, its explained deviance, and a likelihood test, for which the *stepAIC* function was first programmed, testing three variable inclusion methods: *backward*, *forward*, and *both*. It is worth noting that the AIC is a widely used criterion for selecting models, whose formula weights the log-likelihood of the model ($\log L$) with the number of parameters (p) as follows:

$$AIC = -2\log L + 2p \quad (5)$$

Furthermore, the percent explained deviance of each model was calculated according to the following equation:

$$\text{Percent explained deviance} = \frac{\text{Null model deviance} - \text{Residual deviance}}{\text{Null model deviance}} \times 100 \quad (6)$$

We selected a model representing the CPUA of the yellownose skate, for which we employed the likelihood ratio test (Faraway, 2006) to compare the discrepancies produced by the contrasted models. Thus, ΔD represented the delta deviance of the compared models, which follows an asymptotic chi-squared distribution and evaluates whether the inclusion of the terms in the model m_1 significantly reduces the discrepancy value with respect to the model m_0 .

asintótica Chi cuadrado y evalúa si la inclusión de los términos del modelo m_1 , reducen significativamente el valor de discrepancia con respecto al modelo m_0 .

Modelación de la presencia y ausencia

Según Aitchison (1955) y Stefánsson (1996), los datos sin captura son modelados de manera independiente a los datos positivos siguiendo el modelo Delta, donde un estimador del valor esperado de la densidad poblacional responde a un modelo de mezclas dado por:

$$E(P) = \hat{\pi} \times \hat{\mu} \quad (7)$$

donde $\hat{\pi}$ corresponde al estimador de la probabilidad de captura y $\hat{\mu}$ el valor que toma el estimador de la variable positiva de la CPUA. Lo anterior se analizó mediante un GLM (McCullagh y Nelder, 1989), según:

$$\eta(\mu) = x\beta \quad (8)$$

$$\eta(\mu) = \beta_0 + \sum \beta_j x_j \quad (9)$$

donde β_0 es la gran media, β es el vector de parámetros y x la matriz de diseño con variables binarias según presencia o ausencia del j -ésimo efecto. En este caso, la variable modelada (μ) corresponde ya sea a la CPUA por lance, o la proporción de lances con captura. En esta expresión, η es una función de transformación de la variable conocida como función de enlace.

Probabilidad de captura

La probabilidad de captura puede ser modelada mediante la regresión logística (Stefánsson, 1996), considerando que los datos de lances con presencia o ausencia de captura puede ser asimilados a un ensayo tipo Bernoulli de medidas 0/1. En estos casos, el modelo o función de enlace usual es la función "logit", de manera que la probabilidad de valores en las capturas diferente a cero depende de una combinación lineal de un subconjunto de los factores considerados:

$$\log \left[\frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} \right] = x\beta \quad (10)$$

De manera que el estimador $\hat{\pi}$ de queda de la forma:

$$\hat{\pi} = \frac{e^{x\beta}}{1 + e^{x\beta}} \quad (11)$$

Modeling presence and absence

According to Aitchison (1995) and Stefánsson (1996), zero-catch data are modeled independently from the positive ones by following the Delta model, where an estimator of the expected population density value responds to a mixture model given by:

$$E(P) = \hat{\pi} \times \hat{\mu} \quad (7)$$

where $\hat{\pi}$ corresponds to the catch probability estimator and $\hat{\mu}$ to the value taken by the estimator for the positive variable of the CPUA. The above was analyzed by means of a GLM (McCullagh and Nelder, 1989), according to:

$$\eta(\mu) = x\beta \quad (8)$$

$$\eta(\mu) = \beta_0 + \sum \beta_j x_j \quad (9)$$

where β_0 is the grand mean, β is the vector of parameters, and x is the design matrix binary variables according to the presence or absence of the j -th effect. In this case, the modeled variable (μ) corresponds to either the CPUA per haul or the proportion of hauls with catches. In this expression, η is a variable transformation function known as a link function.

Catch probability

Catch probability can be modeled through logistic regression (Stefánsson, 1996), considering that the data from hauls with the presence or absence of catches can be assimilated to a Bernoulli trial with 0/1 measures. In these cases, the usual model or link function is the *logit* function, so that the probability of non-zero-catch values depends on a linear combination of a subset of the factors considered:

$$\log \left[\frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} \right] = x\beta \quad (10)$$

Such that the estimator $\hat{\pi}$ of takes the following form:

$$\hat{\pi} = \frac{e^{x\beta}}{1 + e^{x\beta}} \quad (11)$$

En esta investigación el criterio utilizado para lances nulos son los que efectivamente no tienen pesca de las especies en estudio. Esto debido al bajo número de valores no cero en las bitácoras de pesca.

RESULTADOS

Presencia de la raya volantín en cruceros de evaluación directa

Entre 1993 y 2019, en la evaluación directa de merluza común, se registraron un total de 3615 lances, siendo 797 (22 %) lances positivos para la raya volantín. Se visualizaron tres períodos de tiempo en la serie histórica, uno entre 1997 y 2000 (tres cruceros realizados) donde la proporción de lances en 2000 fue históricamente la máxima alcanzando más de 70 % de presencia (cabe indicar que la CPUA en ese período fue baja, [Figura 2](#)), el segundo período, entre 2001 y 2005, con el valor de proporción mínima histórica a la fecha en torno a 2 %. Luego el tercer y último período, que comprende entre 2006 y 2018, la proporción se eleva a 26 % y encuentra una estabilidad en 2008 hasta 2018 entorno a 10 % de positividad.

A nivel batimétrico, para la raya volantín los lances con registro de captura se concentraron entre 50 y 600 m de profundidad, donde la mayor frecuencia de lances positivos de la especie se evidenció entre 225 y 350 m en torno 468 muestras con 58.7 % lances positivos; seguido del rango 50-200 m con 30.3 % con 242 muestras; para finalizar con el rango 375 - 600 m con 87 muestras que representan 10.9 % de las muestras positivas ([Tabla 1](#)).

Tabla 1. Frecuencia en número de los lances positivos de la raya volantín por estrato de profundidad (m).

Estrato de profundidad / Stratum depth	Frecuencia / Frequency	Representación porcentual / Percentage representation
50-74	5	0.63
75-99	33	4.14
100-124	35	4.39
125-149	65	8.16
150-174	63	7.90
175-199	41	5.14
200-224	78	9.79
225-249	68	8.53

In this research, the criterion used for null hauls corresponded to those that effectively had no catch of the studied species. This, due to the low number of non-zero values in the fishing logs.

RESULTS

Presence of the yellownose skate in direct assessment cruises

Between 1993 and 2019, in direct common hake surveys, a total of 3615 hauls were recorded, with 797 (22 %) being positive for the yellownose skate. Three time periods were visualized in the historical series: one between 1997 and 2000 (three surveys performed), in which the proportion of hauls in 2000 reached the historical maximum, with a presence above 70 % (it is worth indicating that the CPUA for that period was low, [Figure 2](#)); the second between 2001 and 2005, with the minimum historical proportion value to date (around 2 %); and the third spanning from 2008 to 2018, with a positiveness of around 10 %.

At the bathymetric level, for the yellownose skate, the hauls with recorded catches concentrated around 50 and 600 m deep, with the highest positive haul frequency evidenced between 225 and 350 m, *i.e.*, around 468 samples with 58.7 % positive hauls. This was followed by the 50-200 m range, with 30.3 % for 242 samples; and by the 375-600 m range, with 87 samples representing 10.9 % of the positive samples ([Table 1](#)).

Table 1. Frequency in number of positive yellownose skate hauls per depth stratum (m).

Estrato de profundidad / Stratum depth	Frecuencia / Frequency	Representación porcentual / Percentage representation
250-274	69	8.66
275-299	23	2.89
300-324	92	11.54
325-349	80	10.04
350-374	58	7.28
375-399	13	1.63
400-424	48	6.02
425-449	17	2.13
450-474	5	0.63
475-499	2	0.25
500-524	1	0.13
575-599	1	0.13
Total general / Grand total	797	100

Centros de gravedad e inercia de raya volantín

El centro de gravedad de la raya volantín se distribuyó entre cabo Carranza (35° 38' S) y alrededor de caleta Mansa (40° 38' S) con el centro de gravedad global de la distribución en Punta Manuel (38° 28.4' S) presentando una inercia latitudinal de 2.54° y longitudinal de 0.72°. Se puede observar el centro de gravedad anual con mayor detalle en [Figura 3](#).

Caracterización temporal-espacial y batimétrica de la distribución de raya volantín a partir de la CPUA a través de modelos aditivos generalizados (GAM)

La representación de un GAM para cada crucero y la raya volantín permitió la representación gráfica (temporal-espacial) del modelo más apropiado. Se construyeron dos modelos, el primero para mostrar la relación de la densidad con la profundidad, el gradiente latitudinal y los cambios a través de los años (aditivamente sin interacción). El siguiente fue con interacción latitudinal – anual, que obtuvieron como producto, los predichos de la CPUA (kg/km²) a través de los años en sus gradientes latitudinales y así fue posible la creación de un mapa temporal-espacial de los predichos de cada modelo GAM.

Centers of gravity and inertia for the yellownose skate

The yellownose skate's center of gravity was distributed between Cape Carranza (35° 38' S) and Mansa Cove (40° 38' S), with the distribution's global center of gravity at Punta Manuel (38° 28.4' S), exhibiting a latitudinal inertia of 2.54° and a longitudinal one of 0.72°. The center of gravity can be visualized in more detail in [Figure 3](#).

Temporal-spatial and bathymetric characterization of the yellownose skate's distribution based on its CPUA by means of GAMs

The use of a GAM for each survey and the yellownose skate allowed for a graphic representation (temporal-spatial) of the most appropriate model. Two models were built: the first aimed to show the relationship between density, depth, the latitudinal gradient, and changes over the years (additively, without interaction); and the second involved the latitudinal-annual interaction. As a result, the CPUA predictions (kg/km²) over the years were obtained with regard to their latitudinal gradients, which enabled the creation of a temporal-spatial for the prediction of each GAM.

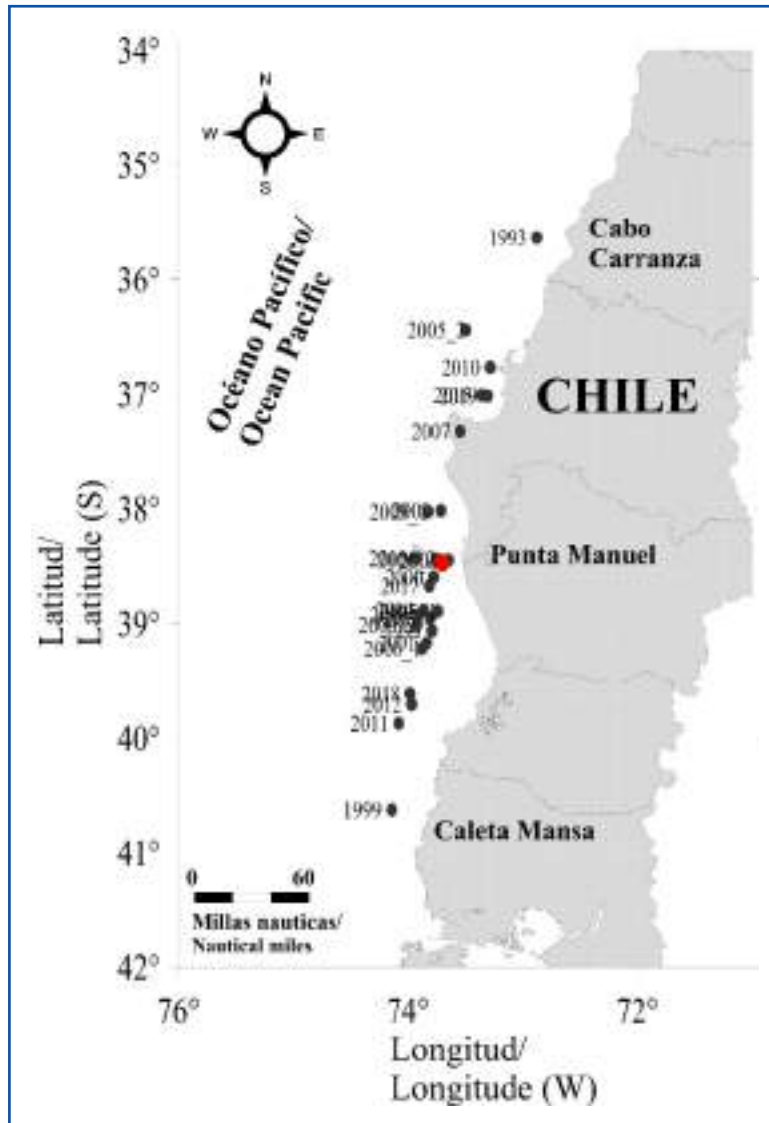


Figura 3. Centro de gravedad (punto de color rojo) de la raya volantín durante los cruceros de evaluación acústica de la merluza común entre 1993-2019.

Figure 3. Center of gravity (red point) of the yellownose skate during acoustic surveys of the common hake between 1993 and 2019.

Los resultados mostraron que el rango de profundidad asociado a las mayores densidades fue entre 300 y 400 m. Adicionalmente, se logra apreciar que existe una relación directa entre la profundidad y la densidad, con un intervalo de confianza que aumenta en las colas de la distribución hacia los extremos inferiores y superiores de la profundidad. Latitudinalmente, las mayores densidades se encuentran desde aproximadamente 35-36° S hacia el sur. A través de los años se puede apreciar que entre 1993 y 1997 se encontraron las mayores densidades del recurso, manteniendo densidades bajas y fluctuantes hasta 2010 aproximadamente. Luego de ese periodo existe una tendencia positiva de la densidad hasta el final del periodo evaluado (Figura 4). En el global, durante el periodo evaluado (1993-2019) se observó un patrón de mayores densidades desde 35° S hacia el sur. Los registros de densidades

The results showed that the depth range associated with the highest densities was 300-400 m. In addition, a direct relationship between depth and density was observed, with a confidence interval that increases at the tails of the distribution towards the lower and upper extremes of depth. Latitudinally, the highest densities are found from about 35-36° S southward. Over the years, note that, between 1993 and 1997, the highest densities of the resource were found, with low and fluctuating densities until approximately 2010. After this period, a positive density trend was observed until the end of the evaluated period (Figure 4). Overall, during the evaluated period (1993-2019), a pattern of higher densities was observed from 35° S southward. The density

que traspasaron el norte de 35° S, y que presentaron un gradiente de densidades continuos entre 30° y 41° S, fueron solamente durante los períodos 1993-1997 y 2013-2019 (Figura 5).

records that extended north of 35° S and exhibited a continuous density gradient between 30° and 41° S occurred only during the 1993-1997 and 2013-2019 periods (Figure 5).

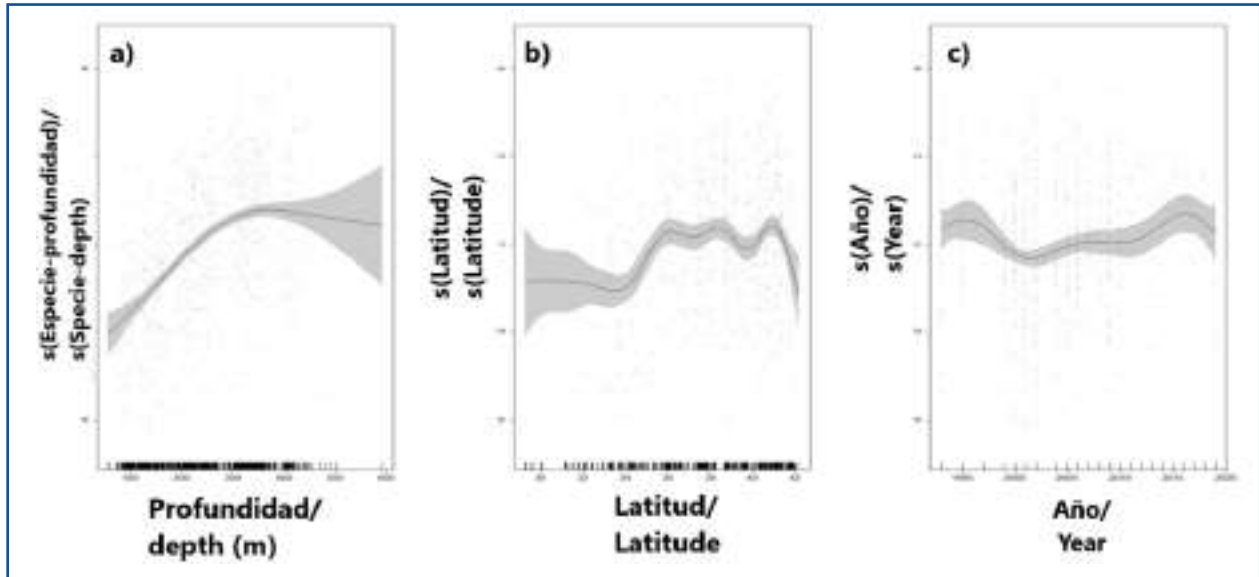


Figura 4. Relación entre ln CPUA (kg/km²) y la (a) profundidad (m), (b) latitud (°) y (c) año, de la raya volarán obtenidas mediante modelos aditivos generalizados (GAM).

Figure 4. Relationship between ln CPUA (kg/km²) and (a) depth (m), (b) latitude (°), and (c) year for the yellownose skate, as obtained through GAMs.

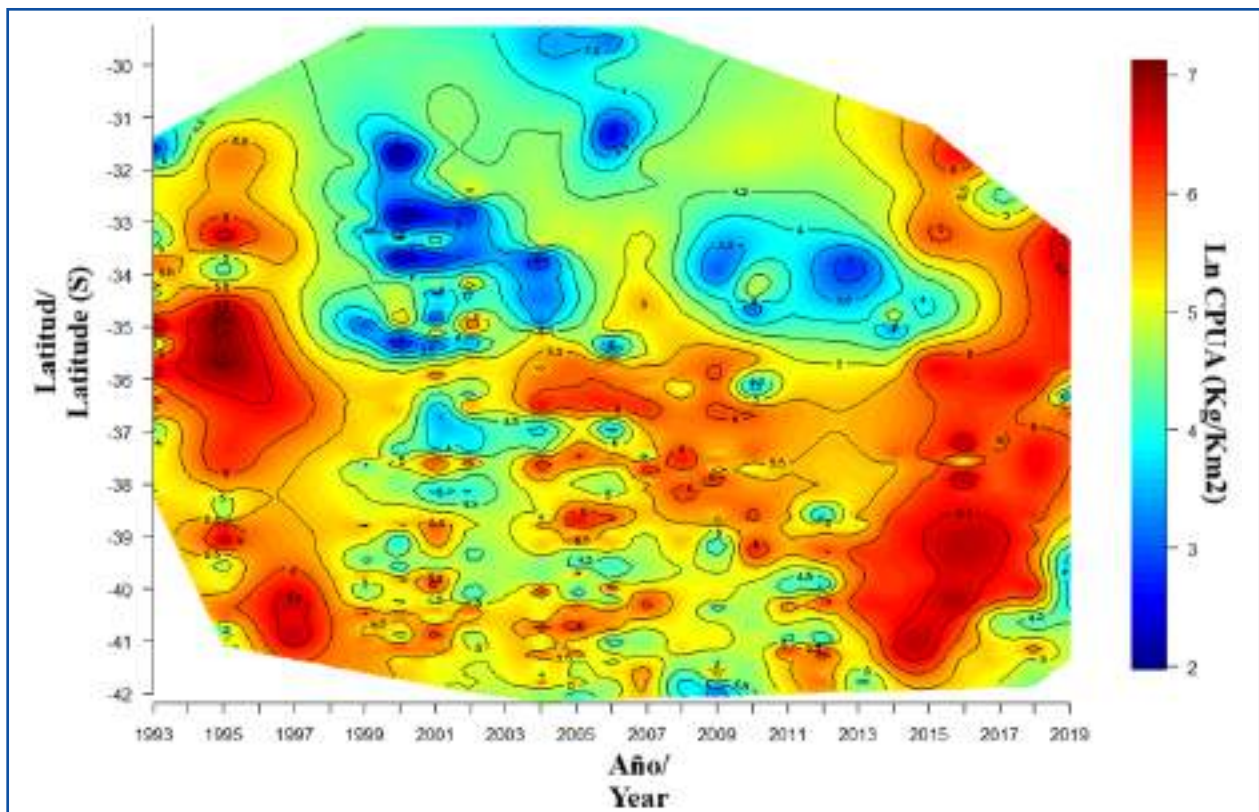


Figura 5. Predicción de ln CPUA (kg/km²) de la raya volarán mediante modelos aditivos generalizados (GAM) durante las evaluaciones acústicas de la merluza común.

Figure 5. ln CPUA (kg/km²) of the yellownose skate as predicted through GAMs during acoustic surveys of the common hake.

Modelación de la captura por unidad de área

Los modelos programados, con la función “*glm*” la familia “*Gamma*” y función de enlace “*log*”, donde el factor “*Año*”, correspondió a los años de evaluación de merluza común en las campañas hidroacústicas desde 1993 a 2019, el factor “*Zona*”, correspondió a las zonas de administración de raya volantín: NUP (unidad de pesquería norte), UP (unidad de pesquería) y SUP (unidad de pesquería sur); la “*Profundidad*”, correspondió al rango de profundidad, en $R_1 = 0 - 149$ m, $R_2 = 150$ m – 299 m y $R_3 = > 300$ m. El criterio para la selección del mejor modelo correspondió a “AIC”, su “devianza explicada” y el test de verosimilitud, donde el horizonte saturado correspondió al modelo 7. Según la función “*stepAIC*” y el método de evaluación “*Backward*”, con inicio de un modelo saturado, entregó una iteración que se detiene en el modelo 6, donde el AIC final corresponde a 11084.22. Para los siguientes dos métodos, “*Forward*” y “*Both*”, el modelo adecuado con menor AIC es el modelo 4, cada uno con AIC = 11125.99. Además, se incluyó un test de razón de verosimilitud entre el modelo 4 y el 6, donde el resultado, de la inclusión de los términos del modelo 6 reduce significativamente el valor de residuos con respecto al 4. Se obtuvo un $p < 0.05$; se puede afirmar que efectivamente el modelo 6 sobre el 4 tiene una influencia superior en la explicación de la CPUA de raya volantín, por lo tanto, es el más adecuado (Tabla 2 y 3). El modelo seleccionado, según los criterios, fue el 6, con un índice de Akaike = 11084.22 y un porcentaje de la devianza explicada de 37.24 %. Así, el modelo seleccionado, con su análisis de devianza y test χ^2 para cada parámetro, se muestran en la Tabla 4.

Tabla 2. Modelos lineales generales programados incluyendo la presencia de raya volantín en las capturas. Variable respuesta de la CPUA (kg/km²), familia “Gamma”, enlace “log”. Profundidad = rango batimétrico; Zona = subzona administrativa. AIC y porcentaje de desviación explicada para los 7 modelos evaluados, sin inclusión por pasos.

Modelo / Model	Modelo programado / Models programmed	Grados de libertad / Degrees of freedom	AIC / AIC	% de la devianza explicada / % Explained Deviance
1	CPUA ~ Año / CPUA ~ Year	27	11366.68	7.99
2	CPUA ~ Año + Profundidad / CPUA ~ Year + Depth	29	11194.53	22.72
3	CPUA ~ Año + Zona / CPUA ~ Year + Zone	29	11320.22	12.43
4	CPUA ~ Año + Zona + Profundidad / CPUA ~ Year + Zone + Depth	31	11125.99	28.17
5	CPUA ~ Año + Zona + Profundidad + (Año * Zona) / CPUA ~ Year + Zone + Depth + (Year * Zone)	66	11108.90	34.28
6	CPUA ~ Año + Zona + Profundidad + (Año * Profundidad) / CPUA ~ Year + Zone + Depth + (Year * Depth)	76	11084.22	37.24
7	CPUA ~ Año + Zona + Profundidad + (Año * Profundidad) + (Año * Zona) / CPUA ~ Year + Zone + Depth + (Year * Depth) + (Year * Zone)	111	11096.42	40.90

Catch per unit area model

The models were programmed with the *glm* function, the *Gamma* family, and the *log* link function, where the Year factor corresponded to the years during which the common hake was evaluated in hydroacoustic surveys from 1993 to 2019; the Zone factor corresponded to the yellownose skate management areas: NUP (northern fishery unit), UP (fishery unit), and SUP (southern fishery unit); and the Depth factor corresponded to the depth range, namely $R_1 = 0 - 149$ m, $R_2 = 150$ m – 299 m, and $R_3 = > 300$ m. The criteria for selecting the best model were its AIC, its explained deviance, and the likelihood test, where the saturated horizon corresponded to model 7. The *stepAIC* function and the *Backward* evaluation method, starting with a saturated model, provided an iteration process that stopped at model 6, whose final AIC was 11 084.22. For the *Forward* and *Both* methods, the adequate model with the lowest AIC was model 4, with both models yielding AIC = 11 125.99. In addition, a likelihood ratio test between models 4 and 6 was included, wherein including the terms of model 6 resulted in a significant reduction in the value of the residuals with respect to model 4. $p < 0.05$ was obtained, which is why it can be stated that model 6 indeed has a greater influence than model 4 in explaining the CPUA of the yellownose skate; ergo, it is the most suitable (Tables 2 and 3). The model selected according to the criteria was number 6, with an Akaike index of 11084.22 and a percent explained deviance of 37.24 %. This model, along with its deviance analysis and χ^2 test for each parameter, is shown in Table 4.

Tabla 2. General linear models programmed while including the presence of yellownose skate in the catches. CPUA response variable (kg/km²), *Gamma* family, *log* link. Depth = bathymetric range; zone = administrative subzone. AIC and percent explained deviance for the seven models evaluated without stepwise inclusion.

Tabla 3. Resultados del “Paso AIC” con el inicio de un modelo saturado correspondiente al modelo 7 y un modelo simple correspondiente al modelo 1, las salidas representan el AIC inicial y final según los tres métodos “Hacia atrás”, “Hacia adelante” y “Ambos”, evaluado.

	Método / Method	Modelo / Model	Modelo programado / Models programmed	AIC inicial / Initial AIC
Modelo inicial / Initial model	Hacia atrás / Backward	7	CPUA~ Año + Zona + Profundidad + (Año * Profundidad) + (Año * Zona) / CPUA~ Year + Zone + Depth + (Year * Depth) + (Year * Zone)	11096.42
	Hacia adelante / Forward	1	CPUA~ Año / CPUA~ Year	11366.68
	Ambos / Both	1	CPUA~ Año / CPUA~ Year	11366.68
Modelo final / Final model	Hacia atrás / Backward	6	CPUA~ Año + Zona + Profundidad + (Año * Profundidad) / CPUA~ Year + Zone + Depth + (Year * Depth)	11084.22 (*)
	Hacia adelante / Forward	4	CPUA ~ Año + Zona + Profundidad / CPUA ~ Year + Zone + Depth	11125.99
	Ambos / Both	4	CPUA ~ Año + Zona + Profundidad / CPUA ~ Year + Zone + Depth	11125.99

(*) obtiene el AIC más bajo por el método hacia atrás.

(*) obtains the lowest AIC through the Backward method.

Tabla 4. Resumen del modelo 6, análisis de desviación 6 y evaluación con la prueba de χ^2 para cada parámetro del modelo, junto con su significancia.

Variable	Df	Devianza delta / Delta Deviance	Df residuales / Df residuals	Devianza residual / Residuals deviance	Prueba χ^2 / Test χ^2
Nulo / Null	796	1860.1			
Año / Year	25	148.677	771	1711.4	1.43E-07
Zona / Zone	2	82.617	769	1628.8	2.65E-10
Profundidad / Depth	2	292.729	767	1336	< 2.20E-16
Año * Profundidad / Year * Depth	45	168.71	722	1167.3	7.65E-05

Table 4. Summary of the deviance analysis for model 6 and test χ^2 results for each model parameter, together with its significance.

Modelación de la probabilidad de captura

Para modelar la probabilidad de captura de raya volantín en cruceros de merluza común se utilizó la base total de los lances en cada campaña; así se utilizó el valor “0” para indicar que en el lance n , no existió la presencia de raya volantín y “1” para indicar la presencia de la especie. El modelo fue desarrollado para la captura por unidad de área en función del año, se modeló un tipo “binomial” con función de enlace “logit”.

En la **Tabla 5**, junto al cálculo del índice de abundancia para cada año, con el modelo seleccionado (modelo 6) del apartado “Modelación de la captura por unidad de área”. El índice de abundancia de la raya volantín en campañas históricas de merluza común desde 1993 a 2019, se muestran junto a la abundancia relativa en la **Figura 6**.

Catch probability model

To model the catch probability for the yellownose skate in common hake surveys, the total haul base of each campaign was employed; the 0 value was used to indicate that, in haul n , there was no presence of yellownose skate; and 1 was used to indicate the presence of the species. The model was developed for the catch per unit area as a function of the year. A binomial model was built with the *logit* link function.

Table 5 shows the abundance index of each year, calculated with the selected model (6) presented in the subsection titled *Modeling the catch per unit area*. **Figure 6** shows the abundance index of the yellownose skate in historical campaigns for the common hake between 1993 and 2019, alongside the relative abundance.

Tabla 5. Probabilidad, CUPA-modelo 6 y abundancia de la raya volatín en las evaluaciones acústicas de la merluza común.

Año / Year	Probabilidad / Probability	CPU estimada-modelo 6 / CPUA estimated- model 6	Abundancia relativa de la raya volatín (kg/km ²) / Relative abundance yellownose skate (kg/km ²)	Índice de abundancia (%) / Abundance index (%)
1993	0.11	908.98	96.31	3.49
1995	0.20	1033.24	206.65	7.50
1997	0.06	1426.44	85.80	3.11
1999	0.39	331.28	128.16	4.65
2000	0.54	317.76	171.49	6.22
2001	0.44	528.53	232.40	8.43
2002	0.53	814.49	431.20	15.64
2004	0.44	496.61	219.51	7.96
2005_1	0.32	444.94	141.86	5.15
2005_2	0.02	503.81	11.03	0.40
2006_1	0.26	326.25	85.01	3.08
2006_2	0.21	548.55	114.62	4.16
2007	0.21	456.85	96.18	3.49
2008	0.12	302.65	35.61	1.29
2009_1	0.13	837.98	110.99	4.03
2009_2	0.16	277.00	44.62	1.62
2010	0.17	272.35	46.12	1.67
2011	0.07	505.34	36.62	1.33
2012	0.09	524.62	49.42	1.79
2013	0.12	442.85	51.56	1.87
2014	0.10	339.29	34.93	1.27
2015	0.10	519.68	49.97	1.81
2016	0.08	1475.11	111.91	4.06
2017	0.09	688.36	59.62	2.16
2018	0.10	508.01	52.68	1.91
2019	0.16	331.07	52.11	1.89

Table 5. Probability, CPUA model 6, and abundance of the yellownose skate in common hake acoustic surveys.

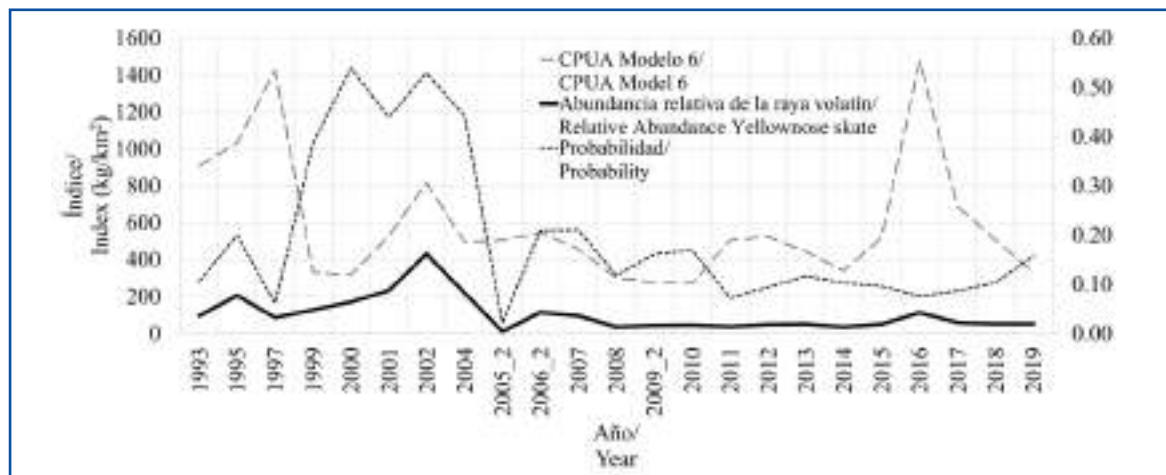


Figura 6. Abundancia relativa de raya volatín en los estudios históricos de la merluza común desde 1993 a 2019 (plomo). Además, se acompaña con la captura por unidad de área estimada por el modelo 6 (línea gris); y la probabilidad del modelo binomial (línea discontinua).

Figure 6. Relative abundance of yellownose skate in historical common hake surveys from 1993 to 2019 (gray line), in addition to the catch per unit area estimated by model 6 (black) and the probability of the binomial model (dashed line).

DISCUSIÓN

En ecología marina un tema relevante es la dinámica natural de las poblaciones en el espacio y tiempo. Los cambios en la distribución persistentes, podrían modificar el flujo genético, las interacciones entre especies y las funciones de los ecosistemas y dar lugar a impactos socioeconómicos (Barange *et al.*, 2014; Blamey *et al.*, 2015; Pecl *et al.*, 2017; Ortega-Cisneros *et al.*, 2018). Por lo cual, comprender los cambios en la distribución de la fauna marina puede aportar información importante en la gestión pesquera. En el contexto global, del patrón espacial de distribución de la raya volatín se aprecian dos focos importantes de abundancia, uno al norte de los 35° S, más escaso y de mayor preponderancia observado en la información analizada de crustáceos, y otro cercano de mayor continuidad desde los 38° S. Ambos con discontinuidades a través de los años, pero apreciable y recurrente a nivel macro en la predicción GAM de la **Figura 5**. Una posible hipótesis a estos focos de importancia, estaría relacionada con la disponibilidad de alimento de la especie.

Según Belleggia *et al.* (2016), en un análisis de contenidos estomacales para la misma especie en el océano Atlántico, el nivel trófico varía según el tamaño, el sexo, estado de madurez, profundidad y área y sus principales ítems alimentarios está dominado por peces siendo *Patagonotothen ramsayi* y *Merluccius hubbsi* los principales. Lamilla *et al.* (2016) para el océano Pacífico encontraron que los principales ítems alimentarios de raya volatín entre San Antonio y Valdivia, son los crustáceos y peces óseos, siendo *Sebastes oculatus*, *Heterocarpus reedi* y *Merluccius gayi*, los que presentan los mayores porcentajes de importancia relativa. Justamente según los estudios de evaluación directa de merluza común (Sergio Lillo Vega. Instituto de Fomento Pesquero. Valparaíso, Chile. 2022. Com. Pers), hacia el sur de la latitud 38° S, la fauna de crustáceos se hace más escasa, particularmente existiría un cambio de dieta, aparentemente de raya volatín, porque desde Puerto Montt a Punta Arenas, la preferencia dietaria de raya volatín son peces (Lamilla *et al.*, 2016). Una hipótesis, que explicaría focos de importancia latitudinal, sería entonces, la disponibilidad de alimento de preferencia, en la dieta para la especie. En este sentido, en el presente estudio se aborda la dinámica de la distribución de las especies utilizando interpolaciones anuales mediante técnicas GAM y *Kriging*, con productos de mapas temporales-espaciales, a fin de comprender su patrón espacial de distribución; así la presencia de raya volatín

DISCUSSION

A relevant topic in marine ecology is the natural dynamics of populations in space and time. Persistent distribution changes could modify the genetic flow, the interactions between species, and the functions of ecosystems, giving rise to socioeconomic impacts (Barange *et al.*, 2014; Blamey *et al.*, 2015; Pecl *et al.*, 2017; Ortega-Cisneros *et al.*, 2018). Therefore, understanding the changes in the distribution of marine fauna may provide important information for fisheries management. In the global context, only two relevant abundance foci are observed in the spatial distribution pattern of the yellownose skate: one north of 35° S, which is more sparse and more prevalent in the analyzed crustacean data; and another one nearby, with greater continuity starting at 38° S. Both of them exhibit discontinuities over the years, but are visible and recurrent at the *macro* level in the GAM prediction of **Figure 5**. A likely hypothesis for these relevant foci is related to the availability of the species' food.

As noted by Belleggia *et al.* (2016) in an analysis of the stomach context of the same species in the Atlantic Ocean, the trophic level varies according to size, sex, state of maturity, depth, and area. The main food items of this species are dominated by fish, where *Patagonotothen ramsayi* and *Merluccius hubbsi* are the main elements. As for the Pacific Ocean, Lamilla *et al.* (2016) found the main food items of the yellownose skate between San Antonio and Valdivia to be crustaceans and bony fish, with *Sebastes oculatus*, *Heterocarpus reedi*, and *Merluccius gayi* exhibiting the highest relative importance percentages. Precisely, according to studies involving the direct assessment of the common hake (Sergio Lillo Vega. Instituto de Fomento Pesquero. Valparaíso, Chile. 2022. Pers. Com.), south of latitude 38° S, the crustacean fauna becomes scarcer. There could be a dietary shift, apparently for the yellownose skate, since, from Puerto Montt to Punta Arenas, its diet preference is fish (Lamilla *et al.*, 2016). One hypothesis that would explain the latitudinal importance foci is the availability of the preferred food for the species' diet. In this vein, this study addresses the distribution dynamics of the species through annual interpolations via GAM and *Kriging* techniques, producing temporal-spatial maps, in order to understand its spatial distribution pattern. Thereupon, the presence of yellownose skate in the catches recorded in common hake campaigns is generally scarce, with a global average presence contribution of 22 % for the studied period. The mean observed density for the positive data is 584.8 kg/km².

en las capturas de las campañas de merluza común es en general escasa, con un aporte promedio de presencia del 22 % global para el periodo de estudio. La media de la densidad observada de los datos positivos es de 584.8 kg/km².

El centro de gravedad global de la distribución de raya volantín en los cruceros de merluza común se centró en cuadra de Punta Manuel, a 17.2 km al SE de isla Mocha (38° 28.4' S - 73° 42' O), con una inercia latitudinal de 2.54° y longitudinal de 0.72°. El centro de masa se concentra desde cabo Carranza (35° 38' S) hasta bahía Mansa (40° 38' S); mientras que, la información de raya volantín va desde isla Choros (29° 16' S) hasta Punta Refugio (42° 10' S). Referente a la profundidad, la mayor frecuencia con positividad en los lances de pesca estuvo centrada entre 300 y 425 m. La información es concordante con lo obtenido por [Bustamante et al. \(2014\)](#) quienes analizaron los patrones biogeográficos de fauna cartilaginosa con información de campañas independientes de la pesquería entre los años 2006 y 2007, ellos indicaron que *Z. chilensis* concurrió entre las latitudes 33.2° y 38.7° S con mayor abundancia al sur del 36.4° S. Por estrato de profundidad sus mayores frecuencias de ocurrencia estuvieron entre 200 y 299 m, seguido de 300 y 399 m.

[Lamilla et al. \(2016\)](#) realizaron un estudio de las unidades poblacionales de la raya volantín y raya espinosa en Chile entre Valparaíso y Punta Arenas (con información de cinco localidades: San Antonio, Valdivia, Puerto Montt, Aysén y Punta Arenas); a través de la identificación y caracterización genética, utilizando marcadores mitocondriales, donde diferenciaron al menos tres stock o unidades de manejo para la raya volantín y dos stocks para raya espinosa. Se destaca, dentro de sus hallazgos en *Z. chilensis*, la alta diversidad haplotípica o diferencia, entre individuos de aguas interiores (Puerto Montt -Aysén) e individuos de aguas exteriores (San Antonio, Valdivia). Posiblemente, los resultados de los microsatélites (los que no fueron concluyentes en la separación de estas localidades), tenga relación con los resultados de este trabajo. El presente estudio, mostro una continuidad entre el 35° al 41° S, observada para *Z. chilensis*, lo que ratifica que los marcadores mitocondriales serían los únicos, que pudiesen obtener resultados concluyentes en un estudio de unidad poblacional, además a que existiría mezcla entre una misma especie, por unidad de manejo o unidad administrativa, ya que una sola hembra portadora de huevos traspase una localidad para obtener mezcla entre unidades de manejo.

The global center of gravity for the distribution of the yellownose skate in common hake surveys was located near Punta Manuel, 17.2 km southeast of Mocha Island (38° 28.4' S - 73° 42' O), with a latitudinal inertia of 2.54° and a longitudinal one of 0.72°. The center of mass is concentrated from Cape Carranza (35° 38' S) to Mansa Bay (40° 38' S), while the information on the yellownose skate goes from Choros Island (29° 16' S) to Punta Refugio (42° 10' S). Regarding depth, the highest positive haul frequency was around 300 and 425 m. This information is consistent with that obtained by [Bustamante et al. \(2014\)](#), who analyzed the biogeographical patterns of cartilaginous fauna with data from independent campaigns of the fishery between 2006 and 2007. These authors indicated that *Z. chilensis* was found between latitudes 33.2° and 38.7° S, with a greater abundance south of 36.4° S. By depth stratum, its highest occurrence frequencies were between 200 and 299 m, followed by the 300-399 m range.

[Lamilla et al. \(2016\)](#) studied the population units of the yellownose and thorny skates in Chile between Valparaíso and Punta Arena (with information from five locations: San Antonio, Valdivia, Puerto Montt, Aysén, and Punta Arenas) using genetic identification and characterization via mitochondrial markers. These authors distinguished at least three stocks or management units for the yellownose skate and two for the thorny skate. Among their findings for *Z. chilensis*, a haplotypic diversity was observed, or the difference between individuals from interior waters (Puerto Montt-Aysén) and those from exterior waters (San Antonio, Valdivia). It is likely that the results from microsatellites (which were non-conclusive in separating these locations) are related to those of this work. This study showed continuity between 35° and 41° S for *Z. chilensis*, which confirms that mitochondrial markers are the only ones that could obtain conclusive results in a population unit study. In addition, there could be mixing within the same species between management or administrative units, as a single egg-bearing female may cross from one location to another, causing management units to mix with each other.

Existen dificultades, en torno a la estimación de índices de abundancia obtenidos a partir de datos provenientes de la flota comercial, ya que la flota centra su actividad en áreas de altas densidades de la población objetivo (Paesch, 2018). Por ello, es importante obtener índices de abundancia de fuentes independientes de la pesca, como son las campañas de investigación. Sin embargo, estas estimaciones también pueden presentar sesgos debido a la distribución contagiosa de estas especies, a la accesibilidad a las zonas más costeras o rocosas y a las observaciones con valores cero (Hansen et al., 2003, 2009).

En este trabajo, se desarrolló el método de aproximación delta (Aitchison, 1955; Pennington, 1983), para estimar índices de abundancia en recursos pesqueros (Stefánsson, 1996; Lynch et al., 2012; Thorson et al., 2015; Ruarte et al., 2017; Paesch, 2018). Los resultados para el GLM log normal con datos positivos, indican que el modelo 6, fue el modelo que representó la densidad de raya volantín con una devianza explicada del 37.24 % y un AIC de 11084.22 con todos los factores significativos y una devianza residual con el modelo inicial de 1860.1 la que se reduce significativamente al ir agregando los factores año, zona y profundidad; hasta finalizar en una devianza residual de 1167.3. Se aprecia en la **Tabla 2** que el factor *Rango batimétrico*, es el que causa la mayor disminución de la devianza, a su vez, es el más significativo e importante en el modelo. Por otro lado, al adicionar la interacción entre *Año - Rango de Profundidad*, causa una significativa reducción a la devianza final del modelo. Por lo cual, se podría inferir que el efecto de la variable *Profundidad* en la especie es uno de los más importantes y significantes.

Paesch (2018) realizó una aproximación delta de la densidad de la especie (t/mn^2) para estudiar los índices de abundancia de *Z. chilensis* y otros recursos, en la zona común de pesca Argentino-Uruguay sobre datos independientes de la pesquería entre 1992-2012 (nueve cruceros de investigación), obtuvieron en el modelo binomial, *Proporción ~ Año + Estrato + Temperatura fondo + ϵ* , una explicación del 39 % de la devianza total y que los *Estratos* explican el 87.56 % de la devianza. Para el modelo log-normal, *Densidad ~ Año + Estrato + ϵ* , el modelo general, explico el 24 % de la devianza, el porcentaje explicado por cada variable es *Año* un 51.75 % y *Estrato* un 48.25 %. El índice de abundancia resultante varió entre 0.1 y 0.4. También, Stefánsson (1996) analizó datos de abundancia en peces de fondo, utilizando la aproximación delta, donde hace referencia a dos conceptos claves para entender las tablas de devianza de los modelos

There are difficulties regarding the estimation of abundance indices from data provided by the commercial fleet, as it focuses its activities in areas with a high density of the target population (Paesch, 2018). Therefore, it is important to obtain abundance indices from sources independent of fishing, such as research campaigns. However, these estimations may also be biased due to the patchy distribution of these species, to the accessibility of more coastal or rocky zones, and to zero-value observations (Hansen et al., 2003, 2009).

This work employed the delta approximation method (Aitchison, 1955; Pennington, 1983) to estimate abundance indices for fishery resources (Stefánsson, 1996; Lynch et al., 2012; Thorson et al., 2015; Ruarte et al., 2017; Paesch, 2018). The results for the log-normal GLM with positive data indicate that model 6 represented the density of the yellownose skate with an explained deviance of 37.24 % and an AIC of 11084.22 with all significant factors, as well as a residual deviance of 1860.1 with respect to the initial model, which decreases significantly as the year, zone, and depth factors are included, for a final residual deviance of 1167.3. **Table 2** shows that the *Bathymetric range* factor entails the greatest deviance decrease while being the most significant and relevant in the model. On the other hand, incorporating the *Year - Depth Range* interaction causes a significant reduction in the model's final deviance. Therefore, it can be inferred that the effect of the *Depth* variable on the species is one of the most important and significant.

Paesch (2018) performed a delta approximation of species density (t/mn^2) to study the abundance indices of *Z. chilensis* and other resources in the Argentinian-Uruguayan common fishing zone using independent fishery data for the 1992-2012 period (nine research surveys), obtaining *Proportion ~ Year + stratum Fund temperature + ϵ* in the binomial model, as well as a 39 % explanation of the total deviance, noting that the *Strata* explain 87.56 % of the deviance. For the log-normal model, *Density ~ Year + Stratum + ϵ* , the general model explained 24 % of the deviance. The percentage explained by the *Year* is 51.75 %, while, for the *Stratum*, this value is 48.52 %. The resulting abundance index varied between 0.1 and 0.4. Furthermore, Stefánsson (1996) analyzed abundance data on bottom fish using delta approximation, referring to two key concepts to understand the deviance tables of the models: "the importance of the variable is determined in terms of the proportion of the variance reduction", and, "in some cases, the significance explains that it is better

“la importancia de la variable se determina en términos de la proporción de la reducción de la varianza” y la “significancia en algunos casos, explica que, es mejor dejar fuera del modelo una variable estadísticamente significativa, si la cantidad de variación explicada por la variable es pequeña en comparación con la complejidad que agrega” dentro de su análisis, la adición del factor profundidad es altamente significativo en los modelos analizados, y adicionar las zonas o regiones estadísticas (de importancia y significancia para el modelo), sin la adición de la profundidad no es factible, debido a que no se captura toda la información intrínseca de la profundidad.

La metodología de aproximación delta, comparada con otras técnicas para estimar índices de abundancia, ha sido utilizada exitosamente (Lynch *et al.*, 2012), ya que es apropiada y precisa para el estudio de especies altamente migratorias; así como mejora la precisión de los hábitats verticales en las zonas de pesca. Cordo (2010) indicó que la aproximación delta para estimar la abundancia del recurso abadejo con datos de campañas de investigación también resultó ser una de las más adecuadas, en comparación con la media muestral. Por otro lado, Ingram *et al.* (2008) realizó una serie anual de biomasa desovante de atún rojo (*Thunnus thynnus*) en el golfo de México con información independiente de la pesquería, desarrollada mediante modelos delta-lognormales (DL), modelos delta lognormales con ceros inflados (ZIDL), y además con la distribución delta Pennington (PDD). La comparación de los distintos modelos presentó estadígrafos y patrones de abundancia similares.

La tendencia del índice de la raya volantín desde 1993 hasta 2019, mostró un desempeño similar al estimado de la densidad con datos positivos, destacando para el periodo 2002 una abundancia relativa de 219.51 kg/km² y una probabilidad de éxito de captura del 53 %, la mayor obtenida para el periodo analizado. Esta señal resultó similar a los desembarques oficiales del Sernapesca (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura), quienes obtuvieron desembarques totales de raya volantín, de más de 3000 t para el mismo periodo. El índice obtenido, sigue la señal de los rendimientos de esta pesquería durante los últimos 10 años. Las tendencias generales, entre índice de abundancia relativa y biomasa total del modelo de evaluación de raya volantín son similares. Asimismo, la evaluación de stock muestra que desde 2000 la biomasa ha estado variando sin mayor tendencia (Pérez, 2019), lo cual es similar a lo reportado en el índice de abundancia, esta variabilidad podría responder a aspectos bio-oceanográficos,

to leave a statistically significant variable out of the model if its explained variation is small in comparison with the complexity it introduces”. Within his analysis, the addition of the depth factor is highly significant in the analyzed models, and adding zones or statistical regions (which hold significance and relevance for the model) without incorporating depth is not feasible, since the entirety of the intrinsic information of depth is not captured.

The delta approximation methodology, in comparison with other techniques to estimate abundance indices, has been successfully employed (Lynch *et al.*, 2012), as it is appropriate and accurate for studying highly migratory species and it improves the precision of vertical habitats in fishing zones. Cordo (2010) indicated that using delta approximation to estimate the abundance of the *Genypterus blacodes* with data from research campaigns also turned out to be among the most adequate options in comparison with the sample mean. On the other hand, Ingram *et al.* (2008) constructed an annual series of the spawning biomass of red tuna (*Thunnus thynnus*) in the Gulf of Mexico with independent fishery data. This was done by means of delta-lognormal models (DL), delta-lognormal models with inflated zeros (ZIDL), and the Pennington delta distribution (PDD). The comparison of the different models provided similar statistical measures and abundance patterns.

The trend of the yellownose skate's index from 1993 to 2019 showed a performance similar to that of the density estimate with positive data, highlighting, for 2002, a relative abundance of 219.51 kg/km² and a catch success probability of 53 %, the highest obtained for the analyzed period. This pattern turned out to be similar to the landings of Sernapesca (the National Fishing and Aquaculture Service), which reported total yellownose skate landings of over 3000 t for the same period. The obtained index follows the pattern of this fishery's yields during the last 10 years. The general trends between the relative abundance index and the total biomass of the yellownose skate evaluation model are similar. Likewise, the stock evaluation shows that, starting in 2000, the biomass has been varying with no significant trend (Pérez, 2019), which is similar to that reported for the abundance index. This variability may respond to bio-oceanographic aspects, food availability, and spawning migration, among others. Thus, these results may be used for evaluating the stock of the species.

disponibilidad de alimento, migraciones por desove, entre otros). De tal forma que estos resultados pueden ser empleados en la evaluación de stock de la especie.

En este estudio, no se utilizaron variables que pueden estar relacionadas con factores que influyan sobre las densidades de la especie, como, por ejemplo, época del año, estructura de tallas y estado reproductivo, que podrían explicar las variaciones del índice de abundancia de esta especie de una manera más robusta, así como las variables ambientales. Pero debido, a que la especie analizada, forma parte de la fauna acompañante durante las campañas hidroacústicas, solamente se encontrarían disponibles las variables bio-oceanográficas de las campañas dirigidas a la especie principal. También se sugiere adicionar al análisis las campañas hidroacústicas de crustáceos demersales en su contexto histórico, importante pieza de información para adicionar al índice global de abundancia. Se debe tener especial cuidado, con lo relacionado al arte de pesca. Durante las campañas hidroacústicas de la merluza común, se utiliza el arrastre de fondo; por lo que se sugiere verificar en futuros estudios, si efectivamente, el uso de la red de arrastre de fondo es el adecuado para obtener la confiabilidad en la estimación de los índices de abundancia de la raya volatín. Sin embargo, al no contar con campañas de evaluación específicas para la raya volatín en Chile, este estudio resulta ser una alternativa confiable para estimar índices de abundancia para la evaluación del stock.

CONCLUSIONES

La presencia de la raya volatín durante los cruceros de evaluación acústica de la merluza, presentaron una distribución amplia en el gradiente latitudinal, mostrando sus mayores concentraciones hacia el sur de 35° S, el centro de masa de la especie se ubicó a 20 km frente a Punta Manuel. Mientras que, verticalmente presentó una mayor abundancia entre los 225 y 350 m de profundidad. El índice de abundancia estimado para *Z. chilensis* en el marco de una pesquería de datos limitados e independientes, genera información confiable, que sugeriría su incorporación al manejo de la pesquería, ya sea en el modelo de evaluación de stock o como índice empírico para el ajuste anual de las capturas o esfuerzo de pesca. Las tendencias generales, entre el índice de abundancia relativa y las biomásas totales del modelo de evaluación de *Z. Chilensis* fueron significativamente similares.

This study did not use variables that may be related to factors influencing the densities of the species such as the time of the year, the size structure, and the reproductive state, which could more robustly explain the variations in the abundance index of this species. This, in addition to environmental variables. However, given that the analyzed species has been part of the accompanying fauna during hydroacoustic campaigns, only the oceanographic variables of campaigns targeting the main species are available. We also suggest that the analysis include hydroacoustic campaigns for demersal crustaceans in their historic context, which constitutes a significant piece of information for the global abundance index. Special care must be taken in relation to fishing gears. During common hake hydroacoustic campaigns, bottom trawling is employed. Therefore, future studies should verify whether the use of bottom trawling nets is adequate for a reliable estimation of yellownose skate abundance indices. However, as there are no evaluation campaigns specific to this species in Chile, this study constitutes a reliable alternative for estimating abundance indices in stock evaluations.

CONCLUSIONS

The presence of the yellownose skate during acoustic surveys of the common hake evinced a wide distribution in the latitudinal gradient, exhibiting the highest concentrations south of 35° S. The center of mass of the species was located 20 km off Punta Manuel. Meanwhile, vertically, there was greater abundance at 225 - 350 m deep. The abundance index estimated for *Z. chilensis* within the framework of a fishery with limited and independent data generates reliable information, which could encourage its inclusion in fishery management, be it in the stock evaluation model or as an empirical index for the annual adjustment of catches or fishing efforts. The general trends between the relative abundance index and the total biomasses of the *Z. chilensis* evaluation model were significantly similar.

AGRADECIMIENTOS

Esta publicación fue parte de la tesis de grado para optar al título de Magister en Gestión de Recursos Acuáticos (PUCV, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso). Con la sustentación económica del programa de capacitación de alto nivel (PACAN) del IFOP. Los datos fueron generados por el IFOP, durante el programa anual de cruceros de investigación hidroacústica, sustentados económicamente por el Gobierno de Chile, a través, del Ministerio de Economía Fomento y Turismo y la subsecretaría de pesca.

ACKNOWLEDGEMENTS

This publication was part of the thesis presented to obtain the Master's Degree in Aquatic Resource Management (PCUV, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso), which received financial support from the high-level training program (PACAN) of the IFOP. The data were generated by the IFOP during the annual hydroacoustic research surveys program, which was financially supported by the Government of Chile through the Ministry of Economy, Promotion, and Tourism and the fishing subsecretary.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aitchison J. 1955. On the distribution of a positive random variable having a discrete probability mass at the origin. *J. Am. Stat. Assoc.*, 50(271): 901-908. <https://doi.org/10.2307/2281175>
- Barange M., G. Merino, J.L. Blanchard, J. Scholtens, J. Harle, E.H. Allison, J.I. Allen, J. Holt and S. Jennings. 2014. Impacts of climate change on marine ecosystem production in societies dependent on fisheries. *Nat. Clim. Change*, 4: 211 - 216. <https://doi.org/10.1038/nclimate2119>
- Belleggia, M., N. Andrada, S. Paglieri, F. Cortés, A. M. Massa, D. E. Figueroa and C. Bremec. 2016. Trophic ecology of yellownose skate *Zearaja chilensis*, a top predator in the south-western Atlantic Ocean. *J. Fish. Biol.*, 88: 1070-1087. <https://doi.org/10.1111/jfb.12878>
- Blamey L.K., L.J. Shannon, J.J. Bolton, R.J.M. Crawford, F. Dufois, H. Evers-King, C.L. Griffiths, L. Hutchings, A. Jarre, M. Rouault, K.E. Watermeyer and H. Winker. 2015. Ecosystem change in the southern Benguela and the underlying processes. *J. Mar. Syst.*, 144: 9 - 29. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.11.006>
- Brynjarsdóttir, J. and G. Stefánsson. 2004. Analysis of cod catch data from Icelandic groundfish surveys using generalized linear models. *Fish. Res.*, 70: 195-208. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.004>
- Bustamante, C., C. Vargas-Caro and M. Bennett. 2014. Biogeographic patterns in the cartilaginous fauna (Pisces: Elasmobranchii and Holocephali) in the southeast Pacific Ocean. *Peer J* 2: e416. <https://doi.org/10.7717/peerj.416>
- Campbell, R.A. 2004. CPUE standardization and the construction of indices of stock abundance in a spatially varying fishery using general linear models. *Fish. Res.*, 70(2-3): 209-227. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.026>
- Campbell, R.A. 2015. Constructing stock abundance indices from catch and effort data: Some nuts and bolts. *Fish. Res.*, (161):109-130. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.07.004>
- Canales, C. and P. Arana. 2010. Catch per swept area (CPUA) standardization in direct assessment cruises of nylon shrimp (*Heterocarpus reedi*) (1998 - 2006). *The t. Am. J. Aquat. Res.*, 38(3): 387-402. <https://doi.org/10.3856/vol38-issue3-fulltext-4>
- Carruthers, T., R. Ahrens, M. McAllister and C. Walters. 2011. Integrating imputation and standardization of catch rate data in the calculation of relative abundance indices. *Fish. Res.*, 109 (1): 157-167. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.01.033>
- Chang, S.-K., H. Liu, H. Fukuda and M.N. Maunder. 2017. Data reconstruction can improve abundance index estimation: an example using Taiwanese longline data for Pacific bluefin tuna. *PLoS One*, 12(10): e0185784. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185784>
- Chen J., M.E. Thompson and Ch. Wu. 2004. Estimation of fish abundance indices based on scientific research trawl surveys. *Biometrics*, 60 (1): 116 - 123. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00162.x>
- Cochrane, K.L. (ed.). 2002. A fishery manager's Guidebook. FAO Fish. Tech. Pap. 424. 231 pp
- Cordo, H. 2010. Comparación de tres métodos para estimar la abundancia media de abadejo (*Genypterus blacodes*) con datos de campañas de investigación realizadas entre 1995 y 2009.. *Inst. Nal. Invest. Des. (INIDEP)*, Argentina, 19 p. https://www.researchgate.net/publication/282097153_Comparacion_de_tres_metodos_para_estimar_la_abundancia_media_de_abadejo_Genypterus_blacodes_con_datos_de_campanas_de_investigacion_realizadas_entre_1995_y_2009
- Faraway, J.J. 2006. Extending the linear model with R. Generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models. Boca Raton, U.S.A., Chapman and Hall/CRC. 345 p.
- Finley, A., S. Banerjee, Ø. Hjelle and R. Bivand. 2017. MBA: Multilevel B-Spline Approximation. 7pp. <https://cran.r-project.org/web/packages/MBA/MBA.pdf>
- Goñi, R., F. Álvarez and S. Adlerstein. 1999. Application of generalized linear modeling to catch rate analysis of Western Mediterranean fisheries: The Castellon trawl fleet as a case study. *Fish. Res.*, 42 (3): 291- 302. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(99\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(99)00039-9)
- Hansen, J., A. Aubone and O. Wöhler. 2003. A review of two methods for biomass assessment of long tail hake from the south western Atlantic (45°-55° S) based on swept area data. *Marit. Front.*, 19 (B): 133-144. <https://ctmfm.org/wp-content/uploads/2021/08/Hansen-et-al-2.pdf>
- Hansen, J.E, N. Hozbor, N. Lagos y P. Martos. 2009. Precisión en las evaluaciones por área barrida de algunos peces demersales costeros entre los 34° S Y 42° S, Atlántico Sudoccidental. *Inf. Técn.*, 78. Inidep, 40 p. <https://marabierto.inidep.edu.ar/handle/inidep/151>
- Hilborn, R. and J. W. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Chapman and Hall, New York, 570 p.
- Hinton, M. G. and M. N. Maunder. 2004. Methods for standardizing CPUE and how to select among them. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 56(1), 169-177.

- Horn, P.L. 2003. CPUE from commercial fisheries for ling (*Genypterus blacodes*) around the North Island, New Zealand: an evaluation of series for LIN 1, LIN 2, and Cook Strait. NZ Fisheries Association Report, 13, 49 pages. https://fs.fish.govt.nz/Doc/17363/2003%20FARs/03_13_FAR.pdf.ashx
- Ingram, G.W., W.J. Richards, C.E. Porch, V. Restrepo, J.T. Lamkin, B. Muhling, J. Lyczkowski-Shultz, G.P. Scott and S.C. Turner. 2008. Annual indices of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) spawning biomass in the Gulf of Mexico developed using delta-lognormal and multivariate models. Iccat working document scrs/2008/086. 33 p.
- Lamilla J., J. Ovanden, C. Bustamante, C. Vargas-Caro, M. Bennett, T. Ponce, A. Isla y C. Barria. 2016. Unidades poblacionales de raya volatín (*Zearaja chilensis*) y raya espinosa (*Dipturus trachyderma*) entre la V y XII Regiones. FIP 2013 -29. Univ. Austral Chile, Univ. Queensland, Australia. 419 p. (anexos incluidos). https://www.subpesca.cl/fipa/613/articles-89346_informe_final.pdf
- Large, PA 1992. Use of multiplicative model to estimate relative abundance from commercial CPUE data. ICES J. Mar. Sci., 49(3): 253-261. <https://doi.org/10.1093/icesjms/49.3.253>
- Lillo S., J. Legua, J. Olivares, J.C. Saavedra, E. Molina, M. Rojas, E. Díaz, J. Angulo, V. Valenzuela, S. Núñez, S. Vásquez y R. Luna. 2017. Evaluación directa de merluza común, año 2016. Inf. Final, ASIPA, 320 p. http://190.151.20.106/exlibris/aleph/a23_1/apache_media/9TLQIKXKIHD M3P5XSUPJ5328GRS2CR.pdf
- Lynch P., K. Shertzer and R. Latour. 2012. Performance of methods used to estimate indices of abundance for highly migratory species. Fish. Res., 125-126. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.005>
- Maunder, M. N. and A. E. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fish. Res., 70 (2-3): 141 - 159. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.002>
- McCullagh, P. and J.A. Nelder. 1989. Generalized linear models. Chapman and Hall, New York, 511 p.
- Molina, E., J. Olivares, E. Díaz, M. Rojas, J. Angulo, F. Osorio, J. Bonicelli, S. Hormazábal, M. Cornejo, A. Murillo, N. Silva, J. Bento, M. Fernández, P. Muñoz, E. Sagardia, J. Fernández, D. Donoso y B. Leiva. 2020. Evaluación directa de merluza común, año 2019. Inf. Final. ASIPA. 312 p. http://190.151.20.106/exlibris/aleph/a23_1/apache_media/8LJHSV56U3X PFXB4XE6RFTQPKQYPXY.pdf
- Nychka, D., R. Furrer, J. Paige, S. Saint, F. Gerber and M. Iverson. 2021. fields: Tools for spatial data. 223 p. <https://cran.r-project.org/web/packages/fields/fields.pdf>
- Ortega-Cisneros, K., S. Yokwana, W. Sauer, K. Cochrane, A. Cockcroft, N. C. James, W. M. Potts, L. Singh, M. Smale, A. Wood and G. Pecl, 2018. Assessment of the likely sensitivity to climate change for the key marine species in the southern Benguela system. Afr. J. Mar. Sci., 40: 279-292. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2018.1512526>
- Paesch, L. 2018. Índices de abundancia para *Mustelus schmitti*, *Squatina guggenheim* y *Zearaja chilensis* en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay. Direc. Nal. Rec. Acuát. (DINARA), MinGanadería, Agricultura Pesca Uruguay. Inf. Téc. 56, 31 p. <http://hdl.handle.net/1834/41403>
- Pecl G.T., M.B. Araújo, J.D. Bell, J. Blanchard, T.C. Bonebrake, I-C. Chen, T.D. Clark, R.K. Colwell, F. Danielsen, B. Evengård, L. Falconi, S. Ferrier, S. Frusher, R.A. García, R.B. Griffiths, A.J. Hobday, C. Janion-Scheepers, M.A. Jarzyna, S. Jennings, J. Lenoir, H.I. Linnetved, V.Y. Martin, P.C. McCormack, J. McDonald, N.J. Mitchell, T. Mustonen, J.M. Pandolfi, N. Pettorelli, E. Popova, S.A. Robinson, B.R. Scheffers, J.D. Shaw, C.J.B. Sorte, J.M. Strugnell, J.M. Sunday, M. -N. Tuanmu, A. Vergés, C. Villanueva, T. Wernberg, E. Wapstra and S.E. Williams. 2017. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. Science 355, eaai9214. <https://doi.org/10.1126/science.aai9214>
- Pennington, M. 1983. Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys. Biometrics, 39 (1): 281 - 286. <https://doi.org/10.2307/2530830>
- Pérez, M. 2019. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, 2020. Raya volatín regional. Informe convenio de desempeño 2019. IFOP. 61 pp + anexos.
- Punt, A.E, T.I. Walker, B. L. Taylor and F. Pri-Bac. 2000. Standardization of catch and data effort in a spatially-structured shark fishery. Fish. Res., 45 (2): 129-145. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(99\)00106-X](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(99)00106-X)
- R Core Team. 2020. A: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Ruarte, C., M.R. Rico y Á. Lagos. 2017. Estimación de índices de abundancia de peces óseos a partir de datos de campañas de investigación en el área de "El Rincón", Argentina (39° s-41° s). período 1994-2012. Inf. Téc., 98, 53 p. <https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/10990/INIDEPIT98.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Setyadi B. and Z. Fahmi. 2020. A standardized abundance index from fishery independent data: A case study of swordfish (*Xiphias gladius*) from Indonesian tuna longline fishery. E3S Web of Conferences 147, 02016. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202014702016>
- Stefánsson, G. 1996. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. ICES J. of Mar. Sci. 53(3): 577 - 588. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0079>
- Thorson, J., A. Shelton, E. Ward and H. Skaug. 2015. Geostatistical delta-generalized linear mixed models improve precision for estimated abundance indices for West Coast groundfishes. ICES J. of Mar. Sci., 72(5), 1297-1310. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu243>
- Woillez, M., J.C. Poulard, J. Rivoirard, P. Petitgas and N. Bez. 2007. Indices for capturing spatial patterns and their evolution in time, with application to European hake (*Merluccius merluccius*) in the Bay of Biscay. ICES J. of Mar. Sci., 64 (3): 537 - 55. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm025>
- Ye, Y. and D. Dennis. 2009. How reliable are the abundance indices derived from commercial catch-effort standardization?. Dog. J. Fish Aquat. Sci. 66: 1169 - 1178. <https://doi.org/10.1139/F09-070>
- Ye, Y., M. Al-Husaini and A. Al-Baz. 2001. Use of generalized linear models to analyze catch rates having zero values: the Kuwait driftnet fishery. Fish. Res., 53(2): [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00287-3](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00287-3)
- Wood, S. 2021. mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation. 323 pages <https://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/mgcv.pdf>





ARTÍCULO / ARTICLE

Estimación de la incorporación de la materia foliar en sedimentos de manglar utilizando bolsas de té verde

Estimating foliar organic matter input into mangrove sediments using green tea bags

Juan F. Blanco-Libreros

0000-0003-0507-2401

juan.blanco@udea.edu.co

Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

Recibido / Received: 26/04/2024

Aceptado / Accepted: 04/10/2024

Citación / Citation: Blanco-Libreros, J.F. 2025. Estimación de la incorporación de la materia foliar en sedimentos de manglar utilizando bolsas de té verde. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 93-112

RESUMEN

La descomposición de la materia foliar transfiere carbono a los sedimentos de los manglares. El "método de las bolsas de té", que propone estudiar la descomposición utilizando un sustrato estandarizado, aun no se ha implementado en Colombia. El objetivo de este trabajo fue proponer una adaptación de dicho método, utilizando bolsas de té verde de una marca local para estimar la masa remanente (*MR*) a 90 y 180 días en un bosque de manglar (Rincón del Mar, Sucre). Se enterraron 192 bolsas en un parche de 165 ha, arregladas en un diseño espacialmente anidado (10 ha, 16 m², 1 m², 300 cm² y 150 cm²) y que fueron retiradas a los 90 días. En un experimento pareado para medir la *MR* a los 90 y 180 días, se enterraron 48 bolsas en el centro de cada bloque de 1 m². La *MR* promedio a los 90 días fue 63.6 % (desviación estándar: 11.8 %). No existieron diferencias significativas en el nivel espacial más grueso, sin embargo existió variación significativa dentro de los niveles inferiores. En general, la *MR* a los 180 días fue significativamente menor (49 %) que la observada a los 90 días. Este estudio demuestra la utilidad del método como una aproximación al proceso de incorporación de carbono orgánico en los sedimentos de manglar.

Palabras clave: descomposición de materia orgánica vegetal, materia orgánica recalcitrante, zonas semi-áridas, Colombia

ABSTRACT

Leaf litter decomposition transfers carbon to sediments in mangroves. The "tea bag method", proposes to study decomposition using a standard substrate, but it has not been yet implemented in Colombia. The aim of this research was to propose an adaptation of this method by using green tea from a local brand to estimate the mass remaining (*MR*) after 90 and 180 days in a mangrove area (Rincón del Mar, Sucre). A total of 192 bags were buried within a 165 ha-patch, arranged in a spatially nested design (10 ha, 16 m², 1 m² and 150 cm²), and retrieved after 90 days. In a paired experiment aimed to measure *MR* after 90 and 180 days, 48 bags were buried in the center of each 1 m²-block. The *MR* after 90 days was 63.6 % (standard deviation: 11.8 %). No significant difference was observed at the first level of nestedness, but significant variability was observed within the finer levels. In general, the *MR* at 180 days was significantly lower (49 %) than the observed after 90 days. This study demonstrates the usefulness of the method as a proxy of the input of organic carbon into mangrove sediments.

Keywords: decomposition of plant organic matter, recalcitrant organic matter, semi-arid zones, Colombia



INTRODUCCIÓN

Los manglares son los ecosistemas costeros que más carbono (C) almacenan en los sedimentos, por las lentas tasas de descomposición de la hojarasca de las plantas vasculares (Cebrian, 1999; Middleton y McKee, 2001; Cragg *et al.*, 2020; Adame *et al.*, 2024). Sin embargo, la estimación de las tasas de acumulación o incorporación de C en este reservorio en tiempo ecológico es un desafío metodológico debido a la alta variabilidad espacial y a los múltiples factores que las afectan (Keuskamp *et al.*, 2015; Friesen *et al.*, 2018; Riascos y Blanco-Libreros, 2019; Djukic *et al.*, 2021; Pradisty *et al.*, 2021). Uno de los métodos utilizados para la estimación de incorporación de C en sedimentos y suelos en cualquier ecosistema es la medición de la masa remanente que ha alcanzado su estado estable (recalcitrante) (Barlöcher *et al.*, 2020). En los manglares, dependiendo de la especie y del clima, este periodo suele ser superior a 90 días (e.g. Twilley *et al.*, 1997; Aké-Castillo *et al.*, 2006; Loría-Naranjo *et al.*, 2019; Cragg *et al.*, 2020; Pradisty *et al.*, 2021), pero a nivel global muchos estudios de descomposición se limitan a periodos de duración entre uno y tres meses, tiempo insuficiente para estimar la incorporación de C. Por lo tanto, es necesario superar esta limitación en el país para avanzar la comprensión del servicio de regulación del ciclaje del C en los manglares, particularmente para comprender si los reservorios actuales en sedimentos (0-30 cm) son el resultado de una baja tasa de descomposición y una alta tasa incorporación, lo que eventualmente contribuye a la captura.

Keuskamp *et al.* (2013) desarrollaron el índice de las bolsas de té (TBI por sus siglas en inglés) utilizando como sustratos té verde y té rooibos (rojo) dentro de bolsas piramidales de nylon, producidas bajo la marca comercial Lipton, como una forma de estudiar el proceso de descomposición en el corto, mediano y largo plazo. Después de una década de su proposición, este se ha convertido en un estándar global para los estudios comparativos de descomposición a escalas espaciales que van desde algunos cientos de metros dentro de un ecosistema hasta diferentes ecosistemas y biomas a lo largo de gradientes latitudinales (e.g. Djukic *et al.*, 2018; Kwon *et al.*, 2021; Trevathan-Tackett *et al.*, 2021). Este método estima las tasas de descomposición (k) en ambos tipos de té y el factor de estabilización (S). Para estimar k se entierran las pirámides y se retiran réplicas en varios momentos a lo largo de un periodo de 30 días (corto plazo), usualmente describiendo un comportamiento exponencial negativo, típico de la fase rápida de descomposición.

INTRODUCTION

Mangroves are the coastal ecosystems that store the most carbon (C) in sediments, given the slow decomposition rates of vascular plant litter (Cebrian, 1999; Middleton and McKee, 2001; Cragg *et al.*, 2020; Adame *et al.*, 2024). However, estimating the accumulation or incorporation rates of C in this reservoir over ecological time is a methodological challenge due to the high spatial variability and multiple factors affecting them (Keuskamp *et al.*, 2015; Friesen *et al.*, 2018; Riascos and Blanco-Libreros, 2019; Djukic *et al.*, 2021; Pradisty *et al.*, 2021). One of the methods used for estimating C incorporation in sediments and soils in any ecosystem involves measuring the remaining mass that has reached a stable state (recalcitrant) (Barlöcher *et al.*, 2020). In mangroves, depending on the species and the climate, this period often exceeds 90 days (e.g., Twilley *et al.*, 1997; Aké-Castillo *et al.*, 2006; Loría-Naranjo *et al.*, 2019; Cragg *et al.*, 2020; Pradisty *et al.*, 2021), but, at a global level, many decomposition studies have limited to periods between one and three months long, which is not sufficient to estimate the incorporation of C. Therefore, it is necessary to overcome this limitation in the country, in order to advance the understanding of the C cycling regulation service in mangroves, particularly to understand whether the current reservoirs in sediments (0-30 cm) are the result of a low decomposition rate and a high incorporation rate, which eventually contributes to capture.

Keuskamp *et al.* (2013) developed the tea bag index (TBI) using green and rooibos (red) tea as substrates within pyramid nylon bags produced under the commercial brand Lipton, as a way to study the decomposition process in the short, medium, and long term. A decade since their proposal, this has become a global standard for comparative decomposition studies on spatial scales ranging from a couple hundred meters within an ecosystem to different ecosystems and biomes along latitudinal gradients (e.g. Djukic *et al.*, 2018; Kwon *et al.*, 2021; Trevathan-Tackett *et al.*, 2021). This method estimates the decomposition rates (k) for both types of tea as well as the stabilization factor (S). To estimate k , the bags are buried, and replicas are withdrawn at several moments over a 30-day period (short term), usually describing a negative exponential behavior, which is typical of the fast decomposition phase. The proponents of this technique estimated that the remaining mass does not change significantly after 90 days in temperate climates and after 60 days in tropical climates

Los proponentes del método estimaron que la masa remanente no cambia significativamente después de 90 días en climas templados y después de 60 días en climas tropicales (mediano plazo). Esto significa que las moléculas lábiles de los tejidos se han metabolizado y las más recalcitrantes aun permanecen en la masa remanente dentro de las pirámides, por lo tanto, S es proporcional a la masa remanente después de > 60 días. A pesar de la popularización del método *TBI* en todo el mundo, aun son pocos los estudios en manglares (e.g. [Djukic et al., 2018](#)), con la excepción de [Trevathan-Tackett et al. \(2021\)](#), quienes realizaron el primer estudio a escala continental en el que compararon la dinámica a lo largo de un año entre humedales mareales (marismas y manglares), humedales de agua dulce y pastos marinos de Australia.

En Colombia aún no se ha realizado ningún estudio en manglares empleando el *TBI* debido a limitaciones logísticas, por lo cual aquí se propone la presente alternativa. En primer lugar, no es posible conseguir las dos presentaciones de té Lipton en supermercados nacionales. En segundo lugar, aunque es posible importarlo mediante un proveedor internacional desde Estados Unidos o Europa, los costos son muy altos (incluyendo impuestos de importación) y la disponibilidad de cajas en dichos proveedores varía significativamente, por lo cual restringen la replicación y diseños espacial o temporalmente complejos. Ante estas limitaciones, la presente alternativa propone utilizar té verde de un productor colombiano con plantaciones en Bitaco (Valle del Cauca) desde hace 50 años. Desde 2020 éste fabrica la presentación de bolsas piramidales en nylon y con ello se garantiza la obtención permanente y suficiente de sustrato, que puede ser comprado por un costo razonable tanto en grandes superficies como en su tienda en línea.

Se espera que este método ayude a sortear las dificultades logísticas en el estudio de la complejidad de los procesos ecosistémicos en los sedimentos dada la alta variabilidad topográfica de los manglares. Para afrontarla es necesario realizar un esfuerzo de muestreo que confiera poder estadístico. Por ejemplo, la zona intermareal puede exhibir una pendiente suave, presentar canales, depresiones y lagunas, además de gran densidad de neumatóforos (e.g. [Dahdouh-Guebas et al., 2007](#); [DiNitto et al., 2008](#); [Riascos y Blanco-Libreros, 2019](#)). Por lo anterior, un bajo esfuerzo de replicación puede conducir a sub- o sobre-estimaciones de k ó S . Por ejemplo, en dos experimentos clásicos, [Twilley et al. \(1997\)](#) y [Ashton et al. \(1999\)](#) utilizaron tres y cuatro bolsas de hojarasca, respectivamente, por especie, ubicación y fecha (sin replicación en el espacio). En un

(medium term). This means that labile molecules of the tissues have been metabolized, and that the more recalcitrant ones still linger in the remaining mass within the pyramids. Therefore, S is proportional to the remaining mass after > 60 days. Despite the popularization of the *TBI* method around the world, there are still few studies on mangroves (e.g., [Djukic et al., 2018](#)), except for that by [Trevathan-Tackett et al. \(2021\)](#), who conducted the first continental-scale study comparing the dynamics between tidal wetlands (marshes and mangroves), freshwater wetlands, and seagrass beds over a year in Australia.

In Colombia, no study on mangroves using the *TBI* has been conducted due to logistic limitations, which is why the alternative presented herein is proposed. Firstly, it is not possible to acquire the two types of Lipton tea in national supermarkets. Secondly, although it can be imported from the United States or Europe through an international supplier, the costs are very high (including import taxes), and said suppliers' availability of boxes varies significantly, restricting replication and spatially or temporally complex designs. In the face of these limitations, this alternative proposes the use of green tea from a Colombian producer with crops in Bitaco (Valle del Cauca) for the past 50 years. Since 2020, this supplier has been manufacturing nylon pyramid bags, thereby ensuring a permanent and sufficient supply of substrate, which can be purchased at a reasonable cost in supermarkets and through its online shop.

This method is expected to aid in overcoming the logistic difficulties associated with studying the complexity of ecosystem processes in sediments, given the high topographic variability of mangroves. To address this issue, it is necessary to undertake sampling efforts that provide statistical power. For example, the intertidal zone can exhibit a gentle slope, channels, depressions, and lagoons, in addition to a high density of pneumatophores (e.g., [Dahdouh-Guebas et al., 2007](#); [DiNitto et al., 2008](#); [Riascos y Blanco-Libreros, 2019](#)). Therefore, a low replication effort may lead to under- or overestimations of k or S . As an example, in two classic experiments [Twilley et al. \(1997\)](#) and [Ashton et al. \(1999\)](#) employed three and four litter bags, respectively, per species, location, and date (with no spatial replication). In a recent study, [Loría-Naranjo et al. \(2019\)](#) used 10 bags per species, site, and date in Costa Rica. [Sierra-Rozo et al. \(2009\)](#) and [Galeano-Galeano et al. \(2010\)](#) utilized three bags per species, location, and date in a comparison among mangrove localities in San Andrés

estudio reciente, [Loría-Naranjo et al. \(2019\)](#) utilizaron 10 bolsas por especie por sitio y fecha en Costa Rica. [Sierra-Rozo et al. \(2009\)](#) y [Galeano-Galeano et al. \(2010\)](#) utilizaron tres bolsas por especie, ubicación y fecha, en la comparación entre localidades de manglares en las islas de San Andrés y Providencia en Colombia, sin anidamiento espacial al interior de cada una. El único estudio de descomposición de hojarasca en manglares de Colombia que ha utilizado un diseño espacialmente anidado o jerárquico en más de dos niveles ha sido el de [Riascos y Blanco-Libreros \(2019\)](#). Aun los protocolos de los experimentos globales tienen una baja replicación a nivel local ($n = 4-8$ pirámides dentro de bloques de 1 m^2 ; usualmente utilizan uno o dos bloques; *Teatime4Science* 2024, *TeaComposition Initiative* 2024), lo cual podría llevar a sub- o sobreestimaciones de los valores locales. Adicionalmente, estos protocolos no utilizan seudoréplicas. Por lo tanto, se espera que con la presente propuesta los estudios en Colombia puedan tener un alto grado de replicación en varios niveles, aun en los experimentos distribuidos a lo largo de gradientes climáticos o de uso antropogénico. Los objetivos del presente estudio fueron: 1) estimar la masa remanente del té verde, como un sustrato estándar, a los 90 y 180 días de descomposición, y 2) establecer su variación espacial dentro de un manglar en el Caribe continental colombiano, usando un método basado en bolsas piramidales de biopolímero de un proveedor nacional. Específicamente, se exploró la variabilidad dentro de cinco niveles de la jerarquía espacial desde la unidad experimental (ca. 150 cm^2) hasta el área de interés (16 m^2) en el interior de un gran parche (165 ha).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se realizó en un parche de manglar del corregimiento Rincón del Mar (San Onofre, Sucre, Colombia). Éste se clasifica fisiológicamente como manglar de cuenca, inundado por conexiones laterales con el mar y la escorrentía de agua dulce desde el terreno colinado durante la temporada de lluvias. El delgado borde del manglar está dominado por *Rhizophora mangle*, mientras que la extensa cuenca está compuesta casi exclusivamente por *Avicennia germinans* ([Ruiz-Roldán et al., 2023](#)). Los manglares del área se encuentran sometidos a un clima semi-árido con una precipitación $< 1500 \text{ mm año}^{-1}$. El régimen es bimodal, con dos períodos secos (diciembre-abril y julio-septiembre) y dos húmedos (abril-mayo y octubre-noviembre) definidos por las oscilaciones de la

and Providencia Islands, without spatial nesting within each one. The only mangrove litter decomposition study in Colombia which has used a spatially nested or hierarchical design with more than two levels is that by [Riascos and Blanco-Libreros \(2019\)](#). Even the protocols for global experiments exhibit low replication at the local level ($n = 4-8$ pyramids within 1 m^2 blocks, often using one or two blocks; *Teatime4Science* 2024, *TeaComposition Initiative* 2024), which could entail the under- or overestimation of local values. In addition, these protocols do not use pseudo-replicas. Therefore, it is expected that, with this proposal, studies in Colombia will have a high degree of replication at various levels, even in experiments distributed along climatic or anthropogenic-use gradients. The objectives of this study were 1) to estimate the remaining mass of green tea as a standard substrate after 90 and 180 days of decomposition and 2) to determine their spatial variation within a mangrove in the Colombian continental Caribbean, using a method based on biopolymer pyramid bags from a national supplier. Specifically, the variability was explored within five spatial hierarchy levels ranging from the experimental unit (ca. 150 cm^2) to the area of interest (16 m^2) within a large patch (165 ha).

MATERIALS AND METHODS

Study area

This study was conducted in a mangrove patch of the Rincón del Mar township (San Onofre, Sucre, Colombia). This patch is physiognomically classified as an basin mangrove, flooded by lateral connections with the sea and by freshwater runoff from hilly terrain during the rainy season. The thin mangrove fringe is dominated by *Rhizophora mangle*, while the extensive basin is almost exclusively composed of *Avicennia germinans* ([Ruiz-Roldán et al., 2023](#)). The mangroves in the area are subjected to a semi-arid climate, with a precipitation of $< 1500 \text{ mm year}^{-1}$. The regime is bimodal, with two dry (December-April and July-September) and two wet (April-May and October-November) periods defined by oscillations in the Intertropical Convergence Zone, and the average annual temperature is $27 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ([Blanco-Libreros et al., 2022](#); [Ruiz-Roldán et al., 2023](#)).

Zona de Convergencia Intertropical, y la temperatura promedio anual es de 27 °C (Blanco-Libreros *et al.*, 2022; Ruiz-Roldán *et al.*, 2023).

En el parche estudiado, durante el período lluvias de 2022 (agosto-noviembre) se observó una inundación permanentemente con una lámina de agua entre 30 y 50 cm, la cual disminuyó progresivamente hasta desaparecer en febrero de 2023. La salinidad promedio del agua fue 8.4 (rango: 2.4 - 24.1) durante el periodo de lluvias. El rango de la densidad aparente de los sedimentos es 0.6 - 1.2 g cm⁻³ (datos sin publicar). El régimen de mareas en el Caribe central colombiano es micro-mareal, pero en el parche de estudio la variación a lo largo del día es casi imperceptible dada la lejanía a las conexiones superficiales con el mar.

Diseño experimental y procedimiento de laboratorio

El experimento se llevó a cabo en dos áreas de interés (AI) de 16 m² ubicadas en un gran parche de manglar (ca. 165 ha) aledaño al Condominio Balsillas (AI 1: 75° 38' 29.550" W; 9° 45' 25.838" N; AI 2: 75° 38' 21" W, 9° 45' 35" N; [Figura 1](#)).

El AI 1 corresponde a una zona de referencia bien conservada: un rodal de *A. germinans* con árboles que superan 10 m de altura y que generan un dosel cerrado. Existen áreas de gran densidad de neumatóforos. El AI 2 corresponde a una zona impactada por actividades antropogénicas como tala de árboles y corte de ramas y quema de árboles para la extracción de miel, las cuales se facilitan por la proximidad a una carretera. Los árboles tienen menos de 3 m de altura y el dosel es abierto. El suelo está desnudo y los neumatóforos son escasos. Las dos AI están ubicadas en los extremos de una parcela de monitoreo del manglar de 10 ha. Cada AI se delimitó con tubos de PVC de 2.54 cm. Dentro de la misma se delimitaron cuatro bloques de 1 m² ([Figura 2](#)).

Las esquinas se codificaron con letras (A-D). Dentro de cada esquina se identificaron dos áreas contiguas circulares de 12 cm de diámetro, separadas 1 cm. De cada una se extrajo el sedimento hasta 10 cm con un tubo de PVC y este se transfirió a un recipiente circular de polipropileno (PP) traslucido de 473 ml (marca Darnel). Cada recipiente tenía un diámetro de boca de 12 cm (aproximadamente 150 cm²) y una profundidad de 8 cm. En cada uno se realizaron cinco perforaciones en el fondo con taladro para permitir el flujo vertical del agua. Cada uno de estos recipientes corresponde a una unidad experimental o micro-cosmos. Cada unidad se llenó con sedimentos hasta la mitad y se introdujeron tres pirámides de malla NeoSoilon® (un biopolímero a base de bagazo de caña de azúcar)

In the studied patch, during the rainy period of 2022 (August-November), permanent flooding was observed, with a 30 - 50 cm water layer, which decreased progressively until it disappeared in February 2023. The average water salinity was 8.4 (range: 2.4 - 24.1) during the rainy period. The apparent density range of the sediments is 0.6 - 1.2 g cm⁻³ (unpublished data). The tidal regime in the Colombian central Caribbean is micro-tidal, but, in the studied patch, the variation throughout the day is almost imperceptible due to the distance from surface connections to the sea.

Experimental design and laboratory procedure

The experiment was carried out in two 16 m² areas of interest (AI) located in a large mangrove patch (ca. 165 ha) adjacent to the Balsillas Condominium (AI 1: 75° 38' 29.550" W; 9° 45' 25.838" N; AI 2: 75° 38' 21" W, 9° 45' 35" N; [Figure 1](#)).

AI 1 corresponds to a well-preserved zone of reference: a stand of *A. germinans* with trees exceeding 10 m in height and forming a closed canopy. There are areas with a high density of pneumatophores. AI 2 corresponds to an area impacted by anthropogenic activities such as tree felling, branch cutting, and tree burning for honey extraction, which are facilitated by the proximity to a road. The trees are less than 3 m high, and the canopy is open. The soil is bare, and pneumatophores are scarce. The two AI are located at the ends of a 10 ha mangrove monitoring plot. Each AI was delimited using 2.54 cm PVC tubes. Within each AI, four 1 m² blocks were defined ([Figure 2](#)).

The corners were codified with letters (A-D). Within each corner, two adjacent circular areas, which were 12 cm in diameter and separated by 1 cm, were identified. From each one, sediment was extracted up to 10 cm using a PVC tube, which was then transferred to a Darnel 473 ml translucent circular polypropylene (PP) container. Each container had a mouth diameter of 12 cm (approximately 150 cm²) and a depth of 8 cm. Using a drill, five perforations were made at the bottom of each one to allow for vertical water flow. Each one of these containers corresponds to an experimental unit or micro-cosmos. Each unit was half-filled with sediments, and three NeoSoilon® (a biopolymer made from sugarcane bagasse) mesh pyramids containing vaporized green tea of the Bitaco brand (produced by Agrícola Himalaya) were introduced. The rest of the volume was filled with uncompacted sediments in order to avoid altering the apparent density of the

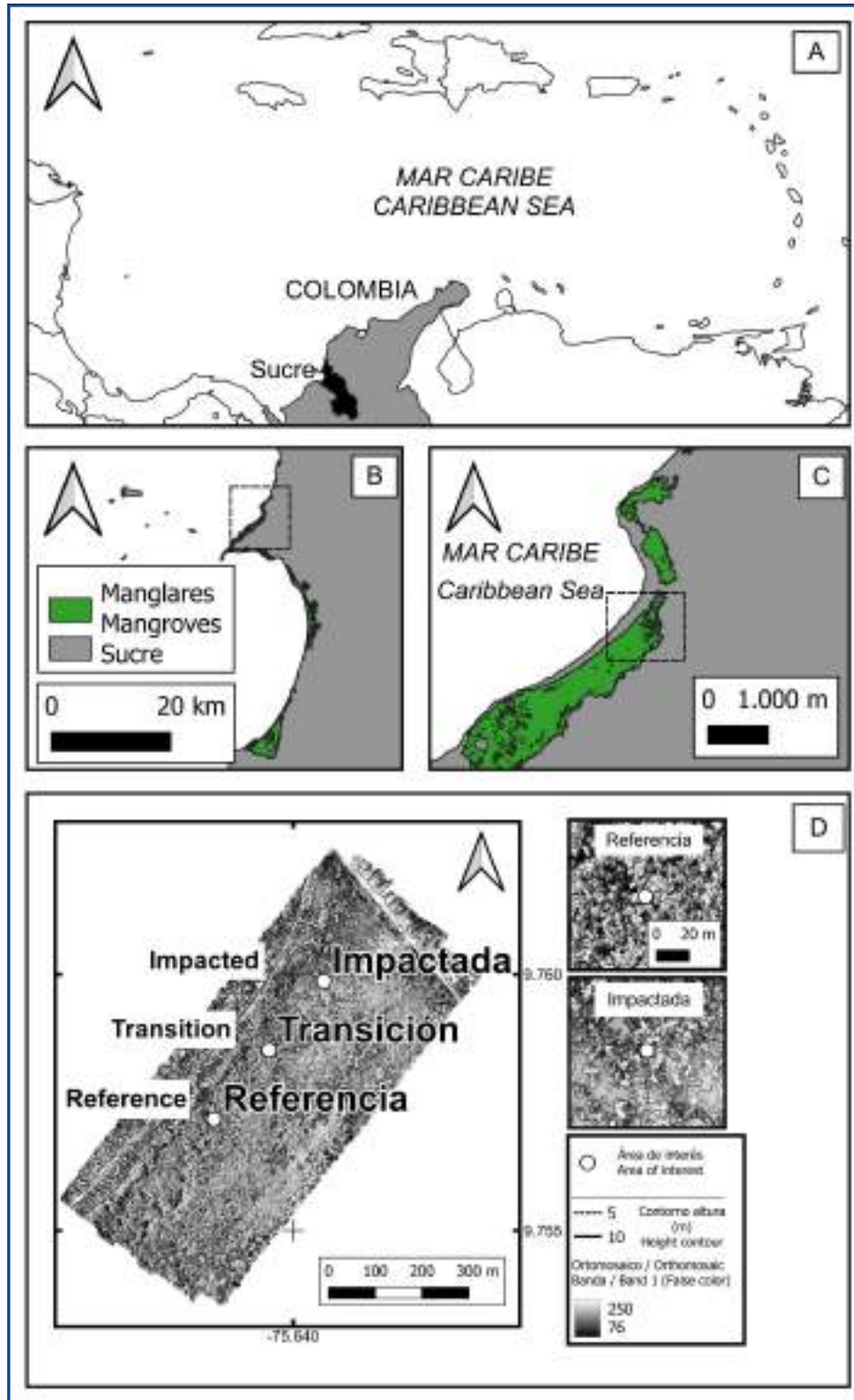


Figura 1. (A) Ubicación de Colombia y el departamento de Sucre en el mar Caribe. Ubicación de los manglares en Sucre (B) y en Boca de Balsilla, corregimiento de Rincón del Mar, municipio de San Onofre (C). (D). Ortomosaico de 40 ha de la parte nororiental del parche de manglar estudiado dentro del Condominio Balsillas en el que se indican las áreas de interés (AI). Se representó la banda 1 (rojo) en escala de grises para indicar el dosel alto y cerrado (blanco) y el suelo o los claros (negro). Se superpusieron las curvas de nivel extraídas del modelo digital de superficie para indicar la altura de los árboles aislados o el dosel. Las AI se encuentran dentro de una parcela de monitoreo de 10 ha. Se muestra el detalle de las AI en los recuadros.

Figure 1. (A) Location of Colombia and the department of Sucre in the Caribbean Sea. Location of the mangroves in Sucre (B) and Boca de Balsilla, Rincón del Mar township, municipality of San Onofre (C). 40 ha orthomosaic (D) of the northeastern part of the studied mangrove patch in the Balsillas Condominium, indicating the areas of interest (AI). Band 1 (red) was represented in grayscale to indicate the tall, closed canopy (white) and the ground or clearings (black). The contour lines extracted from the digital surface model were superimposed to indicate the height of the isolated trees or the canopy. The AI are located within a 10 ha monitoring plot. Details of the AI are shown in the boxes.

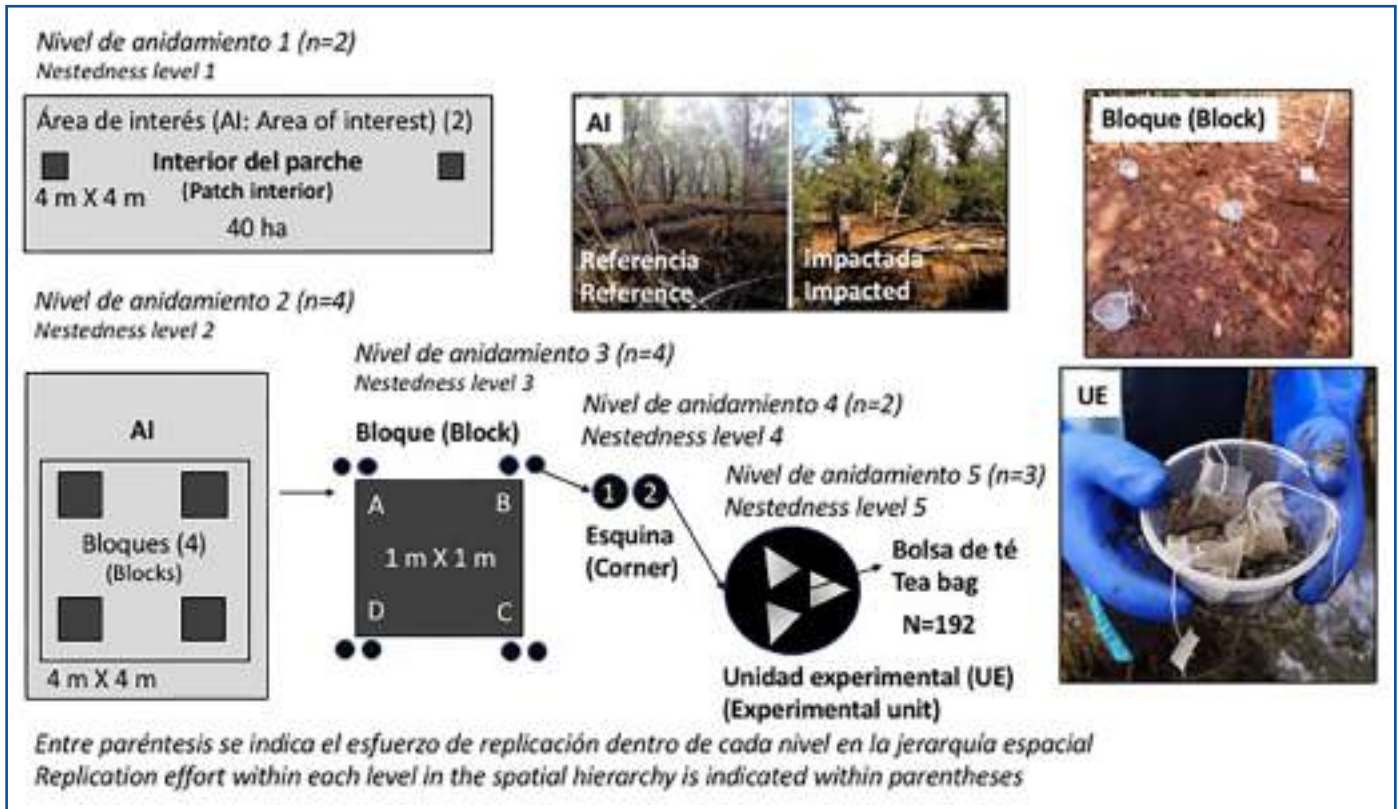


Figura 2. Arreglo espacial del experimento de 90 días. Se indican cinco niveles de anidamiento: dentro del parche, dentro del área de interés, dentro del bloque, dentro de las esquinas y dentro de la unidad experimental o microcosmos. En el diagrama y la foto del bloque la posición central corresponde a la réplica E, utilizada para comparar los experimentos de 90 y 180 días de duración.

Figure 2. Spatial arrangement of the 90-day experiment. Five nesting levels are indicated: within the patch, within the AI, within the block, within the corners, and within the EU or micro-cosmos. In the diagram and the picture of the block, the central position corresponds to replica E, which is used to compare the 90- and 180-day experiments.

que contenían té verde vaporizado de la marca Bitaco (producido por Agrícola Himalaya). El resto del volumen fue rellenado con sedimentos sin compactar para no alterar la densidad aparente de la muestra. Se descartaron las áreas con raíces y neumatóforos y se seleccionaron aquellas dominadas por sedimentos o materia orgánica particulada (necromasa de restos de raíces y hojas). Este fue un diseño completamente anidado. En el primer nivel, las AI estuvieron anidadas dentro de las 10 ha al interior del gran parche de manglar. En el segundo nivel los cuatro bloques de 1 m² estuvieron anidados en un cuadro de 4 m x 4 m o AI. En el tercer nivel, cada bloque anidó cuatro réplicas (esquinas). En el cuarto nivel, en cada esquina se anidaron las dos unidades experimentales (UE) dentro de un área rectangular de aproximadamente 300 cm². Finalmente, en el quinto nivel, equivalente al error experimental, se anidaron las tres pirámides o micro-sitios, dentro de cada UE (150 cm²). Cada pirámide tiene un peso total de 2.75 ± 0.12 g (promedio ± desviación estándar; n = 50), el cual corresponde a 2.45 ± 0.13 g de contenido de material vegetal. Aunque en otros experimentos se han realizado pesajes de cada bolsa antes de ser

sample. The areas with roots and pneumatophores were avoided, and those dominated by sediments or particulate organic matter (necromass of root and leaf remains) were selected. This was a fully nested design. At the first level, the AI were nested in the 10 ha inside the great mangrove patch. At the second level, the four 1 m² blocks were nested in a 4 m x 4 m square or AI. At the third level, each block nested four replicas (corners). At the fourth level, two experimental units (EUs) were nested within a rectangular area of approximately 300 cm² in each corner. Finally, at the fifth level, corresponding to the experimental error, the three pyramids or micro-sites were nested within each EU (150 cm²). Each pyramid had a total weight of 2.75 ± 0.12 g (average ± standard deviation; n = 50), which corresponded to 2.45 ± 0.13 g of plant material content. Although other experiments have weighed each bag before subjecting it to decomposition, this method can become tedious when dealing with large sample sizes. In a previous work, no significant differences were found between the estimated decomposition rates *Rhizophora mangle* litter disks when using individual values and the average of many

sometida a descomposición, es un método dispendioso cuando se tiene un tamaño de muestra grande. En un trabajo previo no se encontraron diferencias significativas entre la estimación de la tasa de descomposición de discos de hojarasca de *Rhizophora mangle* fuera que se utilizara el valor individual o el promedio de muchos discos (Riascos y Blanco-Libreros, 2019). A la misma conclusión llegaron otros autores de estudios previos (e.g. Twilley *et al.*, 1997; Ashton *et al.*, 1999). Los contenidos de carbono, nitrógeno, fósforo, celulosa, hemicelulosa y lignina de una muestra de té verde se estimaron en el laboratorio de química analítica del Grupo de Investigación en Estudios Moleculares (GIEM) de la Universidad de Antioquia. El té verde utilizado en el experimento tiene las siguientes características químicas: carbono 43.9 %, nitrógeno 0.48 %, fósforo total 0.11 %, hemicelulosa 4.7 %, celulosa 8.1 % y lignina 2.9 %.

Para el experimento de 90 días, las pirámides fueron enterradas entre el 6 y 8 de febrero y se retiraron entre el 4 y 5 de mayo de 2023. Después de desenterrar cada pirámide se retiró el exceso de sedimentos y agua, y cada tripleta se introdujo en una bolsa de papel previamente rotulada. Las bolsas de papel se dejaron secar al sol durante dos días en el campo y luego se trasladaron al Taller del Herbario de la Universidad de Antioquia en Medellín donde se secaron a 50 - 60 °C durante tres días o hasta alcanzar peso constante. Las bolsas de papel se retiraron del horno y se dejaron enfriar a temperatura ambiente dentro de un laboratorio. Las pirámides se retiraron de la bolsa de papel y se les sacudió el exceso de sedimentos secos que permanecían en la superficie. Cada pirámide se pesó en una balanza analítica (0.0001 g) marca Shimadzu modelo AUY 220.

Para el experimento de 180 días, se enterraron pirámides en dos UE ubicadas en el centro de cada bloque entre el 6 y 8 de febrero de 2023. Una de las UE fue retirada entre 4 y 5 de mayo y otra fue retirada el 7 de agosto, lo cual permitiría la comparación pareada de la masa remanente entre 90 y 180 días, respectivamente.

Análisis de datos

La masa remanente (MR) de cada pirámide a los 90 días se expresó en términos porcentuales con respecto a la masa inicial. Se siguió el protocolo de análisis de exploración de datos propuesto por Zuur *et al.* (2010). Se realizaron pruebas de normalidad (Shapiro) y homogeneidad de varianza (Levene). Dado que los datos no cumplieron con los requisitos para el uso de métodos paramétricos se utilizaron pruebas no paramétricas. En primer lugar se realizó una prueba de Mann-Whitney (MW) para comparar las muestras de MR

disks (Riascos and Blanco-Libreros, 2019). The same conclusion was reached by the authors of other previous studies (e.g., Twilley *et al.*, 1997; Ashton *et al.*, 1999). The carbon, nitrogen, phosphorous, cellulose, hemicellulose, and lignin contents of a green tea sample were estimated at the Analytical Chemistry Laboratory of the Molecular Studies Research Group (GIEM) of Universidad de Antioquia. The green tea used in the experiment had the following chemical characteristics: carbon: 43.9 %; nitrogen: 0.48 %; total phosphorous: 0.11 %, hemicellulose: 4.7 %; cellulose: 8.1 %; and lignin: 2.9 %.

For the 90-day experiment, the pyramids were buried between February 6th and 8th, and they were withdrawn between May 4th and 5th, 2023. After each pyramid was unearthed, excess sediment and water were removed, and each triplet was placed in a previously labeled paper bag. The paper bags were left to dry in the sun for two days in the field and then transferred to the workshop of Universidad de Antioquia's Herbarium (Medellín, Colombia), where they were dried at 50 - 60 °C for three days or until constant weight was reached. The paper bags were removed from the oven and allowed to cool to room temperature in a laboratory. The pyramids were withdrawn from the paper bags, and the excess dry sediments that remained on the surface was shaken off. Each pyramid was weighed in a Shimadzu AUY 220 analytical balance (0.0001 g).

For the 180-day experiment, pyramids were buried in two EUs located at the center of each block between February 6th and 8th, 2023. One of the EUs was withdrawn between May 4th and 5th, and the other on August 7th, thereby enabling the paired comparison of the remaining mass after 90 and 180 days, respectively.

Data analysis

Each pyramid's remaining mass (RM) after 90 days was expressed in percentage terms with respect to the initial mass. The data exploration analysis protocol proposed by Zuur *et al.* (2010) was followed. Normality (Shapiro) and variance homogeneity (Levene) tests were performed. Since the data did not meet the requirements for the use of parametric methods, non-parametric tests were conducted. Firstly, a Mann-Whitney test was performed to compare the RM samples between AI. Secondly, a Kruskal-Wallis test was conducted to compare the RM differences between the four blocks within each AI. Thirdly, we planned to apply a Friedman test (the non-parametric equivalent of the two-way analysis of variance) in order to analyze whether the four corners

entre AI. En segundo lugar se realizó una prueba de Kruskal-Wallis (KW) para comparar las diferencias de *MR* entre los cuatro bloques dentro de cada AI. En tercer lugar se planeó realizar una prueba de Friedman (equivalente no-paramétrico al Análisis de Varianza de dos vías) para analizar si las cuatro esquinas dentro de los bloques provenían de la misma muestra; sin embargo, debido a las altas diferencias observadas entre bloques, cada uno se trató de manera independiente. En cada uno se realizó una prueba de MW para comparar las medianas entre esquinas. Finalmente, se realizó una prueba pareada de Wilcoxon para establecer si existían diferencias significativas entre las UE dentro de cada esquina. Todos los análisis se realizaron utilizando el paquete *ggstatsplot* en R Studio (Patil, 2021) y las funciones básicas *shapiro.test*, *var.test* y *wilcox.test*.

Para comparar la *MR* entre 90 y 180 días se calculó inicialmente la diferencia pareada del valor promedio de cada fecha y UE:

$$\Delta MR = MR_{90} - MR_{180}$$

No se sometió a prueba estadística la hipótesis que la diferencia era mayor que cero debido a que solamente se recuperaron seis de las ocho UE a los 180 días. Para incrementar el tamaño de muestra y el poder estadístico se compararon las *MR* de las pirámides de las UE pareadas del punto E entre 90 y 180 días ($n = 18$, en ambos casos) utilizando la prueba MW.

RESULTADOS

A los 90 días el valor promedio de la *MR* fue 63.6 % (desviación estándar, d.e.: 11.8 %, rango: 42 - 96 %, $n = 192$). La distribución de *MR* estuvo sesgada a la izquierda y existieron valores extremos altos (> 80 %), por lo tanto, no se ajustó a una distribución normal (Prueba de Shapiro: $W = 0.97$, $p < 0.0001$). Las dos AI presentaron homogeneidad de varianza ($F = 0.04$, grados de libertad del numerador y denominador son iguales: 191; $p < 0.0001$) y, de acuerdo con la prueba no-paramétrica de MW, sus medianas no presentaron diferencias significativas (Figura 3A; $W = 4327$; $p = 0.47$; $n = 192$). Por el contrario, los bloques dentro de cada AI no presentaron homogeneidad de varianza y sus medianas fueron significativamente diferentes (Figura 3B; KW: AI 1: $X^2_{(3)} = 22.08$; $p < 0.001$; $n = 96$; AI 2 $X^2_{(3)} = 17.47$; $p < 0.001$; $n = 96$). En el AI 1 el bloque 4 mostró un valor de *MR* significativamente más alto, mientras que los otros tres no presentaron diferencias significativas entre ellos (Figura 3B). En el AI 2 el bloque 1 y el 3 mostraron diferencias significativas (Figura 3B). Debido a la ausencia de diferencias

within the blocks stemmed from the same sample. However, given the large differences observed between the blocks, each of them was handled independently. In each block, a MW test was conducted in order to compare the means among corners. Finally, a paired Wilcoxon test was performed to determine whether there were significant differences between the EUs within each corner. All analyses were conducted using the *ggstatsplot* package in R Studio (Patil, 2021) and the basic functions *shapiro.test*, *var.test*, and *wilcox.test*.

To compare the *RM* after 90 and 180 days, we initially calculated the paired difference of the average value for each EU:

$$\Delta RM = RM_{90} - RM_{180}$$

The hypothesis that the difference was greater than 0 was not subjected to statistical testing because only six out of the eight UEs were recovered after 180 days. To increase the sample size and statistical power, we compared the *RM* of the pyramids in the paired EUs of point E after 90 and 180 days ($n = 18$ in both cases) using the MW test.

RESULTS

After 90 days, the mean *RM* value was 63.6 % (standard deviation, SD: 11.8 %, range: 42 - 96 %, $n = 192$). The *RM* distribution was skewed to the left, and there were high extreme values (> 80 %), which is why it did not fit a normal distribution (Shapiro test: $W = 0.97$, $p < 0.0001$). The two AI exhibited variance homogeneity ($F = 0.04$; the degrees of freedom of the numerator and the denominator are equal: 191; $p < 0.0001$), and, according to the non-parametric MW test, their medians showed no significant differences (Figure 3A; $W = 4327$; $p = 0.47$; $n = 192$). On the contrary, the blocks within each AI did not exhibit variance homogeneity, and their medians were significantly different (Figure 3B; KW: AI 1: $X^2_{(3)} = 22.08$; $p < 0.001$; $n = 96$; AI 2 $X^2_{(3)} = 17.47$; $p < 0.001$; $n = 96$). In AI 1, block 4 reported a significantly higher *RM* value, while the other three exhibited no significant differences between each other (Figure 3B). In AI 2, blocks 1 and 3 showed significant differences (Figure 3B). Given the lack of significant differences between AI, a unified comparison of the eight blocks was made, finding significant differences between six pairs (Figure S1; KW: $X^2_{(7)} = 37.61$; $p < 0.001$; $n = 192$). Within five out of the eight blocks, there was also significant variation between corners (Figure S2). In the three blocks where the difference was

significativas entre AI, se realizó una comparación unificada de los ocho bloques y se encontraron diferencias significativas entre seis pares (Figura S1; KW: $X^2_{(7)} = 37.61$; $p < 0.001$; $n = 192$). Dentro de cinco de los ocho bloques también existió una variación significativa entre las esquinas (Figura S2). En los tres bloques en los que la diferencia no fue significativa hubo una alta variabilidad dentro de las esquinas (Figura S2). La variabilidad dentro ellas fue dependiente del bloque. Aunque no hay diferencias significativas entre unidades de muestreo, sea en general o dentro de cada AI (Figura S3), las diferencias pareadas entre UE dentro de las esquinas fueron significativamente mayores que cero y fueron levemente mayores en el AI de referencia (Prueba de Wilcoxon; AI 1: mediana = 7.0 %; $V = 120.0$; $p < 0.0001$; $n = 16$; AI 2: mediana = 6.2 %; $V = 136.0$; $p < 0.0001$; $n = 16$; Figura S4). La diferencia general obtenida por el método de *bootstrap* fue de 6.9 % (Figura S5).

not significant, there was high variability within the corners (Figure S2). This variability depended on the block. Although there were no significant differences between sampling units, be it in general or within each AI (Figure S3), the paired differences between EUs within the corners were significantly greater than 0 and slightly higher in the reference AI (Wilcoxon test; AI 1: median = 7.0 %; $V = 120.0$; $p < 0.0001$; $n = 16$; AI 2: median = 6.2 %; $V = 136.0$; $p < 0.0001$; $n = 16$; Figure S4). The general difference obtained via the bootstrap method was 6.9 % (Figure S5).

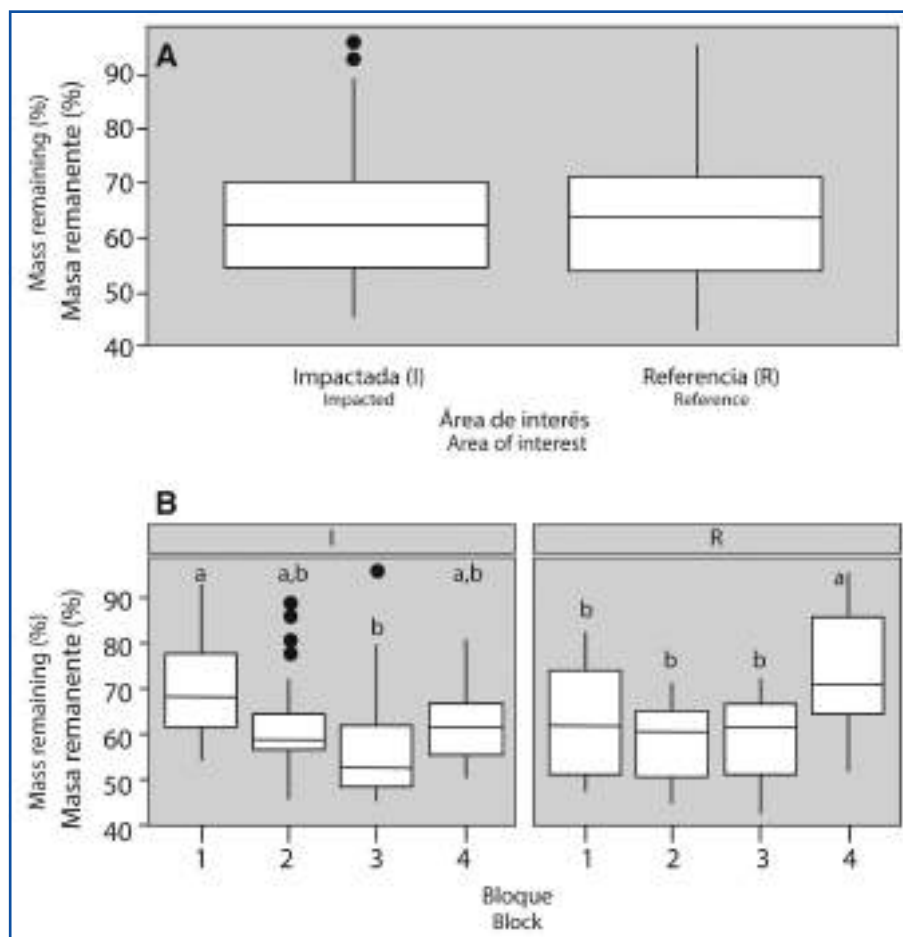


Figura 3. Diagrama de cajas y bigotes mostrando las diferencias en las distribuciones la masa remanente entre y dentro de AI. Se observan las medianas, los intercuartiles y los valores extremos (las líneas representan 1.5 veces el tamaño del intercuartil). Nótese que aunque no existen diferencias significativas entre AI (arriba), si existen diferencias significativas entre bloques dentro de cada una (abajo). El uso de una misma letra sobre la caja indica ausencia de diferencias estadísticamente significativas.

Figure 3. Box and whisker plot showing the differences in the distributions of remaining mass within and between AI. The medians, interquartiles, and extreme values are shown (the lines represent 1.5 times the size of the interquartile). Note that, even though there are no significant differences between AI (above), there are indeed significant differences between the blocks within each one. The use of the same letter above the box indicates a lack of statistically significant differences.

A los 180 días el promedio de *MR* fue 51.0 % ($n = 6$; d.e. = 7.8 %; **Figura S6**). Esto fue un 9.7 % menos que lo observado a los 90 días para las bolsas dentro de las UE replicadas en el punto central de cada cuadro ($MW = 246$, $p < 0.0001$, $n = 36$). No se encontraron dos UE porque fueron vandalizadas. Dado que una UE presentó un valor anormalmente alto (AI 2, bloque 2: 60.8 %), se excluyó de la estimación y el valor promedio corregido de *MR* para los 180 días fue 49.0 % (d.e. = 6.9 %). Aunque el tamaño de muestra de UE fue muy pequeño, se observaron diferencias de las tendencias centrales de *MR* a los 180 entre las áreas de interés (AI 1: 48.4 %; AI 2: 53.4 %; $n = 6$). Si se consideran todas las bolsas dentro de cada UE, para incrementar el tamaño de muestra, la diferencia entre los dos tiempos de duración del experimento no fue significativa en el AI 2 ($MW = 48$; $p = 0.54$; $n = 18$), pero si en la de AI 1 ($MW = 78$; $p < 0.0001$; $n = 18$).

DISCUSIÓN

Comparaciones con otros estudios e implicaciones para el estudio del funcionamiento ecosistémico

Aunque la calidad química del té verde predice una baja masa remanente a los 90 días, producto de una rápida descomposición, el presente estudio encontró un valor alto. Esto podría estar más influenciado por factores extrínsecos como las condiciones hidrológicas durante el periodo de estudio, más que por factores intrínsecos como la calidad química del tejido vegetal. La calidad química de las hojas de té verde colombiano fue consistente con la registrada previamente para material de otros orígenes geográficos ($C = 49$ %, $C:N = 12.2$; Keuskamp *et al.*, 2013; Duddigan *et al.*, 2020). Este contenido de C también se encuentra dentro del espectro observado en las especies de mangle presentes en el Caribe colombiano (Riascos y Blanco-Libreros, 2019). Finalmente, la concentración de C en las hojas de té verde colombiano es similar al encontrado en hojas de diferentes especies del género *Rhizophora* de todo el mundo (41 - 44 %), pero superior al encontrado en otras especies de mangle (Quadros y Zimmer, 2017; Quadros *et al.*, 2021). Por lo tanto, se puede concluir que la calidad química del té verde se encuentra dentro del espectro observado en los manglares de Colombia y el mundo.

El valor promedio de *MR* fue 64 % a los 90 días y de 49 % a los 180 días, lo cual implica que la descomposición fue muy lenta en el área durante tiempo de estudio. El valor de los 90 días fue

After 180 days, the average *RM* was 51.0 % ($n = 6$; SD = 7.8 %; **Figure S6**), 9.7 % lower than that observed after 90 days in the bags within the EUs replicated at the central point of each box ($MW = 246$, $p < 0.0001$, $n = 36$). Two EUs were not found because they were vandalized. Since one EU exhibited an anomalously high value (AI 2, block 2: 60.8 %), it was excluded from the estimation, and the corrected average *RM* value after 180 days was 49.0 % (SD = 6.9 %). Although the EU sample size was very small, differences between AI were observed in the central *RM* trends after 180 days (AI 1: 48.4 %; AI 2: 53.4 %; $n = 6$). If all the bags in each EU are considered to increase the sample size, the difference between the two experiment durations was not significant in AI 2 ($MW = 48$; $p = 0.54$; $n = 18$), unlike that of AI 1 ($MW = 78$; $p < 0.0001$; $n = 18$).

DISCUSSION

Comparison with other studies and implications for the study of ecosystem functioning

Although the chemical quality of green tea predicts a low *RM* after 90 days, as a result of rapid decomposition, this study found a high value. This could be influenced by extrinsic factors such as the hydrological conditions of the studied period, rather than by intrinsic factors such as the chemical quality of plant tissue. The chemical quality of Colombian green tea leaves was consistent with that previously recorded for material from other geographical origins ($C = 49$ %, $C:N = 12.2$; Keuskamp *et al.*, 2013; Duddigan *et al.*, 2020). This C content is also within the spectrum observed in the mangrove species present in the Colombian Caribbean (Riascos and Blanco-Libreros, 2019). Finally, the concentration of C in Colombian green tea leaves is similar to that found in leaves from different species of the genus *Rhizophora* around the world (41 - 44 %), but higher than that found in other mangrove species (Quadros and Zimmer, 2017; Quadros *et al.*, 2021). Therefore, it can be concluded that the chemical quality of green tea is within the spectrum observed in the mangroves of Colombia and the world.

The average *RM* values were 64 % after 90 days and 49 % after 180 days, implying a very slow decomposition in the area during the studied time. The value after 90 days was similar to that observed in a simultaneous experiment conducted in an urbanized mangrove near the study area (average $\pm$ SD: 64.0 ± 10.3 %

similar al observado en un experimento simultáneo llevado a cabo en un manglar urbanizado cerca al área estudio (promedio $\pm$ d.e.: 64.0 ± 10.3 % $n = 24$; datos sin publicar). Esto sugiere que el efecto de la temporada seca podría ser prevalente en toda la subregión norte del departamento de Sucre. Adicionalmente, el valor observado fue mayor que en un pastizal, también cercano, documentado durante un experimento simultáneo (promedio y d.e.: 40.6 ± 4.1 % $n = 24$; datos sin publicar), lo que sugiere un posible efecto de las condiciones de mayor salinidad y la menor oxigenación del sedimento en el manglar. Los valores observados de *MR* en el presente estudio también fueron mayores a los observados en manglares inundados durante la mayor parte de la duración de los experimentos en la Florida (Keuskamp *et al.*, 2013: 19 y 27 %), Australia (Trevathan-Tackett *et al.*, 2021: promedio: 30 %) y, en general, a nivel global (Djukic *et al.*, 2018: promedio: 37 %; rango: 11 - 63 %, $n = 6$). De hecho, Djukic *et al.* (2018) en su estudio global de comparación entre climas y biomas, encontraron que el mayor efecto en la baja descomposición se debe a la aridez climática, independientemente de la variación relacionada con el ecosistema.

La masa remanente observada a los 90 días en el presente estudio también superó la observada en experimentos con hojas de especies de mangle en Colombia y las Américas. Por ejemplo, Sierra-Rozo *et al.* (2009) encontraron 15 % de masa remanente al cabo de 15 semanas (3.8 meses) durante la temporada de lluvia en San Andrés. Sin embargo, ésta fue altamente variable entre localidades y entre especies (Cove: *R. mangle* 10 %; Smith Channel: *R. mangle* y *L. racemosa*: 45 %, Bahía Hooker: *R. mangle*: 25 %, *L. racemosa*: 10 %, *A. germinans*: 7 %). El efecto temporal sobre la descomposición de hojas de mangle ha sido informado en varios estudios. Loria-Naranjo *et al.* (2019) encontraron que *R. racemosa* alcanzó una masa remanente de 25 % al cabo de 90 días y encontró claras diferencias entre temporadas seca y lluviosa en dos sitios del Humedal Nacional Terraba-Sierpe en Punta Arenas, Costa Rica. Twilley *et al.* (1997), estuario del río Guayas, Ecuador y Aké-Castillo *et al.* (2006), Laguna La Mancha, Veracruz, México encontraron mayores tasas de descomposición de *R. mangle* durante la temporada de lluvia que durante la seca. Aké-Castillo *et al.* (2006) hallaron una masa remanente de 30 - 50 % al cabo de 150 días en *R. mangle*. Finalmente, Pradisty *et al.* (2021) encontraron una masa remanente de 5 - 60 % al cabo de 60 días en diferentes especies de mangles en Malasia. Los anteriores estudios demuestran que la descomposición de hojas de mangles es altamente variable, influenciada por las condiciones climáticas

$n = 24$; unpublished data). This suggests that the effect of the dry season could be prevalent throughout the northern sub-region of the department of Sucre. In addition, the observed value was higher than that of a nearby pasture, also documented during a simultaneous experiment (mean and SD: 40.6 ± 4.1 %, $n = 24$; unpublished data), suggesting a possible effect of higher salinity conditions and lower oxygenation of the sediment in the mangrove. The *RM* values observed in this study were also higher than those in other mangroves that were flooded during most of the experiments in Florida (Keuskamp *et al.*, 2013: 19 and 27 %), Australia (Trevathan-Tackett *et al.*, 2021: average: 30 %), and, in general, at a global level (Djukic *et al.*, 2018: average: 37 %; range: 11 - 63 %, $n = 6$). In fact, in their global study comparing climates and biomes, Djukic *et al.* (2018) found that the greatest effect on low decomposition was caused by climatic aridity, regardless of ecosystem-related variation.

The *RM* observed after 90 days in this study also exceeded that of experiments with leaves of mangrove species in Colombia and the Americas. For example, Sierra-Rozo *et al.* (2009) found 15 % *RM* after 15 weeks (3.8 months) during the rainy season in San Andrés, albeit with high variability between localities and species (Cove: *R. mangle* 10 %; Smith Channel: *R. mangle* and *L. racemosa*: 45 %, Hooker Bay: *R. mangle*: 25 %, *L. racemosa*: 10 %, *A. germinans*: 7 %). The temporal effect on mangrove leaf decomposition has been reported in several studies. Loria-Naranjo *et al.* (2019) found that *R. racemosa* achieved a *RM* of 25 % after 90 days, as well as clear differences between the dry and rainy seasons in two sites of the Terrabá-Sierpe National Wetland in Puntarenas, Costa Rica. Twilley *et al.* (1997), estuary of the Guayas River, Ecuador and Aké-Castillo *et al.* (2006), La Mancha Lagoon, Veracruz, Mexico found higher *R. mangle* decomposition rates during the rainy season, in comparison with the dry one. Aké-Castillo *et al.* (2006) found a *RM* of 30 - 50 % after 150 days in *R. mangle*. Finally, Pradisty *et al.* (2021) found a *RM* of 5 - 60 % after 60 days in different mangrove species of Malaysia. The aforementioned studies demonstrate that the decomposition of mangrove leaves is highly variable and influenced by climatic and hydrological conditions as well as by the mangrove species

e hidrológicas y la especie de mangle (*i.e.* calidad química y otros rasgos). Por lo tanto, la utilización de bolsas de té verde ayuda a la estandarización de la calidad para los estudios interesados en evaluar los factores extrínsecos, sea en el espacio o el tiempo.

El valor de *MR* a los 180 días fue menor que a los 90 días, según lo esperado, pero esto pudo ser acelerado debido a que llovió anómalamente entre junio y julio, sugiriendo el efecto de la lixiviación y la reactivación del metabolismo microbiano. Sin embargo, no fue una diferencia tan alta como la esperada, lo cual sugiere que la descomposición redujo la masa a un punto significativamente bajo aun durante los primeros 90 días predominantemente secos. Esto también sugiere que la fase lenta se alcanzó o que el efecto de la aridez es persistente sobre la microbiota del sistema estudiado. El valor de *MR* probablemente esté por debajo de 49 % (valor corregido observado a los 180 días); sin embargo, para estimarlo se recomienda llevar a cabo experimentos a lo largo de más de dos años como lo sugiere el protocolo de *TeaComposition Initiative* (Djukic *et al.*, 2018; Trevathan-Tackett *et al.*, 2021). Adicionalmente, se recomienda diseñar experimentos para registrar el efecto de la inundación durante el período de lluvia y también comparar entre años El Niño y La Niña dada la importancia de la Oscilación del Sur en la regulación de procesos ecológicos en los manglares del Caribe colombiano (Riascos y Blanco-Libreros, 2019).

En el área de estudio de Rincón del Mar se hipotetiza que las condiciones semi-áridas promueven no solo una baja tasa de descomposición sino una alta incorporación de C a los sedimentos y eventualmente su captura o secuestro. Se podría afirmar conservativamente que la MR_{180} del té verde contiene un 44 % de C, lo que daría cuenta del orden de magnitud que potencialmente se incorpora a los sedimentos (21.6 % de la masa inicial). Sin embargo, dada la recalcitrancia de la materia orgánica remanente (Cragg *et al.*, 2020), el valor podría ser superior. Se recomienda hacer mediciones de C en el material remanente a los 90 y 180 días.

Adicionalmente, asumiendo que la tasa anual de caída de hojarasca sea similar a la observada en manglares de bahía Chengue (Magdalena) dominados por *A. germinans* (Rodríguez *et al.*, 2004; 5.2 Mg ha⁻¹ año⁻¹ con un 66 % de contribución de las hojas), se estima que se incorporarían a los sedimentos entre 0.59 y 0.72 MgC ha⁻¹ año⁻¹ (asumiendo 0.43 de factor de contenido de C foliar y un rango de 0.40 a 0.49 de factor de material detrítico remanente a los 12 meses, valores equivalentes a los encontrados en el presente estudio). Se recomienda realizar experimentos

(*i.e.*, chemical quality and other traits). Therefore, the use of green tea bags aids in quality standardization for studies interested in evaluating extrinsic factors, be it in space or over time.

The *RM* value after 180 days was lower than that after 90 days, as expected, but this could be accelerated by anomalous rainfall between June and July, suggesting the effect of leaching and the reactivation of microbial metabolism. However, it was not as large a difference as expected, which suggests that decomposition reduced the mass to a significantly low point even during the first 90 predominantly dry days. This also suggest that the slow phase was reached, or that the effect of aridity is persistent on the microbiota of the studied system. The *RM* value is likely below 49 % (corrected value, as observed after 180 days). However, in order to estimate it, we recommend conducting experiments lasting more than two years, as suggested by the *TeaComposition Initiative's* protocol (Djukic *et al.*, 2018; Trevathan-Tackett *et al.*, 2021). Furthermore, we recommend designing experiments to record the effect of flooding during the rainy periods and make comparisons between El Niño and La Niña years, given the importance of the Southern Oscillation in the regulation of ecological processes in the mangroves of the Colombian Caribbean (Riascos and Blanco-Libreros, 2019).

In the study area of Rincón del Mar, we hypothesize that the semi-arid conditions not only promote decomposition rate, but also a high incorporation of C into the sediments, and eventually its capture or sequestration. It could be conservatively stated that the RM_{180} of green tea contains approximately 44 % C, which would attest to the order of magnitude that is potentially incorporated into the sediments (21.6 % of the initial mass). However, given the recalcitrance of the remaining organic matter (Cragg *et al.*, 2020), the value could be higher. We recommend performing measurements of C in the remaining material after 90 and 180 days.

In addition, assuming that the annual litterfall rate is similar to that observed in mangroves of the Chengue Bay (Magdalena), which are dominated by *A. germinans* (Rodríguez *et al.*, 2004; 5.2 Mg ha⁻¹ year⁻¹, with a 66 % contribution of leaves), it is estimated that 0.59 - 0.72 MgC ha⁻¹ year⁻¹ could be incorporated into the sediments (assuming a 0.43 foliar C content factor and a range between 0.40 and 0.49 for the remaining detrital material factor after 12 months – these values are equivalent to those found in this study). We recommend conducting foliar decomposition experiments while simultaneously using green

de descomposición foliar utilizando simultáneamente té verde y especies de mangles observados en la zona (*A. germinans*, *R. mangle*, *L. racemosa* y *C. erectus*), junto con estimaciones de caída de hojarasca para cuantificar la incorporación potencial de C a los sedimentos, y no asumir tasas de caída de otras regiones climáticas del Caribe colombiano (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004; 2010; Riascos y Blanco-Libreros, 2019; Adame *et al.*, 2024).

Variación espacial y el potencial papel de la microbiota

El presente estudio permitió establecer que existe una alta variabilidad espacial de *MR* dentro de *AI* y una ausencia de diferencias entre ellas, contrario a lo esperado debido a los contrastes en cobertura de dosel. Al interior de algunos bloques también existió una alta variabilidad espacial, lo que demuestra que la variación de grano fino (centímetros dentro de 1 m²) es significativa. Variables independientes como la topografía, presencia de raíces, densidad aparente, y físico-químicas (salinidad, concentración de oxígeno disuelto, pH, potencial de óxido-reducción, contenido de nutrientes, particularmente N, y concentración de hierro) son algunas variables que afectan las tasas de descomposición mediadas por la actividad microbiana, particularmente el papel relativo de hongos y bacterias (Holguín *et al.*, 2001; Keuskamp *et al.*, 2015; Cragg *et al.*, 2020). La descomposición de la hojarasca de cualquier bioma está influenciada por factores que operan a diferentes niveles de la jerarquía espacial desde la extensión global hasta la local, lo que se conoce como el modelo jerárquico de la descomposición (Lavelle *et al.*, 1993; Aerts, 1997; Bradford *et al.*, 2017; Canessa *et al.*, 2020). El clima es el principal modulador a escalas globales y regionales, mientras que la química del material vegetal (tipo de hojarasca o sustrato) y la biota descomponedora son los principales factores a escala local. En los manglares no se ha sometido a prueba el modelo jerárquico. El estudio de Trevathan-Tackett *et al.* (2021) ha sido el de mayor extensión geográfica pero la falta de replicación a lo largo del gradiente latitudinal y una baja replicación dentro de cada localidad (dos bloques y dos bolsas por bloque) impidieron someter a prueba las contribuciones de factores en diferentes niveles de la jerarquía espacial. Los resultados del presente estudio demuestran que es importante replicar entre y dentro de bloques, incluyendo unidades experimentales replicadas y seudoréplicas debido a que ayuda a parametrizar el error experimental, para poder evaluar dicho modelo jerárquico.

Los diseños experimentales anidados podrían ayudar a someter a prueba el modelo jerárquico de la descomposición en manglares y

tea and mangrove species observed in the area (*A. germinans*, *R. mangle*, *L. racemosa*, and *C. erectus*), together with litterfall estimations, in order to quantify the potential incorporation of C into the sediments and avoid assuming litterfall rates from other climatic regions of the Colombian Caribbean (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004; 2010; Riascos and Blanco-Libreros, 2019; Adame *et al.*, 2024).

Spatial variation and the potential role of microbiota

This study allowed determining that there is a high spatial variability in *RM* within the *AI*, as well as a lack of differences between them, contrary to expectations given the contrasts in canopy cover. Within some blocks, there was also high spatial variability, demonstrating that the variations in fine grain (centimeters within 1 m²) are significant. Independent variables such as topography, root presence, apparent density, and physicochemical characteristics (salinity, dissolved oxygen concentration, pH, oxidation-reduction potential, nutrient content – particularly N –, and iron concentration) are among the variables that affect the decomposition rate, driven by microbial activity, highlighting the relative role of fungi and bacteria (Holguín *et al.*, 2001; Keuskamp *et al.*, 2015; Cragg *et al.*, 2020). Litter decomposition in any biome is influenced by factors operating at different levels of the spatial hierarchy, from the global to the local, in what is known as the hierarchical decomposition model (Lavelle *et al.*, 1993; Aerts, 1997; Bradford *et al.*, 2017; Canessa *et al.*, 2020). Climate is the main modulator on global and regional scales, while the chemistry of plant material (litter type or substrate) and the decomposer biota are the main factors on the local scale. The study by Trevathan-Tackett *et al.* (2021) has been the most geographically extensive, but the lack of replication within each locality (two blocks and two bags per block) prevented testing the contributions of factors at different levels of the spatial hierarchy. The results of this study demonstrate that it is important to replicate between and within blocks, including replicated EUs and pseudo-replicas, as this helps to parameterize the experimental error, in order to enable the evaluation of said hierarchical model.

Nested experimental designs could help to test the hierarchical model for decomposition in mangroves as well as the role of microorganisms. For example, Riascos and Blanco-Libreros (2019) found a high variability in the mass loss of *R. mangle* senescent leaf disks between and within geoforms in a bay

el papel de los microorganismos. Por ejemplo, [Riascos y Blanco-Libreros \(2019\)](#) encontraron una alta variabilidad de la pérdida de masa de discos de hojas senescentes de *R. mangle* entre y dentro de geoformas en una bahía en el delta del río Atrato. Adicionalmente, encontraron diferencias entre tratamientos de tamaño de ojo de malla anidados en el nivel más fino de la jerarquía espacial, es decir la posición superficial o enterrada, lo que sugirió una modulación de la descomposición microbiana por el potencial de óxido-reducción del medio, en ambientes donde los macroinvertebrados no juegan un papel importante. Todo esto sugiere que en el mediano plazo (3 - 12 meses), tiempo relevante para la incorporación de carbono en los sedimentos, debe comprenderse mejor el papel de los microorganismos, tales como hongos y bacterias. De hecho, [Loría-Naranjo et al. \(2019\)](#) encontraron que durante 120 días de observación, las hojas de *R. racemosa* incrementaron su contenido de N sugiriendo la colonización microbiana, alcanzando una asíntota a los 60 días.

Las bolsas de té han sido un modelo para el estudio de microorganismos en el suelo y en sedimentos. Por ejemplo, [Keuskamp et al. \(2015\)](#), en un estudio realizado en manglares de Belice y Florida, encontraron que los microorganismos detritívoros están limitados por N aun en sitios donde el crecimiento de los árboles está limitado por P. Adicionalmente, el té verde sometido a descomposición también puede ser objeto de estudios metagenómicos para establecer la identidad de las comunidades microbianas. Aunque solamente existe un solo estudio en manglares ([Trevathan-Tackett et al., 2021](#)), esta técnica ha sido ampliamente utilizada en ecosistemas terrestres ([Sapp et al., 2019](#); [Daebeler et al., 2022](#)). Finalmente, la medición de tasas de descomposición y factores de estabilización a la par de la determinación de la composición y estructura de comunidades microbianas en experimentos con bolsas de té mejora la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas mediante el uso de análisis de ruta o modelos de ecuaciones estructurales ([Wang et al., 2019](#); [Fanin et al., 2020](#); [Trevathan-Tackett et al., 2021](#); [Pingel et al., 2022](#)).

Colaboración científica y ciencia ciudadana

El método de las bolsas de té también ha demostrado la importancia de la colaboración entre científicos y entre éstos y ciudadanos. Por ejemplo, [Fanin et al. \(2020\)](#) dispersaron bolsas en 99 bosques de Francia. *TeaComposition* y *Teatime4Science* son dos consorcios globales que han demostrado el valor de la colaboración internacional utilizando las bolsas de té ([Djukic et al.,](#)

of the Atrato River delta. In addition, they found differences between mesh eye size treatments nested at the finest level of the spatial hierarchy, *i.e.*, the superficial or buried position, suggesting a modulation of microbial decomposition due to the oxidation-reduction potential of the medium, in environments where macro-invertebrates do not play an important role. All this suggests that, in the medium term (3 - 12 months), a relevant time for the incorporation of carbon into sediments, the role of microorganisms such as fungi and bacteria must be better understood. In fact, [Loría-Naranjo et al. \(2019\)](#) found that, over 120 days of observation, *R. racemosa* leaves increased their N content, suggesting microbial colonization, reaching an asymptote after 60 days.

Tea bags constitute a model for studying microorganisms in the soil and sediments. For example, in a study conducted in mangroves of Belize and Florida, [Keuskamp et al. \(2015\)](#) found that detritivorous microorganisms are limited by N even at sites where tree growth is limited by P. In addition, green tea undergoing decomposition can also be the subject of metagenomic studies aimed at determining the identity of microbial communities. Although there is only one study in mangroves ([Trevathan-Tackett et al., 2021](#)), this technique has been widely used in terrestrial ecosystems ([Sapp et al., 2019](#); [Daebeler et al., 2022](#)). Finally, measuring decomposition rates and stabilization factors while determining the composition and structure of microbial communities in experiments with tea bags enhances the understanding of ecosystem functioning by means of path analysis or structural equation models ([Wang et al., 2019](#); [Fanin et al., 2020](#); [Trevathan-Tackett et al., 2021](#); [Pingel et al., 2022](#)).

Scientific collaboration and citizen science

The tea bag method has also demonstrated the importance of collaboration between scientists as well as between them and citizens. For example, [Fanin et al. \(2020\)](#) dispersed bags in 99 forests of France. *TeaComposition* and *Teatime4Science* are two global consortia that have demonstrated the value of international collaboration using tea bags ([Djukic et al., 2018, 2021](#); [Sarneel et al., 2024](#)). The urban realm has also been a setting for international scientific collaboration (*e.g.*, [Pouyat et al., 2017](#)). Finally, in several countries, there are examples of citizen

2018, 2021; Sarneel *et al.*, 2024). El ámbito urbano también ha sido un escenario de colaboración científica internacional (e.g. Pouyat *et al.*, 2017). Finalmente, existen ejemplos de ciencia ciudadana y escolar basadas en el método de las bolsas de té en varios países (Duddigan *et al.*, 2020; Sandén *et al.*, 2020, 2021; Pino *et al.*, 2021; Daebeler *et al.*, 2022).

El gradiente latitudinal es el más importante a nivel global en la determinación de las tasas de descomposición (Powers *et al.*, 2009, Ostergard *et al.*, 2021), lo cual también aplica a los manglares (Simpson *et al.*, 2023), por lo tanto es necesaria la colaboración científica para estudiarlo. A pesar de encontrarse dentro la zona tropical, el gradiente latitudinal observado a lo largo de las costas de Colombia es útil para someter a prueba las hipótesis existentes sobre los controles intrínsecos y extrínsecos de la descomposición y la incorporación de C en los sedimentos (e.g. Stagg *et al.*, 2017; Vinh *et al.*, 2020; Adame *et al.*, 2024; Anderson *et al.*, 2024). Por ejemplo, en el Caribe colombiano los manglares se encuentran dispersos a lo largo de un gradiente climático que se extiende desde condiciones semi-húmedas (Urabá) hasta áridas (La Guajira) (Riascos y Blanco-Libreros, 2019; Blanco-Libreros *et al.*, 2022; Hernández-Escobar *et al.*, 2022). El estudio de Trevathan-Tackett *et al.* (2021) en los manglares de Australia encontró que las tasas de descomposición varían en función de la temperatura media anual, de la salinidad y del régimen de inundación. En el Caribe colombiano también existe un potencial para involucrar a los ciudadanos (incluyendo comunidades escolares) en el monitoreo y estudio de manglares urbanos. Finalmente, se espera que este método pueda promover los estudios sobre descomposición en ecosistemas de manglar en el país, el cual es un área geográfica con déficit de información, tal como lo demuestra una revisión bibliográfica reciente (Simpson *et al.*, 2023), pero ello no significa abandonar los estudios de descomposición de hojas de especies de mangle, sino armonizarlos con este estándar, tal como se ha hecho en bosques terrestres (Didion *et al.*, 2016).

En conclusión, el método de descomposición de bolsas de té verde captura la dinámica de la materia foliar del manglar, permite estimar la condición promedio de manera robusta y es útil para establecer los patrones de variabilidad espacial. Se estimó que el valor de masa remanente a los 90 días fue 63.6 ± 11.8 % (promedio $\pm$ d.e.), sin diferencias estadísticas entre áreas de interés (AI 1: 64.1 ± 12.1 %; AI 2: 63.2 ± 11.6 %) pero con una gran variabilidad al interior (entre y dentro de los bloques; rango total: 42 - 96 %; n = 192). Esto

and school science based on the tea bag method (Duddigan *et al.*, 2020; Sandén *et al.*, 2020, 2021; Pino *et al.*, 2021; Daebeler *et al.*, 2022).

At the global level, the latitudinal gradient is the most important in determining decomposition rates (Powers *et al.*, 2009, Ostergard *et al.*, 2021), which also applies to mangroves (Simpson *et al.*, 2023). Therefore, scientific collaboration is necessary for further study. Despite being within the tropical zone, the latitudinal gradient observed along the coasts of Colombia is useful for testing the existing hypotheses regarding the intrinsic and extrinsic controls of decomposition and C incorporation in sediments (e.g., Stagg *et al.*, 2017; Vinh *et al.*, 2020; Adame *et al.*, 2024; Anderson *et al.*, 2024). For example, in the Colombian Caribbean, mangroves are scattered along a climatic gradient that ranges from semi-humid (Urabá) to arid (La Guajira) conditions (Riascos and Blanco-Libreros, 2019; Blanco-Libreros *et al.*, 2022; Hernández-Escobar *et al.*, 2022). In the study by Trevathan-Tackett *et al.* (2021) on the mangroves of Australia, it was found that decomposition rates vary as a function of the mean annual temperature, salinity, and the flooding regime. In the Colombian Caribbean, there is also potential to involve citizens (including school communities) in the monitoring and study of urban mangroves. Finally, it is expected that this method is able to promote studies on decomposition in the country's mangrove ecosystems, which are geographic areas with an information deficit, as demonstrated by a recent bibliographic review (Simpson *et al.*, 2023). This, however, does not mean abandoning studies on mangrove species leaf decomposition, but rather harmonizing them with this standard, as has been done in terrestrial forests (Didion *et al.*, 2016).

In conclusion, the green tea bag decomposition method captures the dynamics of mangrove foliar material, allows for a robust estimation of average conditions, and is useful in determining spatial variability patterns. We estimated the RM value after 90 days to be 63.6 ± 11.8 % (average $\pm$ SD), with no statistical differences between AI (AI 1: 64.1 ± 12.1 %; AI 2: 63.2 ± 11.6 %) but with high variability within them (between and within the blocks; total range: 42 - 96 %; n = 192). This reveals the need for greater efforts in reducing the experimental error in mangrove decomposition studies by means of nested experimental designs involving a larger number of replicas. We observed a small but significant difference in the average RM after 90 and 180 days in the paired EUs (60.7 ± 5.9 % and 49.0 ± 6.9 %, respectively),

pone de manifiesto que es necesario hacer un mayor esfuerzo para acotar el error experimental en los estudios de descomposición en manglar, mediante el uso de diseños de experimentales anidados y con un mayor número de réplicas. Se observó una diferencia pequeña pero significativa de la masa remanente promedio entre 90 y 180 días en las unidades experimentales pareadas ($60.7 \pm 5.9\%$ y $49.0 \pm 6.9\%$, respectivamente), lo que sugiere que la descomposición de la materia entró en la fase lenta (no obstante una gran variación de micro-escala). Se sugiere realizar estudios de mediciones repetidas a mediano y largo plazo con suficientes réplicas para incrementar el poder estadístico y para compensar las pérdidas por factores no controlados (e.g. disturbios naturales y antropogénicos, y vandalismo). Finalmente, esta propuesta (tipo de bolsas de té y diseño de experimentos anidados) tiene el potencial de ampliarse a escalas espaciales desde la local hasta la nacional mediante proyectos de colaboración científica, ciencia ciudadana y ciencia escolar.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó durante el año sabático del autor, quien agradece a Condominio Balsillas S.A., Agrícola Himalaya y al Taller del Herbario de la Universidad de Antioquia. También se agradece a Luis Guillermo Berrio-Ocón por el apoyo en el campo y a Erica Buitrago, Susana Ríos, Mariana Álvarez, Alejandro Grajales, Luis Fernando Franco y Edwin Mora de la Universidad de Antioquia por el apoyo en laboratorio y a Sara R. López-Rodríguez por la edición de las figuras. Se agradece la retroalimentación durante el *Sixth Mangrove Macrobenthos and Management Conference* (MMM6) y los comentarios de los dos evaluadores anónimos.

suggesting that the decomposition of matter entered the slow phase (despite a large micro-scale variation). We recommend conducting studies that involve repeated measurements in the medium and long term, with sufficient replicas, in order to increase statistical power and compensate for losses due to non-controlled factors (e.g., natural and anthropogenic disturbances as well as vandalism). Finally, this proposal (tea bag type and nested experiments design) has the potential to expand to local and national spatial scales through scientific collaboration, citizen science, and school science projects.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was conducted during the author's sabbatical year, who thanks the Balsillas Condominium S.A., Agrícola Himalaya, and the workshop of Universidad de Antioquia's Herbarium. He also thanks Luis Guillermo Berrio-Ocón for his field support; Erica Buitrago, Susana Ríos, Mariana Álvarez, Alejandro Grajales, Luis Fernando Franco, and Edwin Mora from Universidad de Antioquia for the support provided in the lab; and Sara R. López-Rodríguez for editing the Figures. He thanks the feedback received during the *Sixth Mangrove Macrobenthos and Management Conference* (MMM6), as well as the comments of the two anonymous reviewers.

REFERENCIAS / LITERATURE CITED

- Adame, M. F., N. Cormier, P. Taillardat, N. Iram, A. Rovai, T. M. Sloey, E. S. Yando, J. F. Blanco-Libreros, M. Arnaud, T. Jennerjahn, C. E. Lovelock, D. Friess, G. M. S. Reithmaier, C. A. Buelow, S. M. Muhammad-Nor, R. R. Twilley and R. A. Ribeiro. 2024. Deconstructing the mangrove carbon cycle: Gains, transformation, and losses. *Ecosphere*, 15: e4806. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4806>
- Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: A triangular relationship. *Oikos*, 79: 439–449. <https://doi.org/10.2307/3546886>
- Aké-Castillo, J. A., G. Vásquez and J. López-Portillo. 2006. Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Hydrobiologia*, 559: 101–111. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0959-x>
- Anderson, K. J., J. S. Kominoski and J. P. Sah. 2024. Intrinsic and extrinsic drivers of organic matter processing along phosphorus and salinity gradients in coastal wetlands. *J. Ecol.*, 112: 1313–1325. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14302>
- Ashton, E. C., P. J. Hogarth and R. Ormond. 1999. Breakdown of mangrove leaf litter in a managed mangrove forest in Peninsular Malaysia. *Hydrobiologia*, 413: 77–88.
- Bärlocher, F., M. O. Gessner and M. A. S. Graça. 2020. Methods to study litter decomposition. A practical guide. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-30515-4>
- Blanco-Libreros, J. F., S. R. López-Rodríguez, A. M. Valencia-Palacios, G. F. Pérez-Vega and R. Álvarez-León. 2022. Mangroves from rainy to desert climates: Baseline data to assess future changes and drivers in Colombia. *Front. For. Glob. Change*, 5: 772271. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.772271>
- Bradford, M. A., G. F. Veen, A. Bonis, E. M. Bradford, A. T. Classen, J. C. Cornelissen, T. W. Crowther, J. R. De Long, G. T. Freschet, P. Kardol, M. Manrubia-Freixa, D. S. Maynard, G. S. Newman, R. P. Logtestijn, M. Viketoft, D. A. Wardle, W. R. Wieder, S. A. Wood and W. H. van der Putten. 2017. A test of the hierarchical model of litter decomposition. *Nat. Ecol. Evol.* 1: 1836–1845. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0367-4>
- Canessa, R., L. van den Brink, A. Saldaña, R. S. Rios, S. Hattenschwiler, C. W. Mueller, I. Prater, K. Tiedborger and M. Y. Bader. 2020. Relative effects of climate and litter traits on decomposition change with time, climate and trait variability. *J. Ecol.*, 109: 447–458. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13516>
- Cebrian, J. 1999. Patterns in the fate of production in plant communities. *Am. Nat.*, 154: 449–68.
- Cragg, S. M., D. A. Friess, L. G. Gillis, S. M. Trevathan-Tackett, O. M. Terrett, J. E. M. Watts, D. L. Distel and P. Dupree. 2020. Vascular-plant detritus is a globally significant contributor to marine carbon fluxes and sinks. *Ann Rev Mar Sci.*, 12: 469–497. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010318-095333>
- Daebeler, A., E. Petrová, E. Kinz, S. Grausenburger, H. Berthold, T. Sandén and R. Angel. 2022. Pairing litter decomposition with microbial community structures using the Tea Bag Index (TBI). *Soil*, 8: 163–176. <https://doi.org/10.5194/soil-8-163-2022>
- Dahdouh-Guebas, F., J. G. Kairo, R. De Bondt and N. Koedam. 2007. Pneumatophore height and density in relation to micro-topography in the grey mangrove *Avicennia marina*. *Belg. J. Botany*, 140: 213–221. <http://www.jstor.org/stable/20794640>
- Didion, M., A. Repo, J. Liski, M. Forsius, M. Bierbaumer and I. Djukic. 2016. Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags: a field study and model application. *Forests*, 7: 167. <https://doi.org/10.3390/f7080167>
- DiNitto, D., F. Dahdouh-Guebas, J. G. Kairo, H. Decler and N. Koedam. 2008. Digital terrain modelling to investigate the effects of sea level rise on mangrove establishment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 356: 175–188.
- Djukic, I., S. Kepfer-Rojas, I. K. Schmidt, K. S. Larsen, C. Beier, B. Berg, K. Verheyen and TeaComposition. 2018. Early stage litter decomposition across biomes. *Sci. Total Environ.*, 628–629: 1369–1394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.012>
- Djukic, I., S. Kepfer-Rojas, I. Kappel-Schmidt, K. Steenberg Larsen, C. Beier, B. Berg, K. Verheyen, S. M. Trevathan-Tackett, P. I. Macreadie, M. Bierbaumer, G. Patoine, N. Eisenhauer, C. A. Guerra, F. T. Maestre, F. Hagedorn, A. Oggioni, C. Bergami, B. Magagna, T. O. Kwon and H. Shibata. 2021. The TeaComposition initiative: unleashing the power of international collaboration to understand litter decomposition. *Soil organisms*, 93: 73–78. <https://doi.org/10.25674/so93iss1pp73>
- Duddigan, S., P. D. Alexander, L. J. Shaw, T. Sandén and C. D. Collins. 2020. The Tea Bag Index—UK: Using citizen/community science to investigate organic matter decomposition rates in domestic gardens. *Sustainability*, 12: 6895. <https://doi.org/10.3390/su12176895>
- Fanin, N., S. Bezaud, J. M. Sarneel, S. Cecchini, M. Nicolas and L. Augusto. 2020. Relative importance of climate, soil, and plant functional traits during the early decomposition stage of standardized litter. *Ecosystems*, 23: 1004–1018. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00452-z>
- Friesen, S. D., C. Dunn and C. Freeman. 2018. Decomposition as a regulator of carbon accretion in mangroves: A review. *Ecol. Eng.*, 114: 173–178. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.069>
- Galeano-Galeano, E., J. E. Mancera-Pineda and J. H. Medina-Calderón. 2010. Efecto del sustrato sobre la descomposición de hojarasca en tres especies de mangle en la Reserva de Biosfera Seaflower, Caribe colombiano. *Caldasia*, 32: 411–424.
- Hernández-Escobar, L. A., C. Granados-Martínez y R. M. Fuentes-Reinés. 2022. Descomposición acuática de la hojarasca foliar en tres especies de mangle en la desembocadura del río Ranchería (Brazo Riño) y su relación con los macroinvertebrados en el municipio de Riohacha, Departamento de La Guajira. *Ciencia e Ingeniería*, 9: e6709388.
- Holguín, G., P. Vázquez P. and Y. Bashan. 2001. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biol. Fertil. Soils*, 33: 265–78.
- Keuskamp, J. A., B. J. J. Dingemans, T. Lehtinen, J. M. Sarneel and M. M. Hefting. 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods Ecol. Evol.*, 4: 1070–1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097>

- Keuskamp, J., M. M. Hefting, B. J. J. Dingemans, J. T. A. Verhoeven and I. C. Feller. 2015. Effects of nutrient enrichment on mangrove leaf litter decomposition. *Sci. Total Environ.*, 508: 402-410. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.092>
- Kwon, T., H. Shibata, S. Kepfer-Rojas, I. K. Schmidt, K. S. Larsen, C. Beier C., B. Berg, K. Verheyen, J-F. Lamarque, F. Hagedorn, N. Eisenhauer, I. Djukic and TeaComposition Network. 2021. Effects of climate and atmospheric nitrogen deposition on early to mid-term stage litter decomposition across biomes. *Front. Glob. Change* 4: 678480. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.678480>
- Lavelle, P., E. Blanchart, A. Martin, S. Martin and A. Spain. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: Application to soils of the humid tropics. *Biotropica*, 25: 130–150. <https://doi.org/10.2307/2389178>
- Loría-Naranjo, M., J.A. Sibaja-Cordero and J. Cortés. 2019. Mangrove leaf litter decomposition in a seasonal tropical environment. *J. Coastal Res.*, 35: 122–129. <https://www.jstor.org/stable/26568599>
- Middleton, B.A. and K. L. McKee. 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *J. Ecol.*, 89: 818–828.
- Ostergard, R., C. Restrepo, J. W. Dalling, P. H. Martin, I. Abiem, S. Aiba, E. Alvarez-Dávila, R. Aragón, M. Ataroff, H. Chapman, A.Y. Cueva-Agila, B. Fadrique, R.D. Fernández, G. González, S.G. Gotsch, A. Häger, J. Homeier, C. Iñiguez-Armijos, L.D. Llambí, G.W. Moore, R. Reese-Næsberg, L.N. Poma-López, P. Vieira-Pompeu, J.R. Powell, J.A. Ramírez Correa, K. Scharnagl, C. Tobón and C.B. Williams. 2021. Litter decomposition rates across tropical montane and lowland forests are controlled foremost by climate. *Biotropica*, 54: 309-326. <https://doi.org/10.1111/btp.13044>
- Patil, I. 2021. Visualizations with statistical details: The 'ggstatsplot' approach. *JOSS*, 6: 3167. <https://doi.org/10.21105/joss.03167>
- Pingel, M., A. Reineke and I. Leyer. 2023. Disentangling the mixed effects of soil management on microbial diversity and soil functions: A case study in vineyards. *Sci. Rep.* 13, 3568. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-30338-z>
- Pino, V., A. McBratney, E. O'Brien and W. Ng. 2021. Boosting soil citizen-science using Tea Bag Index method towards soil security in Australia. *Soil Secur.*, 5: 100016. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2021.100016>
- Pouyat, R.V., H. Setälä, I. D. Szlavecz, S. C. Yesilonis, H. Erzsébet, S. Yarwood, D.J. Kotze, M. Dombos, M.P. McGuire and T.H. Whitlow. 2017. Introducing GLUSEEN: a new open access and experimental network in soil ecology. *J. Urban Ecol.* 3: 1-10. <https://doi.org/10.1093/jue/jux002>
- Powers, J. S., R. A. Montgomery, E. C. Adair, F. Q. Brearley, S. J. Dewalt, C. T. Castanho, *et al.* 2009. Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study on the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *J. Ecol.*, 97: 801-811. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01515.x>
- Pradsty, N. A., A. A. Amir and M. Zimmer. 2021. Plant species- and stage-specific differences in microbial decay of mangrove leaf litter: the older the better? *Oecologia*, 195: 843-858. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04865-3>
- Quadros, A. F. and M. Zimmer. 2017. Dataset of "true mangroves" plant species traits. *Biodiver. Data J.*, 5: e22089. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e22089>
- Quadros, A. F., V. Helfer, I. Nordhaus, H. Reuter and M. Zimmer. 2021. Functional traits of terrestrial plants in the intertidal: A review on mangrove trees. *Biol. Bull.*, 241: 123-139. <https://doi.org/10.1086/716510>
- Riascos, J. and J. F. Blanco-Libreros. 2019. Pervasively high mangrove productivity in a major tropical delta throughout an ENSO cycle (Southern Caribbean, Colombia). *Estuar. Coast. Shelf S.*, 227: 106301. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106301>
- Rodríguez-Ramírez, A., J. Nivia-Ruiz y J. Garzón-Ferreira. 2004. Características estructurales y funcionales del manglar de *Avicennia germinans* en la bahía de Chengue (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33: 223-244.
- Rodríguez-Ramírez, A., J. Garzón-Ferreira, A. Batista-Morales, D. L. Gil. D. I. Gómez-López, K. Gómez-Campo, T. López-Londoño, G. Navas-Camacho, M. C. Reyes-Nivia and J. Vega-Sequeda. 2010. Temporal patterns in coral reef, seagrass and mangrove communities from Chengue bay CARICOMP site (Colombia): 1993-2008. *Rev. Biol. Trop.*, 58: 45-62.
- Ruiz-Roldán, J. J., J. F. Blanco-Libreros y S. R. López-Rodríguez. 2023. Mapeo de manglares utilizando cómputo en la nube y un índice espectral específico para apoyar acciones de manejo: un caso del Caribe colombiano semiárido. *Ecosistemas* 32: 2599. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2599>
- Sandén, T., H. Spiegel, H. Wenng, M. Schwarz and J. M. Sarneel. 2020. Learning science during teatime: using citizen science approach to collect data on litter decomposition in Sweden and Austria. *Sustainability*, 12: 7745. <https://doi.org/10.3390/su12187745>
- Sandén, T., A. Wawra, H. Berthold, J. Miloczki, A. Schweinzer, B. Gschmeidler, H. Spiegel, M. Debeljak and A. Trajanov. 2021. TeaTime4Schools: Using data mining techniques to model litter decomposition in Austrian urban school soils. *Front. Ecol. Evol.*, 9: 703794. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.703794>
- Sapp, M., N. Tyborski, A. Linstädter, A. López-Sánchez, T. Mansfeldt, G. Waldhoff, G. Bareth, M. Bonkowski and L.E. Rose. 2019. Site-specific distribution of oak rhizosphere-associated oomycetes revealed by Cytochrome C Oxidase subunit II metabarcoding. *Ecol. Evol.*, 9: 10567–10581. <https://doi.org/10.1002/ece3.5577>
- Sarneel, J., M. Hefting, T. Sandén and J. Keuskamp. 2024. Global TBI data of woven bags, incubated 45-135 days under ambient conditions [Data set]. En: Reading tea leaves worldwide: decoupled drivers of initial litter decomposition mass-loss rate and stabilization. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10514225>
- Sierra-Rozo, O., J. E. Mancera-Pineda y A. Santos-Martínez. 2009. Velocidad de descomposición de la hojarasca en diferentes substratos de manglar durante la época de lluvias en San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Bol. Inst. Mar. Cost.* 38: 59-84.
- Simpson, L. T., S. K. Chapman, L. M. Simpson and J. A. Cherry. 2023. Do global change variables alter mangrove decomposition? A systematic review. *Global Ecol. Biogeogr.*, 32: 1874–1892. <https://doi.org/10.1111/geb.13743>
- Stagg, C. L., M. M. Baustian, C. L. Perry, T. J. B. Carruthers and C. T. Hall. 2017. Direct and indirect controls on organic matter decomposition in four coastal wetland communities along a landscape salinity gradient. *J. Ecol.*, 106: 655–670. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12901>
- TeaComposition Initiative. (2024). Global Litter Decomposition Study. <https://www.teacomposition.org/explore-data/>. 20/04/2024.

- Teatime4Science. (2024). Tea Bag Index. www.teatime4science.org. 20/04/2024.
- Trevathan-Tackett, S.M. S. Kepfer-Rojas, A.H. Engelen, P.H. York, A. Ola, J. Li, J.J. Kelleway, K.I. Jinks, E.L. Jackson, M.F. Adame, E. Pendall, C.E. Lovelock, R.M. Connolly, A. Watson, I. Visby, A. Trethowan, B. Taylor, T. N.B. Roberts, J. Petch, L. Farrington, I. Djukic and P.I. Macreadie. 2021. Ecosystem type drives tea litter decomposition and associated prokaryotic microbiome communities in freshwater and coastal wetlands at a continental scale. *Sci. Total Environ.*, 782: 146819. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146819>
- Twilley, R. R., M. Pozo, V. H. García, V. H. Rivera-Monroy, R. Zambrano and A. Boderó. 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas River estuary Ecuador. *Oecologia*, 111: 109–122.
- Vinh, T. V., M. Allenbach, K. T. V. Linh and C. Marchand. 2020. Changes in leaf litter quality during its decomposition in a tropical planted mangrove forest (can Gio, Vietnam). *Front. Environ. Sci.*, 8: 1–15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00010>
- Wang, B., H. Blondeel, L. Baeten, I. Djukic, E. De Lombaerde and K. Verheyen, 2019. Direct and understorey-mediated indirect effects of human-induced environmental changes on litter decomposition in temperate forests. *Soil Biol. Biochem.* 138: 107579. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107579>
- Zuur, A. F., E. N. Ieno and C. S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.*, 1: 3-14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>



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

ARTÍCULO / ARTICLE

Abundancia y composición de residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano

Marine debris abundance and composition on the beaches of Buenaventura Bay, Colombian Pacific

Nathalia Sánchez-Giraldo¹

0000-0001-6330-6056
nasanchezgi@unal.edu.co

Andrés Molina¹

0000-0003-1954-4393
aemolinas@unal.edu.co

Guillermo Duque² *

0000-0002-2468-529X
gduquen@unal.edu.co

1. Grupo de Investigación en Ecología y Contaminación Acuática. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero, vía Candelaria, Palmira, Colombia.
2. Facultad de Ingeniería y Administración. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero, vía Candelaria, Palmira, Colombia.

* Autor de correspondencia / Corresponding Author

Recibido / Received: 27/06/2024

Aceptado / Accepted: 24/10/2024

Citación / Citation: Sánchez, N.; Molina, A.; Duque, G. 2025. Abundancia y composición de residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 113-132

RESUMEN

La contaminación por residuos marinos (RM) ha ido en aumento, afectando los ecosistemas costeros. Este estudio tuvo como objetivo analizar la influencia de la variabilidad ambiental espacial y estacional sobre la densidad, la masa y la composición de los RM, así como evaluar el estado de contaminación en playas de la bahía de Buenaventura en el Pacífico colombiano. Las muestras se colectaron en la zona intermareal de las playas Comba, La Bocana y Pianguita en épocas secas, de transición y lluviosas, usando cuadrantes ubicados aleatoriamente en transectos establecidos. Los RM fueron clasificados con base en los materiales más comunes, y los plásticos se agruparon por polímeros, siendo el poliestireno expandido el de mayor predominancia. La densidad promedio fue de 17.46 ± 25.5 ítems m^{-2} con los artículos de plástico como los más comunes (96.6 %). Se encontraron diferencias significativas espaciales y temporales, donde la playa La Bocana reportó la mayor contaminación en la época seca (78.84 ± 31.2 ítems m^{-2}). Mediante modelos aditivos generalizados, se observaron correlaciones entre la precipitación, la salinidad, el total de residuos y dos tipos de polímeros. La aplicación de los índices de costa limpia y abundancia de plástico clasificó a las tres playas estudiadas en un estado de limpieza inaceptable. Por lo tanto, estas playas pueden ser vulnerables a un aumento en RM a causa del crecimiento poblacional, el manejo inadecuado de los residuos y la carencia de educación ambiental.

Palabras claves: macrolásticos, índice de costa limpia, análisis de densidad, contaminación marina.

ABSTRACT

Pollution by marine debris (MD) has been increasing, affecting coastal ecosystems. This study aimed to analyze the influence of spatial and seasonal environmental variability on the density, mass, and composition of MD, as well as to assess the pollution status of beaches in the Buenaventura Bay in the Colombian Pacific. Samples were collected in the intertidal zone of the Comba, La Bocana, and Pianguita beaches during dry, transition, and rainy seasons, using quadrants randomly located on established transects. The MD were classified based on the most common materials, and plastics were grouped by polymer types, with expanded polystyrene being the most predominant. The average density was 17.46 ± 25.5 items m^{-2} , with plastic items being the most common (96.6 %). Significant spatial and temporal differences were found, with La Bocana beach reporting the highest pollution during the dry season (78.84 ± 31.2 items m^{-2}). Using generalized additive models, correlations were observed between precipitation, salinity, total residues, and two polymer types. The application of the clean coast and plastic abundance indices classified all three studied beaches as having unacceptable cleanliness levels. Therefore, these beaches may be vulnerable to an increase in MD due to population growth, inadequate waste management, and the lack of environmental education.

Keywords: macroplastics, clean coast index, density analysis, marine pollution.

INTRODUCCIÓN

El problema de los residuos marinos (RM) es una de las principales problemáticas ambientales en el siglo XXI (PNUMA, 2011). Se considera RM todo material sólido persistente, manufacturado o procesado, que es descartado, dispuesto o abandonado en el medio ambiente marino y costero (PNUMA, 2009). Los plásticos constituyen aproximadamente de 60 a 80 % de los RM en todo el mundo (Derraik, 2002). Se estima que cada año, los océanos reciben alrededor ocho millones de toneladas métricas de residuos plásticos de diversas formas y a través múltiples actividades (Jambeck *et al.*, 2015). Debido a los impactos negativos que generan estas descargas y el incremento de 620 % en la producción de plástico entre 1975 y 2012 (Jambeck *et al.*, 2015), la contaminación marina por plásticos se ha convertido en un problema de preocupación global.

La producción mundial de materias primas utilizadas para la fabricación de plásticos está en constante crecimiento, con un aumento de 3.8 % en 2021, alcanzando un total de 390.7 millones de toneladas anuales (Plastics Europe, 2022). Esta tendencia es inquietante, ya que, si continúa, se estima que para 2050 se alcancen los 2000 millones de toneladas (UNEP, 2016). Por otro lado, se estima que en Colombia el uso de plástico es de 24 kg per cápita por año, lo que implica un volumen anual de consumo de 1 250 000 toneladas, de los cuales los plásticos de un solo uso corresponden aproximadamente a 56 % (Greenpeace, 2018). Infortunadamente, la gestión de los residuos sólidos en las poblaciones costeras del país es inadecuada, siendo alrededor de 65 % depositados en botaderos abiertos o en cuerpos de agua naturales, como ríos, que transportan estos residuos al mar (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2017), lo que produce el deterioro en los ecosistemas y el paisaje escénico de las áreas marino-costeras. Si bien la presencia de RM en playas del país ha sido documentada en áreas específicas de la región Caribe (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018, 2020; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019), existe una escasa información sobre esta temática en la costa pacífica.

A su vez, la bahía de Buenaventura es un entorno complejo, biológicamente abundante y dinámico (Day *et al.*, 2013), afectado por factores como la precipitación, las mareas y las descargas fluviales debido a la variabilidad hidrológica. Estos elementos están influenciados por la desembocadura de los ríos Dagua y Anchicaya, siendo las descargas de arena de los

INTRODUCTION

Marine debris (MD) is one of the main environmental issues of the 21st century (PNUMA, 2011). MD denotes any persistent solid material, be it manufactured or processed, that is discarded, disposed of, or abandoned in the marine and coastal environment (PNUMA, 2009). Plastics constitute approximately 60 to 80 % of MD worldwide (Derraik, 2002). It is estimated that oceans receive around 8 million metric tons of plastic residues in different forms and as a result of multiple activities (Jambeck *et al.*, 2015). Due to the negative impacts of these discharges and a 620 % increase in the production of plastic from 1975 to 2012 (Jambeck *et al.*, 2015), marine pollution by plastic has become a global concern.

The global production of raw materials used in plastic manufacture is constantly growing, with a 3.8 % increase in 2021, reaching a total 390.7 million tons on an annual basis (Plastics Europe, 2022). This trend is disconcerting since, if it continues, it is estimated that 2000 million tons will be reached by 2050 (UNEP, 2016). On the other hand, it is estimated that, in Colombia, the yearly use of plastic is about 24 kg *per capita*, implying an annual consumption volume of 1 250 000 tons, where single-use plastics correspond to 56 % (Greenpeace, 2018). Unfortunately, solid waste management in the country's coastal populations is inadequate, with about 65 % of the residues disposed of in open dumps or in natural bodies of water such as rivers, which transport these residues into the sea (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2017). This deteriorates the ecosystems and scenic landscape of marine-coastal areas. Although the presence of MD on the beaches of the country has been documented in specific areas of the Caribbean Region (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018, 2020; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019), there is little information on this issue for the Pacific Coast.

Meanwhile, Buenaventura Bay is a complex, biologically abundant, and dynamic environment (Day *et al.*, 2013) that is affected by factors such as precipitation, tides, and fluvial discharges, in light of its hydroclimatic variability. These elements are influenced by the Dagua and Anchicaya River mouths, with the discharge of river sand and sediments from coastal erosion being responsible for the formation of sandy beaches in Buenaventura Bay (Cantera y

rios y los sedimentos de la erosión costera los responsables de la formación de playas arenosas en la bahía de Buenaventura (Cantera y Blanco, 2001). Las playas objeto de estudio en esta investigación, desempeñan un papel crucial en la protección costera y las oportunidades de recreación. Además, sirven como fuentes de alimentos, materiales y servicios ecosistémicos valiosos para el bienestar humano (Schuhmann y Mahon, 2015).

Históricamente, estos ecosistemas han sido fundamentales para el sector turismo de la región, generando ingresos significativos que representan 10.2 % de los ingresos del municipio de Buenaventura (MinTrabajo y PNUD, 2013), y atrayendo a un número considerable de turistas, con 27 1720 visitantes en 2019 (Cámara de Comercio de Buenaventura, 2020). Sin embargo, la intensa actividad antropogénica en esta área (Mendoza-González *et al.*, 2012) facilita la liberación de plásticos en el medio marino-costero a través de diversas vías, incluyendo el transporte fluvial y atmosférico, la disposición de residuos directamente en las playas y el mar y las actividades pesqueras (Derraik, 2002).

La pesca representa una importante fuente de residuos marinos que flotan en las zonas costeras y son arrastrados a las playas, lo que destaca la influencia de la proximidad a los caladeros en la cantidad de residuos depositados en estas áreas (Unger y Harrison, 2016). A nivel mundial, se estima que 5.7 % de las redes de pesca, 8.6 % de las trampas y 29 % de los sedales se pierden o se abandonan anualmente en el medio marino (Richardson *et al.*, 2021; Ocean Conservancy, 2022). En un embarcadero costero al sur de Brasil, los resultados sugieren que las actividades de pesca recreativa y artesanal locales son responsables de la mayor parte de los residuos marinos en la parte interna submarina del área de estudio, representando 98 % del total de RM muestreados (Farias *et al.*, 2018).

En la bahía de Buenaventura se ha registrado la presencia de 359.6 ± 88.0 partículas/kg de microplásticos en sedimentos (Vásquez *et al.*, 2021) y de $521\,275 \pm 103\,671.2$ partículas de microplásticos/km² en la superficie del agua en 2019 (Vidal *et al.*, 2021). Estos microplásticos pueden ser un indicador de la contaminación por RM, ya que resultan de la fragmentación de objetos plásticos más grandes (Lehtiniemi *et al.*, 2018) y representan un problema ambiental significativo, debido a que organismos de diferentes niveles tróficos pueden ingerirlos (Taufert-Villarraga *et al.*, 2020), lo que afecta el ecosistema y, en última instancia, la economía local.

Blanco, 2001). The beaches studied in this research play a crucial role in coastal protection and recreation opportunities. In addition, they serve as sources of food, materials, and ecosystem services that are valuable for human well-being (Schuhmann and Mahon, 2015).

Historically, these ecosystems have been fundamental to the region's tourism sector, generating significant revenue, which represents 10.2 % of the income for the municipality of Buenaventura (MinTrabajo and PNUD, 2013), as well as attracting a considerable number of tourists, with 271 720 visitors in 2019 (Cámara de Comercio de Buenaventura, 2020). However, the intense anthropogenic activity in this area (Mendoza-González *et al.*, 2012) facilitates the release of plastics into the marine-coastal environment by different means, including fluvial and atmospheric transport, the direct disposal of waste on the beaches and at sea, and fishing activities (Derraik, 2002).

Fishing constitutes a significant source of MD, which floats in coastal areas and is dragged onto the beaches, highlighting the influence of these areas' proximity to fisheries on the amount of residues deposited (Unger and Harrison, 2016). At a global level, it is estimated that 5.7 % of fishing nets, 8.6 % of traps, and 29 % of fishing lines are lost or abandoned in the marine environment (Richardson *et al.*, 2021; Ocean Conservancy, 2022). At a coastal dock in southern Brazil, the results suggest that local recreational and artisanal fishing is responsible for most of the MD in the inner submarine part of the study area, amounting to 98 % of the total MD sampled (Farias *et al.*, 2018).

In Buenaventura Bay, the presence of 359.6 ± 88.0 microplastic particles/kg of sediments (Vásquez *et al.*, 2021) and of $521\,275 \pm 103\,671.2$ microplastic particles/km² on the surface of the water was recorded in 2019 (Vidal *et al.*, 2021). These microplastics may be indicative of MD pollution, as they result from the fragmentation of larger plastic objects (Lehtiniemi *et al.*, 2018) and represent a significant environmental issue, since they can be ingested by organisms at different trophic levels (Taufert-Villarraga *et al.*, 2020), affecting the ecosystem and, ultimately, the local economy.

La presencia de RM en las playas representa una disminución del valor escénico, que afecta negativamente a la industria del turismo y conlleva riesgos para los usuarios de la playa (Santos Rodrigues *et al.*, 2005; Elías, 2015). Se ha informado que la limpieza es un atributo importante para los usuarios a la hora de elegir playas, lo que significa que la presencia de RM resulta en pérdidas económicas sustanciales de cientos de millones de dólares estadounidenses al año (Ballance *et al.*, 2000; Jang *et al.*, 2014). En respuesta a esto, la implementación del Índice de Costa Limpia (CCI) y el Índice de Abundancia de Plástico (PAI) se han convertido en una herramienta valiosa para evaluar objetivamente el estado de contaminación de los ecosistemas de playa (Alkalay *et al.*, 2007), no solo a nivel nacional, sino también internacional, lo que permite la comparación más efectiva de los resultados entre diferentes costas (Marin *et al.*, 2019; Jeyasanta *et al.*, 2020; Rangel-Buitrago *et al.*, 2021).

En este contexto, la bahía de Buenaventura es una región particularmente vulnerable a este tipo de contaminación por su constante interacción con actividades antropogénicas como el turismo, la pesca, tráfico portuario, entre otros impactos. Estas actividades pueden afectar las comunidades bentónicas (Martínez *et al.*, 2019), macroinvertebrados (Duque *et al.*, 2021) y peces de la bahía (Gamboa-García *et al.*, 2018; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020). En este contexto, el objetivo de esta investigación fue analizar la dinámica espacial y estacional de la acumulación y composición de los residuos marinos y evaluar el estado de contaminación en playas de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano.

ÁREA DE ESTUDIO

La presente investigación se realizó en tres playas de la bahía de Buenaventura: Comba, La Bocana y Pianguita (Figura 1). La bahía se encuentra ubicada dentro de la Zona de Convergencia Intertropical ($3^{\circ} 44' - 56' \text{ N}$ y $77^{\circ} 01' - 20' \text{ W}$), su ancho varía entre 3.4 km en la entrada del mar y 5.5 km en la parte interna (Otero Díaz, 2005). Las épocas hidro climáticas en Buenaventura se pueden clasificar como bimodales, con mayores precipitaciones de septiembre a octubre, una época de transición de junio a julio y menores entre febrero y marzo (Cantera y Blanco, 2001; Guzmán *et al.*, 2014).

En cuanto a las playas, Comba es pequeña, desarrollada entre salientes rocosas; no presenta asentamientos humanos, ni

The presence of MD on beaches represents a decrease in scenic value, which negatively affects the tourism industry and implies risks for beach users (Santos Rodrigues *et al.*, 2005; Elías, 2015). It has been reported that cleanliness is an important attribute for users when choosing beaches, meaning that the presence of MD results in substantial economic losses amounting to hundreds of millions of US dollars every year (Ballance *et al.*, 2000; Jang *et al.*, 2014). In response to this, the implementation of the clean coast index (CCI) and the plastic abundance index (PAI) has become a valuable tool to objectively assess the pollution state of beach ecosystems (Alkalay *et al.*, 2007), not only at the national level, but also internationally, which enables a more effective comparison of the results for different coasts (Marin *et al.*, 2019; Jeyasanta *et al.*, 2020; Rangel-Buitrago *et al.*, 2021).

In this context, Buenaventura Bay is a particularly vulnerable region to this type of pollution, given its constant interaction with anthropogenic activities such as tourism, fishing, port traffic, among other impacts. These activities may affect the bay's benthic communities (Martínez *et al.*, 2019), macroinvertebrates (Duque *et al.*, 2019), and fish (Gamboa-García *et al.*, 2018; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020). In this vein, the objective of this research was to analyze the spatial and seasonal dynamics of the accumulation and composition of marine debris, as well as to assess the pollution states of the beaches in Buenaventura Bay in the Colombian Pacific.

STUDY AREA

This research was carried out on three beaches of Buenaventura Bay: Comba, La Bocana, and Pianguita (Figure 1). The bay is located within the Intertropical Convergence Zone ($3^{\circ} 44' - 56' \text{ N}$ and $77^{\circ} 01' - 20' \text{ W}$), and its width varies between 3.4 km at the sea entrance and 5.5 km in the inner part (Otero Díaz, 2005). The hydroclimatic periods of Buenaventura can be classified as *bimodal*, exhibiting higher precipitations between September and October, a transition period between June and July, and periods of lower precipitation between February and March (Cantera and Blanco, 2001; Guzmán *et al.*, 2014).

As for the beaches, Comba is small, formed between rocky outcrops. It does not feature human settlements or beach cleaning. La Bocana and Pianguita are sandy beaches located in the township of Bazán. La Bocana has a population of 3258 inhabitants dedicated to socioeconomic activity mainly related to

limpieza de la playa. La Bocana y Pianguita son playas arenosas ubicadas en el corregimiento de Bazán. La Bocana cuenta con una población de 3258 habitantes, los cuales desarrollan actividades socioeconómicas enfocadas principalmente al turismo, seguida por la pesca para comercialización local y elaboración de artesanías por pequeños grupos de artesanos (Escobar, 2009). En cambio, Pianguita con 1187 habitantes, es una comunidad pequeña en donde el turismo es la actividad económica más importante, pues cuenta con áreas de hospedaje, alimentación y transporte para los visitantes (Narváez *et al.*, 2006).

tourism, followed by fishing for local commercialization and the elaboration of crafts by small groups of artisans (Escobar, 2009). On the other hand, Pianguita, with 1187 inhabitants, is a small community whose most relevant economic activity is tourism, as it features lodging, dining, and transport areas for visitors (Narváez *et al.*, 2006).

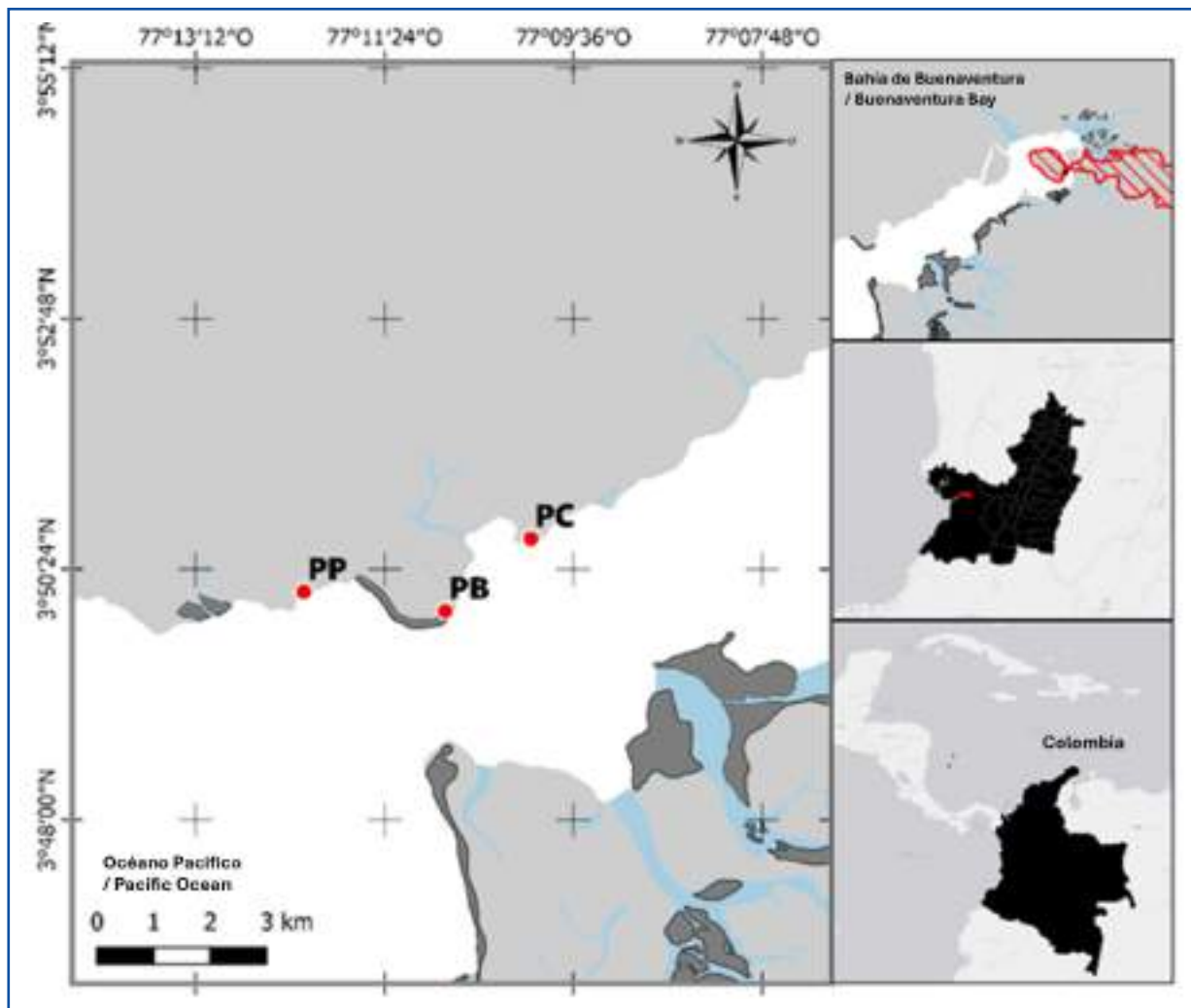


Figura 1. Ubicación del área de estudio. PP: Playa Pianguita, PB: Playa La Bocana, PC: Playa Comba.

Figure 1. Location of the study area. PP: Pianguita Beach, PB: La Bocana Beach, PC: Comba Beach.

MATERIALES Y MÉTODOS

Fase de campo

Para mantener estimación confiable de los RM, se colectaron muestras de RM en las tres playas en marea baja, en las épocas seca (marzo), de transición (julio) y de lluvia (octubre) de 2019, para representar la variabilidad hidro climática (precipitación promedio marzo 327 mm, julio 486 mm y octubre 528 mm) (Molina *et al.*, 2023). Se usaron transectos de 100 m de largo y 10 m de ancho (1000 m²), ubicados sobre la línea de marea alta, en zonas de las playas donde no se realiza limpieza por parte de la comunidad. Las muestras se tomaron en tres cuadrantes de 0.63 m², ubicados aleatoriamente dentro de los transectos. Dentro de cada cuadrante se recogieron todos los RM (incluyendo residuos peligrosos) con un tamaño > 5 mm, usando pinzas o manualmente dependiendo del tamaño y características del residuo. Todos los residuos colectados en cada cuadrante fueron guardados en bolsas etiquetadas para su transporte a laboratorio. Las muestras se recolectaron haciendo una adaptación de la metodología propuesta por Jeyasanta *et al.* (2020). Adicionalmente, se midió la salinidad en el agua superficial por triplicado frente a cada cuadrante, usando una sonda multiparamétrica YSI 556 MPS.

Fase de laboratorio

Los RM recolectados se enjuagaron con agua limpia para eliminar la suciedad y la arena y se secaron a temperatura ambiente por 24 h, para evitar alteraciones en el peso de los residuos (Adnan *et al.*, 2015). Posteriormente, cada ítem de 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 los RM en las playas del área marina (Ospar, 2010; Lippiatt *et al.*, 2013).

Los RM que fueron determinados como plástico-poliestireno se clasificaron a su vez por tipo de plástico; para ello como primer paso se revisó el código de identificación presente (ASTM, 2013) (Figura S1a – material suplementario). Cuando no fue posible hacer la identificación mediante el código, debido a que en ocasiones no estaba presente o no era claramente visible, se hizo una identificación mediante pruebas de densidad, según la metodología propuesta por Barnett *et al.* (2021), la cual se basa en las diferencias de densidad de distintas soluciones y de los materiales de los residuos plásticos para su identificación (Tabla 1) (Figura S1b).

MATERIALS AND METHODS

Field phase

To maintain a reliable estimation, MD samples were collected from the three beaches during low tide in the dry (March), transition (July), and rainy (October) periods of 2019, in order to represent hydroclimatic variability (average precipitation: 327 mm for March, 486 mm for July, and 528 for October) (Molina *et al.*, 2023). 100 m long, 10 m wide transects were used (1000 m²), which were located along the high tide line in zones of the beaches where no cleaning is carried out by the community. The samples were taken in three 0.63 m² quadrants randomly located within the transects. In each quadrant, all the MD was collected (including dangerous waste), with a size > 5 mm, using tweezers or manually, depending on the size and characteristics of the debris. All the residues collected from each quadrant were stored in labeled bags for later transport to the laboratory. The samples were collected while following an adaptation of the methodology proposed by Jeyasanta *et al.* (2020). In addition, surface water salinity was measured in triplicate in front of each quadrant by means of a YSI 556 MPS multiparametric probe.

Laboratory phase

The collected MR were rinsed with clean water to remove dirt and sand, and it was dried at room temperature for 24 h to avoid alterations in the weight of the waste (Adnan *et al.*, 2015). Afterwards, each MD item was counted, weighted with an analytical balance (0.0001 g precision), and classified based on the categories of the guide for monitoring MD in beaches of the marine area (Ospar, 2010; Lippiatt *et al.*, 2013).

The MD deemed to be plastic-polystyrene was in turn classified by plastic type. To this effect, the identification code was checked (ASTM, 2013) (Figure S1a – supplementary material). In case the identification was not possible by using the code, which was sometimes absent or not clearly visible, density testing was conducted, according to the methodology proposed by Barnett *et al.* (2021), which relies on the density differences between the solutions and materials in plastic waste for its identification (Table 1) (Figure S1b).

Tabla 1. Densidad de las soluciones y los materiales usados para las pruebas de densidad. Tereftalato de polietileno (PET), polietileno de alta densidad (HDPE), policloruro de vinilo (PVC), polietileno de baja densidad (LDPE), polipropileno (PP), poliestireno expandido (EPS), poliestireno rígido (PS). (Fuente: Scott, 1946; Barnett *et al.*, 2021).

Solución / Solution	Composición de la solución / Solution composition	Densidad solución (g ml ⁻¹) / Solution density (g ml ⁻¹)	Material	Densidad material (g ml ⁻¹) / Material density (g ml ⁻¹)
Agua destilada / Distilled water	100 % H ₂ O	0.999	PET	1.34-1.39
			PVC	1.16-1.35
			PS	1.04-1.07
Solución EtOH/H ₂ O alta densidad / High-density EtOH/H ₂ O solution	39 % EtOH	0.93	HDPE	0.941-0.965
Solución EtOH/H ₂ O baja densidad / Low-density EtOH/H ₂ O solution	61.5 % EtOH	0.91	LDPE	0.910-0.925
			PP	0.89-0.91
Etanol 96 % / Ethanol 96 %	96 % EtOH	0.79	EPS	0.015-0.050

Table 1. Density of the solutions and materials used for density testing. Polyethylene terephthalate (PET), high-density polyethylene (HDPE), polyvinyl chloride (PVC), low-density polyethylene (LDPE), polypropylene (PP), expanded polystyrene (EPS), rigid polystyrene (PS). (Source: Scott, 1946; Barnett *et al.*, 2021).

El procedimiento consistió en añadir, en vasos precipitados, 50 ml de cada una de las cuatro soluciones de etanol y agua, manteniéndolas a una temperatura constante de 25 °C para evitar cambios en la densidad. Posteriormente se agregó un fragmento (de al menos 5 mm) de las muestras a evaluar en cada solución, partiendo de la de mayor densidad a la de menor (**Figura S1b**) y se dejó reposar durante un minuto. Se aseguró que no hubiera burbujas de aire en las soluciones, debido que estas disminuyen la densidad de la solución, lo cual altera la flotabilidad, dando un resultado erróneo. Pasado un minuto se observó si el fragmento seguía flotando o no y se clasificó en un posible material principal. Este proceso se repitió tres veces por cada muestra, para garantizar la confiabilidad de los datos obtenidos (Scott, 1946; Barnett *et al.*, 2021). Los fragmentos que se hundieron en agua destilada fueron clasificados como posiblemente PET o PVC; los que se hundieron en la solución de 39 % EtOH se clasificaron posiblemente como HDPE; los que se hundieron en la solución de 61.5 % EtOH se clasificaron posiblemente como LDPE y los que se hundieron en la solución 96 % EtOH se clasificaron como PP; los que flotaron en todas las soluciones como posiblemente EPS (**Figura S1b**).

Análisis estadístico

Se realizó Permanova teniendo en cuenta el tipo de residuos para encontrar diferencias significativas entre sitios, épocas y la interacción entre estos factores con un $p < 0.05$ como diferencia significativa. Adicionalmente, se usaron pruebas Pair Wise test para determinar los grupos que presentaban diferencias. Por medio

The procedure consisted of adding, in beakers, 50 ml of each of the four ethanol and water solutions, maintaining them at a constant temperature of 25 °C in order to avoid changes in density. Afterwards, a fragment (of at least 5 mm) of the samples to be evaluated was added to each solution, starting from the highest-density sample to the lowest-density one (**Figure S1b**), and it was left to settle for one minute. We made sure that there were no air bubbles in the solutions, as they decrease their density, affecting floatability and yielding erroneous results. After one minute, we verified whether or not the fragment was still floating and classified it as a possible main material. This process was repeated thrice for each sample, in order to ensure the reliability of the data obtained (Scott, 1946; Barnett *et al.*, 2021). The fragments that sunk in the distilled water were classified as likely PET or PVC; the ones that sunk in the 39 % EtOH solution were classified as likely HDPE; the ones that sunk in the 61.5 % EtOH solution were classified as likely LDPE; those that sunk in the 96 % EtOH solution were classified as PP; and those that floated in all solutions were likely EPS (**Figure S1b**).

Statistical analysis

A Permanova was carried out while considering the type of residue in order to find significant differences between sites, periods, and in the interaction between these factors, with $p < 0.05$ as a significant difference. In addition, pairwise testing was employed to determine which groups exhibited differences. Through a similarity percentage analysis (Simper), we sought to identify which type

de un análisis de porcentaje de similitud (Simper) se buscó que tipo de residuo aportó más en las diferencias presentadas. Los análisis se hicieron con datos sin transformar, usando el software Primer 7. Además, para evaluar la influencia de las variables ambientales precipitación (mm) y salinidad sobre el total de RM en las playas estudiadas se construyeron Modelos Aditivos Generalizados univariados (GAM) usando el software RStudio. Los datos de precipitación fueron obtenidos de los registros de estaciones meteorológicas del Ideam cercanas al sitio de muestreo (<http://dhime.ideam.gov.co>) y de salinidad tomados *in situ* por triplicado frente a cada cuadrante con sonda multiparamétrica YSI 556 MPS.

Índice de costa limpia

Para la categorización de las diferentes playas estudiadas y poder realizar una comparación con otras áreas, se aplicó el Índice de Costa Limpia (CCI) propuesto por [Alkalay et al. \(2007\)](#), que se sugiere como una herramienta para la evaluación de la limpieza real de la costa (Ecuación 1). Este índice mide los RM como un indicador de limpieza de la playa, de una manera fácil, evitando sesgos por parte del evaluador.

Ecuación 1.

$$CCI = \frac{\sum \text{Items de residuos marinos}}{\text{Área total del transecto}} * k$$

Por razones estadísticas [Alkalay et al. \(2007\)](#) definieron $k = 20$ como constante.

Los resultados obtenidos con este índice facilitan la categorización de la playa y permiten entender la complejidad del área respecto a la contaminación por RM.

0 - 2: Muy limpio, no se ven RM

2 - 5: Limpio: no se ven RM en un área grande

5 - 10: Moderado: se pueden detectar algunas piezas de RM

10 - 20: Sucio: hay muchos RM en la orilla

20 +: Extremadamente sucio: la mayor parte de la playa está cubierta por RM

Índice de abundancia de plástico

Además, para las tres playas estudiadas, se empleó el Índice de Abundancia de Plástico (PAI), desarrollado por [Rangel-Buitrago et al. \(2021\)](#), que determina la presencia de ese material en una

of residue contributed the most to the observed differences. The analyses were conducted with raw data, using the Primer 7 software. In addition, to evaluate the influence of environmental variables such as precipitation (mm) and salinity on the total MD on the studied beaches, univariate generalized additive models (GAMs) were built using the RStudio software. Precipitation data were obtained from the records of Ideam meteorological stations near the sampling site (<https://dhime.ideam.gov.co>), and salinity data were collected *in situ* in triplicate in front of each quadrant, using a YSI 556 MPS multiparametric probe.

Clean coast index

In order to categorize the different beaches studied and be able to make comparisons with other areas, the CCI proposed by [Alkalay et al. \(2007\)](#) was applied. This index is suggested as a tool for assessing the actual cleanliness of a coast (Equation 1), and it measures MD as a beach cleanliness indicator in an easy way, avoiding bias by the evaluator.

Equation 1

$$CCI = \frac{\sum \text{marine debris items}}{\text{Total transect area}} * k$$

For statistical reasons, [Alkalay et al. \(2007\)](#) defined $k = 20$ as a constant.

The results obtained for this index facilitate the categorization of the beach and allow understanding the complexity of the area with regard to MD pollution.

0 - 2: Very clean: no MD visible

2 - 5: Clean: no MD visible in a large area

5 - 10: Moderate: some MD pieces detected

10 - 20: Dirty: a large amount of MD on the shore

20 +: Extremely dirty: most of the beach is covered with MD

Plastic abundance index

In addition, for the three beaches studied, the PAI was employed. This index was developed by [Rangel-Buitrago et al. \(2021\)](#) and determines the presence of plastic on a beach by calculating the relationship between the amount of plastic and the total amount of waste collected (Equation 2).

playa, calculando la relación existente entre la cantidad de plástico y la cantidad total de residuos recolectados (Ecuación 2).

Ecuación 2

$$PAI = \frac{\sum \text{Items de residuos plásticos recolectados}}{\log_{10} \sum \text{Total de items de residuos marinos}} \cdot 20$$

Donde PAI es el número de residuos plásticos por metro cuadrado, considerando la relación existente entre los plásticos y el $\log_{10}$ de todos los elementos recolectados a lo largo del área de muestreo. El PAI permite la categorización de la playa 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)

4.1 - 8: Abundancia alta (hay muchos plásticos en el área de muestreo)

> 8: Abundancia muy alta (la mayor parte del área de muestreo tiene plásticos)

Las tres playas muestreadas fueron evaluadas y clasificadas en la categoría correspondiente al Índice de Costa Limpia (CCI) e Índice de Abundancia de Plásticos (PAI). El CCI presenta a las tres playas en una clasificación de "Extremadamente sucias".

RESULTADOS

Se encontró RM a lo largo de la zona intermareal de las tres playas estudiadas, recolectando un total de 297 ítems, equivalentes a 586.17 g, agrupados en cuatro tipologías de compuesto: plástico/poliestireno, caucho, tela y otros. Así mismo, teniendo en cuenta todos los tipos de residuos, se encontraron diferencias significativas entre sitios de muestreo (p (PERM) = 0.0006) (Tabla 2), siendo La Bocana la playa con mayor densidad de RM (32.28 ± 38.69 ítems/m²), seguida por Pianguita (12.7 ± 14.26 ítems m⁻²) y finalmente Comba con menores valores (7.41 ± 5.72 ítems m⁻²) (Figura 2). La densidad de RM presentó diferencias significativas entre épocas hidro climáticas (p (PERM) = 0.0003), siendo mayor en la época seca (38.98 ± 38.28 ítems m⁻²), siguiendo la época de lluvia (12.06 ± 5.61 ítems m⁻²) menor en transición (4.94 ± 4.52 ítems m⁻²).

Equation 2

$$PAI = \frac{\sum \text{Marine debris items collected}}{\log_{10} \sum \text{Total marine debris items}} \cdot 20$$

where PAI is the number of plastic residues per square meter, considering the relationship between plastics and the $\log_{10}$ of all the elements collected across the sampling area. The PAI enables the categorization of a beach in terms of the presence of plastic, according to the following five classes:

0: Absence (no plastic present)

0.1 - 1: Low abundance (there are some plastics in the sampling area)

1.1 - 4: Moderate abundance (considerable amounts of plastics are visible)

4.1 - 8: High abundance (many plastics in the sampling area)

> 8: Very high abundance (most of the sampling area is covered with plastics)

The three sampled beaches were evaluated and classified into their corresponding CCI and PAI categories. The CCI indicates that the three beaches are 'extremely dirty'.

RESULTS

MD was found along the intertidal zone of the three studied beaches, collecting a total of 197 items, equivalent to 586.17 g, grouped in four compound typologies: plastic/polystyrene, rubber, fabric, and others. Likewise, considering all the residue types, significant differences between sampling sites were found (p (PERM) = 0.0006) (Tabla 2), with La Bocana being the beach with the highest MD density (32.28 ± 38.69 items m⁻²), followed by Pianguita (12.7 ± 14.26 items m⁻²) and Comba with lower values (7.41 ± 5.72 items m⁻²) (Figure 2). The MD density exhibited significant differences between hydroclimatic periods (p (PERM) = 0.0003); it was higher in dry periods (38.98 ± 38.28 items/m²), followed by the rainy period (12.06 ± 5.61 items m⁻²), and it was the lowest during the transition period (4.94 ± 4.52 items m⁻²).

Tabla 2. Densidad promedio de residuos marinos (ítems m⁻²), en función de las épocas y playas de muestreo. Los resultados de las pruebas *pos hoc* (permanova pair-wise test), cuando se encontraron diferencias significativas, se representan con letras minúsculas (a, b y c). Las áreas con letras diferentes son significativamente diferentes (p (PERM) < 0.05). Abreviaturas: PET, tereftalato de polietileno; HDPE, polietileno de alta densidad; LDPE, polietileno de baja densidad; PP, polipropileno; EPS, poliestireno expandido.

	Época / Period	Total	PET	HDPE	LDPE	PP	EPS	Otros plásticos / Other plastics	Otros residuos / Other residues
Época / Period	Seca / Dry	35.98 ± 38.2 a	0.35 ± 0.2	1.23 ± 1.2	1.23 ± 1.3	5.29 ± 3.2 a	25.04 ± 32.5 a	2.12 ± 2.8	0.53 ± 0.8
	Transición / Transition	4.94 ± 4.5 c	0.71 ± 0.8	0.53 ± 0	0.18 ± 0.3	1.23 ± 1.7 b	1.94 ± 1.5 c	0.35 ± 0.3	0
	Lluvia / Rainy	11.46 ± 5.6 b	0.71 ± 1.3	0.18 ± 0.3	0.88 ± 0.9	1.41 ± 0.5 b	5.11 ± 2.9 b	0.53 ± 0.9	1.41 ± 0
Playa / Beach	La Bocana	32.28 ± 38.7 a	0.88 ± 1.3	0.35 ± 0.3	1.23 ± 1.3	2.47 ± 2.4	22.93 ± 33.6 a	1.94 ± 2.9	0.53 ± 0.8
	Piangüita	12.70 ± 14.3 b	0.35 ± 0.3	1.06 ± 1.3	0.35 ± 0.6	4.41 ± 3.6	6.0 ± 4.4 b	0	0.53 ± 0.5
	Comba	7.41 ± 5.7 b	0.53 ± 0.9	0.53 ± 0	0.71 ± 0.8	1.06 ± 1	3.17 ± 0.5 b	1.06 ± 0.5	0.88 ± 0.6
La Bocana	Seca / Dry	78.84 ± 31.2 a	0.35 ± 0.9	0.18 ± 0.9	0.88 ± 0.9	1.76 ± 2.4	20.81 ± 24.4 a	1.76 ± 3.3	0.35 ± 0.6
	Transición / Transition	2.65 ± 0.9 c	0	0.18 ± 0.9	0	0.18 ± 0.9	0.35 ± 1.8 c	0.18 ± 0	0
	Lluvia / Rainy	15.34 ± 3.9 b	0.53 ± 0.9	0	0.35 ± 1.5	0.53 ± 0.9	1.76 ± 1.5 b	0	0.18 ± 0.9
Piangüita	Seca / Dry	22.22 ± 24	0	0.88 ± 3.3	0.35 ± 0.9	2.82 ± 8.1	3.17 ± 12.5	0	0.18 ± 0.9
	Transición / Transition	15.87 ± 2.4	0.18 ± 0.9	0.18 ± 0.9	0	1.06 ± 1.5	0.35 ± 1.8	0	0
	Lluvia / Rainy	31.75 ± 2.4	0.18 ± 0.9	0	0	0.53 ± 1.5	2.47 ± 3.9	0	0.35 ± 1.8
Comba	Seca / Dry	20.63 ± 0.9	0	0.18 ± 0.9	0	0.71 ± 0.9	1.06 ± 1.5	0.35 ± 0.9	0
	Transición / Transition	20.63 ± 7.8	0.53 ± 1.6	0.18 ± 0.9	0.18 ± 0.9	0	1.23 ± 6.4	0.18 ± 0.9	0
	Lluvia / Rainy	25.40 ± 8.1	0	0.18 ± 0.9	0.35 ± 1.5	0.35 ± 1.8	0.88 ± 4.5	0	0.53 ± 0.9
Total		17.46 ± 25.5	0.71 ± 1.1	0.65 ± 1.3	0.82 ± 1.1	2.7 ± 3.5	10.9 ± 20.4	1 ± 2.1	0.6 ± 1.2

Table 2. Average density of marine debris (items m⁻²) as a function of the sampled periods and beaches. The results of the post hoc tests (perm-ANOVA pairwise test), when significant differences are found, are denoted by lowercase letters (a, b, and c). Areas with different are significantly different (p (PERM) < 0.05). Acronyms: PET, polyethylene terephthalate; HDPE, high-density polyethylene; LDPE, low-density polyethylene; PP, polypropylene; EPS, expanded polystyrene.

La densidad total de RM fue de 17.46 ± 25.5 ítems m⁻², con un peso total promedio de 4.92 ± 16.94 g m⁻². No se encontraron diferencias significativas entre playas para el peso de los residuos marinos (Tabla S1). No obstante, Comba presentó el mayor peso de residuos (6.51 ± 25.09 g m⁻²), seguido por La Bocana (4.82 ± 10.31 g m⁻²) y finalmente Piangüita (3.42 ± 11.38 g m⁻²). Además, en la época de lluvias el peso de los residuos fue mayor (6.19 ± 22.92 g m⁻²), seguida por la época de transición (4.52 ± 16.02 g m⁻²) y por último la época seca que mostró el valor más bajo (4.04 ± 9.24 g m⁻²). La interacción entre los factores época

The total MD density was 17.46 ± 25.5 items m⁻², with an average total weight of 4.92 ± 16.94 g m⁻². No significant differences were found between beaches for the MD weight (Table S1). Nevertheless, Comba exhibited the largest residues weight (6.51 ± 25.099 g m⁻²), followed by La Bocana (4.82 ± 10.31 g m⁻²) and Piangüita (3.42 ± 11.38 g m⁻²). In addition, during the rainy period, the weight of the residues was higher (6.19 ± 22.92 g m⁻²), followed by the transition period (4.52 ± 16.02 g m⁻²) and the dry period with the lowest value (4.04 ± 9.24 g m⁻²). The interaction between the period and site factors exhibited significant differences

y sitio presentó diferencias significativas en el análisis multivariado (p (PERM) = 0.0001) (Tabla 2), siendo La Bocana en temporada seca la interacción con mayor densidad de residuos marinos ($78.84 \text{ ítems m}^{-2}$) y La Bocana en temporada de transición fue la de menores valores de densidad ($2.65 \text{ ítems m}^{-2}$).

En la Figura 2 se pudo analizar que el poliestireno expandido (EPS) fue el polímero que tuvo mayor contribución para que se presentaran diferencias entre las tres áreas de estudio (pruebas Simper): La Bocana (73.7 %), Pianguita (47.2 %), Comba (42.9 %) y entre las tres épocas, seca (69.6 %), lluvia (52.3 %) y transición (39.3 %).

in the multivariate analysis (p (PERM) = 0.0001) (Table 2), with La Bocana during the dry season reporting interaction with the highest MD density ($78.84 \text{ items m}^{-2}$). In addition, during the transition period, this beach showed the lowest density values ($2.65 \text{ items m}^{-2}$).

As shown in Figure 2, it could be determined that expanded polystyrene (EPS) was the polymer with the greatest contribution to the emergence of differences between the three areas of study (Simper tests): La Bocana (73.7 %), Pianguita (47.2 %), and Comba (42.9 %); and between the three periods: dry (69.6 %), rainy (52.3 %), and transition (39.3 %).

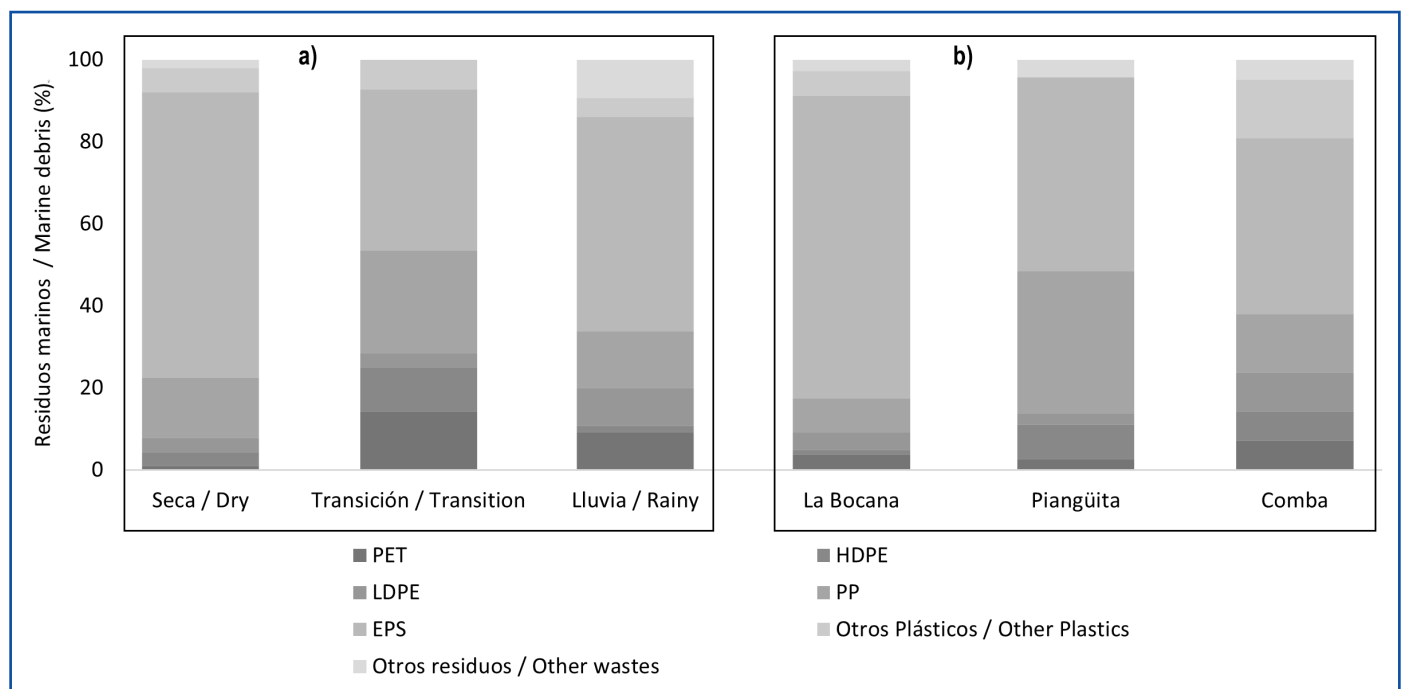


Figura 2. Variaciones en la composición de residuos marinos. **a)** Composición de residuos marinos en función de las épocas hidro climáticas; **b)** Composición de residuos marinos en función de las playas estudiadas.

Figure 2. Variations in the composition of marine debris. **a)** Composition of marine debris as a function of hydroclimatic epochs; **b)** composition of marine debris as a function of the studied beaches.

La precipitación presentó una correlación significativa no lineal con el total de RM, en la cual se visualiza un aumento en la acumulación al disminuir la precipitación ($< 3000 \text{ mm}$) (Tabla 3, Figura 3a). Así mismo, la precipitación presentó una correlación no lineal con el polipropileno, en la cual se registran las mayores cantidades de este material asociado a precipitaciones bajas ($< 3000 \text{ mm}$) (Tabla 3 y Figura 3b). Por su parte, la salinidad presentó una correlación no lineal con el polipropileno y el polietileno de alta densidad, pudiéndose observar las mayores concentraciones de estos materiales relacionados a salinidades mayores a 20 (Tabla 3, Figuras 3c y 3d).

Precipitation exhibited a significant nonlinear correlation with the total MD; an increase in accumulation was observed as the precipitation increased ($< 3000 \text{ mm}$) (Table 3, Figure 3a). Likewise, precipitation showed a nonlinear correlation with polypropylene, as the largest amounts of this material were seen to be associated with a low precipitation ($< 3000 \text{ mm}$) (Table 3 and Figure 3a). On the other hand, salinity exhibited a nonlinear relationship with polypropylene and high-density polyethylene; the highest concentrations of these materials were seen to be related to salinities above 20 (Table 3, Figures 3c and 3d).

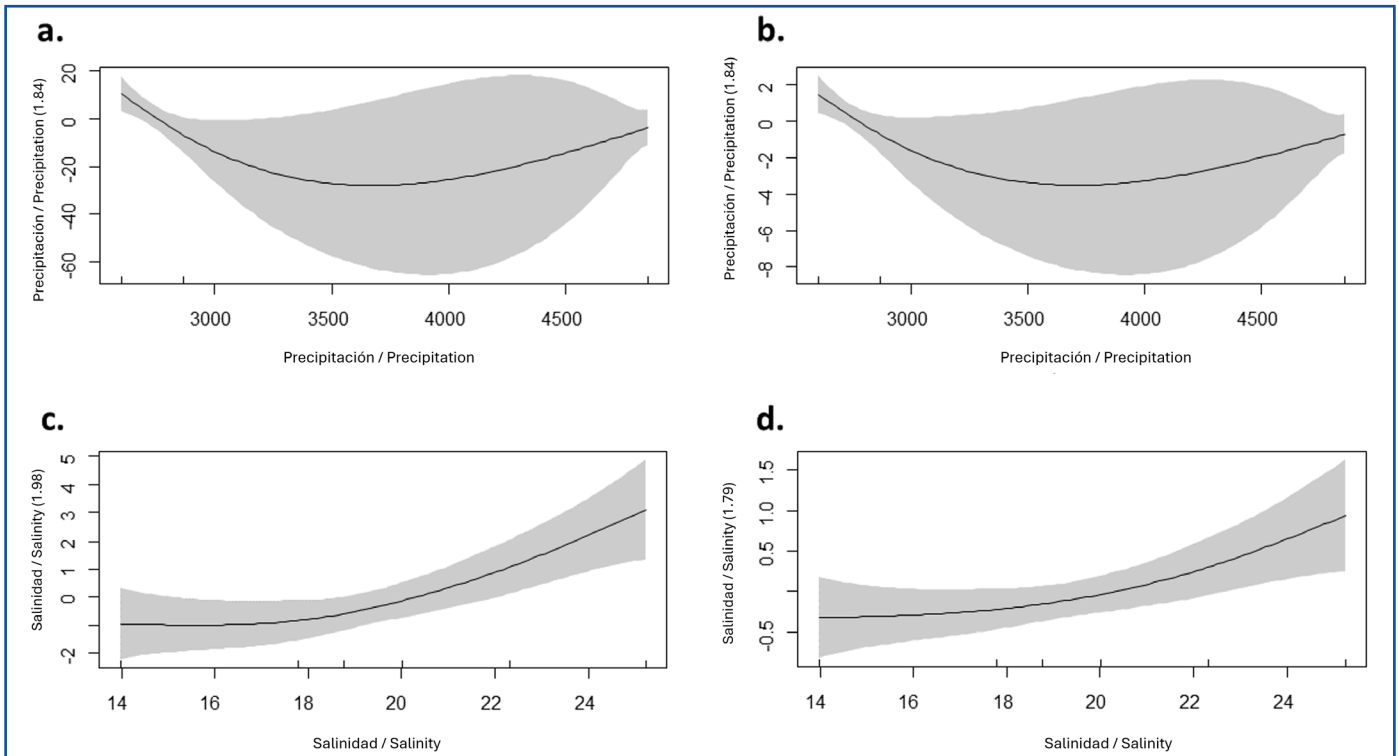


Figura 3. Modelos GAM univariados de las correlaciones entre el número de ítems de residuos y variables ambientales. **a)** Precipitación-Total de residuos marinos **b)** Precipitación polipropileno **c)** Salinidad-polipropileno **d)** Salinidad-polietileno de alta densidad. El eje Y muestra los residuos marinos en una función suavizada, relacionada con las variables ambientales evaluadas como salinidad y precipitación. El número en el nombre del eje Y representa el grado del polinomio ajustado por el modelo. Las franjas grises muestran un rango de dos errores estándar.

Figure 3. Univariate GAMs of the correlations between the number of waste items and environmental variables. **a)** Precipitation-total marine debris; **b)** precipitation-polypropylene; **c)** salinity-polypropylene; **d)** salinity-high-density polyethylene. The y-axis shows the marine debris in a smoothed function, related to the evaluated environmental variables, i.e., salinity and precipitation. The number in the name of the y-axis represents the degree of the polynomial adjusted by the model. The gray strips show a range of two standard errors.

Tabla 3. Correlaciones univariadas entre residuos marinos y las variables ambientales precipitación y salinidad, usando GAM. El edf es el grado del polinomio de la función suavizada.

Table 3. Univariate correlations between marine debris and environmental variables (precipitation and salinity), as determined by means of GAMs. edf stands for the degree of the polynomial of the smoothed function.

		edf	R ² ajustado / Adjusted R ²	Variación explicada / Explained variance	p-valor / p-value
Total de residuos marinos / Total marine debris	Precipitación / Precipitation	1.88	0.225	28.1 %	0.027
Polipropileno / Polypropylene	Precipitación / Precipitation	1.84	0.209	26.5 %	0.035
Polipropileno / Polypropylene	Salinidad / Salinity	1.98	0.315	36.7 %	0.008
Polietileno de alta densidad / High-density polyethylene	Salinidad / Salinity	1.79	0.201	25.6 %	0.044

Las tres playas de estudio quedaron categorizadas usando los índices CCI y PAI de la siguiente manera, “Extremadamente sucia” y con una “abundancia muy alta” de plásticos, siendo La Bocana la playa con mayores valores de densidad de RM (Tabla 4). Al no encontrar diferencias en los valores del índice para las playas estudiadas, se empleó una adaptación del propuesto por Alkalay et al. (2007) que se puede consultar en el material suplementario.

The three studied beaches were categorized using of the CCI and the PAI as ‘extremely dirty’ and with a ‘very high abundance’ of plastics, with La Bocana being the one with the highest MD density values (Table 4). As no differences in the index values for the studied beaches were found, an adaptation of the proposal by Alkalay et al. (2007) was employed, which may be consulted in the supplementary material.

Tabla 4. Clasificación según CCI y PAI a las áreas de estudio.

Sitio / Site	% plástico / % of plastic	% otros residuos / % of other residues	CCI	Tipo CCI / CCI type	PAI	Tipo PAI / PAI type
La Bocana	97.2	2.8	645.5	Extremadamente sucio / Extremely dirty	277.5	Abundancia muy alta / Very high abundance
Piangüita	95.8	4.2	254	Extremadamente sucio / Extremely dirty	131	Abundancia muy alta / Very high abundance
Comba	95.2	4.8	148.1	Extremadamente sucio / Extremely dirty	86.9	Abundancia muy alta / Very high abundance

Table 4. CCI and PAI classification of the study areas.

DISCUSIÓN

Se presentaron variaciones espaciales en la densidad de RM en las playas estudiadas, lo cual puede estar relacionado con la intervención antrópica presente en cada localidad. La Bocana, la playa con mayor número de RM, presenta un asentamiento humano con una población aproximada de 3300 habitantes (Escobar, 2009), en donde se evidencia un manejo inadecuado de los residuos sólidos, debido a que aún se disponen directamente en las playas y cuerpos de agua (Suárez-Manzano y Suárez-Montaño, 2015), lo que fomenta la acumulación de estos residuos a lo largo de la playa. Por su parte, Piangüita es una comunidad pequeña en donde predomina el turismo como la actividad económica más importante, de la que depende gran parte de sus habitantes, quienes se dedican a satisfacer las necesidades de hospedaje, alimentación, transporte, entre otras, de los visitantes (Narváez *et al.*, 2006). Por esta dinámica económica la playa presenta limpiezas periódicas para la comodidad de los turistas reduciendo los residuos presentes en el área.

Por su parte, en Comba la dinámica de acumulación es diferente debido a su geomorfología, al ser una playa pequeña desarrollada entre salientes rocosas y con alta recirculación de agua de mar impulsada por las mareas (Mouret *et al.*, 2020); por ello presenta las menores densidades de RM (Williams y Tudor, 2001). Además, por la poca población asociada, no hay disposición directa de residuos sólidos en esta playa, por lo que los encontrados pueden relacionarse en su mayoría con la dinámica de las corrientes y el transporte de material desde otros puntos.

Se han observado fluctuaciones significativas en la densidad de RM a lo largo de las distintas estaciones del año, destacándose la época seca por presentar la mayor concentración. Esta variación podría atribuirse a las descargas provenientes de los sistemas municipales de aguas pluviales y de los ríos, los cuales presumiblemente tienen un impacto significativo en la acumulación de RM en la bahía

DISCUSSION

Spatial variations were observed in the MD density of the studied beaches, which may be related to anthropic intervention in each location. La Bocana, the beach with the largest amount of MD, features a human settlement with an approximate population of 3300 inhabitants (Escobar, 2009), where an inadequate management of solid waste was observed; residues were disposed of directly on the beaches and into the bodies of water (Suárez-Manzano and Suárez-Montaño, 2015), promoting their accumulation along the beach. In addition, Piangüita is a small community where tourism predominates as the most important economic activity, on which a great deal of its inhabitants depends, who are dedicated to meeting visitors' lodging, dining, and transport needs, among others (Narváez *et al.*, 2006). Owing to these dynamics, the beach undergoes periodical cleaning aimed at the tourists' comfort, thereby reducing the residues present in the area.

On the other hand, in Comba, the accumulation dynamics are different due to its geomorphology, as it is a small beach formed between rocky outcrops that features a tide-driven high water recirculation (Mouret *et al.*, 2020). Therefore, this beach exhibits the lowest MD densities (Williams and Tudor, 2001). Moreover, given the low population associated with this beach, there is no direct disposal of solid waste, which is why the residues found can be mostly attributed to current dynamics and the transport of materials from other locations.

Significant MD density fluctuations have been observed throughout the different seasons of the year, where the dry period stands out for exhibiting the highest concentration. This variation could be attributed to discharges from municipal storm water systems and rivers, which may have a significant impact on the accumulation of MD in the bay (Pasternak *et al.*, 2021). It is important to point out that the Dagua and Anchicayá Rivers, as

(Pasternak *et al.*, 2021). Es importante señalar que los ríos Dagua y Anchicayá, como afluentes principales, desempeñan posiblemente un papel crucial como vías de ingreso de estos residuos a la bahía (Salazar *et al.*, 2022). Además, el aumento de las precipitaciones puede facilitar la entrada de nuevos residuos al reactivar y arrastrar aquellos acumulados en las cuencas de los ríos, permitiendo su transporte hacia la zona externa del estuario (Ryan, 2020). Durante la temporada seca la disminución del caudal de los ríos reduce la dispersión y el lavado de los RM, lo que a su vez propicia su retención en las zonas costeras, posiblemente explicando las concentraciones más elevadas observadas en dicho período (Kataoka *et al.*, 2015; Lechthaler *et al.*, 2020).

Lo anterior también se evidenció en playas de Costa Rica, donde la menor cantidad de lluvia disminuyó el arrastre de los RM (Damian *et al.*, 2022) y aumentó su acumulación en la costa. Por otro lado, debido al incremento de la acción del oleaje y la inundación en épocas de mayor precipitación, las mareas limpian las playas movilizándolo fuera de ella o empujando los RM más arriba facilitando su almacenaje en las dunas (zona supramareal), lo que disminuye la concentración de RM en el intermareal de la playa en época de lluvia (Golik y Gertner, 1992; Thornton y Jackson, 1998; Smith y Markic, 2013; Thiel *et al.*, 2013). Además, la influencia de los ríos facilita la acumulación de RM como en playas evaluadas en Ecuador (Salazar *et al.*, 2022).

Por su parte, en los materiales el plástico fue el predominante (96.6 %), registrándose proporciones similares a las halladas en Senegal (97.62 %) (Tavares *et al.*, 2020), a lo largo del norte del golfo de México (93 %) (Wessel *et al.*, 2019), en playas del Caribe central colombiano (88.9 %) (Rangel-Buitrago *et al.*, 2020) y en el Pacífico en playas de Ecuador (Salazar *et al.*, 2022). Esto puede deberse al nivel de uso de plástico en el país (24 kg per cápita por año), de los cuales aproximadamente 56 % son de un solo uso (Greenpeace, 2018), que al ser dispuestos de forma inadecuada facilitan su llegada a los ecosistemas costeros, impactándolos de manera directa (Lechthaler *et al.*, 2020). Con relación a los polímeros, el poliestireno expandido (EPS) fue el más común en las diferentes playas y épocas del estudio, lo que se puede deber a su baja densidad (0.015 - 0.050 g/ml) y a ser hidrofóbico, poroso y portador de cargas (Xie *et al.*, 2021), lo que facilita su flotabilidad y su transporte en la superficie del agua de mar, para finalmente acumularse en las zonas intermareales (Zhang, 2017); además se ha registrado como un elemento importante de los RM en todas las

the main tributaries, may play a crucial role as entry pathways for these residues into the bay (Salazar *et al.*, 2022). Moreover, increased precipitation may facilitate the entry of new residues by activating and dragging those accumulated in the river basins, enabling their transport to the outer zone of the estuary (Ryan, 2020). During the dry season, the decreased flow of the rivers reduces the dispersion and washing away of the MD, which in turn promotes its retention in coastal zones, likely explaining the higher concentrations recorded during said period (Kataoka *et al.*, 2015; Lechthaler *et al.*, 2020).

The above was also evidenced in Costa Rican beaches, where the lower rainfall reduced the removal of MD (Damian *et al.*, 2022) and increased its accumulation on the coast. On the other hand, given the increase in the action of the waves and flooding during periods of higher precipitation, the tides clean the beaches, moving the MD outside them or pushing it further up, facilitating its storage in dunes (supralittoral zone), thereby reducing the concentration of MD in the intertidal zone during rainy seasons (Golik and Gertner, 1992; Thornton and Jackson, 1998; Smith and Markic, 2013; Thiel *et al.*, 2013). Moreover, the influence of rivers facilitates the accumulation of MD, as was the case with beaches studied in Ecuador (Salazar *et al.*, 2022).

On the other hand, among the recorded materials, plastic was predominant, with proportions similar to those found in Senegal (97.62 %) (Tavares *et al.*, 2020), along the north of the Gulf of Mexico (93 %) (Wessel *et al.*, 2019), in beaches of the central Colombian Caribbean (88.9 %) (Rangel-Buitrago *et al.*, 2020), and in the Pacific, on beaches of Ecuador (Salazar *et al.*, 2022). This may be due to the use of plastic in the country (24 kg per capita every year), with single-use plastics accounting for approximately 56 % (Greenpeace, 2018). Inadequate disposal facilitates the arrival of these plastics to coastal ecosystems, impacting them directly (Lechthaler *et al.*, 2020). As for polymers, expanded polystyrene (EPS) was the most common in the different beaches and periods studied, which may be due to its low density (0.015 - 0.050 g/ml) and its hydrophobic, porous, and load-bearing nature (Xie *et al.*, 2021), which facilitates its floatability and transport on the seawater surface, leading to its accumulation in intertidal zones (Zhang, 2017). In addition, it has been recorded as an important element in MD of all size classes, including micro- (1-5 mm), meso- (5-25 mm), and macro-residues (> 25 mm) (Rani *et al.*, 2014).

clases de tamaño, incluidas los micro (1 a 5 mm), meso (5 a 25 mm) y macro residuos (> 25 mm) (Rani *et al.*, 2014).

Las correlaciones encontradas entre la precipitación, el polipropileno y el total de RM, se podrían explicar por medio del aumento en el régimen de lluvias el cual puede tener un gran impacto en la acumulación debido a la intensificación del viento, el oleaje y la escorrentía (Smith y Markic, 2013). Sin embargo, esta acumulación es temporal, porque en la temporada de lluvias los residuos acumulados anteriormente pueden ser lavados por el agua de lluvia y la marea y ser depositados de nuevo en el estuario (Kurniawan e Imron, 2019). De modo que se presentan mayores cantidades de polipropileno y el total de RM a precipitaciones bajas (< 3000 mm).

Por otro lado, las correlaciones encontradas entre la salinidad, el polipropileno y el polietileno de alta densidad se podrían deber a la reducción del régimen de lluvias y la escorrentía, lo que incrementa la salinidad (Vijith *et al.*, 2009) y la densidad del agua (Browne *et al.*, 2010). Se favorece así la flotabilidad de estos polímeros que tienen una densidad baja (0.89 - 0.91 g/ml y 0.941 - 0.965 g/ml respectivamente) y flotabilidad alta; por tanto, perduran de forma semipermanente en el medio marino (Nakatani *et al.*, 2021). Puesto que los estuarios son entornos físicos que cambian con relativa rapidez en términos de salinidad (Bakir *et al.*, 2014), también se pueden presentar cambios en el transporte y deposición de residuos en las playas.

Al comparar las concentraciones de RM en playas del estuario de la bahía de Buenaventura (Comba 7.41 ± 5.72 ítems/m², Pianguita 12.7 ± 14.26 ítems/m² y La Bocana 32.28 ± 38.69 ítems/m²) con las densidades registradas en otras zonas costeras, estas presentan un valor mucho mayor en la densidad de RM comparado con playas del sur de Bali en Indonesia (0.356 ± 0.366 ítems/m²) (Suteja *et al.*, 2021), playas urbanas en la isla de Palawan en Filipinas (2.61 ítems/m²) (Sajorne *et al.*, 2021) y en playas de Ecuador (1.95 ítems/m²) (Salazar *et al.*, 2022). También en el ámbito nacional los valores del área de estudio superan las cantidades encontradas en playas cercanas a Bocas de Ceniza (3.6 ± 4.5 ítems/m²) (Rangel-Buitrago *et al.*, 2020) y en las ubicadas en zonas urbanas en Santa Marta (11 ± 11 ítems/m²) (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020). Por esto se podría sugerir que las playas de Buenaventura tienen un nivel de contaminación alto, relacionado con la cantidad de población asociada y el manejo inadecuado de los residuos, debido a la carencia de sistemas para su correcta disposición y por la ausencia de educación ambiental (Suárez-Manzano y Suárez-Montaño, 2015).

The correlations found between precipitation, polypropylene, and the total MD could be explained by the increase in the rainfall regime, which may significantly impact accumulation due to wind, waves, and runoff intensification (Smith and Markic, 2013). However, this accumulation is temporary, given that, during the rainy season, previously accumulated residues may be washed away by rainwater and the tides, being deposited once again in the estuary (Kurniawan and Imron, 2019). This leads to higher amounts of polypropylene and total MD in the face of low precipitations (< 3000 mm).

The correlations found between salinity, polypropylene, and high-density polyethylene may be due to the rainfall regime and runoff, which increases the salinity (Vijith *et al.*, 2009) and density of water (Browne *et al.*, 2010). This favors the floatability of these polymers, which have low density (0.89 - 0.91 and 0.941 - 0.965 g/ml, respectively) and high floatability; therefore, they linger semi-permanently in marine environments (Nakatani *et al.*, 2021). As estuaries are physical environments that change relatively quickly in terms of salinity (Bakir *et al.*, 2014), changes in the transport and disposal of residues on beaches may also take place.

When comparing the MD concentration of the beaches in the Buenaventura Bay estuary (Comba: 7.41 ± 5.72 items/m²; Pianguita: 12.7 ± 14.26 items/m²; and La Bocana: 32.28 ± 38.69 items/m²) against the densities recorded in other coastal areas, the former show much higher MD density values than the beaches of southern Bali in Indonesia (0.356 ± 0.366 items/m²) (Suteja *et al.*, 2021), the urban beaches of Palawan Island in the Philippines (2.61 items/m²) (Sajorne *et al.*, 2021), and beaches in Ecuador (1.95 items/m²) (Salazar *et al.*, 2022). In addition, at the national level, the values for the study area exceed the amounts found on beaches close to Bocas de Ceniza (3.6 ± 4.5 items/m²) (Rangel-Buitrago *et al.*, 2020) and on those located in urban areas of Santa Marta (11 ± 11 items/m²) (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020). According to this, it could be suggested that the beaches of Buenaventura have a high pollution level that is related to the associated population and inadequate waste management, given the lack of systems for correct disposal as well as of environmental education (Suárez-Manzano and Suárez-Montaño, 2015).

The values obtained for the CCI (Table 5) are comparable to those of other places in which it was applied. In Puerto Princesa, Palawan, Philippines, 47.6 % of the sampled beaches are 'extremely dirty' due to the occupation of the island's eastern

Los valores obtenidos por medio del Índice de Costa Limpia (**Tabla 5**) son comparables con otros lugares donde fue aplicado. En Puerto Princesa en Palawan, Filipinas, 47.6 % playas muestreadas se encuentran “Extremadamente sucias” esto debido a la ocupación de residentes en la costa oriental de la isla (91.8 %) por lo que a mayor número de habitantes mayor es la contaminación debido al consumo de productos; además una de las localidades muestreadas se encuentra con el índice más alto (111.25) entre las estudiadas debido a las viviendas informales establecidas ([Sajorne et al., 2021](#)). En playas en el estado de Santa Catarina, Brasil, 28 % de las áreas estudiadas se categorizaron como “Extremadamente sucias”: esto es probablemente explicado por la intensa actividad turística y el nivel de urbanización; además, las playas que presentaban una mayor conservación (28 %) se debía a su menor tamaño ([Marin et al., 2019](#)). En playas ecuatorianas se evidencian dos “extremadamente sucias” 67.0 para Varadero, 43.1 para Delfín y “moderada” 6.8 para bahía Muyuyo, debido al mal manejo de residuos sólidos municipales y la influencia de actividades pesqueras ([Salazar et al., 2022](#)).

A nivel nacional, en la región del Caribe colombiano, se observa un aumento significativo en el grado de contaminación de las playas. De un total de veinticinco evaluadas, veinte de ellas se encuentran clasificadas como “Extremadamente sucias”. Este fenómeno podría atribuirse a varias razones, incluyendo la tipología de estas playas, ya que la mayoría de ellas son remotas y, por lo tanto, carecen de operaciones regulares de limpieza. Además, la influencia de las cuencas hidrográficas, como la del río Magdalena y el mar Caribe, desempeña un papel importante al transportar residuos hacia estas playas costeras. Es importante destacar que las dunas, en lugar de cumplir su función natural, a menudo son utilizadas por los habitantes locales como “contenedores de residuos” ([Rangel-Buitrago et al., 2020](#)), lo que agrava aún más la problemática de contaminación.

Finalmente, al realizar la comparación entre los resultados obtenidos y el índice de abundancia de plástico en otras áreas de estudio se evidencia sobre todo una mayor acumulación de estos residuos plásticos en las playas de la bahía de Buenaventura. Tal es el caso del golfo de Nicoya, donde 50 % de los sitios muestreados registran una “abundancia muy alta” de plásticos, siendo el aporte de los ríos y la disposición inadecuada de los residuos por parte de la comunidad y turistas, las posibles razones de la alta concentración de plásticos en las playas arenosas de Costa Rica ([Sibaja-Cordero y Gómez-Ramírez, 2022](#)). Un área

coast by residents (91.8 %); the larger the number of inhabitants, the higher the pollution due the consumption of products. In addition, one of the sampled localities reports the highest index (111.25) among those studied, due to the established informal housing ([Sajorne et al., 2021](#)). In beaches of the state of Santa Catarina, Brazil, 28 % of the studied areas were categorized as ‘extremely dirty’, which is likely caused by intense touristic activity and urbanization levels. Moreover, the higher conservation reported by some beaches (28 %) was due to their smaller size ([Marin et al., 2019](#)). As for the Ecuadorian beaches, two were ‘extremely dirty’: 67.0 for Varadero and 43.1 for Delfín. In addition, Muyuyo Bay was reported as ‘moderate’ (6.8). This is due to the inadequate management of municipal solid waste and the influence of fishing activities ([Salazar et al., 2022](#)).

At the national level, in the Colombian Caribbean Region, a significant increase in beach pollution levels is observed. Out of a total of 25 beaches evaluated, 20 have been classified as ‘extremely dirty’. This phenomenon can be attributed to several reasons, including the typology of said beaches, since most of them are remote and therefore lack regular cleaning operations. In addition, the influence of hydrological basins such as those of the Magdalena River and the Caribbean Sea plays an important role, as they transport residues to these beaches. It is worth highlighting that dunes, instead of fulfilling their natural function, are often used by local inhabitants as ‘waste containers’ ([Rangel-Buitrago et al., 2020](#)), which further complicates pollution issues.

Finally, when comparing the results obtained and the PAIs for other study areas, above all, a greater accumulation of plastic waste is evidenced on the beaches of Buenaventura Bay. Such is the case of the Gulf of Nicoya, where 50 % of the sampled sites report a ‘very high abundance’ of plastics, with the contribution of rivers and inadequate waste disposal by communities and tourists being the likely reasons for the high concentration of plastics on the sandy beaches of Costa Rica ([Sibaja-Cordero and Gómez-Ramírez, 2022](#)). A protected marine area in Italy was classified as having a ‘high abundance’ of plastics, which are mainly related to residues from bathers and to those thrown or deposited along the basin ([Rizzo et al., 2021](#)). On beaches of the Moroccan Mediterranean, a ‘very high abundance’ was found, evidencing a summer increase due to the tourist season ([Schwarz et al., 2023](#)). At the national level, the beaches of the Colombian central Caribbean exhibited a ‘very high abundance’

marina protegida en Italia fue catalogada con “alta abundancia” de plásticos, los cuales están relacionados principalmente con residuos de bañistas y los arrojados o depositados a lo largo de la cuenca (Rizzo *et al.*, 2021); en playas del Mediterráneo marroquí se encontró una “abundancia muy alta” evidenciándose un aumento durante el verano por temporada de turistas (Schwarz *et al.*, 2023). En el ámbito nacional, playas del Caribe central colombiano presentaron en 75 % de las áreas evaluadas una “abundancia muy alta” de plástico, lo que puede deberse a que la mayoría de los residuos sólidos de municipios ubicados a lo largo de la cuenca del río Magdalena son vertidos en el mismo y terminan en playas del Caribe (Rangel-Buitrago *et al.*, 2021).

CONCLUSIONES

Esta investigación es un panorama general del estado de la contaminación por residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura. Se encontró una densidad promedio general de 17.46 ± 25.5 ítems/m² y 32.8 ± 11.3 g/m²; la acumulación de RM fue significativamente mayor durante la época seca (35.98 ± 38.2 ítems m²) que en las de transición y lluvias, debido a la disminución de la escorrentía lo que reduce el lavado de los residuos marinos y facilita su acumulación en las zonas costeras. Adicionalmente, la mayor densidad de RM se presentó en la zona intermareal de La Bocana (32.28 ± 38.7 ítems/ m²), dado principalmente a que presenta mayor densidad de población en comparación a las otras playas evaluadas. El plástico fue el material predominante, siendo el poliestireno expandido el polímero con mayor abundancia en cada época y sitio muestreado, puesto que es ampliamente utilizado y su densidad facilita su flotabilidad. Finalmente, las áreas de estudio presentan una zona intermareal extremadamente sucia y con una alta abundancia de plástico siendo La Bocana, la playa donde se presenta con mayor severidad esta condición. Una de las posibles causas de la situación encontrada es el manejo inadecuado de los residuos debido a la carencia de sistemas para su correcta disposición y por la ausencia de educación ambiental. Estos resultados subrayan la necesidad de acciones concretas para abordar la contaminación por RM en la bahía de Buenaventura y promover prácticas más sostenibles en la región.

Se debe señalar que los resultados de esta investigación podrían mejorar con la realización de pruebas químicas que permitan la identificación de los polímeros que conforman los plásticos

de plástico en 75 % of the evaluated areas. This may be due to the fact that most of the solid waste from the municipalities located along the Magdalena basin is discharged into the river, which ends up in Caribbean beaches (Rangel-Buitrago *et al.*, 2021).

CONCLUSION

This research provides an overview of the state of pollution by marine debris on beaches of Buenaventura Bay. An average general density of 17.46 ± 25.5 items/m² and 32.8 ± 11.3 g/m² was found. The accumulation of MD was significantly higher during the rainy season (35.98 ± 38.2 items m²) than in the transition and rainy periods due to decreased runoff, which reduces the washing away of MD and facilitates its accumulation in coastal areas. In addition, the highest MD density was recorded in the intertidal zone of La Bocana (32.28 ± 38.7 items/m²), which is mainly due to its higher population density in comparison with the other beaches evaluated. Plastic was the predominant material, with expanded polystyrene exhibiting the greatest abundance in every season and sampled site, as it is a widely used material and its density facilitates its floatability. Finally, the studied areas report extremely dirty intertidal zones with a high abundance of plastic. This issue is most severe on La Bocana beach. One of the possible causes of this situation is the inadequate management of residues, given the lack of systems for correct disposal as well as of environmental education. These results underscore the need for concrete action to address pollution by MD in Buenaventura Bay and promote more sustainable practices in the region.

It should be pointed out that the results of this research could be improved by conducting chemical tests that allow identifying the polymers that make up the plastics found, as the methodology employed has limitations related to its accuracy, especially when dealing with mixtures of several polymers. In addition, the discussion of the results could be improved with quantitative information on the production and collection of waste on the studied beaches and its potential sources.

The results obtained may serve as a starting point for the comprehensive monitoring of MD along the beaches of the Colombian Pacific. In addition, it is crucial to investigate the sources and dynamics of MD while relating environmental variables in other environments such as rivers, mangroves, or marine bottoms with regard to fishing and industrial practices.

encontrados, ya que la metodología empleada tiene limitaciones en cuanto a su exactitud, especialmente cuando se trata de mezclas de varios polímeros. Adicionalmente, se podría mejorar la discusión de los resultados con información cuantitativa de la producción, recolección de residuos en las playas estudiadas y posibles fuentes.

Los resultados obtenidos pueden servir como punto de partida para un seguimiento exhaustivo a los RM a lo largo de playas del Pacífico colombiano. Además, es crucial investigar las fuentes y dinámicas de los RM, relacionando variables ambientales en otros entornos como ríos, manglares o fondos marinos relacionado las prácticas pesqueras e industriales. Asimismo, es de suma importancia identificar nuevas metodologías para analizar los tipos de polímeros plásticos presentes en estos residuos relacionado a las prácticas pesqueras.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia por financiar esta investigación a través del proyecto “Fortalecimiento a la investigación sobre ecosistemas costeros del Valle del Cauca” código Hermes 60100 y al grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática por el apoyo en campo y laboratorio.

Likewise, it is paramount to identify new methodologies for analyzing the plastic polymer types present in these residues.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Universidad Nacional de Colombia for funding this research through the project titled *Strengthening research on coastal ecosystems in Valle del Cauca*, with Hermes code 60100. They also thank the Water Ecology and Pollution research group for their support in the field and the laboratory.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Abude, R. R. S., M. Augusto, R.S. Cardoso and T. M. B. Cabrini. 2021. Spatiotemporal variability of solid waste on sandy beaches with different access restrictions. *Mar. Pollut. Bull.*, 171: 1-11.
- Adnan, F. A. F., R. Kilip, D. Kenin and C. Payus. 2015. Classification and quantification of marine debris at Teluk Likas, Sabah. *Borneo Science*, 36(1): 44-50.
- Alkalay, R., G. Pasternak and A. Zask. 2007. Clean-coast index-A new approach for beach cleanliness assessment. *Ocean. Coast. Manag.*, 50: 352-362.
- ASTM. 2013. Guiding the plastics recycling value chain. ASTM D7611, 4. <https://www.kleertech.com/wp-content/uploads/2019/11/ASTM-7611-13.pdf>
- Bakir, A., S.J. Rowland and R.C. Thompson. 2014. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 140: 14-21.
- Ballance, A., P.G. Ryan and J.K. Turpie. 2000. How much is a clean beach worth? The impact of litter on beach users in the Cape Peninsula, South Africa. *S. Afr. J. Sci.*, 96: 210-213.
- Barnett, S., R. Evans, B. Quintana, A. Miliou and G. Pietrolungo. 2021. An environmentally friendly method for the identification of microplastics using density analysis. *Environ. Toxicol. Chem.*, 40: 3299-3305.
- Browne, M. A., T.S. Galloway and R.C. Thompson. 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environ. Sci. Technol.*, 44(9): 3404-3409.
- Cámara de Comercio de Buenaventura. 2020. Balance 2020 Sector turístico de Buenaventura. https://www.ccbun.org/images/multimedia/20201231_informe_no_05_balance_2020_sector_turistico_de_buenaventura.pdf
- Cantera, J. R. and J.F. Blanco. 2001. The estuary ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, 144: 265-280.
- Castro-Jiménez, J., D. González-Fernández, M. Fournier, N. Schmidt and R. Sempéré. 2019. Macro-litter in surface waters from the Rhone River: Plastic pollution and loading to the NW Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 146: 60-66.
- Damian, M., A. Harris, J. Aussage and G.S. Fraser. 2022. Seasonal deposition of marine debris on an important marine turtle nesting beach in Costa Rica. *Mar. Pollut. Bull.*, 177: 113525.
- Day, J. W., C.A.S. Hall, W.M. Kemp and A. Yáñez-Arancibia. 2013. Estuarine ecology. In *Estuarine Ecology*, 66: 1987-1988.
- Derraik, J. G. B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 44: 842-852.
- Duque, G., D.E. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua. 2020. Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Envi. Sci. Pollut. Res.*, 27: 25740-25753.
- Duque, G., D.E. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua. 2022. Influence of water quality on the macroinvertebrate community in a tropical estuary (Buenaventura Bay). *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 8: 796-812.

- Elías, R. 2015. Mar del plástico: una revisión del plástico en el mar. *Rev. Invest. Desarr. Pesq.*, 27: 83–105.
- Escobar, A. M. 2009. Terminal turístico y productivo para el desarrollo sostenible en La Bocana. Tesis Arq., Univ. Javeriana, Bogotá. 37 p.
- Farias, E. G., P.R. Preichardt and D.V. Dantas. 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environ. Sci. Poll. Res.*, 25: 16246-16253.
- Gamboa-García, D. E., G. Duque y P. Cogua. 2018. Dinámica de la estructura y composición de macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales en la bahía de Buenaventura. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 47: 67–83.
- Garcés-Ordóñez, O., V.A. Castillo-Olaya, R. Rueda, M.A. Ríos, M. Bayona, F. Molina y M.I. Escobar. 2017. Diagnóstico de residuos microplásticos en las zonas marinas de Colombia. In: *Invemar y MinAmbiente, Formulación de lineamientos, medidas de conservación, manejo y uso de ecosistemas marinos y costeros, con la intención de apoyar acciones de fortalecimiento en la gestión ambiental de las zonas costeras de Colombia*, 108-166.
- Garcés-Ordóñez, O., V.A. Castillo-Olaya, A.F. Granados-Briceño, L.M. Blandón García and L.F. Espinosa Díaz. 2019. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Mar. Pollut. Bull.*, 145: 455–462.
- Garcés-Ordóñez, O., L.F. Espinosa Díaz, R. Pereira Cardoso and M. Costa Muniz. 2020. The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Mar. Pollut. Bull.*, 160: 111558.
- Golik, A. and Y. Gertner. 1992. Litter on the Israeli coastline. *Mar. Environ. Res.*, 33: 1–15.
- Greenpeace. 2018. Colombia, mejor sin plástico. Campaña plásticos. http://greenpeace.co/pdf/reporte_plasticos.pdf
- Guzmán, D., J.F. Ruiz y M. Cadena. 2014. Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través análisis de componentes principales (ACP) Ideam, 1–55.
- Jambeck, J. R., R. Geyer, C. Wilcox, T.R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan and K.L. Law. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Mar. Pollut.*, 347: 768–770.
- Jang, Y. C., S. Hong, J. Lee, M.J. Lee and W.J. Shim. 2014. Estimation of lost tourism revenue in Geoje Island from the 2011 marine debris pollution event in South Korea. *Mar. Pollut. Bull.*, 81: 49–54.
- Jeyasanta, K. I., N. Sathish, J. Patterson and J.K.P. Edward. 2020. Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. *Mar. Pollut. Bull.*, 154: 111055.
- Kataoka, T., H. Hinata and S. Kato. 2015. Backwash process of marine macroplastics from a beach by nearshore currents around a submerged breakwater. *Mar. Pollut. Bull.*, 101: 539–548.
- Kurniawan, S. B. and M.F. Imron. 2019. Environmental technology and innovation seasonal variation of plastic debris accumulation in the estuary of Wonorejo River, Surabaya, Indonesia. *Environ. Technol. Innov.*, 16: 100490.
- Lebreton, L. C. M., J. Van Der Zwet, J.W. Damsteeg, B. Slat, A. Andrady and J. Reisser. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Comm.*, 8: 1–10.
- Lechthaler, S., K. Waldschläger, G. Stauch and H. Schüttrumpf. 2020. The way of macroplastic through the environment. *Environments*, 7: 73.
- Lehtiniemi, M., S. Hartikainen, P. Nääki, J. Engström-Öst, A. Koistinen and O. Setälä. 2018. Size matters more than shape: Ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. *Food Webs*, 16: 6.
- Lippiatt, S., S. Opfer and C. Arthur. 2013. Marine debris monitoring and assessment: Recommendations for monitoring debris trends in the marine environment. *NOAA Techn. Mem.*, 46: 88.
- Marin, C. B., H. Niero, I. Zinnke, M.A. Pellizzetti, P.H. Santos, A.C. Rudolf, M. Beltrão, D de S. Waltrick and M. Polette. 2019. Marine debris and pollution indexes on the beaches of Santa Catarina State, Brazil. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 31: 100771.
- Martínez, Ó. D., A.E. Molina y G. Duque. 2019. Influencia de la materia orgánica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Ciencias del Mar Una Mirada desde la Universidad Nacional de Colombia.*, 139–164.
- Mendoza-González, G., M.L. Martínez, D. Lithgow, O. Pérez-Maqueo and P. Simonin. 2012. Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico. *Ecol. Econ.*, 82: 23–32.
- MinTrabajo y PNUD. 2013. Perfil productivo municipio Buenaventura. Ministerio de Trabajo, 114 p. https://issuu.com/pnudcol/docs/perfil_productivo_municipio_buenave
- Molina, A., G. Duque and P. Cogua. 2020. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Mar. Biodivers.*, 50: 1–13.
- Molina, A., G. Duque and P. Cogua. 2023. Effect of environmental variables on mercury accumulation in sediments of an anthropogenically impacted tropical estuary (Buenaventura Bay, Colombian Pacific). *Environ. Monit. Assess.*, 195(11): 1–17.
- Mouret, A., C. Charbonnier, P. Lecroart, E. Metzger, H. Howa, B. Deflandre, L. Deirmendjian and P. Anschutz. 2020. Biogeochemistry in an intertidal pocket beach. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 243: 106920.
- Nakatani, H., T. Muraoka, Y. Ohshima and S. Motokucho. 2021. Difference in polypropylene fragmentation mechanism between marine and terrestrial regions. *SN. Appl. Sci.*, 3:773
- Narváez, A., F.J. Sánchez y G.G. Pinzón. 2006. Alternativa para el desarrollo de la oferta ambiental de Pianguita, en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano mediante la aplicación de estrategias de turismo sostenible. Tesis Adm. Amb., Univ. Aut. Occidente, Cali. 128 p.
- Ocean Conservancy. 2022. The impact of fishing gear as a source of marine plastic pollution. *Ocean conservancy.*, 8p. https://oceanconservancy.org/wp-content/uploads/2022/06/UNE5.2_GGGI.pdf
- Ospar. 2010. Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the Oskar Maritime Area. *Oskar Commission*, 1: 1- 84.
- Otero Díaz, 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. *Bol. Cient. CCCP*, 12: 9–21.
- Pasternak, G., C.A. Ribic, E. Spanier and D. Zviely. 2021. Stormwater systems as a source of marine debris: a case study from the Mediterranean coast of Israel. *J. Coast. Conserv.*, 25: 1–9.
- Plastics Europe. 2022. Plastics – the Facts 2022. *Plastic Europe.*, 84 p. <https://plasticseurope.org/es/knowledge-hub/plasticos-situacion-en-2022/>.
- PNUMA. 2009. Marine litter: A global challenge marine litter : Nairobi Unep. 232 p.
- Rangel-Buitrago, N., J.D. Castro-Barros, C. A. Gracia, J.D.V. Villadiego and A.T. Williams. 2018. Litter impacts on beach/dune systems along the Atlántico Department, the Caribbean coastline of Colombia. *Mar. Pollut. Bull.*, 137: 35–44.

- Rangel-Buitrago, N., A. Vélez Mendoza, E. Mantilla-Barbosa, H. Arroyo-Olarte, V.A. Arana, J. Trilleras, A. Gracia C., W.J. Neal and A.T. Williams. 2021. Plastic pollution on the Colombian central Caribbean beaches. *Mar. Pollut. Bull.*, 162: 111837.
- Rangel-Buitrago, N., A. Vélez-Mendoza, A. Gracia C. and W.J. Neal. 2020. The impact of anthropogenic litter on Colombia's central Caribbean beaches. *Mar. Pollut. Bull.*, 152: 110909.
- Rani, M., W.J. Shim, G.M. Han, M. Jang, Y.K. Song and S.H. Hong. 2014. Hexabromocyclododecane in polystyrene based consumer products: An evidence of unregulated use. *Chemosphere*, 110: 111–119.
- Richardson, K., C. Wilcox, J. Vince and B.D. Hardesty. 2021. Challenges and misperceptions around global fishing gear loss estimates. *Mar. Pol.*, 129, 104522.
- Rizzo, A., N. Rangel-Buitrago, A. Impedovo, G. Mastronuzzi, G. Scardino and G. Scicchitano. 2021. A rapid assessment of litter magnitudes and impacts along the Torre Guaceto marine protected area (Brindisi, Italy). *Mar. Poll. Bull.*, 173, 112987.
- Ryan, P. G. 2020. The transport and fate of marine plastics in South Africa and adjacent oceans. *S. Afr. J. Sci.*, 116: 1–9.
- Sajorne, R. E., H.P. Bacosa, G.D.B. Cayabo, L.B. Ardines, J.D.C. Sumeldan, J.M. Omar and L.A. Creencia. 2021. Plastic litter pollution along sandy beaches in Puerto Princesa, Palawan Island, Philippines. *Mar. Pollut. Bull.*, 169: 112520.
- Salazar, J. A., R. González, A.L. Navarrete, P. Calle, J.J. Alava and G.A. Domínguez. 2022. A temporal assessment of anthropogenic marine debris on sandy beaches from Ecuador's southern coast. *Front. Mar. Sci.*, 9, 977650.
- Santos Rodrigues, I., A.C. Friedrich and F. Prado Barretto. 2005. Overseas garbage pollution on beaches of northeast Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 778–782.
- Schuhmann, P. W. and R. Mahon. 2015. The valuation of marine ecosystem goods and services in the Caribbean: A literature review and framework for future valuation efforts. *Ecosyst. Serv.*, 11: 56–66.
- Schwarz, A. E., S.M.C. Lensen, E. Langeveld, L.A. Parker and J.H. Urbanus. 2023. Plastics in the global environment assessed through material flow analysis, degradation and environmental transportation. *Sci. Total Env.*, 875, 162644.
- Scott, T. 1946. Refractive index of ethanol-water mixtures and density and refractive index of ethanol-water- ethyl ether mixtures. *J. Phys. Chem.*, 1:406–412.
- Sibaja-Cordero, J. A. and E.H. Gómez-Ramírez. 2022. Marine litter on sandy beaches with different human uses and waste management along the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Mar. Pollut. Bull.*, 175: 113392.
- Smith, S. D. A. and A. Markic. 2013. Estimates of marine debris accumulation on beaches are strongly affected by the temporal scale of sampling. *PLoS ONE*, 8: 83694.
- Suárez-Manzano, H. y G. Suárez-Montaño. 2015. Propuesta para la elaboración de una política pública para el manejo y aprovechamiento de los residuos sólidos en el distrito de Buenaventura, Valle del Cauca. Tesis Maestría en Gobierno. Univ Icesi, Cali. 28 p.
- Suteja, Y., A.S. Atmadipoera, E. Riani, I.W. Nurjaya, D. Nugroho and A.I.S. Purwiyanto. 2021. Stranded marine debris on the touristic beaches in the south of Bali Island, Indonesia: The spatiotemporal abundance and characteristic. *Mar. Pollut. Bull.*, 173: 113026.
- Tafurt-Villarraga, D., A. Molina y G. Duque. 2020. Influencia de las condiciones ambientales en la ecología trófica y presencia de microplásticos en tres especies de lenguados (Pleuronectiformes: Achiridae) en la bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 68:1055-1068.
- Tavares, D. C., J.F. Moura, A. Ceesay and A. Merico. 2020. Density and composition of surface and buried plastic debris in beaches of Senegal. *Sci. Total. Environ.*, 737:139633.
- Thiel, M., I.A. Hinojosa, L. Miranda, J.F. Pantoja, M.M. Rivadeneira and N. Vázquez. 2013. Anthropogenic marine debris in the coastal environment: A multi-year comparison between coastal waters and local shores. *Mar. Pollut. Bull.*, 71: 307–316.
- Thornton, L. and N. L. Jackson. 1998. Spatial and temporal variations in debris accumulation and composition on an estuarine shoreline, Cliffwood Beach, New Jersey, USA. *Mar. Pollut. Bull.*, 36: 705–711.
- UNEP. 2016. Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- Unger, A. and N. Harrison. 2016. Fisheries as a source of marine debris on beaches in the United Kingdom. *Mar. Pollut. Bull.*, 107(1), 52-58.
- Vásquez, D., A. Molina y G. Duque. 2021. Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 50: 27-42.
- Vidal, L., A. Molina y G. Duque. 2021. Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 50:113-132.
- Vijith, V., D. Sundar and S.R. Shetye. 2009. Time-dependence of salinity in monsoonal estuaries. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 85: 601–608.
- Wessel, C., K. Swanson, T. Weatherall and J. Cebrian. 2019. Accumulation and distribution of marine debris on barrier islands across the northern Gulf of Mexico. *Mar. Pollut. Bull.*, 139: 14–22.
- Williams, A. T. and D.T. Tudor. 2001. Litter burial and exhumation: Spatial and temporal distribution on a cobble pocket beach. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 1031–1039.
- Xie, Q., H. Li, L. Lin and Z. L. J. H. X. Xu. 2021. Characteristics of expanded polystyrene microplastics on island beaches in the Pearl River Estuary : abundance , size , surface texture and their metals-carrying capacity. *Ecotoxicology*, 30: 1632-1643.
- Zhang, H. 2017. Transport of microplastics in coastal seas. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 199: 74–86.



ARTÍCULO / ARTICLE

Cuantificación, origen y distribución de hidrocarburos alifáticos en sedimentos marinos de las Áreas Naturales Protegidas islas Pachacamac y Asia en Lima, Perú

Quantification, origin, and distribution of aliphatic hydrocarbons in marine sediments of the Protected Natural Areas of Pachacamac and Asia Islands in Lima, Peru

Diana Noriega

0000-0001-9904-8079
diananoriegapacheco@gmail.com

Piero Villegas

0000-0002-8416-025X
piravia@gmail.com

Ursula Neira

0000-0003-4429-3178
uneira@cientifica.edu.pe

Universidad Científica del Sur, Lima Perú.

* Autor de correspondencia / Corresponding author

Recibido / Received: 25/07/2024

Aceptado / Accepted: 05/11/2024

Citación / Citation: Noriega, D.C.; Villegas, P.; Neira, U. 2025. Cuantificación, origen y distribución de hidrocarburos alifáticos en sedimentos marinos de las Áreas Naturales Protegidas islas Pachacamac y Asia en Lima, Perú. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 133-152

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la concentración, origen y distribución espacial de hidrocarburos alifáticos en las Áreas Naturales Protegidas de isla Pachacamac e isla Asia (IPA), las cuales están influenciadas por actividades de pesca y turismo. Estas actividades generan tránsito de embarcaciones motorizadas que emplean derivados de petróleo, por lo tanto, existe riesgo de contaminación por fuga o derrame de hidrocarburos. La identificación de hidrocarburos en muestras de sedimentos marinos se realizó mediante el método de cromatografía de gases acoplada a un detector de ionización de llama (CG-FID). La distribución espacial de hidrocarburos se realizó con el método de interpolación "Distancia Inversa Ponderada". Como resultado se identificó una estación de isla Asia con contaminación moderada. El resto de las estaciones muestreadas no presentaron contaminación por hidrocarburos; sin embargo, los resultados obtenidos arrojaron que 94.1 % y 66.6 % de hidrocarburos encontrados en las áreas evaluadas de las islas Pachacamac y Asia, respectivamente, son de origen antrópico. La predominancia de hidrocarburos de origen antrópico en ambas islas puede ser indicativo de contaminación a largo plazo por efectos de acumulación. Se determinó que la mayor concentración de hidrocarburos en IPA está en puntos donde se realizan actividades de pesca y turismo y la menor concentración está donde no se realizan estas actividades.

Palabras clave: Hidrocarburos, contaminación, interpolación, sedimento, ecosistemas.

ABSTRACT

The objective of this research was to evaluate the concentration, origin, and spatial distribution of aliphatic hydrocarbons in the Protected Natural Areas of Pachacamac Island and Asia Island (IPA), which are influenced by fishing and tourism activities. These activities generate traffic from motorized vessels that utilize petroleum derivatives, thereby posing a risk of contamination from hydrocarbon leaks or spills. The identification of hydrocarbons in marine sediment samples was conducted using the gas chromatography method, coupled with a flame ionization detector (CG-FID). The spatial distribution of hydrocarbons was assessed using the inverse distance weighting interpolation method. As a result, a sampling station on Asia Island with moderate contamination was identified. The remaining sampled stations exhibited no hydrocarbon contamination. However, the results indicated that 94.1 and 66.6 % of the hydrocarbons found in the assessed areas of Pachacamac and Asia Islands, respectively, are anthropogenic in nature. The predominance of anthropogenic hydrocarbons on both islands may indicate long-term contamination due to accumulation effects. It was determined that the highest concentration of hydrocarbons in the IPA is found at locations where fishing and tourism activities occur, while the lowest concentration is found in areas without such activities.

Key words: hydrocarbons, pollution, interpolation, sediment, ecosystems.

INTRODUCCIÓN

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) islas Pachacamac y Asia (IPA) forman parte de la Reserva Nacional Sistema de Islas, Islotes y Puntas Guaneras (Rnsiipg), y del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (Sinanpe), Perú. Su objetivo principal es mantener muestras representativas de diversidad biológica en los espacios marino costeros de la corriente de Humboldt y asegurar el aprovechamiento sostenible de los recursos (Sernanp - A, 2016a). Los sectores IPA, al formar parte de la Rnsiipg, brindan servicios ecosistémicos muy importantes, tales como: provisión de peces, provisión de guano de isla, paisajes, captación de carbono y regulación del clima (Sernanp, 2016b).

En los sectores de conservación IPA se desarrollan actividades que emplean derivados del petróleo como turismo náutico no regulado y tráfico no controlado de embarcaciones pesqueras artesanales, uso de vehículos acuáticos motorizados y no motorizados, entre otras (SC IPA, 2018). Dichas actividades generan posibles fuentes de contaminación por fuga o derrame de hidrocarburos derivados del petróleo en el mar. Según *Boa et al. (2014)*, la incidencia de derrames en el mar ha ido en aumento debido al incremento de transporte marítimo y prospecciones petrolíferas.

Las especies marinas son las que se ven más afectadas, debido a que no tienen la capacidad de degradar, utilizar o reciclar los derivados del petróleo, lo que puede generar la disminución y la pérdida de algunas especies de invertebrados, peces y otros (*Rodríguez et al., 2015*). Los hidrocarburos de petróleo y otros contaminantes se adhieren a las branquias de especies marinas, afectando su respiración. También se adhieren a las algas y al fitoplancton incidiendo en la alimentación y reproducción de la vida acuática en general (*Olguín et al., 2007*).

En la presente investigación, se evaluó la concentración, nivel de contaminación, origen petrogénico (antrópico) o biogénico, y distribución espacial de hidrocarburos alifáticos (C10 – C35) en el área marina de IPA. Los hidrocarburos petrogénicos están relacionados con el petróleo crudo y sus derivados y evidencian una actividad antropogénica constante que eleva sus concentraciones (*Rodríguez et al., 2015*). Posteriormente se evaluó a gran escala la distribución de los hidrocarburos respecto a su concentración, mediante el método de interpolación Distancia Inversa Ponderada (IDW).

Se ha demostrado que la presencia de hidrocarburos está relacionada con la textura y la concentración de materia orgánica

INTRODUCTION

The Protected Natural Areas (PNA) of the Pachacamac and Asia Islands (IPA) are part of the System of Guanera Islands, Islets, and Points Natural Reserve (Rnsiipg) and the National System of Natural Areas Protected by the State (Sinanpe) in Peru. Their main purpose is to maintain representative samples of biological diversity in marine-coastal spaces of the Humboldt current and ensure the sustainable utilization of resources (Sernanp - A, 2016a). As part of the Rnsiipg, the IPA sectors provide highly important ecosystem services, such as the provision of fish, island guano, and landscapes; carbon capture; and climate regulation (Sernanp, 2016b).

In IPA conservation sectors, activities are carried out which employ petroleum derivatives, such as unregulated nautical tourism, unregulated traffic from artisanal fishing vessels, and the use of motorized and nonmotorized aquatic vehicles, among others (SC IPA, 2018). These activities imply potential pollution sources due to the leakage or spillage of petroleum-derived hydrocarbons into the sea. According to *Boa et al. (2014)*, the incidence of spillage at sea has grown due to increased maritime transport and petroleum exploration activities.

Marine species are the most affected by this issue, as they cannot degrade, utilize, or recycle petroleum derivatives, which can cause the decline and loss of some species, including invertebrates, fish, and others (*Rodríguez et al., 2015*). Petroleum hydrocarbons and other pollutants adhere to the gills of marine species, affecting their respiration. They also adhere to algae and phytoplankton, influencing the feeding and reproduction of aquatic life in general (*Olguín et al., 2007*).

This research evaluated the concentration, pollution level, petrogenic (anthropic) or biogenic origin, and spatial distribution of aliphatic hydrocarbons (C10-C35) in the marine area of the IPA. Petrogenic hydrocarbons are related to crude oil and its derivatives, and they evince a constant anthropogenic activity that increases their concentrations (*Rodríguez et al., 2015*). Afterwards, this work conducted a large-scale evaluation of the distribution of hydrocarbons with regard to their concentrations, using the inverse distance weighted (IDW) interpolation method.

It has been demonstrated that the presence of hydrocarbons is related to the texture and concentration of organic matter in sediments (*Calva et al., 2006*). There is electrostatic attraction

en el sedimento (Calva *et al.*, 2006). Existe atracción electrostática de compuestos no polares con las fases orgánicas de los ácidos húmicos (materia orgánica). Las fracciones más finas del sedimento ofrecen una mayor área superficial para la adsorción de los contaminantes (Rubio *et al.*, 2000). En el presente estudio se evaluó la concentración de materia orgánica y la granulometría del sedimento debido a la estrecha relación de ambos con la concentración de hidrocarburos.

ÁREA DE ESTUDIO

Sector Isla Pachacamac

La isla Pachacamac, también conocida como isla Cavillaca ($12^{\circ} 19' S$ y $78^{\circ} 55' O$), cuenta con un área total de 4289.88 ha (4254.77 ha marinas y 35.11 ha terrestre) y abarca dos islas principales y tres islotes pequeños, los cuales se encuentran influenciados por la corriente de Humboldt. Este grupo de las islas se inicia con dos rocas aisladas llamadas La Viuda; al suroriente de estas rocas se encuentra el islote de Pachacamac, el cual es de mayor tamaño y presenta un color blancuzco. En la misma dirección, se encuentra el islote San Francisco, de menor tamaño y redondo en la cima; el conjunto semeja una ballena gigante. Entre la isla Pachacamac y el islote San Francisco se encuentra el islote El Sauce, pequeño y ubicado a 265 m de la isla principal. El Arrecife Corcovado se encuentra al suroriente de San Francisco. Tiene una extensión aproximada de 1 km de largo y es el que acaba el grupo (SC IPA, 2018). Estas islas se encuentran situadas frente al litoral del departamento de Lima, Perú, a menos de 1.8 km de las playas del sur de Lima por lo que son de fácil acceso (Sernanp, 2009). Se encuentran protegidas por ley y están conformadas por ecosistemas marinos e insulares dentro del polígono Reserva Nacional Isla Pachacamac (Figura 1).

Pachacamac tiene un registro de 23 especies de aves tales como el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), gallinazo (*Cathartes* sp.), entre otros; además alberga una de las colonias más grandes en la costa peruana de pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) (Birdlife, 2008). En la Figura 1 se observan los puntos en el sector de conservación de isla Pachacamac con alto tráfico de embarcaciones por actividades de pesca tipo cordel de mano, buceo y redes, así como de turismo, el cual realiza paddle, kayak, surf, paseos en motos y yates (SC IPA, 2018).

between nonpolar compounds and the organic phases of humic acids (organic matter). The finer fractions of the sediment offer a larger surface area for pollutant adsorption (Rubio *et al.*, 2000). This study evaluated the concentration of organic matter and the granulometry of the sediment, given the close relationship of both with hydrocarbon concentration.

STUDY AREA

Pachacamac Island sector

Pachacamac Island, also known as Cavillaca Island ($12^{\circ} 19' S$ and $78^{\circ} 55' O$), has a total area of 4289.88 ha (4254.77 marine and 35.11 terrestrial ha) and comprises two main island and three small islets, which are influenced by the Humboldt current. This group of islands starts with two isolated rocks called *La Viuda*. Southeast of these rocks is the Pachacamac Islet, the largest in size, which exhibits a whitish coloration. The San Francisco Islet, smaller and rounded at the top, is in the same direction; this group resembles a giant whale. Between Pachacamac Island and San Francisco Islet is El Sauce Islet, small and located 265 m off the main island. The Corcovado Reef is southeast of San Francisco. It is approximately 1 km long and marks the end of the group (SC IPA, 2018). These islands are located in front of the littoral of the department of Lima, Peru, less than 1.8 km away from the beaches of southern Lima, which is why they are of easy access (Sernanp, 2009). These areas are protected by law and are composed of marine and insular ecosystems within the Pachacamac Island Natural Reserve polygon (Figure 1).

Pachacamac has a record of 23 bird species, such as the peregrine falcon (*Falco peregrinus*) and the turkey vulture (*Cathartes* sp.), among others. It also harbors one of the largest colonies of the Humboldt penguin (*Spheniscus humboldti*) along the Peruvian coast (Birdlife, 2008). Figure 1 shows the points in the Pachacamac Island conservation sector that exhibit high vessel traffic due to fishing activities using handlines, diving, and nets, as well as touristic activities including paddling, kayaking, surfing, and water scooter and yacht rides (SC IPA, 2018).

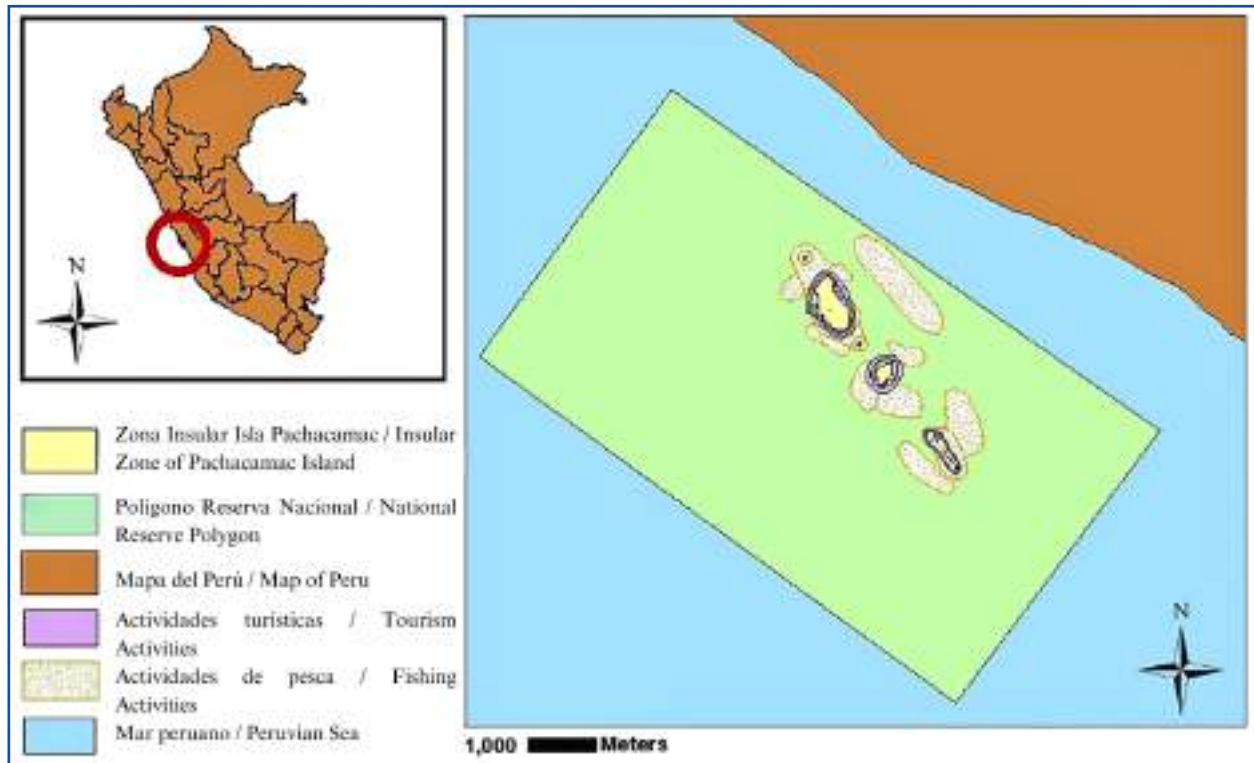


Figura 1. ANP isla Pachacamac y áreas de pesca y turismo.

Figure 1. PNA of Pachacamac Island and fishing and tourism areas.

Sector isla Asia

La isla Asia ($12^{\circ} 47' S$ y $76^{\circ} 37' O$) se ubica frente al balneario del distrito de Asia, en la región Lima, Perú, a 1.6 km de la costa. Tiene un área terrestre de 152 ha y un área marina de 3865.53 ha, cubriendo una extensión total de 3929.58 ha; sus dimensiones son 1.19 km de largo y 0.75 km de ancho, en sus lados más extensos. La altitud máxima es de 123 msnm. Las aves guaneras son representativas de la amplia fauna silvestre que existe en isla Asia. Ciento cinco mil aves habitan en la isla, de un total de cuatro millones de aves guaneras que existen en islas y puntas del Perú (Figueroa *et al.*, 2016). El ANP isla Asia está conformada por ecosistemas marinos e insulares del polígono Reserva Nacional Isla Asia (Figura 2).

Esta isla tiene un registro de 30 especies de aves, entre ellas el pingüino de Humboldt (*S. humboldti*), potoyunco peruano (*Pelecanoides garnotii*), golondrina de mar de Wilson (*Oceanites oceanicus*), camanay (*Sula nebouxii*), piquero peruano (*S. variegata*), entre otras. En el caso de mamíferos, se registraron cuatro especies: vampiro común (*Desmodus rotundus*), lobo marino chusco (*Otaria byronia*), nutria marina (*Lontra felina*) y delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*). El lobo marino chusco y la nutria marina fueron considerados en situación de amenaza. En

Asia Island sector

Asia Island ($12^{\circ} 47' S$ and $76^{\circ} 37' O$) is located in front of the beach resort of the district of Asia, in the region of Lima, Peru, 1.6 km off the coast. It has a land area of 152 ha and a marine area of 3865.53 ha, spanning a total 3929.58 ha. It is 1.19 km long and 0.75 km wide on its broadest sides. Its maximum altitude is 123 masl. Guano-feeding seabirds are representative of the extensive wildlife in Asia Island. 105 000 birds inhabit the island, out of a total four million guano-feeding seabirds in the islands and points of Peru (Figueroa *et al.*, 2016). The PNA of Asia Island comprises marine and insular ecosystems of the Asia Island Natural Reserve polygon (Figure 2).

This island has a record of 30 species, among them the Humboldt penguin (*S. humboldti*), the Peruvian diving petrel (*Pelecanoides garnotii*), Wilson's storm-petrel (*Oceanites oceanicus*), the blue-footed booby (*Sula nebouxii*), and the Peruvian booby (*S. variegata*), among others. As for mammals, four species have been recorded: the common vampire bat (*Desmodus rotundus*), the sea lion (*Otaria byronia*), the marine otter (*Lontra felina*), and the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). The sea lion and the marine otter are considered to be threatened species. The recorded reptiles include lizard (*Microlophus peruvianus*) and

reptiles se tienen especies de lagartija (*Microlophus peruvianus*) y tortuga verde (*Chelonia mydas*), esta última considerada en situación de amenaza (Sernanp, 2016a).

green sea turtle (*Chelonia mydas*) species, with the latter also threatened (Sernanp, 2016a).

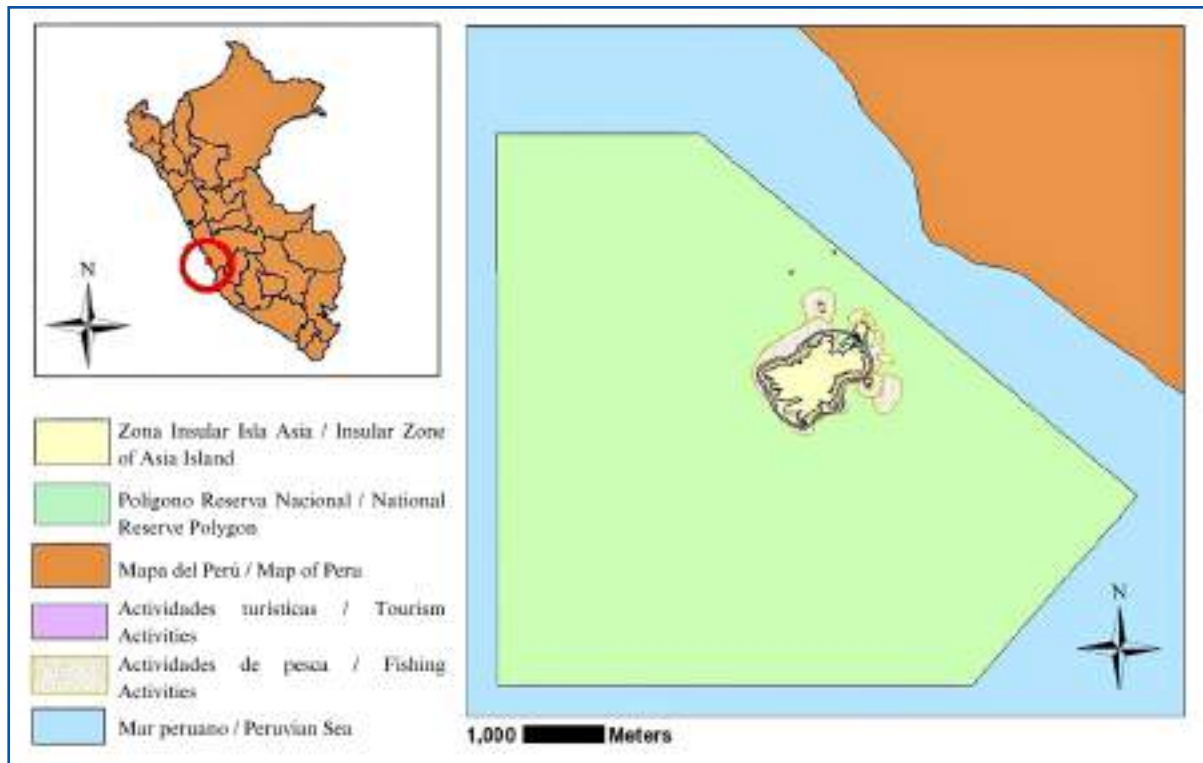


Figura 2. ANP isla Asia y áreas de pesca y turismo.

Figure 2. PNA of Asia Island and fishing and tourism areas.

Cuenta con actividad recreativa acuática especialmente en verano (GEF Guaneras, 2016); las actividades antrópicas de mayor riesgo en isla Asia son la pesca artesanal, el turismo náutico no regulado, los impactos sonoros y visuales no regulados, la competencia por los recursos, así como el disturbio que provocan las campañas de extracción de guano y la contaminación que genera. La pesca que se realiza en el sector isla Asia es de tipo cordel de mano, redes y buceo. Las actividades turísticas que se realizan son kayak, moto acuática, esquí acuático y nado (SC IPA, 2018). Las islas Asia y Pachacamac tienen una diversidad similar, con un índice de diversidad Shannon H' de 0 a 1.7 y de 0 a 2.1 respectivamente (Sernanp, 2017).

Asia Island exhibits aquatic recreational activities especially in summer (GEF Guaneras, 2016). The anthropic activities posing the highest risk on Asia Island are artisanal fishing, unregulated nautical tourism, unregulated sound and visual impacts, competition for resources, and the disturbances caused by guano extraction campaigns, as well as the pollution they generate. The fishing carried out in the Asia Island sector involves handlines, nets, and diving. The touristic activities performed are kayaking, water scooter rides, waterskiing, and swimming (SC IPA, 2018). The Asia and Pachacamac Islands feature a similar diversity, with Shannon H' indices of 0-1.7 and 0-2.1, respectively (Sernanp, 2017).

MATERIALES Y MÉTODOS

Estaciones de muestreo

El muestreo se realizó en la zona marina de IPA. Las estaciones de muestreo se establecieron en puntos de alto tráfico de embarcaciones por las actividades de pesca y turismo (Figuras

MATERIALS AND METHODS

Sampling stations

Sampling was carried out in the marine zone of the IPA. Sampling stations were set up at points of high vessel traffic due to fishing and touristic activities (Figures 3 and 4). The characteristics

3 y 4). Se tomaron en cuenta las características propias de los ecosistemas como la accesibilidad, la batimetría y los recursos disponibles.

of the ecosystems were considered, such as their accessibility, bathymetry, and available resources.

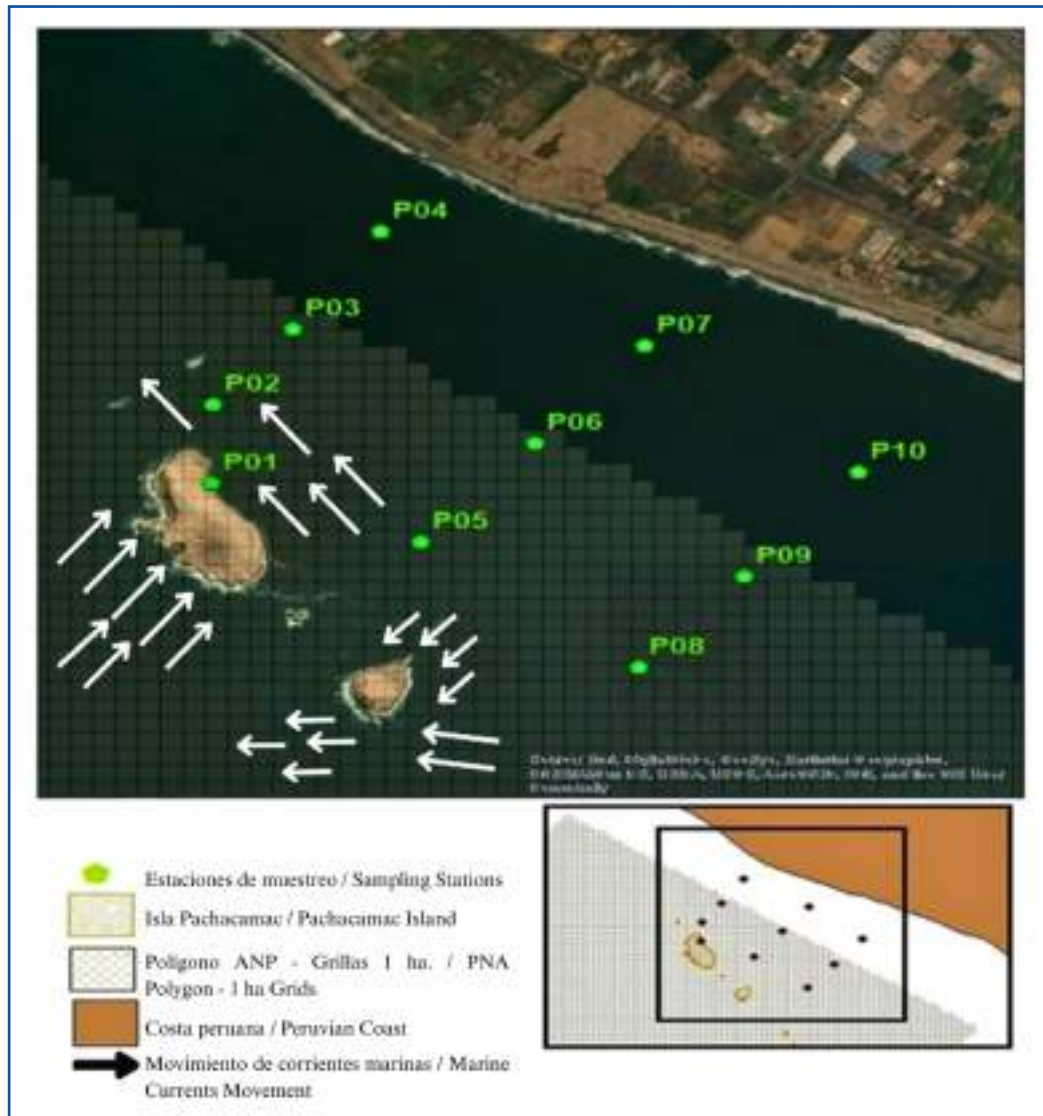


Figura 3. Estaciones de muestreo de hidrocarburos – Isla Pachacamac.

Figure 3. Hydrocarbon sampling stations – Pachacamac Island.

En el caso de isla Pachacamac, se establecieron 10 estaciones de muestreo; sin embargo, no se pudo extraer sedimento en dos estaciones (P01 y P03) debido a que P03 es una zona rocosa y P01 se encontraba muy cerca de un punto en donde estaban aposentadas aves guaneras que no deben ser perturbadas.

In the case of Pachacamac Island, 10 sampling stations were established. However, no sediments could be extracted from stations P01 and P03, as the latter was located in a rocky zone and the former was very close to a point where guano-feeding seabirds that should not be disturbed had taken refuge.

En el caso de isla Asia, se establecieron nueve estaciones de muestreo. Sin embargo, no se pudo extraer sedimento en tres estaciones (A01, A04 y A07); las estaciones A04 y A07 presentaban sustrato rocoso y A-01 se encontraba muy cerca de aves guaneras aposentadas que no deben ser perturbadas.

In the case of Asia Island, nine sampling stations were established. However, no sediments could be extracted from three stations (A01, A04, and A07). Stations A04 and A07 exhibited a rocky substrate, and A01 was very close to perched guano-feeding seabirds that should not be disturbed.

Tabla 1. Estaciones de muestreo de hidrocarburos – Isla Pachacamac.

Table 1. Hydrocarbon sampling stations – Pachacamac Island.

Coordenadas UTM de estaciones de muestreo: isla Pachacamac / UTM coordinates of the sampling stations at Pachacamac Island			
N°	Nombre del punto de muestreo / Sampling point name	Longitud / Longitude	Latitud / Latitude
1	P01	293098.409	8639574.008
2	P02	295473.565	8639017.838
3	P03	293461.756	8640492.977
4	P04	293108.639	8640041.794
5	P05	295029.846	8640397.879
6	P06	295984.289	8639640.693
7	P07	294035.091	8639223.737
8	P08	295001.015	8638479.512
9	P09	293856.289	8641077.617
10	P10	294538.429	8639814.851

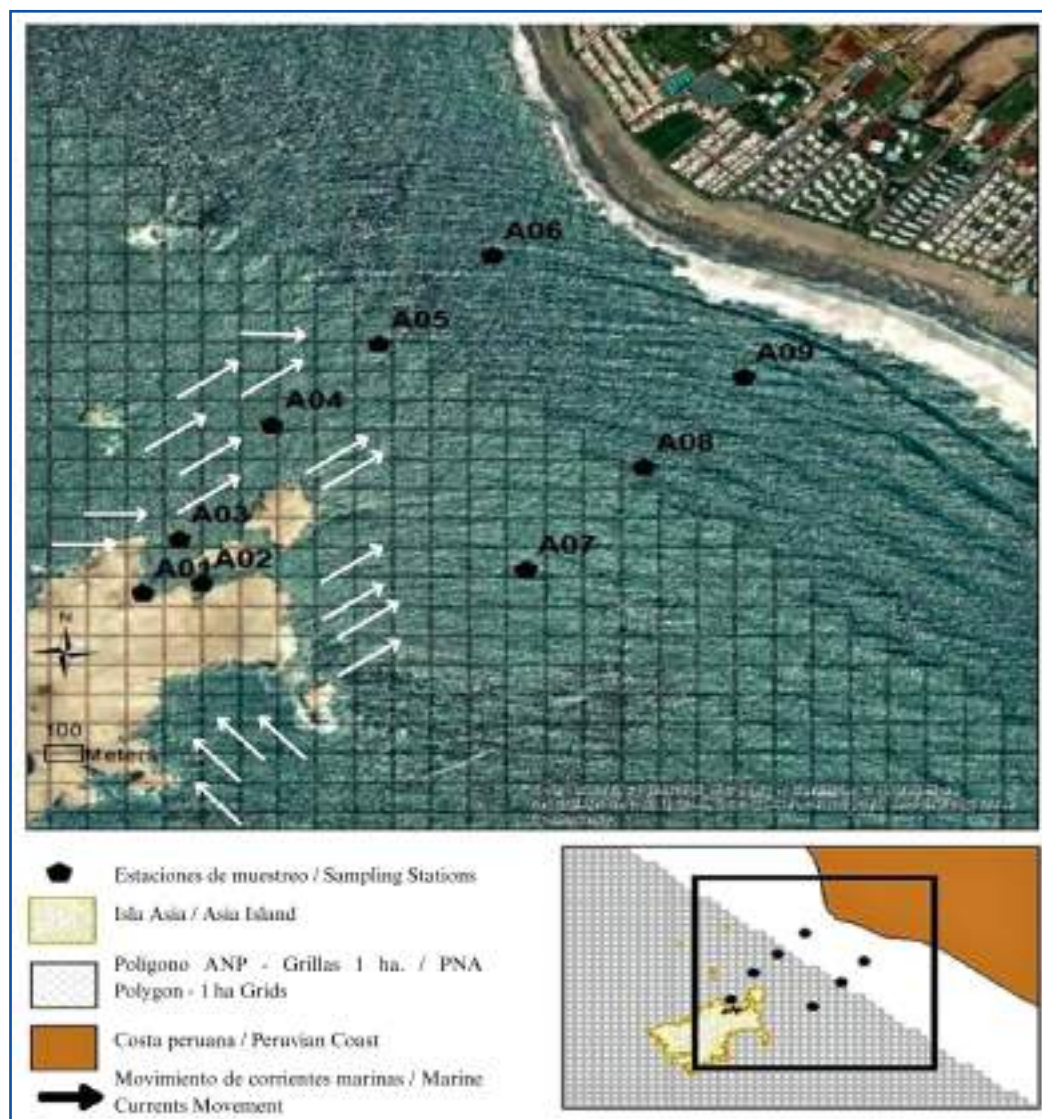

Figura 4. Estaciones de muestreo de hidrocarburos – Isla Asia.

Figure 4. Hydrocarbon sampling stations – Asia Island.

Tabla 2. Estaciones de muestreo de hidrocarburos – Isla Asia.**Table 2.** Hydrocarbon sampling stations – Asia Island.

Coordenadas UTM de estaciones de muestreo: isla Asia / UTM coordinates of the sampling stations in Asia Island			
Nº	Nombre del punto de muestreo / Sampling point name	Longitud / Longitude	Latitud / Latitude
1	A01	324111.103	8585569.740
2	A02	324264.619	8585602.290
3	A03	324206.199	8585751.970
4	A04	324449.856	8586139.790
5	A05	324731.046	8586414.000
6	A06	325027.570	8586715.940
7	A07	325115.586	8585650.380
8	A08	325423.436	8585999.760
9	A09	325685.060	8586305.420

En ambas islas, las estaciones de muestreo se establecieron en tres transectos, paralelos entre sí, desde la costa hacia las islas. La mayoría de las estaciones se determinaron en forma de cuadrícula, haciendo una distribución equitativa entre el área insular de IPA y la costa peruana. Se establecieron algunas estaciones de monitoreo fuera de las ANP IPA, para identificar si la zona urbana es fuente generadora de hidrocarburos.

Recolecta de muestras

La recolecta de muestras de sedimentos marinos para la evaluación de hidrocarburos alifáticos y variables de granulometría y materia orgánica, se realizó en 2018, tomando como referencia el protocolo de muestreo, agua, sedimentos y organismos acuáticos de Imarpe (2013) y el documento requisitos mínimos para ensayos de muestras ambientales (ALAB, 2018), de la siguiente manera: se realizó una visita a cada Área Natural Protegida portando un dispositivo GPS y material impreso de coordenadas de las estaciones de muestreo. En cada estación, se extrajo una muestra de sedimento marino superficial con una draga tipo Van Veen; luego se utilizó una espátula de metal y se colocaron aproximadamente 300 g de sedimento para la evaluación de hidrocarburos en doble papel aluminio y se envolvió la muestra hasta cubrirla totalmente, posteriormente fue transferida a una bolsa sellable hermética y rotulada. De la misma manera, se colocaron 200 g de sedimento para el análisis de contenido de materia orgánica. Para el análisis granulométrico las muestras se colocaron directamente en bolsas sellables herméticas y rotuladas. Las muestras para análisis de hidrocarburos fueron refrigeradas para evitar alteraciones en sus propiedades fisicoquímicas hasta su traslado al laboratorio.

In both islands, the sampling stations were established in three transects parallel to each other, from the coast towards the islands. Most of the sampling stations were set up in the form of a grid, with an equal distribution between the insular area of the IPA and the Peruvian coast. Some sampling stations were established outside the PNAs of the IPA, in order to verify whether or urban areas constituted a hydrocarbon source.

Sample collection

In 2018, marine sediment samples were collected for the evaluation of aliphatic hydrocarbons and granulometry and organic matter variables, taking Imarpe's water, sediments, and aquatic organisms sampling protocol (2013) and the minimum requirements for assays with environmental samples (ALAB, 2018) as reference. This was done as follows. Each PNA was visited while carrying a GPS device and printed material on the sampling stations' coordinates. At each station, a marine surface sediment sample was extracted using a Van Veen grab. Then, a metal spatula was employed to place approximately 300 g of sediment within two layers of aluminum foil for hydrocarbon evaluation. The samples were wrapped until they were completely covered. Afterwards, they were transferred to a hermetic and labeled sealable bag. In the same way, 200 g of sediment were extracted for organic matter analysis. For the granulometric analysis, the samples were directly placed into hermetic and labeled sealable bags. The samples used for the hydrocarbon analysis were refrigerated to avoid alterations to their physicochemical properties until they were transported to the laboratory.

Análisis de muestras

La evaluación de hidrocarburos alifáticos se realizó por el laboratorio del Imarpe utilizando el respectivo protocolo (Imarpe, 2019) y el manual Determinación de los hidrocarburos de petróleo en los sedimentos de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI, 1982). El análisis de hidrocarburos alifáticos estuvo basado en el método de cromatografía de gases acoplada a un detector de ionización de llama (CG-FID).

Para la mineralización de la matriz de sedimento se utilizaron entre 80 y 100 g de muestra de sedimento húmedo que se colocó en un balón, se agregaron 100 ml de metanol bidestilado, 3 g de hidróxido de potasio (KOH) y cuerpos sólidos de ebullición. Se realizó una mezcla de 0.5 mg/ml de bifenilo antraceno y pireno, disueltos en hexano. Se hizo refluir la mezcla durante hora y media.

El extracto anterior se utilizó para la extracción de los hidrocarburos alifáticos; para ello se esperó a llegar a temperatura ambiente y se pasó a un embudo de separación para separar la fase de metanol y de pentano. Posteriormente se extrajo con 25 ml de pentano. La fase de pentano se pasó a un matraz de evaporación y con un rotavapor se redujo el volumen a 0.5 ml. Se trasvasó el volumen reducido a un vial de vidrio utilizando pentano, luego se concentró el extracto hasta obtener 0.2 ml utilizando gas nitrógeno. La separación de compuestos alifáticos y aromáticos se realizó utilizando una columna de sílice fundida DB-5MS con una temperatura que estuvo entre 290 y 340 °C. Posteriormente se efectuó la cromatografía de gases con detector de ionización de llamas (FID) para la obtención de hidrocarburos alifáticos totales (resueltos y no resueltos), referido a muestra seca en µg/g.

El análisis granulométrico y contenido de materia orgánica se realizó en el laboratorio Analytical Laboratory E.I.R.L. La granulometría se evaluó con base en la Norma Técnica Peruana 339.128:1999, revisada en 2014 y la materia orgánica se evaluó en base a la Norma Oficial Mexicana 021 – Recnat -2000 (ALAB, 2019).

Cálculo de índices de origen de los hidrocarburos

El cálculo del Índice de Preferencia del Carbono (CPI), se basó en la fórmula propuesta por Nevenzel (1989):

$$CPI_{x-y} = \frac{\sum \% HC \text{ Impares}}{\sum \% HC \text{ Pares}} \cdot \frac{D}{N}$$

donde D = número de homólogos pares entre la cadena de longitud x e y, y N = número de homólogos impares en este

Sample analysis

The aliphatic hydrocarbons evaluation was conducted by and Imarpe laboratory while following the corresponding protocol (Imarpe, 2019) and the manual for determining petroleum hydrocarbons in sediments issued by the International Oceanographic Commission (COI, 1982). The aliphatic hydrocarbon analysis was based on the gas chromatography method, coupled with a flame ionization detector (CG-FID).

To mineralize the sediment matrix, 80-100 g of wet sediment samples were used. These samples were placed in a flask, adding 100 ml of bidistilled methanol, 3 g of potassium hydroxide (KOH), and boiling chips. A solution of 0.5 mg/ml biphenyl, anthracene, and pyrene dissolved in hexane was prepared. The mixture was refluxed for an hour and a half.

The aforementioned extract was used for aliphatic hydrocarbon extraction. To this effect, we waited until room temperature was reached and transferred the extract to a separatory funnel in order to separate the methanol and pentane phases. This was then extracted with 25 ml of pentane. The pentane phase was placed into an evaporator flask, and, using a rotary evaporator, the volume was reduced to 0.5 ml. The reduced volume was transferred to a glass vial using pentane. Then, the extract was concentrated by means of nitrogen gas until 0.2 ml were obtained. Aliphatic and aromatic compounds separation was carried out using a DB-5MS fused silica column, at a temperature of 290-340 °C. Afterwards, gas chromatography was carried out with FID to obtain the total aliphatic hydrocarbons (resolved and unresolved), expressed as µg/g of dry sample.

The granulometry and organic matter content analyses were conducted at the Analytical Laboratory E.I.R.L. Granulometry was evaluated based on the 339.128:1999 Peruvian Technical Norm, which was revised in 2014, and the organic matter content was evaluated by means of Official Mexican Norm 021 – Recnat-2000 (ALAB, 2019).

Calculating the hydrocarbons' origin indices

The Carbon Preference Index (CPI) calculations were based on the formula proposed by Nevenzel (1989):

$$CPI_{x-y} = \frac{\sum \% \text{Odd HC Impares}}{\sum \% \text{Even HC}} \cdot \frac{D}{N}$$

intervalo. Normalmente muestra valores mayores a la unidad para hidrocarburos de origen biogénico, mientras que los valores menores a la unidad indican hidrocarburos de origen petrogénico (Peters *et al.*, 2005).

El índice BMP / AMP (relación de hidrocarburos de bajo peso molecular a los de alto peso molecular) se define como:

$$\frac{BMP}{AMP} = \frac{\Sigma \text{Hidrocarburos menores e iguales a C20}}{\Sigma \text{Hidrocarburos mayores a C20}}$$

Los valores mayores a la unidad indican la presencia de algas, plancton y petróleo crudo; y los valores menores a la unidad indican presencia de bacterias sedimentarias, animales marinos y plantas superiores (González *et al.*, 2013). Snedaker *et al.* (1995) precisan que las cadenas de carbonos impares resaltan en muestras de material biológico, mientras que las de carbonos pares resaltan en muestras de material petrogénico. La relación entre pristano y fitano se calcula dividiendo la concentración del primero entre la concentración de fitano; los valores cercanos a la unidad indican que son derivados del petróleo y los valores entre 1.4 y 6.7 indican que son de origen biogénico (Peters *et al.*, 2005).

Distribución espacial de hidrocarburos respecto a la concentración

La interpolación IDW es un procedimiento matemático por el cual se obtienen nuevos valores en puntos no muestreados a partir de valores obtenidos en puntos muestreados. Las estimaciones de la mayoría de los métodos de interpolación espacial se pueden representar como medias ponderadas de los datos incluidos en la muestra (Oliver y Webster, 2007). En la presente investigación, la interpolación se realizó con los resultados de laboratorio de la concentración de hidrocarburos alifáticos en el software ArcGIS. Se utilizaron mapas de las ANP IPA grillados predeterminadamente por Sernanp en cuadrículas de una hectárea, de acuerdo con su metodología efectos por actividades (Sernanp, 2014). El grillado facilita la localización del ámbito en donde ocurre la contaminación ambiental a gran escala.

RESULTADOS

Isla Pachacamac

En la tabla 3 se observa que la cantidad de hidrocarburos alifáticos en isla Pachacamac oscila entre un mínimo de 2.07 µg/g (estación P07) y un máximo de 7.56 µg/g (estación P08).

where D = the number of even homologues between chains of lengths x and y, and N = the number of odd homologues in this interval. Typically, values greater than one indicate hydrocarbons of biogenic origin, while values below one indicate hydrocarbons of petrogenic origin (Peters *et al.*, 2005).

The BMP/AMP index (*i.e.*, the ratio of hydrocarbons of low molecular weight to those of high molecular weight) is defined as:

$$\frac{BMP}{AMP} = \frac{\Sigma \text{Hydrocarbons lighter than or equal to C20}}{\Sigma \text{Hydrocarbons heavier than C20}}$$

Values greater than one indicate the presence of algae, plankton, and crude oil, and lower values indicate the presence of sedimentary bacteria, marine animals, and higher plants (González *et al.*, 2013). Snedaker *et al.* (1995) state that odd carbon chains stand out in biological material samples, whereas even ones stand out in samples with petrogenic material. The ratio between pristane and phytane is calculated by dividing the concentration of the former by that of the latter. Values close to one indicate that they are petroleum derivatives, and values between 1.4 and 6.7 indicate a biogenic origin (Peters *et al.*, 2005).

Spatial distribution of the hydrocarbons with respect to concentration

IDW interpolation is a mathematical procedure through which new values for unsampled points are obtained from values for sampled points. The estimates of most spatial interpolation methods can be represented as weighted means of the data included in the sample (Oliver and Webster, 2007). In this work, interpolation was carried out with the lab results concerning the concentration of aliphatic hydrocarbons in the ArcGIS software. Maps of the PNA of the IPA were used, pre-gridded by Sernanp in 1 ha grids, according to their effects by activities methodology (Sernanp, 2014). Gridding facilitates locating areas where large-scale pollution occurs.

RESULTS

Pachacamac Island

Table 3 shows that the amount of aliphatic hydrocarbons in Pachacamac Island oscillates between a minimum of 2.07 µg/g (P07 station) and a maximum of 7.56 µg/g (P08 station).

Tabla 3. Concentración de hidrocarburos alifáticos totales y nivel de contaminación en isla Pachacamac, noviembre de 2018.

N°	Estación / Station	Profundidad (metros) / Depth (meters)	Alifáticos totales / Total aliphatic hydrocarbons (µg/g)	Nivel de contaminación según Saravia (2007) / Pollution level according to Saravia (2007)
1	P02	7 m	2.41	Sin contaminación / No pollution
2	P04	10 m	4.25	Sin contaminación / No pollution
3	P05	10 m	5.58	Sin contaminación / No pollution
4	P06	12 m	3.16	Sin contaminación / No pollution
5	P07	12 m	2.07	Sin contaminación / No pollution
6	P08	12 m	7.56	Sin contaminación / No pollution
7	P09	9 m	5.65	Sin contaminación / No pollution
8	P10	11 m	4.42	Sin contaminación / No pollution

Table 3. Concentration of total aliphatic hydrocarbons and pollution level at Pachacamac Island in November 2018.

En la figura 5 se observa la distribución espacial de los hidrocarburos de isla Pachacamac, respecto a su concentración en µg/g. En donde el área que presenta color amarillo claro tiene una concentración estimada entre 2.07 y 3.00 µg/g de hidrocarburos alifáticos, mientras que la de color azul oscuro oscila entre 6.01 y 7.56 µg/g. Así mismo, se pueden identificar

In Figure 5, the spatial distribution of hydrocarbons in Pachacamac Island can be observed with regard to their concentration in µg/g. Here, the light-yellow area represents an estimated concentration between 2.07 and 3.00 µg/g, while the dark blue area oscillates between 6.01 and 7.56 µg/g. Likewise, other areas with different concentrations can be identified according to their corresponding

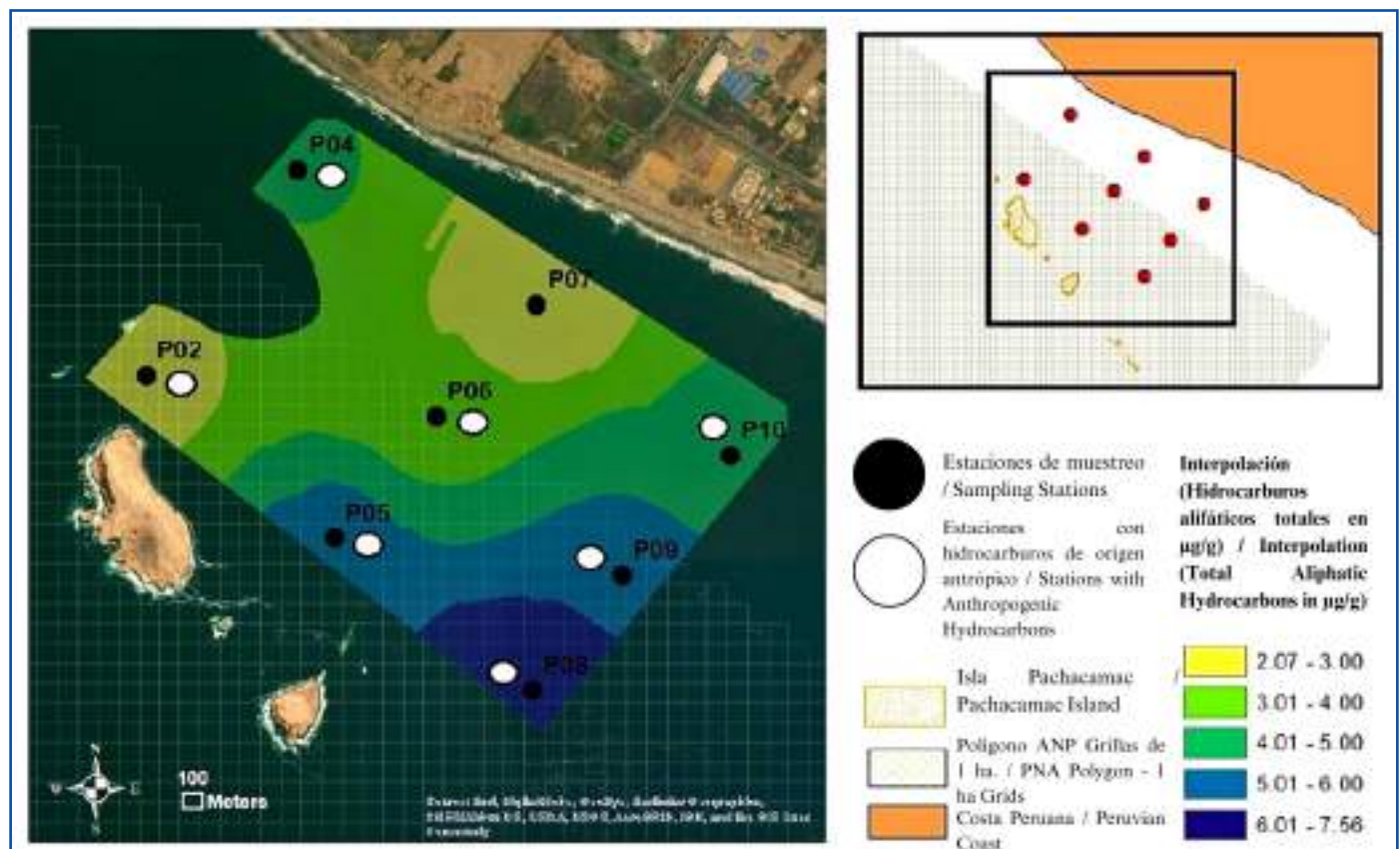


Figura 5. Distribución espacial de hidrocarburos alifáticos mediante interpolación IDW en isla Pachacamac.

Figure 5. Spatial distribution of aliphatic hydrocarbons as obtained by means of IDW interpolation in Pachacamac Island.

otras áreas con diferentes concentraciones según la escala de colores correspondiente. Ninguna estación de muestreo en isla Pachacamac presentó contaminación ni sobrepasó el valor máximo de protección para la vida acuática de 500 µg/g propuesto por la normativa canadiense (CEQG, 2011).

En la Tabla 4 se identifica el origen de los hidrocarburos en isla Pachacamac, comparando a su vez los resultados de cuatro índices de procedencia de hidrocarburos. En donde 88 % del sector evaluado en isla Pachacamac presenta la presencia de hidrocarburos alifáticos de origen petrogénico.

Tabla 4. Origen de los hidrocarburos alifáticos en isla Pachacamac (Imarpe, 2018).

N°	Estación / Station	Índices de procedencia de hidrocarburos alifáticos / Aliphatic hydrocarbon provenance indices			
		(*) CPI	Hidrocarburo mayor / Largest hydrocarbon	(**) BMP / AMP	Pristano - fitano / Pristane - phytane
1	P02	0.40 - Petrogénico / 0.40 - Petrogenic	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	1/3 - Biogénico + petrogénico / 1/3 - Biogenic + petrogenic	No aplica / Not applicable
2	P04	0.15 - Petrogénico / 0.15 - Petrogenic	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	4/4 - Biogénico + petrogénico / 4/4 - Biogenic + petrogenic	0.55 Petrogénico / 0.55 Petrogenic
3	P05	0.20 - Petrogénico / 0.20 - Petrogenic	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	4/4 - Biogénico + petrogénico / 4/4 - Biogenic + petrogenic	0.56 Petrogénico / 0.56 Petrogenic
4	P06	0.04 - Petrogénico / 0.04 - Petrogenic	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	2/3 - Biogénico / 2/3-Biogenic	No aplica / Not applicable
5	P07	1.41 - Biogénico / 1.41 - Biogenic	C23 - Biogénico / C23 - Biogenic	No aplica / Not applicable	No aplica / Not applicable
6	P08	0.26 - Petrogénico / 0.26 - Petrogenic	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	4/4 - Biogénico + petrogénico / 4/4 - Biogenic + petrogenic	0.58 Petrogénico / 0.58 Petrogenic
7	P09	0.12 - Petrogénico / 0.12 - Petrogenic	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	4/3 - Biogénico + petrogénico / 4/3 - Biogenic + petrogenic	0.63 Petrogénico / 0.63 Petrogenic
8	P10	0.21 - Petrogénico / 0.21 - Petrogenic	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	3/3 - Biogénico + petrogénico / 3/3 - Biogenic + petrogenic	0.42 Petrogénico / 0.42 Petrogenic

(*) CPI: Índice de Preferencia de Carbono.

(**) BMP / AMP: Relación de hidrocarburos de bajo peso molecular a los de alto peso molecular.

(*) CPI: carbon preference index.

(**) BMP / AMP: ratio of hydrocarbons of low molecular weight to those of high molecular weight.

Las tablas 5 y 6 muestran la granulometría y materia orgánica de las muestras de sedimento marino. Es información adicional y complementaria para que sea usada como fuente de conocimiento y posterior aplicabilidad en investigaciones que se realicen en isla Pachacamac.

color scale. No sampling station in Pachacamac Island exhibited pollution or exceeded the maximum value for the protection of aquatic life (500 µg/g) proposed by Canadian regulations (CEQG, 2011).

Table 4 identifies the origin of the hydrocarbons in Pachacamac Island while comparing the results for four hydrocarbon provenance indices, with 88 % of the evaluated sector in Pachacamac Island exhibiting the presence of aliphatic hydrocarbons of petrogenic origin.

Table 4. Origin of the aliphatic hydrocarbons in Pachacamac Island (Imarpe, 2018).

Tables 5 and 6 show the granulometry and organic matter of the marine sediment samples. This is additional and complementary information that can be used as a source of knowledge and later applied in research conducted in Pachacamac Island.

Tabla 5. Granulometría isla Pachacamac (ALAB, 2019).

Table 5. Granulometry of Pachacamac Island (ALAB, 2019).

LCM (Límite de cuantificación del método): 0.0002 / LCM (Limit of quantification of the method): 0.0002				
Estación / Station	Parámetros / Parameters (%)			
	Grava / Gravel	Arena / Sand	Limo / Silt	Arcilla / Clay
P02	19.32	80.65	0.03	< 0.0002
P04	< 0.0002	72.38	21.38	6.24
P05	< 0.0002	60.92	31.88	7.20
P06	< 0.0002	98.17	1.69	0.14
P07	< 0.0002	70.68	22.08	7.24
P08	< 0.0002	70.31	22.18	7.51
P09	< 0.0002	65.44	27.46	7.10
P10	< 0.0002	73.80	21.15	5.05

Tabla 6. Materia orgánica isla Pachacamac (ALAB, 2019).

Table 6. Organic matter in Pachacamac Island (ALAB, 2019).

LCM (Límite de cuantificación del método / Limit of quantification of the method): 0.10	
Estación / Station	Materia orgánica / Organic matter (%)
P02	0.13
P04	0.13
P05	1.64
P06	0.24
P07	0.13
P08	0.74
P09	0.34
P10	< 0.10

Isla Asia

En la tabla 7 se observa que el rango de concentraciones de hidrocarburos alifáticos en isla Asia oscila entre un mínimo de 3.20 (estación A09) y un máximo de 13.21 µg/g (estación A02).

Tabla 7. Concentración de hidrocarburos alifáticos totales y nivel de contaminación en isla Asia, noviembre 2018.

Nº	Estación / Station	Profundidad (metros) / Depth (meters)	Alifáticos totales / Total aliphatic hydrocarbons (µg/g)*	Nivel de contaminación según Saravia (2007) / Pollution level according to Saravia (2007)
1	A02	4 m	13.21	Contaminación leve a moderada / Mild to moderate pollution
2	A03	5 m	5.38	Sin contaminación / No pollution
3	A05	7 m	4.14	Sin contaminación / No pollution

Asia Island

Table 7 shows that the aliphatic hydrocarbon concentration range in Asia Island oscillates between a minimum of 3.20 µg/g (A09 station) and a maximum of 13.21 µg/g (station A02).

Table 7. Concentration of total aliphatic hydrocarbons and pollution level in Asia Island in November 2018.

Nº	Estación / Station	Profundidad (metros) / Depth (meters)	Alifáticos totales / Total aliphatic hydrocarbons ($\mu\text{g/g}$)*	Nivel de contaminación según Saravia (2007) / Pollution level according to Saravia (2007)
4	A06	6 m	4.68	Sin contaminación / No pollution
5	A08	7 m	3.77	Sin contaminación / No pollution
6	A09	5 m	3.20	Sin contaminación / No pollution

En la figura 6 se observa la distribución espacial de los hidrocarburos de isla Asia, respecto a su concentración en $\mu\text{g/g}$. El área que presenta color amarillo claro tiene una concentración estimada entre 3.20 y 4 $\mu\text{g/g}$ de hidrocarburos, mientras que la de color azul oscuro oscila entre 13.01 y 13.21 $\mu\text{g/g}$ de hidrocarburos. Así mismo, se pueden identificar áreas con diferentes concentraciones según los colores descritos en la leyenda de la figura.

In Figure 6, the spatial distribution of hydrocarbons in Asia Island is presented with respect to their concentration in $\mu\text{g/g}$. The light-yellow area represents an estimated hydrocarbons concentration of 3.20-4 $\mu\text{g/g}$, while the dark blue area oscillates between 13.01 and 13.21 $\mu\text{g/g}$. Likewise, areas with different concentrations can be identified, according to the colors described in the Figure's legend.

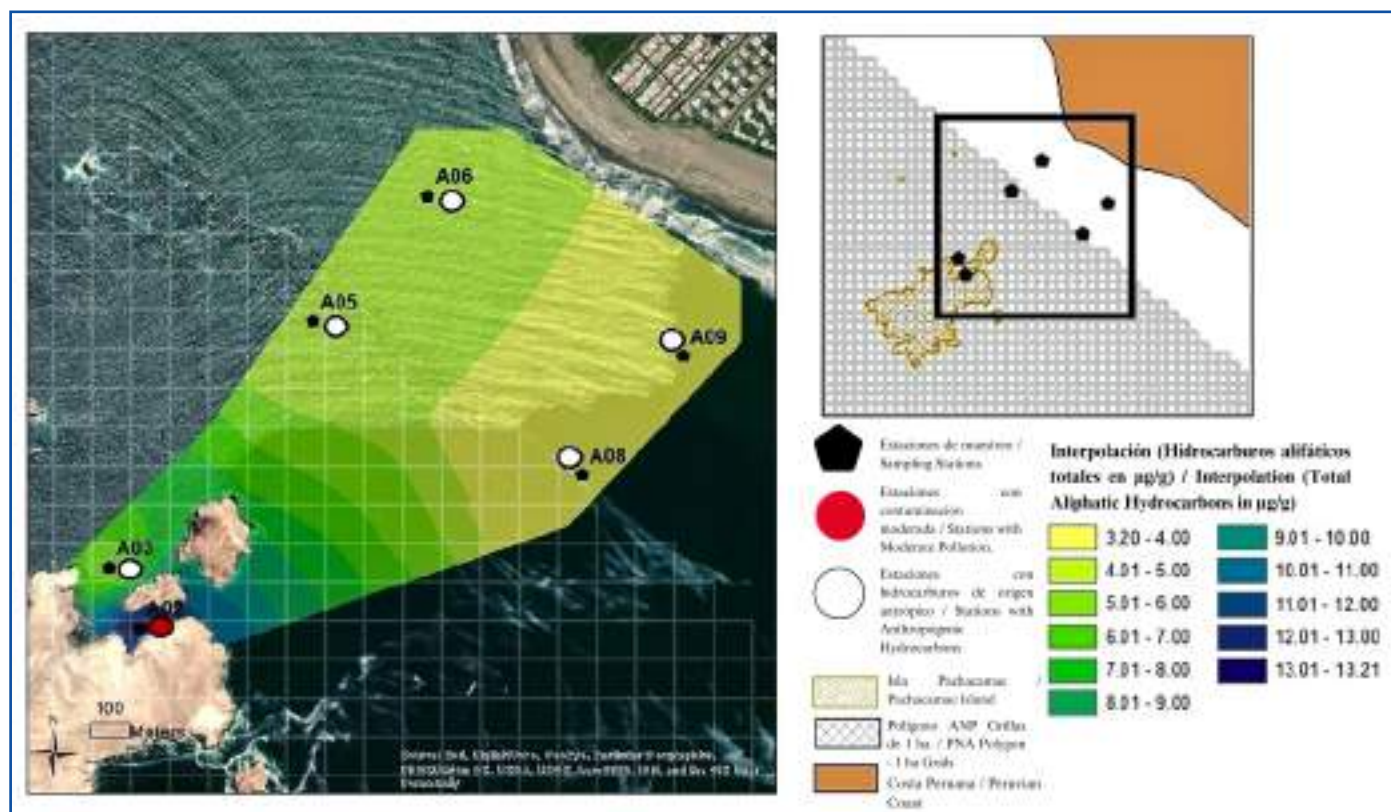


Figura 6. Interpolación IDW Distribución espacial de hidrocarburos alifáticos mediante interpolación IDW en isla Asia.

Figure 6. Spatial distribution of aliphatic hydrocarbons in Asia Island, as obtained through IDW interpolation.

En la Tabla 8 se identifica el origen de los hidrocarburos en isla Asia, comparando a su vez los resultados de cuatro índices de procedencia de hidrocarburos. En donde 84 % del sector evaluado en isla Asia presenta hidrocarburos de origen petrogénico

Table 8 identifies the origin of the hydrocarbons in Asia Island while comparing the results for four hydrocarbon provenance indices. Here, 84 % of the evaluated sector in Asia Island exhibits hydrocarbons of petrogenic origin.

Tabla 8. Origen de los hidrocarburos alifáticos en isla Asia (Imarpe, 2018).

Table 8. Origin of the aliphatic hydrocarbons in Asia Island (Imarpe, 2018).

N°	Estación / Station	Índice de procedencia de hidrocarburos alifáticos / Aliphatic hydrocarbon provenance index			
		CPI	Hidrocarburo mayor / Largest hydrocarbon	BMP / AMP	Pristano - Fitano / Pristane - Phytane
1	A02	4.51	C21 - Biogénico / C21 - Biogenic	2/9 - Biogénico / 2/9-Biogenic	No aplica / Not applicable
2	A03	0.17	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	5/4 - Biogénico + petrogénico / 5/4 - Biogenic + petrogenic	No aplica / Not applicable
3	A05	0.17	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	5/4 - Biogénico + petrogénico / 5/4-Biogenic + petrogenic	No aplica / Not applicable
4	A06	0.15	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	5/4 - Biogénico + petrogénico / 5/4 - Biogenic + petrogenic	0.57 - Petrogénico / 0.57 - Petrogenic
5	A08	0.06	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	4/3 - Biogénico + petrogénico / 4/3 - Biogenic + petrogenic	No aplica / Not applicable
6	A09	0.06	C20 - Petrogénico / C20 - Petrogenic	2/3 - Biogénico + petrogénico / 2/3 - Biogenic + petrogenic	No aplica / Not applicable

Las tablas 9 y 10 muestran la granulometría y materia orgánica de las muestras de sedimentos marinos. Es información adicional y complementaria para que sea usada como fuente de conocimiento y posterior aplicabilidad en investigaciones que se realicen en isla Asia.

Tables 9 and 10 show the granulometry and organic matter of the marine sediment samples. This is additional and complementary information that can be used as a source of knowledge and later applied to research conducted in Asia Island.

Tabla 9. Granulometría isla Asia (ALAB, 2019).

Table 9. Granulometry of Asia Island (ALAB, 2019).

LCM (Límite de cuantificación del método / Limit of quantification of the method): 0.0002				
Estación / Station	Parámetros / Parameters (%)			
	Grava / Gravel	Arena / Sand	Limo / Silt	Arcilla / Clay
A02	39.87	57.99	2.02	0.12
A03	7.41	91.66	0.78	0.15
A05	12.31	85.74	1.85	0.10
A06	9.71	84.96	5.24	0.09
A08	0.31	90.99	7.68	1.02
A09	< 0.0002	72.38	25.17	2.45

Tabla 10. Materia Orgánica isla Asia (ALAB, 2019).

Table 10. Organic matter in Asia Island (ALAB, 2019).

LCM (Límite de cuantificación del método / Limit of quantification of the method): 0.10	
Estación / Station	% de materia orgánica / % organic matter (*LCM: 0.10)
A02	0.78
A03	0.56
A05	0.45
A06	0.45
A08	0.56
A09	0.88

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las concentraciones de hidrocarburos alifáticos totales en las estaciones muestreadas de la isla Pachacamac (**Tabla 4**) son consideradas sin riesgo de contaminación, de acuerdo con los estándares propuestos por [Saravia \(2007\)](#); sin embargo, existe una predominancia general de carbonos pares como C20, C22 y C24, lo que indican la presencia de materiales petrogénicos. La relación pristano / fitano y la evaluación de CPI indica que el origen de los hidrocarburos en las estaciones P02, P04, P05, P06, P08, P09 y P10 es por petróleo y sus derivados; la relación BMP / AMP indica que el origen es biogénico y petrogénico, lo cual sugiere que en estas estaciones es muy probable que haya presencia de algas, plancton, petróleo crudo y bacterias sedimentarias ([González et al., 2013](#)). Lo anterior, podría deberse a que las estaciones P05, P06, P08 y P09 están dentro del área en donde se desarrollan actividades de pesca mediante redes y buceo. Así mismo, muy cerca a estas estaciones se desarrolla la pesca tipo cordel de mano y se realizan actividades turísticas como kayak, paseos en yate y moto acuática. En el caso de la estación P07, se infiere que, según los resultados obtenidos, el origen del hidrocarburo es de origen biogénico, según la clasificación propuesta por [Peters et al. \(2005\)](#).

De acuerdo con la distribución espacial de hidrocarburos alifáticos en isla Pachacamac mostrada en la interpolación (**Figura 5**), se observa que la mayor concentración de hidrocarburos se encuentra en la porción suroriental de la isla y hay una tendencia de disminución hacia nororiente; en dichas áreas se desarrollan actividades de pesca y turismo. Sin embargo, la presencia de hidrocarburos de origen petrogénico en las estaciones P04 y P10, alejadas de los puntos en donde se desarrollan pesca y turismo, puede deberse al traslado que realizan las embarcaciones desde la costa continental hacia la isla. Por otra parte, la distribución del contaminante podría estar influenciada por el movimiento de las corrientes marinas (**Figura 3**). En el punto de mayor concentración (estación P08), predominan las especies de conservación pintadilla y caracol, que pueden verse afectadas ([Sernanp, 2017](#)).

Según [Calva et al. \(2005\)](#), la laguna Sontecomapan en México cuenta con un manglar altamente productivo en donde se desarrollan actividades de pesca, turismo, ganadería y agricultura y ha sido afectado por la tala inmoderada. En los sedimentos marinos de esta laguna se encontraron rangos de concentración de hidrocarburos alifáticos desde 1.33 hasta 31.99 µg/g, determinándose que su origen era biogénico y pirolítico, este último

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

The concentrations of total aliphatic hydrocarbons in the sampled stations of Pachacamac Island (**Table 4**) are considered to pose no risk of pollution according to the standards proposed by [Saravia \(2007\)](#). However, there is a general predominance of even carbons such as C20, C22, and C24, indicating the presence of petrogenic materials. The pristane/phytane ratio and an evaluation of the CPI indicate that the origin of the hydrocarbons at stations P02, P04, P05, P06, P08, P09, and P10 corresponds to petroleum and its derivatives. The BMP/AMP ratio indicates biogenic and petrogenic origins, suggesting that, at these stations, the presence of algae, plankton, crude oil, and sedimentary bacteria is very likely ([González et al., 2013](#)). This could be due to the fact that stations P05, P06, P08, and P09 are within the area where fishing activities using nets and diving are carried out. Moreover, very close to the stations, handline fishing is performed, in addition to touristic activities such as kayaking and yacht and water scooter rides. In the case of station P07, it is inferred that, according to the results obtained, the hydrocarbons are of biogenic origin, as per the classification proposed by [Peters et al. \(2005\)](#).

According to the spatial aliphatic hydrocarbon distribution in Pachacamac Island, as obtained by means of interpolation (**Figure 5**), the highest hydrocarbon concentration is found in the southeastern portion of the island, and there is a decreasing trend towards the north. In these areas, fishing and tourism are carried out. However, the presence of petrogenic hydrocarbons at stations P04 and P10, which are far from these areas, may be due to transport by vessels from the continental coast to the island. On the other hand, the pollutant distribution could be influenced by the movement of marine currents (**Figure 3**). At the point of highest concentration (station P08), there is a predominance of species under conservation (i.e., *pintadilla* and snail) that may be affected ([Sernanp, 2017](#)).

According to [Calva et al. \(2005\)](#), the Sontecomapan Lagoon in Mexico has a highly productive mangrove where fishing, touristic, livestock, and agricultural activities are carried out. This mangrove has been affected by unrestrained logging. In the marine sediments of this lagoon, aliphatic hydrocarbon concentration ranges of 1.33-31.99 µg/g were found, which were biogenic and pyrolytic in origin, with the latter corresponding to high traffic from vessels using petroleum derivatives, as well as to the burning of vegetation.

debido al alto tráfico de embarcaciones que emplean derivados del petróleo y por la quema de vegetación.

En el caso de la estación A02 de isla Asia, que presenta nivel moderado de contaminación, los índices indican que el origen de los hidrocarburos es biogénico, ya que se encontraron compuestos de C25 y C27 indicativos de hidrocarburos provenientes de plantas vasculares y/o marinas. Sin embargo, también se encontró el carbono C16, que es un n-alcano característico del petróleo crudo y muy poco común en los biolípidos (Thompson y Eglington, 1978). Por lo tanto, se infiere que en esta estación los hidrocarburos presentan los dos grupos de derivados: biogénico y petrogénico, con predominancia de los hidrocarburos biogénicos. El origen biogénico de los hidrocarburos en la estación A02 puede ser debido a la presencia de vegetales y algas superiores que pueden incrementar las fuentes de tales hidrocarburos.

En isla Asia se observa un resultado similar al de Pachacamac, ya que también hubo predominancia general de carbonos pares C18, C20, C24, los cuales indican la presencia de material petrogénico. Echaniz (1988) realizó un estudio en sedimentos marinos de México, determinando un CPI promedio de 0.91 en isla Sacrificios, 0.99 en isla Verde y 0.81 en isla de Enmedio en Veracruz; así mismo, determinó una presencia relevante de cadenas de carbonos pares (C16, C18 y C20). Esto es similar a los resultados encontrados en Pachacamac y Asia, lo que sugiere un aporte de petróleo crudo.

En las estaciones de muestreo A03, A05, A06, A08 y A09 la evaluación de CPI y la relación pristano/fitano indican que el origen de los hidrocarburos es petrogénico, mientras que la relación BMP/AMP indica que el origen es biogénico y también petrogénico. El origen biogénico de hidrocarburos en estos puntos puede darse por la presencia de plantas superiores, plancton, algas marinas y bacterias sedimentarias. Las estaciones en mención no presentan contaminación por hidrocarburos, según los estándares propuestos por Saravia (2007); sin embargo, en la baja cantidad de hidrocarburos se observa predominancia de origen petrogénico que podría ser a causa de las actividades de pesca y turismo. Las estaciones A05, A06, A08 y A09 se encuentran alejadas de las áreas en las que se desarrollan las actividades de pesca y turismo (Figura 4), su ubicación es más cerca de la zona costera; por lo tanto, la costa continental adyacente al polígono de isla Asia podría ser fuente de hidrocarburos petrogénicos emitidos al mar. Las estaciones A02 y A03 se encuentran dentro del área en la que se

In the case of station A02 in Asia Island, which exhibits a moderate pollution level, the indices suggest that the origin of the hydrocarbons is biogenic, as compounds of C25 and C27 were found, an indication of hydrocarbons from vascular and/or marine plants. However, C16 was also found, a characteristic alkane of crude oil that is highly uncommon in biolipids (Thompson and Eglington, 1978). Therefore, it is inferred that, at this station, hydrocarbons exhibit two groups of derivatives, i.e., biogenic and petrogenic, with a predominance of the former. The biogenic origin of the hydrocarbons at station A02 may be due to the presence of higher plants and algae that can increase the sources of said hydrocarbons.

In Asia Island, a result similar to that of Pachacamac Island is observed, as there was also a general predominance of the even carbons C18, C20, and C24, which indicate the presence of petrogenic material. Echaniz (1988) studied the marine sediments of Mexico, determining an average CPI of 0.91 at Sacrificios Island, 0.99 at Isla Verde, and 0.81 at Isla de Enmedio in Veracruz. Likewise, they determined a relevant presence of even carbon chains (C16, C18, and C20). This is similar to the results obtained in Pachacamac and Asia, suggesting a contribution of crude oil.

At the sampling stations A03, A05, A06, A08, and A09, the CPI evaluation and the pristane/phytane ratio indicate that the hydrocarbons are petrogenic in origin, whereas the BMP/AMP suggest both biogenic and petrogenic provenance. The biogenic origin of the hydrocarbons at these points may be due to the presence of higher plants, plankton, marine algae, and sedimentary bacteria. The aforementioned stations exhibit no hydrocarbon pollution according to the standards proposed by Saravia (2007). However, in the low amount of hydrocarbons, a petrogenic predominance is observed which could be caused by fishing and tourism activities. Stations A05, A06, A08, and A09 are far from the areas where these activities are carried out (Figure 4); they are closer to the coastal zone. Therefore, the continental coast adjacent to the Asia Island polygon could be a source of petrogenic hydrocarbons discharged into the sea. Stations A02 and A03 are within the area where handline and net fishing are carried out, as well as touristic activities such as water scooter rides and water skiing (Figure 4).

According to the spatial distribution of aliphatic hydrocarbons in Asia Island, as obtained through interpolation (Figure 6), a decreasing trend towards the coast can be observed. The highest

desarrollan actividades de pesca tipo cordel de mano y redes, así como turísticas, como moto y esquí acuáticos (**Figura 4**).

De acuerdo con la distribución espacial de los hidrocarburos alifáticos en isla Asia mostrada en la interpolación (**Figura 6**), se puede observar una tendencia de disminución hacia la costa. La mayor concentración de hidrocarburos alifáticos está en un área cercana al terreno insular, en donde se desarrollan las actividades mencionadas anteriormente; así mismo, allí hay fuente de hidrocarburos biogénicos debido a la diversidad de ecosistemas (marino y terrestre). La disminución de la concentración se da conforme las estaciones de muestreo se alejan del área; sin embargo, en las estaciones alejadas de los puntos en los que se desarrollan actividades de pesca y turismo se identificó origen petrogénico de los hidrocarburos, lo cual podría darse por el transporte que realizan las embarcaciones desde la costa hacia la isla.

Cabe mencionar que la interpolación no confirma que una grilla (una hectárea) esté afectada en su totalidad, pero sí permite identificar visualmente la distribución espacial del contaminante y las áreas probablemente afectadas que pueden volver a ser muestreadas en un futuro. Debido a la cercanía entre las cantidades encontradas de hidrocarburos, no fue determinante evaluar la relación entre su presencia con la de materia orgánica y con la afinidad al tipo del sustrato. Sin embargo, la información de granulometría y materia orgánica en sedimentos marinos queda como fuente de conocimiento y posterior aplicabilidad en investigaciones que se realicen en IPA. La predominancia de los hidrocarburos de origen petrogénico en IPA puede atribuirse a la presencia de embarcaciones de pesca y turismo y a la falta de control en el uso de combustible para su abastecimiento.

AGRADECIMIENTOS

Al Banco Mundial, GEF y Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, por el financiamiento de la presente investigación. Al Dr. Carlos Zavalaga por la oportunidad de contribuir en la investigación de las islas Pachacamac y Asia. Al Dr. Héctor Aponte, Dra. Verónica Sáenz e Ing. Alexander Díaz por sus valiosos aportes y correcciones en la investigación. Al Ing. Carlos Martínez Gamboa del laboratorio Imarpe, por su apoyo en el análisis de hidrocarburos. Al Mgtr. Oscar García, Sernanp, por su apoyo en las gestiones administrativas. A todo el equipo de la Universidad Científica del Sur que participó en el proyecto IPA.

aliphatic hydrocarbon concentration is found in an area near the island where the aforementioned activities are carried out. Likewise, a biogenic hydrocarbon source is also present due to ecosystem diversity (marine and terrestrial). The concentration decrease is due to the fact that the sampling stations move away from the area. Nevertheless, at the stations far from the points where fishing and tourism are carried out, petrogenic hydrocarbons were identified, which could be related to transport by vessels from the coast to the island.

It is worth mentioning that the interpolation does not confirm that the entirety of a grid (1 ha) is affected, but it does allow visually identifying the spatial distribution of pollutants and the potentially affected areas that can be sampled again in the future. Given the proximity between the hydrocarbon amounts found, evaluating the relationship between their presence and that of organic matter as well as their affinity to the type of substrate was not decisive. However, the information on granulometry and the organic matter in marine sediments may be used as a source of knowledge for later application in research works carried out in the IPA. The predominance of petrogenic hydrocarbons in the IPA may be attributed to the presence of fishing and tourism vessels, as well as to the lack of control regarding the use of fuel to supply them.

ACKNOOWLEDGEMENTS

To the World Bank, GEF, and the National Service for Natural Areas Protected by the State for funding this research. To Dr. Carlos Zalavaga for the opportunity to contribute to research in the Pachacamac and Asia Islands. To Dr. Héctor Aponete, Dr. Verónica Sáenz and Eng. Alexander Díaz for their valuable contributions and corrections during this research. To Eng. Carlos Martínez Gamboa from the Imarpe lab for their support in hydrocarbon analysis. To Mag. Oscar García, Sernanp, for his support in administrative affairs. To all the team from Universidad Científica del Sur who participated in the IPA project.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- ALAB. 2018. Requisitos mínimos para ensayos de muestras ambientales. suelos, lodos, sedimentos y tejidos biológicos - Protocolo DI-LAB-08. Informe final, laboratorio ALAB, Lima. 2 p.
- ALAB. 2019. Informes de ensayo N° IE -19 – 2299 y 2300. Informe final, laboratorio ALAB, Lima. 5 p.
- Bao, M., P. Sun, X. Yang, X. Wang, L. Wang, L. Cao and F. Li. 2014. Biodegradation of marine surface floating crude oil in a large-scale field simulated experiment. *Environ. Sci. Proc. Imp.*, 16: 1948-1956. <https://doi.org/10.1039/c4em00166d>
- BirdLife Internacional. 2008. Hoja informativa de especies de aves: Isla Pachacamac. <http://www.birdlife.org>. 09/07/2020.
- Calva L, A. Botello y G. Ponce. 2005. Composición de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de la laguna Sontecomapan. *Hidrobiológica*. 15: 97-108.
- Calva, L., A. Pérez y A. Márquez. 2006. Contenido de carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema costero lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas. *Hidrobiológica*. 16: 127-135.
- Canadian Council of Ministers of the Environment CEQG. 2011. Protocolo para la derivación de las directrices canadienses sobre la calidad de los sedimentos para la protección de la vida acuática. Ottawa Canadá: Secretaría Técnica del Grupo de trabajo del CCME. 98 p.
- Echaniz, V. 1988. Determinación de los niveles de hidrocarburos en agua, sedimentos recientes y hojas del pastomarina *Thalassia testudinum* (Konig, 1805) en tres islas arrecifales del puerto de Veracruz. Tesis DGB SBI, Univ. Nal. Autón. Méx., México. 58 p.
- Figuerola, J., W. Hernández y C. Flores. 2016. Línea Base Biológica de la Reserva Nacional Sistema de Islas, Islotes y Puntas Guaneras: Isla Asia (Lima). Caracterización de la fauna silvestre: aves, mamíferos y reptiles. Informe final, Sernanp, Lima. 41 p.
- Global Environment Facility GEF Guaneras. 2016. Diagnóstico turístico de isla Asia – Rnsiipg. Informe final, Sernanp, Lima. 41 p.
- González, E., R. Loyola, J. Neira y F. Neira. 2013. Contenido, distribución y origen de hidrocarburos en sedimentos de tres lagunas urbanas de Concepción - Chile. *Quím. Nova*, 36:669–674. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422013000500010>
- Instituto del Mar del Perú. 2013. Protocolo de muestreo de agua, sedimentos y organismos acuáticos. Inf. Final, Imarpe, Lima. 10 p.
- Instituto del Mar del Perú. 2018. Resultado de hidrocarburos alifáticos totales C10 – C35 en sedimento marino de la isla Asia e isla Pachacamac. Inf. Final, Imarpe, Lima. 10 p.
- Instituto del Mar del Perú. 2019. Protocolo de hidrocarburos totales en sedimento marino. Inf. Final, Imarpe, Lima. 10 p.
- Nevenzel, J. 1989. Biogenic hydrocarbons of marine organisms. *Marine Biogenic Lipids, Fats, and Oils*, Florida. 73 p.
- Oliver, M.A. and R. Webster. 2007. *Geostatistics for environmental scientists*. Wiley, Chichester. 330 p. <https://doi.org/10.1017/S0016756806212056>
- Olguín, E., M. Hernández y G. Sánchez. 2007. Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración. *Rev. Cont. Amb.*, 23: 139-154.
- Palmork K Comisión Oceanográfica Intergubernamental COI. 1982. Determinación de hidrocarburos de petróleo en sedimento. Informe final, Unesco, Bergen. 35 p.
- Peters, K., C. Walters and J. Moldovan. 2005. The biomarker guide. *Geol. Mag.*, 1: 249 –250. <https://doi.org/10.1017/s0016756806212056>
- Rodríguez, D., A. Saravia, O. Pacheco y G. Piedra. 2015. Evaluación de los niveles de hidrocarburos en sedimentos marinos, su posible origen y efectos sobre la actividad de acuicultura entre Punta Morales y Costa de Pájaros en el Golfo de Nicoya. *Rev. Geogr. Am. Centr.*, 2: 113 - 134. <https://doi.org/10.15359/rgac.2-53.5>
- Rubio, B., M.A. Nombela M. y F. Vilas. 2000. La contaminación por metales pesados en las rías Baixas gallegas: nuevos valores de fondo para la ría de Vigo (No de España). *Rev. Geol. Ibér.*, 26:121–149.
- Saravia, A. 2007. Adaptación de un método analítico para el análisis de hidrocarburos antropogénicos y biogénicos en sedimentos, Estero de Puntarenas, Costa Rica. Tesis Esc. Quím., Univ. Nal. Costa Rica. <http://hdl.handle.net/11056/24351>
- Sernanp. 2009. Establecimiento de la Reserva Nacional Sistema de Islas, Islotes y Puntas Guaneras. Informe final, Sernanp, Lima. 144 p.
- Sernanp. 2014. Evaluación del Estado de conservación de ecosistemas en ANP utilizando la metodología "Efectos por Actividades". Informe final, Sernanp, Lima. 81 p.
- Sernanp. A. 2016a. Línea base biológica de la Reserva Nacional de Islas, Islotes y Puntas Guaneras isla Asia. Informe final, Sernanp, Lima. 41 p.
- Sernanp. 2016b. Plan Maestro de la Reserva Nacional de Islas Islotes y Puntas Guaneras 2016 – 2020. Informe final, Sernanp, Lima. 108 p.
- Sernanp. 2017. Informe técnico para zonificación Línea base biológica marina en IPA de la Rniipg. Informe final, Sernanp, Lima. 45 p.
- Snedaker, S.C., P.W. Glynn, D.G. Rumbold y E.F. Corcoran. 1995. Distribución de n-alcanos en muestras marinas del sureste de Florida. *Mar. Cont. Bull.*, 30: 83–89. [https://doi.org/10.1016/0025-326x\(94\)00147-2](https://doi.org/10.1016/0025-326x(94)00147-2)
- Sub Proyecto Colaborativo IPA SC IPA. 2018. Islas Pachacamac y Asia. Informe final, Sernanp, Lima. 5 p.
- Thompson, S. and G. Eglinton. 1978. Composition and sources of pollutant hydrocarbons in the Severn estuary. *Mar. Poll. Bull.*, 9: 133–136. [https://doi.org/10.1016/0025-326x\(78\)90588-x](https://doi.org/10.1016/0025-326x(78)90588-x)



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

ARTÍCULO / ARTICLE

Contaminación en sedimentos por metales (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni y Pb) en el Caribe colombiano

Sediment pollution by metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, and Pb) in the Colombian Caribbean

Andrés Navarro-Martínez¹

0000-0001-8739-8936
andres.navarrom@utadeo.edu.co

Anubis Vélez-Mendoza²

0000-0003-3878-8107
anvelezme@unal.edu.co

Nicolás Santos Vásquez²

0000-0002-6398-9798
nsantosv@unal.edu.co

Margui Almario-García¹

0000-0002-0926-7233
marguil.almariog@utadeo.edu.co

Néstor Hernando Campos-Campos²

0000-0003-2510-3009
nhcamposc@unal.edu.co

Adolfo Sanjuan-Muñoz¹

0000-0002-4786-862X
adolfo.sanjuan@utadeo.edu.co

1. Área de Ciencias Biológicas y Ambientales, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Sede Santa Marta.
2. Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (Cecimar), Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe, Santa Marta.

* Autor de correspondencia / Corresponding author

Recibido / Received: 28/10/2024

Aceptado / Accepted: 20/11/2024

Citación / Citation: Navarro-Martínez, A.; Vélez-Mendoza, N.; Almario-García, M.; Campos-Campos, N.H.; Sanjuan-Muñoz, A. 2025. Contaminación en sedimentos por metales (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni y Pb) en el Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 153-174

RESUMEN

Los metales son contaminantes liberados al ambiente por fuentes antropogénicas y naturales, y pueden llegar a los ecosistemas marinos y costeros mediante descarga fluvial y procesos atmosféricos. En el Caribe colombiano, los ríos Magdalena y Sinú aportan grandes cantidades de sedimentos que contienen trazas de múltiples contaminantes, entre estos metales. En esta investigación se pretende determinar los niveles de contaminación por metales en los sedimentos marinos de dos sectores del Caribe colombiano influenciados por los ríos Magdalena y Sinú. Se colectaron sedimentos usando una draga, y la concentración de metales fue analizada por medio de espectrometría de absorción atómica. Además, se realizó análisis de granulometría y determinación de materia orgánica. El área de influencia del Sinú presentó las mayores concentraciones de metales potencialmente tóxicos en los sedimentos, tanto en la época seca como en la lluviosa. Los metales que presentaron las concentraciones promedio ($\mu\text{g/g}$) más altas fueron Cd (0.78), As (13.97), Cr (114.72), Cu (63.9) y Ni (58.18). Con base en los resultados de este estudio se puede afirmar que los sedimentos de las áreas de influencia de los ríos Sinú y Magdalena presentan concentraciones de algunos metales por encima de los valores de referencia propuestos por la NOAA.

Palabras clave: contaminación marina, Caribe suroccidental, fondos blandos, río Sinú, río Magdalena

ABSTRACT

Metals are pollutants released into the environment by anthropogenic and natural sources, and they can reach marine and coastal ecosystems through river discharge and atmospheric processes. In the Colombian Caribbean, the Magdalena and Sinú rivers introduce large quantities of sediments containing traces of multiple pollutants – including metals. This research aims to determine the metal contamination levels of marine sediments in two sectors of the Colombian Caribbean that are influenced by the Magdalena and Sinú Rivers. Sediments were collected using a dredge, and the concentration of metals was analyzed through atomic absorption spectrometry. In addition, granulometry analyses and organic matter determination were performed. The area of influence of the Sinú exhibited the highest concentrations of potentially toxic metals in sediments in both the dry and rainy seasons. The metals that reported the highest average concentrations ($\mu\text{g/g}$) were Cd (0.78), As (13.97), Cr (114.72), Cu (63.9), and Ni (58.18). Based on the results of this study, it can be stated that the sediments in the areas of influence of the Sinú and Magdalena Rivers exhibit concentrations of some metals above the reference values proposed by NOAA.

Keywords: marine pollution, southwestern Caribbean, soft bottoms, Sinú River, Magdalena River

INTRODUCCIÓN

Los metales son liberados al ambiente por fuentes antropogénicas y naturales (Ansari *et al.*, 2004; Ismail, 2006; Anbuselvan *et al.*, 2018) y suelen ser altamente reactivos, generando impactos negativos en los ecosistemas acuáticos (Gheorghe *et al.*, 2017). En la mayoría de los organismos una exposición incluso a bajas concentraciones puede ser extremadamente tóxica, si se encuentra por encima de la concentración de su umbral (Castañé *et al.*, 2003; Ahmed *et al.*, 2013; Gall *et al.*, 2015). Estos elementos potencialmente tóxicos al no ser biodegradables se bioacumulan en las redes tróficas (Gall *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2016). En los ecosistemas marinos y costeros, la contaminación por metales está predominantemente influenciada por las descargas fluviales que arrastran considerables cantidades de sedimentos y transportan diversos compuestos a lo largo de su trayecto continental (Morillo *et al.*, 2004) o por descargas directas. Una vez que ingresan a los ecosistemas pueden ser acumulados en los sedimentos o ser absorbidos por los organismos (Wright y Mason, 1999; Pérez-López *et al.*, 2003).

La deposición de los metales en los sedimentos depende de las condiciones ambientales y las alteraciones físicas y químicas de estos elementos potencialmente tóxicos. De igual manera, debido a esos cambios, los metales pueden retornar a la columna de agua por procesos de difusión y mezcla, facilitados por la actividad de los organismos bentónicos o la resuspensión (Meyerson *et al.*, 1981; Campbell y Guy, 1995). La elevada disponibilidad de metales depositados en los sedimentos puede tener un impacto directo sobre algunas especies acuáticas, que pueden acumular altas concentraciones e incluso presentar efectos crónicos en sus poblaciones (Cosma *et al.*, 1982; Acosta *et al.*, 2002).

En los procesos de sedimentación y transporte de metales en zonas estuarinas, intervienen mecanismos físicos, químicos y biológicos. La circulación de corrientes, las descargas de ríos y aguas subterráneas, las inundaciones por mareas, la entrada y resuspensión de sedimentos, la salinidad, el potencial redox y el pH, junto con la presencia de organismos, determinan la movilidad de los metales (Botsou *et al.*, 2011; de Souza-Machado *et al.*, 2016). Aunque el efecto neto genera patrones de distribución a menudo complejos, se ha encontrado que la composición de los sedimentos, especialmente en cuanto al tamaño de las partículas, es uno de los factores más influyentes en la retención y movilización de metales (Krumgalz *et al.*, 1992; Okoro *et al.*, 2013; Yao *et al.*, 2015).

INTRODUCTION

Metals are released into the environment by anthropogenic and natural sources (Ansari *et al.*, 2004; Ismail, 2006; Anbuselvan *et al.*, 2018) and are often highly reactive, generating negative impacts in aquatic ecosystems (Gheorghe *et al.*, 2017). In most organisms, even exposure to low concentrations may be extremely toxic if it exceeds their threshold concentration (Castañé *et al.*, 2003; Ahmed *et al.*, 2013; Gall *et al.*, 2015). The non-biodegradable nature of these potentially toxic elements favors their bioaccumulation in trophic networks (Gall *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2016). In marine and coastal ecosystems, metal contamination is predominantly influenced by river discharges that carry considerable amounts of sediments and transport diverse compounds along their continental path (Morillo *et al.*, 2004), as well as by direct discharges. Once they enter an ecosystem, they can accumulate in sediments or be absorbed by organisms (Wright and Mason, 1999; Pérez-López *et al.*, 2003).

Metal deposition in sediments depends on environmental conditions and the physical and chemical alterations of these potentially toxic elements. Likewise, due to said changes, metals may return to the water column through diffusion and mixing processes, which are facilitated by benthic organism activity or resuspension (Meyerson *et al.*, 1981; Campbell and Guy, 1995). The high availability of metals deposited in sediments can impact some species directly, which may accumulate high concentrations and even exhibit chronic effects in their populations (Cosma *et al.*, 1982; Acosta *et al.*, 2002).

In metal sedimentation and transport processes in estuarine zones, physical, chemical, and biological processes are involved. Current circulation, river and underground water discharges, tidal flooding, the entry and resuspension of sediments, salinity, the redox potential, and pH, along with the presence of organisms, determine the mobility of metals (Botsou *et al.*, 2011; de Souza-Machado *et al.*, 2016). Although the net effect often generates complex distribution patterns, it has been found that sediment composition, especially regarding particle size, is one of the most influential factors in the retention and mobilization of metals (Krumgalz *et al.*, 1992; Okoro *et al.*, 2013; Yao *et al.*, 2015).

En Colombia, los reportes de contaminación por metales vinculados a la industria, la agricultura y la minería son comunes (Pabón *et al.*, 2020). Sin embargo, son escasos los informes en los que se categoriza la contaminación. Por ende, este estudio tiene como objetivo determinar los niveles de contaminación por metales en los sedimentos marinos de dos sectores del Caribe colombiano, influenciados por los ríos Magdalena y Sinú en dos épocas climáticas (lluviosa y seca), y su relación con variables ambientales.

ÁREA DE ESTUDIO

Los muestreos se realizaron en dos sectores, el primero denominado “Magdalena”, el cual abarca cinco localidades (El Rodadero “ROD”, Tasajera “TAS”, Ciénaga Grande de Santa Marta “CGSM”, Salamanca “SAL” y Atlántico “ATL”) influenciadas por el río Magdalena, y el segundo denominado “Sinú” que incluye cinco localidades (Caimanera “CAI”, Cispatá “CIS”, Sinú “ZEN”, Tinajones “TIN” e Isla Fuerte “ISF”) influenciadas por la desembocadura del río Sinú.

El régimen climático del mar Caribe colombiano está determinado por la ubicación en la zona de convergencia intertropical por lo cual no se presenta una marcada estacionalidad como en las regiones templadas (Lozano-Duque *et al.*, 2010). Se caracteriza por tener un régimen pluviométrico bimodal, de carácter convectivo, influenciado por el desplazamiento sur-norte de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y por su influencia sobre los vientos alisios del nororiente (Pujos *et al.*, 1986; Andrade, 1993; Lozano-Duque *et al.*, 2010). Históricamente, la época climática seca se presenta de diciembre a abril y la lluviosa durante el resto del año, interrumpida por un mínimo relativo en julio y agosto conocido popularmente en Colombia como “veranillo de San Juan” (Salzwedel y Müller, 1983; Andrade-Amaya y Thomas, 1988; Andrade, 1993). En la época seca la ZCIT se encuentra en posición meridional y los vientos alisios soplan del nororiente de manera fuerte y constante, mientras que en la lluviosa la ZCIT se posiciona septentrionalmente haciendo que los vientos se debiliten con dirección variable por la influencia de una ZCIT inestable (Pujos *et al.*, 1986; Bernal *et al.*, 2006). A partir de diciembre el viento nororiental tiene una tendencia creciente en su magnitud, alcanzando máximos en febrero y marzo. Desde abril, la magnitud disminuye gradualmente y hay prevalencia de vientos con dirección sur-suroccidente (Bernal *et al.*, 2006; Mancera-Pineda *et al.*, 2013).

In Colombia, metal contamination reports associated with the industrial, agricultural, and mining sectors are commonplace (Pabón *et al.*, 2020). However, reports categorizing this contamination are scarce. Therefore, this study aims to determine the metal contamination levels in two sectors of the Colombian Caribbean, which are influenced by the Magdalena and Sinú Rivers in two climatic seasons (rainy and dry), as well as their relationship with environmental variables.

STUDY AREA

Sampling was carried out in two sectors. The first sector was dubbed *Magdalena* and spans five localities (El Rodadero, ROD; Tasajera, TAS; Ciénaga Grande de Santa Marta, CGSM; Salamanca, SAL; and Atlántico, ATL) influenced by the Magdalena River, and the second sector was named *Sinú*, also encompassing five localities (Caimanera, CAI; Cispatá, CIS; Sinú, ZEN; Tinajones, TIN; and Isla Fuerte, ISF) influenced by the Sinú River mouth.

The climate regime of the Colombian Caribbean Sea is determined by its location in the intertropical convergence zone (ITCZ), which is why there is no marked seasonality as in temperate zones (Lozano-Duque *et al.*, 2010). This region is characterized by a convective, bimodal rainfall regime influenced by the south-north movement of the ITCZ and by its influence on the northeastern trade winds (Pujos *et al.*, 1986; Andrade, 1993; Lozano-Duque *et al.*, 2010). Historically, the dry climatic season takes place between December and April, and the rainy one during the rest of the year, interrupted by a relative minimum in July and August, popularly known in Colombia as *veranillo de San Juan* [Saint John's little summer] (Salzwedel and Müller, 1983; Andrade-Amaya and Thomas, 1988; Andrade, 1993). During the dry season, the ITCZ is positioned to the south, and the trade winds strongly and constantly blow from the northeast, whereas, in the rainy season, the ITCZ is positioned to the north, weakening the winds with a variable direction, given the influence of its instability (Pujos *et al.*, 1986; Bernal *et al.*, 2006). Starting in December, the northeastern wind exhibits an increasing trend regarding its magnitude, reaching maxima in February and March. From April, the magnitude gradually decreases, and there is a prevalence of south-southwest winds (Bernal *et al.*, 2006; Mancera-Pineda *et al.*, 2013).

En el sector Magdalena la localidad CGSM se encuentra ubicada en un área con condición estuarina que se caracteriza por la presencia de manglares, bosque seco tropical y plantas acuáticas asociadas a pantanos de agua dulce, resultado de la influencia del río Magdalena en el Complejo de Pajarales (Bernal, 1996; Espinosa *et al.*, 2011). Las demás localidades se encuentran ubicadas en el área marina entre El Rodadero (departamento del Magdalena) y Puerto Velero (departamento del Atlántico).

En el sector Sinú las localidades ZEN e ISF se encuentran ubicadas en un área con una mayor influencia marina, mientras que las localidades CIS y TIN tienen una mayor incidencia de aguas continentales, al encontrarse ubicadas en la bahía de Cispatá y en el delta de Tinajones, desembocadura del río Sinú (Estela y López-Victoria, 2005), respectivamente. La selección de las localidades se generó con el fin de estimar las concentraciones de metales tanto de las localidades marinas como de la deltaica y estuarina. El río Sinú puede influenciar la ciénaga de la Caimanera, debido al intercambio de aguas que dicha ciénaga presenta con el golfo de Morrosquillo (Figura 1).

In the Magdalena sector, the CGSM locality is in an area with estuarine conditions, which is characterized by the presence of mangroves, tropical dry forests, and aquatic plants associated with freshwater swamps, as a result of the influence of the Magdalena River on the Pajarales Complex (Bernal, 1996; Espinosa *et al.*, 2011). The remaining localities are in the marine area between El Rodadero (department of Magdalena) and Puerto Velero (department of Atlántico).

In the Sinú sector, the ZEN and ISF localities are in an area of greater marine influence, while the CIS and TIN localities exhibit a higher incidence of continental waters, as they are located in Cispatá Bay and the Tinajones Delta, respectively, in the Sinú River mouth (Estela and López-Victoria, 2005). The selection of localities aimed to estimate the metal concentrations of marine, deltaic, and estuarine sites. The Sinú River can influence the *ciénaga* of La Caimanera, given the exchange of waters of the latter with the Gulf of Morrosquillo (Figure 1).

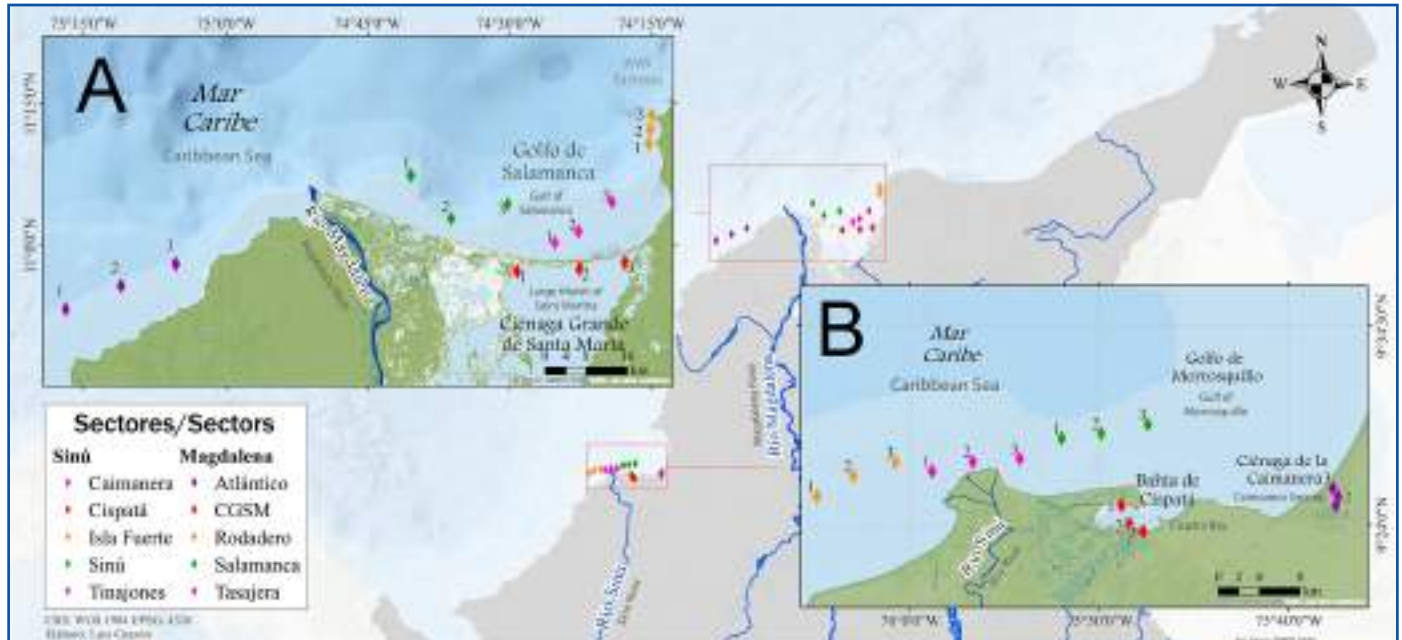


Figura 1. Ubicación de las estaciones (1, 2 y 3) en cada localidad (ATL, CGSM, ROD, SAL, TAS, CAI, CIS, ISF, ZEN y TIN) de muestreo de sedimentos en sectores de los ríos Magdalena (A) y Sinú (B) (Elaborado por Luis Garzón).

Figure 1. Location of the sediment sampling stations (1, 2, and 3) in each locality (ATL, CGSM, ROD, SAL, TAS, CAI, CIS, ISF, ZEN, and TIN) in sectors of the Magdalena (A) and Sinú (B) Rivers (Elaborated by Luis Garzón).

METODOLOGÍA

Fase de campo

En cada localidad se evaluaron tres estaciones, en cada una de las cuales se recolectaron tres muestras de sedimentos con una draga van Veen. Se obtuvieron al menos 950 g de sedimentos que se dividieron en 600 g para el análisis de la concentración de metales, 300 g para análisis de granulometría y 50 g para determinación de materia orgánica. Las muestras fueron almacenadas en bolsas de polietileno de baja densidad con cierre hermético, previamente etiquetadas. Estas bolsas se mantuvieron refrigeradas hasta su respectivo análisis en el laboratorio.

Fase de laboratorio

Determinación de la concentración de metales

La determinación de metales se realizó en el laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba (Montería, Colombia) a partir del sedimento menor o igual a 63 μm por espectrometría de absorción atómica (Baird *et al.*, 2017), siguiendo los métodos de análisis respectivos para cada metal. Para el mercurio (Hg) se utilizó la metodología de EPA 7473 PLTX-017, la cual se basa en el análisis directo de Hg utilizando descomposición térmica, amalgamación y espectrometría de absorción atómica (Fernández-Martínez *et al.*, 2015). Para el cromo (Cr) y el níquel (Ni) se empleó el método de EPA 3015-SM3111B-FLAAS PLTX-012 y para el Cu EPA 3015 A-FLAAS PLTX-019, que consisten en la introducción de la muestra a una flama donde es atomizada; así la solución en vapor libera los átomos del elemento de interés, algunos de los cuales son excitados térmicamente por la temperatura de la flama, pero la mayoría permanece en estado fundamental. Los átomos en estado fundamental pueden absorber radiación de determinada longitud de onda generada en una fuente de emisión que contenga ese mismo elemento (Cantle, 1982). El plomo (Pb) y el cadmio (Cd) se analizaron mediante la metodología de EPA 3015A-GFAAS PLTX-009 que se basa en el mismo principio que FLAAS, pero se reemplaza el cabezal del quemador estándar por un horno de grafito (GFAAS) a aproximadamente 3000 °C (Welz y Sperling, 1999). Finalmente, el arsénico (As) se obtuvo mediante espectrometría de absorción atómica por generación de hidruros (HGAAS), que consta de tres etapas fundamentales: generación y volatilización del hidruro, transferencia de este y posterior atomización en el espectrómetro de absorción atómica

METHODOLOGY

Field phase

In each locality, three stations were evaluated. From each of these stations, three sediment samples were collected with a van Veen dredge. At least 950 g of sediments were obtained, which were divided into 600 g for metal concentration analysis, 300 g for granulometric analysis, and 50 g for organic matter determination. The samples were stored in low-density polyethylene bags with airtight closure, which had been previously labeled. These bags were kept refrigerated until their analysis in the lab.

Laboratory phase

Determining the metal concentration

The metal concentration was determined in the Toxicology and Environmental Management Laboratory of Universidad de Córdoba (Montería, Colombia), using sediments $\leq 63 \mu\text{m}$ and atomic absorption spectrometry (Baird *et al.*, 2017) while following the corresponding procedures for each metal. For mercury (Hg), the EPA 7473 PLTX methodology was used, which is based on the direct analysis of Hg via thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrometry (Fernández-Martínez *et al.*, 2015). For chromium (Cr) and nickel (Ni), the EPA 3015-SM3111B-FLAAS PLTX-012 method was employed, as well as EPA 3015 A-FLAAS PLTX-019 for copper (Cu). These methods consist of introducing the sample into a flame, where it is atomized. Thus, the vapor solution releases the atoms of the element of interest, some of which are thermally excited by the temperature of the flame. However, most of them remain in their ground state. Ground-state atoms can absorb radiation of a specific wavelength generated by an emission source containing the analyzed element (Cantle, 1982). Lead (Pb) and cadmium (Cd) were analyzed through the EPA 3015A-GFAAS PLTX-009 methodology, which is based on the same principle as FLAAS, albeit replacing the standard burner head with a graphite furnace (GFAAS) at approximately 3000 °C (Welz and Sperling, 1999). Finally, arsenic (As) was determined through hydride generation atomic absorption spectrometry (HGAAS), which consists of three fundamental stages: the generation and volatilization of hydrides, their transfer, and their later atomization in the atomic absorption spectrometer, under the EPA 3051 A-HGAAS PLTX-021 method (Minoia and Caroli, 1992).

bajo el método de EPA 3051 A–HGAAS PLTX-021 (Minoia y Caroli, 1992).

Análisis granulométrico

Entre 150 y 200 g de sedimento colectado se secaron en un horno a $90 \pm 5^\circ\text{C}$ y posteriormente se pesaron 100 g de sedimento seco. Cuando las muestras se aglomeraron, se diluyeron los 100 g en 1 L de agua desionizada con 40 mL de $(\text{NaPO}_3)_6$ al 1 % (6.2 g/L) durante 24 h, para obtener la dispersión de las partículas de diferente tamaño. Una vez obtenido el sedimento seco desagregado o diluido se procedió a tamizar las muestras para separarlas por tamaño de grano, entre 1 mm-63 μm . Finalmente se pesó cada fracción por separado y las partículas se clasificaron en arena muy gruesa (1 mm), arena gruesa (500 μm), arena media (250 μm), arena fina (180-125 μm), arena muy fina (90-63 μm) y limo (< 63 μm).

Determinación de materia orgánica

Se colocaron 5 g de cada muestra en crisoles (previamente pesados y etiquetados), se secaron en la mufla por 5 h a 550°C , posteriormente se colocaron en el desecador por 2 h y finalmente se pesaron nuevamente para determinar el contenido de materia orgánica por diferencia de masas:

$$MO = \text{peso inicial (5 g)} - \text{peso final}$$

Fase de gabinete

Se realizó un análisis descriptivo de las concentraciones de metales usando la media aritmética y la desviación estándar. Las concentraciones fueron comparadas con los valores límite propuestos por la NOAA, tanto niveles de efecto umbral -TEL- como los de efectos probables -PEL- (Buchman, 2008) y a partir de ellos se calculó el índice de riesgo ecológico potencial.

Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP)

El nivel de contaminación en la toxicidad y reacción del ambiente por las concentraciones de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni y Pb en muestras de sedimento de cada época climática se determinó a partir del cálculo del coeficiente del riesgo ecológico potencial (CREP) de cada metal (Tabla 1). Este coeficiente es el cálculo entre el factor de contaminación (f_i) por los coeficientes de toxicidad de Hakanson (CTH) de cada metal (Hakanson, 1980).

$$CREP_i = CTH \times F_i$$

Granulometric analysis

150 - 200 g of collected sediments were dried in an oven at $90 \pm 5^\circ\text{C}$. Afterwards, 100 g of dry sediments were weighed. When the samples agglomerated, these 100 g were diluted in 1 L of deionized water with 40 mL of 1 % $(\text{NaPO}_3)_6$ (6.2 g/L) for 24 h, in order to achieve the dispersion of particles of different sizes. Once the disaggregated or diluted dry sediment had been obtained, the samples were sieved to separate them by grain size (between 1 mm and 63 μm). Finally, each fraction was weighed separately, and the particles were classified as very coarse sand (1 mm), coarse sand (500 μm), medium sand (250 μm), fine sand (180 - 125 μm), very fine sand (90 - 63 μm), and mud (< 63 μm).

Organic matter determination

5 g of each sample were placed in previously weighed and labeled crucibles, and they were dried in a muffle furnace for 5 h at 550°C . Afterwards, they were placed in a desiccator for 2 h, and they were weighed again to determine the organic matter content by mass difference:

$$MO = \text{inicial weight (5 g)} - \text{final weight}$$

Cabinet phase

A descriptive analysis of the metal concentrations was conducted by means of the arithmetic mean and the standard deviation. The concentrations were compared against the limit values proposed by the NOAA for both threshold effect levels (TEL) and probable effect levels (PEL) (Buchman, 2008). Based on these, the potential ecological risk index (PERI) was calculated.

Potential ecological risk index (PERI)

The level of contamination, the toxicity, and the reaction of the environment due to As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, and Pb concentrations in sediment samples for each climatic period were determined by calculating the potential ecological risk coefficient (PERC) of each metal (Table 1). This coefficient is calculated by multiplying the contamination factor (f_i) by the Hakanson toxicity coefficients (CTH) of each metal (Hakanson, 1980).

$$CREP_i = CTH \times F_i$$

Tabla 1. Valores de referencia en factores de respuestas tóxicas de metales en sedimentos. TEL: nivel de efectos tolerables por parte de la biota y el ecosistema. CTH: coeficientes de toxicidad de Hakanson.

Metal	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb
CTH	10	30	2	5	40	5	5
TEL (µg/g)	7.24	0.68	52.30	18.70	0.13	15.90	30.24

El factor de contaminación f_i se define como el cociente entre la concentración registrada de cada metal en el sedimento (C_i) y el valor de referencia (C_b) del nivel de efectos tolerables por parte de la biota y el ecosistema TEL (Tabla 1), descrito por Buchman (2008):

$$F_i = \frac{C_i}{C_b}$$

Obtenidos los valores del coeficiente del riesgo ecológico potencial (CREP) para cada metal, se calculó finalmente el índice de riesgo ecológico potencial de cada estación (Tabla 2), siguiendo la ecuación propuesta por González *et al.* (2018) y Liu *et al.* (2021).

$$IREP = \sum CREP_i$$

Tabla 2. Potencial riesgo ecológico por contaminación de metales (González *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2021).

Nivel de riesgo / Risk level	Bajo / Low (I)	Moderado / Moderate (II)	Alto / High (III)
CREP	< 30	30 - 60	60 - 120
IREP	< 50	50 - 100	100 - 200

Para determinar si hay diferencias de la concentración de cada metal entre sectores (SE, $k = 2$), épocas (Ép, $k = 2$) y localidades (LO, $k = 5$), se utilizó el análisis de permutaciones univariado Permanova en el programa Primer 7 versión 7.0.21. Se hicieron 9999 permutaciones utilizando la distancia euclidiana, se hizo la permutación de residuos bajo un modelo reducido, se aplicó la prueba de Monte Carlo, y la suma de cuadrados tipo III (Anderson *et al.*, 2008). Finalmente, se realizó una prueba de permutación del modelo lineal basado en la distancia DistLM usando el modelo paso a paso (*step-wise*) con criterio de selección AICc (Clarke y Gorley, 2015).

Table 1. Reference values for the toxic response factors of metals in sediments. TEL: tolerable effect level for the biota and the ecosystem. CTH: Hakanson toxicity coefficients.

The contamination factor f_i is defined as the quotient between the recorded concentration of each metal in the sediment (C_i) and the reference value (C_b) of the TEL for the biota and the ecosystem (Table 1) described by Buchman (2008):

$$F_i = \frac{C_i}{C_b}$$

Once the PERC values for each metal had been obtained, the PERI of each period was finally calculated (Table 2) using the equation proposed by González *et al.* (2018) and Lie (2021).

$$IREP = \sum CREP_i$$

Table 2. Potential ecological risk by metal contamination (González *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2021).

To determine whether there were metal concentration differences between sectors (SE, $k = 2$), periods (PE, $k = 2$), and localities (LO, $k = 5$), a univariate permutation analysis (Permanova) was conducted in the Primer software, version 7.0.21. 9999 permutations were executed using the Euclidean distance. A residual permutation under a reduced model was also carried out, as well as the Monte Carlo test and the type III sum of squares (Anderson *et al.*, 2008). Finally, a permutation test of the linear model based on the DistLM distance was carried out, using the step-wise model with the AICc selection criterion (Clarke and Gorley, 2015).

RESULTADOS

El sector Sinú presentó las mayores concentraciones promedio de los metales en las dos épocas climáticas, especialmente en las localidades de TIN y ZEN. Los valores más bajos usualmente se determinaron en el sector Magdalena en TAS y CGSM (**Anexo 1**).

Las concentraciones más altas de As, Cd, Cu y Pb se registraron en época seca, mientras que para el Ni, Cr y Hg los valores más altos fueron en la época lluviosa. Las concentraciones más bajas de As, Cd, Cu y Pb se midieron en la época lluviosa mientras que las de Cu, Hg y Ni se determinaron durante la época seca. A diferencia de los otros metales, la variación en las concentraciones de Cr y Cu aparentemente no se ve influenciada por la época del año, ya que para ellos tanto y la menor concentración se estimaron durante la misma época climática (**Tabla 3**).

Tabla 3. Mayores y menores concentraciones promedio ($\mu\text{g/g}$) de cada metal durante las dos épocas (Seca "SC" y lluviosa "LI") en los dos sectores (Sinú "SIN" y Magdalena "MAG"). TIN: Tinajones, CGSM: Ciénaga Grande de Santa Marta, TAS: Tasajera y ZEN: Sinú.

Metal	Mayor concentración / Highest concentration ($\mu\text{g/g}$)	Menor concentración / Lowest concentration ($\mu\text{g/g}$)
As	13.97 ± 20.95 (SC-SIN-TIN)	0.28 ± 0.11 (LI-MAG-CGSM)
Cd	0.78 ± 0.26 (SC-SIN-TIN)	0.06 ± 0.02 (LI-MAG-TAS)
Cr	114.72 ± 5.59 (LI-SIN-TIN)	12.58 ± 11.33 (LI-MAG-TAS)
Cu	63.9 ± 25.75 (SC-SIN-TIN)	2.27 ± 1.36 (SC-MAG-TAS)
Hg	0.11 ± 0.05 (LI-SIN-TIN)	$0.01 \pm 0.92 \times 10^{-2}$ (SC-MAG-TAS)
Ni	58.18 ± 18.35 (LI-SIN-TIN)	7.77 ± 8.48 (SC-MAG-CGSM)
Pb	7.58 ± 0.95 (SC-SIN-ZEN)	0.25 ± 0.05 (LI-MAG-CGSM)

Al comparar las concentraciones de este estudio con los valores límites de referencia TEL y PEL, se evidenció que las concentraciones de Ni superaban estos niveles en algunas localidades durante ambas épocas en el sector Sinú. El As en la época seca fue el único metal que tuvo concentraciones por encima del valor TEL en más localidades del sector Magdalena que en el sector Sinú. En cuanto a los otros metales, presentaron concentraciones por encima y por debajo de los valores de referencia TEL, exceptuando Pb que no lo superó (**Figura 2**).

RESULTS

The Sinú sector exhibited the highest average metal concentrations in the two climatic periods, especially at the TIN and ZEN localities. The lowest values were often found in the Magdalena sector, in TAS and CGSM (**Annex 1**).

The highest concentrations of As, Cd, Cu, and Pb were recorded during the dry period, and those of Ni, Cr, and Hg were observed in the rainy period. The lowest concentrations of As, Cd, Cu, and Pb were measured during the rainy period, while those of Cu, Hg, and Ni were determined in the dry period. Unlike the other metals, the variations in the concentration of Cr and Cu were not influenced by the time of the year; for them, both the highest and lowest concentrations were estimated during the same climatic period (**Table 3**).

Table 3. Highest and lowest average concentration ($\mu\text{g/g}$) of each metal during both climatic periods (SC: dry; LI: rainy) in both studied sectors (SIN: Sinú; MAG: Magdalena). TIN: Tinajones, CGSM: Ciénaga Grande de Santa Marta, TAS: Tasajera, and ZEN: Sinú.

When comparing the concentrations reported in this study against the TEL and PEL reference values, we evidenced that the concentrations of Ni exceeded these levels at some localities of the Sinú sector in both periods. During the dry period, As was the only metal that exhibited concentrations above the TEL in more localities of the Magdalena sector (in comparison with the Sinú sector). The other metal exhibited concentrations both above and below the TEL, except for Pb, which did not exceed the reference value (**Figure 2**).

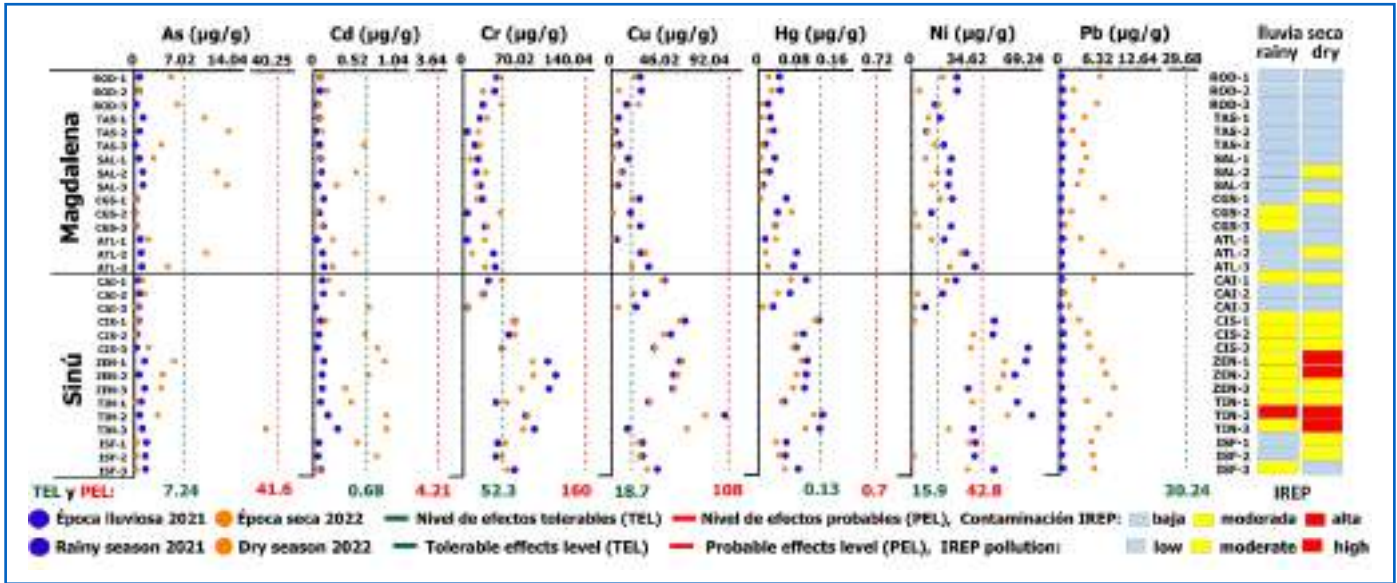


Figura 2. Concentraciones de metales en localidades de los sectores Magdalena y Sinú comparados con los niveles de referencia TEL y PEL durante la época seca y lluviosa.

Figure 2. Metal concentrations in localities of the Magdalena and Sinú sectors, in comparison with the TEL and PEL reference values during the dry and rainy periods.

Todos los metales presentaron diferencias significativas entre sectores, épocas, localidades o en las interacciones entre factores. La concentración de Hg y Ni presentó diferencias en los tres factores, el Cd presentó diferencias entre épocas, sectores y en su interacción. Mientras que el Cr y el Cu registraron diferencias significativas entre sectores y localidades, pero no entre épocas. El Pb por su parte presentó diferencias entre épocas y localidades, pero no entre sectores. Finalmente, el As mostró solo diferencias entre épocas ([Anexo 2](#)).

All the metals exhibited significant differences between sectors, periods, and localities, as well as in the interaction between factors. The concentrations of Hg and Ni showed differences in the three factors, and Cd exhibited differences between periods, sectors, and their interaction. Meanwhile, Cr and Cu recorded significant differences between sectors and localities, but not between periods. On the other hand, Pb exhibited differences between periods and localities, but not between sectors. Finally, As only showed differences between periods ([Annex 2](#)).

El Permanova de comparación por pareja evidencia que las localidades del sector Magdalena tuvieron diferencias significativas de las concentraciones de As, Cr y Cu durante la época lluviosa; por otro lado, en la época seca solo se determinaron diferencias significativas entre la concentración de As de las localidades de TAS y CGSM. Mientras que en el sector Sinú se detectaron diferencias significativas de las concentraciones de As, Cd, Cr, Cu, Hg y Ni tanto en época seca como en época lluviosa ([Anexo 3](#)).

The pairwise comparison Permanova indicates that the localities of the Magdalena sector exhibited significant differences in the concentration of As, Cr, and Cu during the rainy period. On the other hand, in the dry period, significant differences were only observed in the concentration of As for the TAS and CGSM localities. Meanwhile, in the Sinú sector, significant differences in the concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Hg, and Ni were detected during both dry and rainy periods ([Annex 3](#)).

Relación entre la concentración de metales con variables predictoras

Relationship between metal concentrations and predictor variables

Los resultados del análisis DistLM permitieron corroborar la existencia de una correlación positiva entre la concentración de metales, los tamaños de grano más pequeños y la materia orgánica ([Tabla 4](#)). Siendo así, es entendible que en el sector Sinú en donde las estaciones presentaron dominancias de limos y arcillas se

The results of the DistLM analysis allowed confirming the existence of a positive correlation between the metal concentration, the smallest grain sizes, and organic matter ([Table 4](#)). In this vein, it is understandable that higher concentrations were found in the Sinú sector, where the stations exhibited a dominance of muds

encontraran concentraciones más altas, en comparación al sector Magdalena cuyo porcentaje de limos fue menor en ambas épocas (Figura 3). El mayor porcentaje de variación de la concentración de metales es aparentemente explicado por el contenido de limo (27.21 %), seguido por el de materia orgánica (20.74 %), la cantidad de arenas finas (14.05 %), arenas muy finas (13.93 %) y el de arenas muy gruesas (5.82 %). Considerando conjuntamente todas las variables a partir del modelo secuencial multivariante, se observó que solo el contenido de materia orgánica, las arenas finas y muy finas, explicaban 31.52 % de la variación en el contenido de metales en los sedimentos (Tabla 4).

and clays. This, in comparison with the Magdalena sector, which mud percentage was lower in both periods (Figure 3). The highest percent variation in metal concentration is apparently explained by the mud content (27.1 %), followed by the organic matter content (20.74 %), and the amount of fine sands (14.05 %), very fine sands (13.93 %), and very coarse sands (5.82 %). When considering all variables as a whole based on the sequential multivariate model, it was observed that only the organic matter content and the fine and very fine sands explained 31.52 % of the variation in the metal content of the sediments (Table 4).

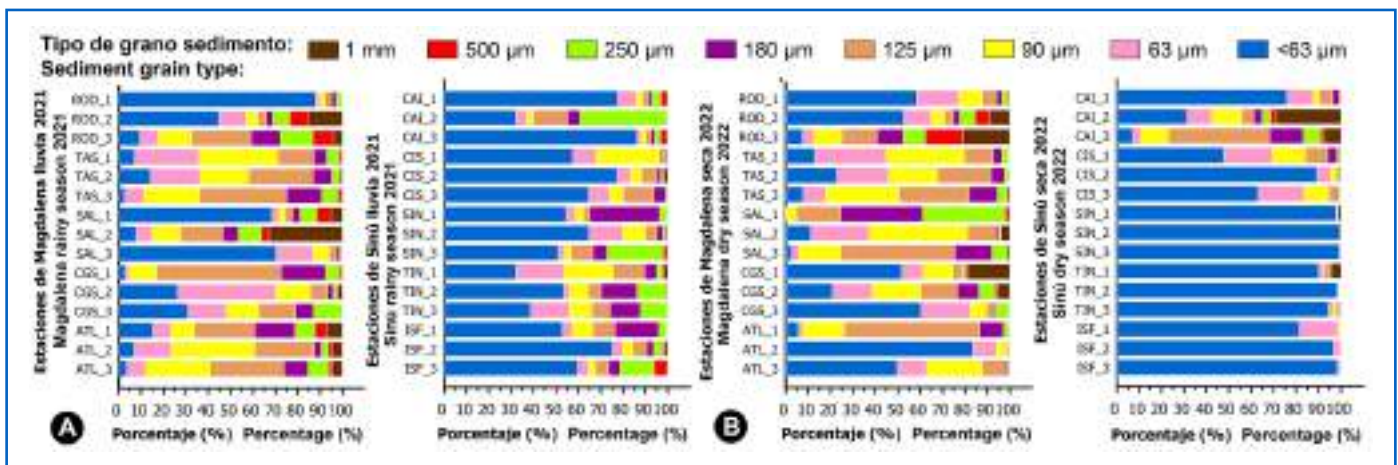


Figura 3. Porcentaje de partículas en los sedimentos de los sectores Magdalena y Sinú en época lluviosa (A) y seca (B). Tipo de sedimento: arena muy gruesa (1 mm), arena gruesa (500 µm), arena media (250 µm), arena fina (180 µm - 125 µm), arena muy fina (90 µm - 63 µm) y limo (< 63 µm).

Figure 3. Percentage of particles in the sediments of the Magdalena and Sinú sectors during the rainy (A) and dry (B) periods. Sediment types: very coarse sand (1 mm), coarse sand (500 µm), medium sand (250 µm), fine sand (180 - 125 µm), very fine sand (90 - 63 µm), and mud (< 63 µm).

Coefficiente del riesgo ecológico potencial (CREP) e índice de riesgo ecológico potencial (IREP)

El CREP fue bajo para la mayoría de los metales en ambas épocas, exceptuando Hg en Tinajones en la época seca, el cual fue moderado. Del mismo modo, el IREP indica baja contaminación en todas las localidades en época lluviosa y moderada en la mayoría de ellas en época seca (Anexo 4), aumentó por el mayor número de estaciones con una contaminación moderada a alta (Figura 2).

Potential ecological risk coefficient (PERC) and potential ecological risk index (PERI)

The PERC was low for most of the metals in both periods, except for Hg in Tinajones during the dry period, which was moderate. Likewise, the PERI indicates a low contamination in all localities during the rainy period, as well as moderate levels in most of them during the dry period (Annex 4). This value increased due to the larger number of stations with moderate to high levels (Figure 2).

Tabla 4. Resultados pruebas marginales y secuenciales DistLM de la concentración de metales explicada a partir de siete variables predictoras identificadas usando el modelo *All Specified* (9999 permutaciones). SC: suma de cuadrados.

Pruebas marginales / Marginal tests				
Variable	SC	Pseudo-F	P	Proporción de la variación explicada / Explained proportion of the variation
Materia orgánica / Organic matter	21754.0	15.18	2.0×10^{-4}	20.75 %
Arena fina / Fine sand	14740.0	9.48	1.7×10^{-3}	14.06 %
Arena muy fina / Very fine sand	14609.0	9.38	0.09×10^{-2}	13.93 %
Limo / Mud	28531.0	21.68	0.01×10^{-2}	27.21 %
Arena muy gruesa / Very coarse sand	6099.3	3.58	0.04	5.81 %
Arena gruesa / Coarse sand	3251.1	1.85	0.16	3.10 %
Arena media / Medium sand	1768.4	0.99	0.32	1.68 %

Table 4. Results of the marginal and sequential DistLM tests regarding the metal concentration explained by seven predictor variables, which were identified by means of the *All Specified* model (9999 permutations). SC: sum of squares.

Pruebas secuenciales / Sequential tests					
Variable	SC	Pseudo-F	P	Proporción de la variación explicada / Explained proportion of the variation	Proporción acumulada / Cumulative proportion
Materia orgánica / Organic matter	438.2	15.1	2×10^{-4}	20.75 %	20.75 %
Arena fina / Fine sand	435.9	4.4	0.02	5.71 %	26.45 %
Arena muy fina / Very fine sand	433.9	4.1	0.03	5.07 %	31.52 %
Limo / Mud	433.5	2.6	0.08	3.15 %	34.68 %
Arena muy gruesa / Very coarse sand	434.9	0.9	0.36	1.13 %	35.81 %
Arena gruesa / Coarse sand	437.5	4.8×10^{-3}	0.99	< 0.01 %	35.81 %
Arena media / Medium sand	437.5	No evaluado		< 0.01 %	35.81 %

DISCUSIÓN

Es posible que la contaminación marina con metales sea el resultado de actividades antrópicas continentales, éstas suelen ser la causa principal del incremento de concentraciones de estos elementos en los ecosistemas acuáticos (Tulonen *et al.*, 2006). Ya que pueden ser transportados por los ríos, las corrientes de agua en estuarios y canales, flujos de agua superficiales y subterráneos, así como de los emisarios submarinos de aguas servidas, que además aportan grandes cantidades de materia orgánica (Escobar,

DISCUSSION

It is possible that marine pollution by metals is the result of continental anthropic activities, which are usually the main cause of increased concentrations of these elements in aquatic ecosystems (Tulonen *et al.*, 2006), as they can be transported by rivers, water currents in estuaries and channels, surface and underground water flows, and submarine sewage outfalls, which also introduce large amounts of organic matter (Escobar, 2002). All these pollution sources may favor the accumulation

2002), todas estas fuentes de contaminación pueden favorecer que se acumulen metales en los sedimentos en altas concentraciones como los encontrados en este estudio.

La alteración de las concentraciones naturales de metales es resultante de procesos naturales como la precipitación, la erosión de los suelos (Baize y Sterckeman, 2001; Yang *et al.*, 2020) o fenómenos de vulcanismo y geotermalismo (Bundschuh *et al.*, 2021). Se ha asociado a la industria, la actividad agrícola y la minería (Londoño-Franco *et al.*, 2016), por lo que es probable que las principales causas de las concentraciones altas de metales en las localidades de Tinajones y Sinú se relacionen con su cercanía a la desembocadura del río Sinú, ya que puede transportar los metales desde los diferentes sectores por los que circula hasta los sedimentos de las estaciones cercanas a su desembocadura; en las localidades de Atlántico y El Rodadero (Magdalena) las concentraciones elevadas de este estudio pueden ser debidas a la cercanía a actividades antrópicas en ciudades como Barranquilla que posee actividad industrial relevante y Santa Marta que posee un emisario submarino.

Las elevadas concentraciones de As, Cd, Cr, Cu y Ni por encima de los valores TEL y PEL en algunas muestras del área de influencia del río Sinú pueden deberse principalmente a actividades como la agricultura extensiva, la minería y la influencia de la represa Urrá. En el caso de la agricultura, se suelen emplear plaguicidas y fertilizantes que pueden alterar las concentraciones naturales de los metales (Gimeno-García *et al.*, 1996; Roozbahani *et al.*, 2015). Grandes extensiones son destinadas para el cultivo de maíz, algodón y arroz, entre otros productos (Cadena-Torres *et al.*, 2021), posibilitando que la agricultura sea una de las fuentes de las concentraciones altas de estos metales en el sector. En cuanto a la influencia de la minería en las concentraciones altas de metales como el Ni, podría estar relacionada con la presencia de la mina de hierro y níquel más grande de América Latina (Cerro Matoso) y de otras explotaciones pequeñas en las cercanías de la cuenca alta del río Sinú (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017; Arenas *et al.*, 2022). Por otro lado, la influencia de la represa Urrá como posible fuente de enriquecimiento de metales pesados posiblemente es debida a la inundación de 7 400 ha de suelo, que aceleró el proceso de lavado de metales y de elementos constitutivos del suelo afectado por el vertido aguas abajo de la represa, así como a la descomposición de la vegetación presente antes de la inundación (Feria *et al.*, 2010). En el sector del Magdalena las elevadas concentraciones

of high metal concentrations in the sediments, as was found in this study.

The alteration of the natural metal concentrations, which result from natural processes such as precipitation, soil erosion (Baize and Sterckeman, 2001; Yang *et al.*, 2020), or volcanism and geothermal phenomena (Bundschuh *et al.*, 2021) has been associated with the industry, agricultural activity, and mining (Londoño-Franco *et al.*, 2016). The main causes for the high metal concentrations in Tinajones and Sinú likely have to do with their proximity to the Sinú River mouth, as this river can transport metals from the different sectors where it flows to the sediments of the stations near its mouth. In the localities of Atlántico and El Rodadero (Magdalena), the high concentrations found in this work may be due to the proximity to anthropic activities in cities like Barranquilla, which features significant industrial activity, and Santa Marta, which has a submarine outfall.

The high concentrations of As, Cd, Cr, Cu, and Ni, above the TEL and PEL, in some samples from the Sinú River's area of influence may be mainly due to activities such as extensive agriculture, mining, and the influence of the Urrá dam. In the case of agriculture, pesticides and fertilizers are often used which may alter the natural metal concentrations (Gimeno-García *et al.*, 1996; Roozbahani *et al.*, 2015). Large areas are allocated for the cultivation of corn, cotton, and rice, among other products (Cadena-Torres *et al.*, 2021), allowing agriculture to become one of the sources for the high concentrations of these metals in the sector. The influence of mining on the high concentration of metals such as Ni could be related to the presence of the largest iron and nickel mine in Latin America (Cerro Matoso) and to other small-scale exploitation activities near the upper basin of the Sinú River (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017; Arenas *et al.*, 2022). On the other hand, the influence of the Urrá dam as a potential source of heavy metal enrichment is due to the flooding of 7400 ha of land, which accelerated the leaching of metals and the constituents of the soil affected by downstream discharge from the dam, as well as to the decomposition of the vegetation present before the flooding (Feria *et al.*, 2010). In the Magdalena sector, the high concentrations of Ni and Cu during both climatic periods, as well as those of As and Cd during the dry period, are likely due to the treated and non-treated effluents from different industries related to oil activity, hydrocarbon transport, and the disposal of compounds and particles from industrial emissions (Tejeda-Benitez *et al.*, 2016).

de Ni y Cu en ambas épocas climáticas, así como de As y Cd en época seca, pueden deberse a los efluentes tratados y no tratados de diferentes industrias relacionadas con la actividad petrolera, el transporte de hidrocarburos, la deposición de compuestos y partículas provenientes de emisiones industriales (Tejeda-Benitez *et al.*, 2016).

También, se debe tener en cuenta que la extensa actividad agrícola, minera y de represamiento de agua genera un desequilibrio de los contenidos naturales propiciando que la concentración de metales en los suelos que inunda el río tenga un orden decreciente $[Zn] > [Cu] > [Ni] > [Hg] > [Pb] > [Cd]$, tanto en la cuenca media como en la baja del río Sinú (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017). Los metales más abundantes (Zn, Cu y Ni) provienen de una fuente común, la cual podría ser la litología de las zonas inundables, debido a que las condiciones que se generan en los suelos inundados durante un largo periodo podrían favorecer la formación de ácidos volátiles, un ambiente reductor de sulfatos y una posterior liberación y disponibilidad de los metales (Poot *et al.*, 2007). Sumado a estos procesos, la cercanía a actividades mineras en el cauce del Sinú, pueden ser la causa de que las concentraciones de Ni y Cu hayan superado los valores TEL en todas las localidades (Figura 2). En cuanto a las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb (Figura 2), que estuvieron por debajo de los valores de referencia durante la época lluviosa, pueden reflejar un bajo aporte antrópico, haciendo que estos elementos sigan sus procesos naturales dentro de los ecosistemas acuáticos, en donde se depositan rápidamente en el material sólido, debido a su baja solubilidad (Förstner y Wittmann, 1981), y se acumulan en los sedimentos con concentraciones superiores a las de las aguas circundantes (Tessier y Campbell, 1988) pero con baja probabilidad de generar efectos nocivos.

La distribución de los metales en los sedimentos del fondo no solo se ve afectada por la influencia antropogénica, sino también por la composición mineral, la composición del material en suspensión, por procesos *in situ* como la deposición de los sedimentos, la absorción, la actividad microbiana, las interacciones con ligandos orgánicos e inorgánicos disueltos, entre otras (Jain *et al.*, 2005; Sander *et al.*, 2015). Todos esos procesos determinan la disponibilidad de los metales y aunque no se hayan encontrado concentraciones que indiquen contaminación en los sedimentos por As, Cd y Hg durante la época lluviosa, y de Pb en ambas épocas climáticas (Figura 2), no se puede garantizar que el ambiente no se encuentre contaminado, posiblemente, porque

It must also be considered that the extensive agricultural, mining, and water impoundment activity generates an imbalance in natural contents, causing the metal concentration of the soils flooded by the river to exhibit a decreasing order, *i.e.*, $[Zn] > [Cu] > [Ni] > [Hg] > [Pb] > [Cd]$, in both the middle and lower basin of the Sinú River (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017). The most abundant metals (Zn, Cu, and Ni) stem from a common source, which could be lithology of the floodplain areas, given that the conditions generated in soils flooded for long periods of time may favor the formation of volatile acids, a sulfate-reducing environment, and the subsequent release and availability of the metals (Poot *et al.*, 2007). In addition to these processes, the proximity to mining activities in the course of the Sinú may have caused the concentrations of Ni and Cu to exceed the TEL in all localities (Figure 2). The concentrations of As, Cd, Hg, and Pb (Figure 2), which were below the reference values during the rainy period, may evince a low anthropic contribution, allowing these elements to continue their natural processes in aquatic environments, where they are rapidly deposited in solid material, given their low solubility (Förstner and Wittmann, 1981), and accumulate in the sediments with higher concentrations than those of the surrounding waters (Tessier and Campbell, 1988), albeit with a low probability of generating harmful effects.

The metal distribution in the bottom sediments is not only affected by anthropogenic influence, but also by the mineral composition, the suspended material composition, and by *in situ* processes such as sediment deposition, absorption, microbial activity, and interactions with dissolved organic and inorganic ligands, among others (Jain *et al.*, 2005; Sander *et al.*, 2015). All these processes dictate the availability of metals, and, even though no concentrations were found which indicate sediment pollution by As, Cd, and Hg during the rainy period (and by Pb in both climatic periods) (Figure 2), it cannot be guaranteed that the environment is not polluted because these metals might be accumulating in other components of the ecosystem.

estos metales se estén acumulando en otros componentes del ecosistema.

El Magdalena presenta vertimientos de desechos directos e indirectos a través de sus afluentes durante su recorrido por 11 departamentos que generan el deterioro de su calidad hídrica (Ortiz-Romero *et al.*, 2015) y tiene el mayor aporte de sedimentos de los grandes ríos en el Caribe (Restrepo y Kjerfve, 2000); sin embargo, solo existe una contaminación aparente por Cu y Ni. No obstante, es posible que los otros metales tengan procesos de incorporación y acumulación en los organismos en diferentes puntos del río (Noreña-Ramírez *et al.*, 2012) o en áreas de influencia como la Ciénaga Grande de Santa Marta (Campos, 1990) y dicha incorporación de metales pueden ser el motivo de las bajas concentraciones en sedimento.

Se ha descrito un enriquecimiento de metales como Cd, Mn, Ni, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn en el río Sinú, debido a procesos erosivos en las riberas del río, sus afluentes y en zonas de planicies inundables (Feria *et al.*, 2010). No obstante, en este estudio solo se evidenció que el enriquecimiento de metales en los sedimentos corresponde a Cu, Ni y en menor medida a Cr, resaltando que Ni y Cr presentaron concentraciones significativamente más bajas en las estaciones más alejadas de la desembocadura del río en las localidades CAI e ISF (Figura 1), haciendo relevante hacer un monitoreo más frecuente para describir mejor la contaminación de esa región.

Los resultados obtenidos por medio del análisis DistLM muestran que la mayor variabilidad explicada se da por la materia orgánica y el tamaño de las partículas más pequeñas. Se ha mencionado que el método de normalización, el cual consta de la relación entre un elemento y la cantidad de material de grano fino en cada muestra, puede llevar a interpretaciones erróneas cuando la última fracción separada de los sedimentos es menor a 63 μm . En ese tamaño se encuentra una mezcla de limo y arcillas, siendo estas últimas las que representan la fracción con la mayor capacidad de adsorción y al no estar representadas correctamente puede conducir a errores de interpretación (Szava-Kovats, 2008). Teniendo esto en cuenta, es posible que al relacionar el contenido de arcillas con las concentraciones de los distintos metales la proporción de la variabilidad explicada sea mayor.

En el proceso de acumulación de metales en un ambiente intervienen la cantidad de partículas de determinado tamaño, la movilización de metales al agua intersticial, la especiación

The Magdalena exhibits direct and indirect waste discharges through its tributaries along its course through 11 departments, which deteriorates its water quality (Ortiz-Romero *et al.*, 2015). This river also features the greatest sediment contribution of the great rivers in the Caribbean (Restrepo and Kjerfve, 2000). However, only an apparent pollution by Cu and Ni is observed. It is likely that the other metals exhibit incorporation and accumulation processes in organisms at different points in the river (Noreña-Ramírez *et al.*, 2012) or in influence areas such as the Ciénaga Grande de Santa Marta (Campos, 1990). This metal incorporation may be the reason for the low sediment concentrations.

An enrichment of metals such as Cd, Mn, Ni, Cr, Cu, Hg, Pb, and Zn in the Sinú River has been described, which is due to erosive processes on the riverbanks, its tributaries, and in floodplain areas (Feria *et al.*, 2010). Nevertheless, this study only evidenced that metal enrichment in sediments corresponds to Cu, Ni, and, to a lesser extent, Cr, highlighting that Ni and Cr exhibited significantly lower concentrations in the furthest stations from the river mouth, in the CAI and ISF localities (Figure 1), which underscores the relevance of more frequent monitoring to better describe the pollution in said region.

The results obtained via DistLM analysis show that the highest explained variability corresponds to organic matter and the size of the smallest particles. It has been mentioned that the normalization method, which consists of the relationship between an element and the amount of fine-grain material in each sample, may lead to erroneous interpretations when the last fraction separated from the sediments is smaller than 63 μm . At this size, a mixture of muds and clays can be found, with the latter representing the fraction with the highest adsorption capacity; if they are not correctly represented, interpretation errors may occur (Szava-Kovats, 2008). Considering the above, it is possible that, when relating the clay content to the concentration of different metals, the proportion of the explained variability increases.

During metal accumulation in an environment, the number of particles of a given size, the mobilization of metals to the interstitial water, chemical speciation, and the influence of bioturbation and salinity intervene, among other factors (Bryan *et al.*, 1992; Krumgalz *et al.*, 1992). In addition, sediments are not only final pollutant deposits; they can also serve as entry sources into benthic organisms and benthic trophic networks in general (Griscom and Fisher, 2004). The above favors the fact that the

química, la influencia de la bioturbación y la salinidad, entre otras (Bryan *et al.*, 1992; Krumgalz *et al.*, 1992); sumado a que los sedimentos no solo son depósitos finales de contaminantes, sino que además pueden servir como fuentes de entrada en los organismos bentónicos y las redes tróficas bentónicas en general (Griscom y Fisher, 2004). Lo anterior favorece que la variabilidad en las concentraciones de metales que no es explicada por el tamaño del grano o la cantidad de materia orgánica radique en la influencia e interacciones de estos factores ambientales que no fueron considerados en el presente estudio.

En cuanto a la relación de variables que se representan a través de la prueba secuencial del DistLM entre los tamaños finos, la materia orgánica y las concentraciones de metales, se evidencia que el tamaño es una propiedad fundamental de las partículas de sedimento que afecta a su arrastre, transporte y deposición (Pye y Blott, 2004), con la característica de presentar un aumento en el contenido de metales a medida que se incrementa la cantidad de partículas finas (Harbison, 1986; Rubio *et al.*, 2000; Tansel y Rafiuddin, 2016). Demostrando una asociación preferencial de los metales por los sedimentos más finos, debido a que éstos tienen áreas relativas de superficie más grandes en las que los metales pueden unirse o ser adsorbidos (Libes, 2011).

La materia orgánica por su parte puede influir en las concentraciones de metales como As que suele ser retenido los contenidos de materia orgánica impidiendo que este llegue a acumularse en los estratos inferiores del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). Se pueden explicar las concentraciones menores de este metal tanto en época lluviosa, como en las localidades CGSM, CAI y CIS, debido a un aumento en la concentración de materia orgánica proveniente de un mayor aporte de los ríos y escorrentía, así como la degradación de la biomasa de la hojarasca del manglar que crece en estas zonas (Orihuela *et al.*, 2004). No obstante, no hay una diferencia evidente entre la cantidad de materia orgánica entre estas y otras localidades de los mismos sectores lo que probablemente se deba a que ella puede ser metabolizada por diversos organismos o exportarse en forma disuelta o en forma de partículas suspendidas (López-Portillo y Ezcurra, 2002). Las diferencias en las concentraciones de metales en localidades que tienen un contenido de partículas finas similar pueden ser debidas a procesos que alteran el tamaño de las partículas, las distribuciones de velocidad de sedimentación, los procesos de erosión, el contenido de agua, la mineralogía, la capacidad

variability in the metal concentrations that is not explained by grain size or organic matter content lies in the influence and interactions of these environmental factors, which were not considered in this study.

As for the relationship of variables represented through the sequential DistLM test between fine sizes, organic matter, and metal concentration, it is evidenced that size is a fundamental property of sediment particles, which affects their movement, transport, and deposition (Pye and Blott, 2004), showing an increase in the metal content as the amount of fine particles increases (Harbison, 1986; Rubio *et al.*, 2000; Tansel and Rafiuddin, 2016). This demonstrates a preferential association of metals with finer sediments, since the latter have larger relative surface areas, on which the former can bind or be adsorbed (Libes, 2011).

On the other hand, organic matter may influence the concentration of metals such as As, which is often retained in organic matter contents, preventing it from accumulating in the lower soil strata (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). The lower concentrations of this metal both in the rainy period and in the CGSM, CAI, and CIS localities can be explained by an increase in the concentration of organic matter stemming from a greater contribution by rivers and runoff, as well as by the degradation of the litter from the mangrove growing in these areas (Orihuela *et al.*, 2004). Nevertheless, there is no evident difference in the amount of organic matter in this and other localities of the same sectors, which is likely due to the fact that this type of matter can be metabolized by a diversity of organisms, or it can be exported in dissolved form or as suspended particles (López-Portillo and Ezcurra, 2002). The differences in the metal concentration of the localities with a similar fine particle content may be due to processes altering particle size, sedimentation speed distribution, erosion processes, water content, mineralogy, cationic exchange capacity, flow disturbances, the deposition rate, bioturbation, or the organic matter content (McCave, 1984; Matagi *et al.*, 1998).

de intercambio catiónico, la distribución en el flujo, la tasa de deposición, la bioturbación o el contenido de materia orgánica (McCave, 1984; Matagi et al., 1998).

CONCLUSIONES

Los sedimentos de las áreas de influencia de los ríos Sinú y Magdalena presentan altas concentraciones de Cu, Cr y Ni por encima de los valores de referencia propuestos por la NOAA, posiblemente como resultado de diversas actividades antrópicas. La influencia antrópica aparentemente tiene mayor impacto en el Sinú, por lo que deberían identificarse las medidas puntuales apropiadas para regular los aportes de dichos metales, especialmente para Ni cuyas elevadas concentraciones tienen alta probabilidad de generar efectos nocivos en el ambiente. Las bajas concentraciones de As, Cd, Hg y Pb determinadas en los sedimentos no garantizan la ausencia de estos contaminantes en las desembocaduras de los ríos, ya que pueden presentarse en otras formas químicas con mayor biodisponibilidad y estar siendo incorporadas por organismos de las redes tróficas de estos lugares, los cuales a su vez dependen de la disponibilidad de materia orgánica y predominancia de partículas finas en los sedimentos asociada a la época climática.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó en el marco del proyecto “Niveles de contaminación por metales pesados (Hg, Cd, Ni, Zn, Pb, Se, Al, As y Cu), PCB (bifenilos policlorados) y HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos) en ambientes marinos y costeros del Caribe colombiano (código Minciencias 71641)” que hace parte del programa “Redes tróficas marinas del Caribe colombiano en la era del plástico y los contaminantes tóxicos (código Minciencias 71475)” financiado por Minciencias y la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano y ejecutado en alianza con la Universidad Nacional de Colombia sede Caribe. Agradecemos a los miembros del equipo de trabajo Diana Bustos, Paulo Tigreros, Luis Garzón, Gysseth Herrera, Jesús Ochoa, Camila Castellanos, Diana Rubio, Ana María Hernández y Gamaliel Mejía por su apoyo en la realización de los muestreos y el procesamiento en laboratorio. Expresamos nuestra inmensa gratitud al numeroso grupo de estudiantes de Biología Marina cuyo invaluable apoyo fue fundamental para cumplir con las actividades de campo y laboratorio.

CONCLUSIONS

The sediments in the influence areas of the Sinú and Magdalena Rivers exhibit high concentrations of Cu, Cr, and Ni, above the reference values proposed by the NOAA, likely as a result of diverse anthropic activities. The anthropic influence seems to have a greater impact on the Sinú, which is why concrete measures should be identified to regulate the contribution of said metals, especially in the case of Ni, whose high concentrations are highly capable of generating harmful effects to the environment. The low concentrations of As, Cd, Hg, and Pb found in the sediments do not guarantee their absence in the river mouths, as they can appear in other chemical forms with higher bio-availability, and they may be incorporated by organisms in these places' trophic networks, which in turn depend on the availability of organic matter and the predominance of fine particles in the sediments that is typically associated with the climatic period.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was carried out within the framework of the project titled *Pollution levels related to heavy metals (Hg, Cd, Ni, Zn, Pb, Se, Al, As, and Cu), PCB (polychlorinated biphenyls), and HAP's (polycyclic aromatic hydrocarbons) in marine and coastal environments of the Colombian Caribbean* (Minciencias code: 71641), which belongs to the program *Marine trophic networks of the Colombian Caribbean during the era of plastic and toxic pollutants* (Minciencias code: 71475), funded by Minciencias and Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano and executed in alliance with Universidad Nacional de Colombia, Caribe campus. We would like to thank the work team members Diana Bustos, Paulo Tigreros, Luis Garzón, Gysseth Herrera, Jesús Ochoa, Camila Castellanos, Diana Rubio, Ana María Hernández, and Gamaliel Mejía for their support during sampling and laboratory processing. We express enormous gratitude to the numerous group of Marine Biology students, whose invaluable support was fundamental in completing field and laboratory activities.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Acosta, V., C. Lodeiros, W. Senior y G. Martínez. 2002. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia*, 27: 686-690.
- Ahmed, M.A., S.M. Ali, S.I. El-Dek and A. Galal. 2013. Magnetite-hematite nanoparticles prepared by green methods for heavy metal ions removal from water. *Mater. Sci. Eng. B. Solid. State. Mater. Adv. Technol.*, 178: 744-751.
- Anbuselvan, N., D. N. Senthil and M. Sridharan. 2018. Heavy metal assessment in surface sediments off Coromandel coast of India: Implication on marine pollution. *Mar. Pollut. Bull.*, 131: 712-726.
- Anderson, M.J., R.N. Gorley and K.R. Clarke. 2008. *Permanova+ for Primer: guide to software and statistical methods*. First edit. Plymouth: PRIMER-E Ltd.
- Andrade, C.A. 1993. Análisis de la velocidad del viento en el mar Caribe. *Bol. Cient. CIOH*, 13: 33-43.
- Andrade-Amaya, C e Y. F. Thomas. 1988. Sedimentos en suspensión e hidrodinámica al sureste del delta del río Magdalena. *mar Caribe (Colombia)*. *Bol. Cient. CIOH*, 8: 27-34.
- Ansari, T.M., I.L. Marr and N. Tariq. 2004. Heavy metals in marine pollution perspective—A mini review. *J. Appl. Sci.*, 4: 1-20.
- Arenas, A.A., D. Di Luccio, S. Maggi, M. Palmisano, L.A. Salamanca Arévalo, R.A. Sanguino M. and A. Lay-Ekuakille. 2022. Geochemical characterization of heavy metals in the sediments of the Sinú river (Colombia): 43-38. 9th EnvIMEKO Symposium of Environmental Instrumentation and Measurements, Le Mans, France.
- Baird, R., A.D. Eaton and E.W. Rice. 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Am. Public Health As., Washington D.C. 541 p.
- Baize, D. and T. Sterckeman. 2001. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Sci. Total. Environ.*, 264: 127-139.
- Bernal, G., 1996. Caracterización geomorfológica de la llanura deltaica del Río Magdalena con énfasis en el sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 25: 19-48.
- Bernal, G., G. Poveda, P. Roldán y C. Andrade. 2006. Patrones de variabilidad de las temperaturas superficiales del mar en la costa Caribe colombiana. *Cienc. Tierra*, 30: 195-208.
- Botsou, F., A.P. Karageorgis, E. Dassenakis and M. Scoullou. 2011. Assessment of heavy metal contamination and mineral magnetic characterization of the Asopos River sediments (Central Greece). *Mar. Pollut. Bull.*, 62: 547-563.
- Bryan, G.W., W.J. Langston and J. Langston. 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environ. Pollut.*, 76: 89-131.
- Buchman, M. 2008. *Screening Quick Reference Tables (SQURTs)*. NOAA OR&R report 08-1 Seattle, USA. Off. Resp. Rest. Div., Nat. Ocean. Atmos. Admin.
- Bundschuh, J., J. Schneider, M.A. Alam, N.K. Niazi, I. Herath, F. Parvez, B. Tomaszewska, L.R.G. Guilherme, J.P. Maity, D.L. López, A.F. Cirelli, A. Pérez-Carrera, N. Morales-Simfors, M.T. Alarcón-Herrera, P. Baisch, D. Mohan and A. Mukherjee. 2021. Seven potential sources of arsenic pollution in Latin America and their environmental and health impacts. *Sci. Total Environ.*, 780: 1-29.
- Cadena-Torres, J., R.S. Novoa Yáñez, L.M. Grandett Martínez, J.L. Contreras Santos y A. Agámez Saibis. 2021. Caracterización físico-química de los suelos dedicados al cultivo de maíz en el Valle del Sinú. Colombia. *Tem. Agr.*, 26: 68-79. <https://doi.org/10.21897/rta.v26i1.2584>
- Campbell, N. and L. Guy. 1995. *Surficial bottom sediments of Lake Taupo*. New Zealand: Texture, composition, provenance, and sedimentation rates. *N. Z. J. Geol. Geophys.*, 38: 61-79.
- Campos, N.H., 1990. La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Caribe colombiano*. *Caldas*, 16: 231-243.
- Cantle, J.E. 1982. *Atomic absorption spectrometry*. Elsevier. Amsterdam. 337 p.
- Castañe, P.M., M.L. Topalián, R.R. Cordero y A. Salibián. 2003. Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. *Rev. Toxic.*, 20: 13-18.
- Clarke, K.R. and R.N. Gorley. 2015. *PRIMER v7: User manual/tutorial*. 1st ed. Plymouth. United Kingdom: PRIMER-E Ltd.
- Cosma, B., R. Frache, F. Baffi and A. Dadone. 1982. Trace metals in sediments from the Ligurian coast, Italy. *Mar. Pollut. Bull.*, 13: 127-132.
- de Souza-Machado, A.A., K. Spencer, W. Kloas, M. Toffolon and C. Zarfl. 2016. Metal fate and effects in estuaries: A review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Sci. Total Environ.*, 541: 268-281.
- Escobar, J. 2002. La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. CEPAL. Div. Rec. Nat. Infraestr. Nac. Un., Santiago de Chile. 68 p.
- Espinosa, L.F., J.P. Parra y C. Villamil. 2011. Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la ciénaga grande de Santa Marta. Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40: 7-23.
- Estela, F. y M. López-Victoria. 2005. Aves de la parte baja del río Sinú Caribe colombiano; inventario y ampliaciones de distribución. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 7-42.
- Feria, J.J., J. Marrugo and H. González. 2010. Heavy metals in Sinú river, department of Córdoba, Colombia. South America. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 55: 35-44.
- Fernández-Martínez, R., I. Rucandio, I. Gómez-Pinilla, F. Borla, F. García and M.T. Larrea. 2015. Evaluation of different digestion systems for determination of trace mercury in seaweeds by cold vapour atomic fluorescence spectrometry. *J. Food Compos. Anal.*, 38: 7-12.
- Förstner, U. and G.T.W. Wittmann. 1981. *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin. 486 p.
- Gall, J.E., R.S. Boyd and N. Rajakaruna. 2015. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environ. Monit. Assess.*, 187: 1-21.
- Gheorghe, S., C. Stoica, G.G. Vasile, M. Nita-Lazar, E. Stanesco and I. E. Lucaci. 2017. Metals toxic effects in aquatic ecosystems: Modulators of water quality. *InTech*, 59-89.
- Gimeno-García, E., V. Andreu and R. Boluda. 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environ. Poll.*, 92: 19-25.
- González, V., S. Valle, M. Nirchio, J. Olivero, L. Tejeda, J. Valdelamar, F. Pesantes and K. González. 2018. Evaluation of the risk of contamination by heavy metals (Hg and Pb) in marine sediments of estero Huaylá, Puerto Bolívar, Ecuador. *Rev. Inst. Investig. Fac. Minas Metal. Cienc. Geogr.*, 21(41): 75-82.
- Griscom, S.B. and N.S. Fisher. 2004. Bioavailability of sediment-bound metals to marine bivalve molluscs: An overview. *Est. Res. Fed.*, 27: 826-838.
- Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14: 975-1001.

- Harbison, P. 1986. Mangrove muds—A sink and a source for trace metals. *Mar. Pollut. Bull.*, 17: 246-250.
- Ismail, A. 2006. The use of intertidal molluscs in the monitoring of heavy metals and organotin compounds in the west coast of Peninsular Malaysia. *Coast. Mar. Sci.*, 30: 401-406.
- Jain, C.K., D.C. Singhal and M.K. Sharma. 2005. Metal pollution assessment of sediment and water in the River Hindon. *India. Environ. Monit. Assess.*, 105: 193–207.
- Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press. 315 p.
- Krumgalz, B.S., G. Fainshtein and A. Cohen. 1992. Grain size effect on anthropogenic trace metal and organic matter distribution in marine sediments. *Sci. Total Environ.*, 116: 15–30.
- Libes, S. 2011. Introduction to marine biogeochemistry. Second. ed. Introduction to Marine Biogeochemistry. Academic Press. San Diego. 928 p.
- Liu, D., J. Wang, H. Yu, H. Gao and W. Xu. 2021. Evaluating ecological risks and tracking potential factors influencing heavy metals in sediments in an urban river. *Environ. Sci. Eur.*, 33: 42-54.
- Londoño-Franco, L.F., P.T. Londoño Muñoz and F.G. Muñoz García. 2016. Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotechnol. Sector Agropec. Agroind.*, 14: 145–153.
- Lozano-Duque, Y., Medellín-Mora, J. y Navas, G. R. (2010). Contexto climatológico y oceanográfico del mar Caribe colombiano. 54-84. En: G. R. Navas, C. Segura-Quintero, M. Garrido-Linares, M. Benavides-Serrato y D. A. Alonso-Carvajal (Eds.). Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Invemar. Santa Marta. 458 p.
- Marrugo-Negrete, J., J. Pinedo-Hernández and S. Díez. 2017. Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin. Colombia. *Environ. Res.*, 154: 380–388.
- Mancera-Pineda, J.E., G. Pinto y S. Vilardy. 2013. Patrones de distribución estacional de masas de agua en la bahía de Santa Marta. Caribe colombiano: Importancia relativa del upwelling y outwelling. *Bol. Invest. Mar. y Costeras*. 42: 329–360.
- Matagi, S.V., D. Swai and A. Mugabe. 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *Afr. J. Trop. Hydrobiol.*, 8: 23–35.
- McCave, I.N. 1984. Erosion, transport and deposition of fine-grained marine sediments. *Geol. Soc.*, 15: 35–69.
- Meyerson, A.L., G.W. Luther, J. Krajewski and R.I. Hires. 1981. Heavy metal distribution in Newark Bay sediments. *Mar. Pollut. Bull.*, 12: 244–250.
- Minoia, C. and S. Caroli. 1992. Applications of zeeman graphite furnace atomic absorption spectrometry in the chemical laboratory and in toxicology. Pergamon press. Oxford. 702 p.
- Morillo, J., J. Usero and I. Gracia. 2004. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere*. 55: 431-442.
- Noreña-Ramírez, D., E. Murillo-Perea, J.A. Guio-Duque and J. Méndez-Arteaga. 2012. Metales pesados (Cd, Pb y Ni) en especies de peces de importancia comercial del río Magdalena. tramo Tolima. Colombia. *Rev. Tumbaga*. 2: 61–77.
- Okoro, H.K., O.S. Fatoki, F.A. Adekola, B.J. Ximba, R.G. Snyman and B.W. Mdokwana. 2013. The effect of particle sizes on metal accumulation in the marine sediments of Cape Town harbour. *J. NC Acad. Sci.*, 129 (3): 115–125.
- Orihuela, D.E., C. Tovilla Hernández, H. Franciscus, M. Vester and T.A. Legorreta. 2004. Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas. México. *Madera y Bosques*. 10 (2): 45–61.
- Ortiz-Romero, L.T., J. Delgado-Tascón, A. Pardo-Rodríguez, D. Murillo-Perea and J. Guio Duque. 2015. Determinación de metales pesados e índices de calidad en aguas y sedimentos del río Magdalena -Tramo Tolima. Colombia. *Rev. Tumbaga*. 2: 43-60.
- Pabón, S., R. Benítez, R. Sarria and J. Gallo. 2020. Contaminación del agua por metales pesados. métodos de análisis y tecnologías de remoción. *Entre Cienc. Ing.*, 14: 9-18.
- Pérez-López, M., M.C. Nóvoa, J. Alonso, M.A. García Fernández and M.J. Melgar. 2003. Niveles de plomo y cadmio en agua marina y lapas (*Patella vulgata* L.) de la Ría de Vigo. *Rev. Toxicol.*, 20: 19–22.
- Poot, A., F. Gillissen and A.A. Koelmans. 2007. Effects of flow regime and flooding on heavy metal availability in sediment and soil of a dynamic river system. *Environ. Poll.*, 148. 779-787.
- Pujos, M., J. Pagliardini, R. Steer, G. Vernet y O. Weber. 1986. Influencia de la contracorriente norte colombiana para la circulación de las aguas en la plataforma continental: su acción sobre la dispersión de los efluentes en suspensión del río Magdalena. *Bol. Cient. CIOH*. 3–16.
- Pye, K. and S.J. Blott. 2004. Particle size analysis of sediments, soils and related particulate materials for forensic purposes using laser granulometry. *Forensic. Sci. Int.*, 144: 19–27.
- Restrepo, J.D. and B. Kjerfve. 2000. Magdalena river: interannual variability (1975-1995) and revised water discharge and sediment load estimates. *J. Hydrol*, 235: 137–149.
- Rizzo, A., R. Daga, M. Arcagni, S.P. Catán, D. Bubach, R. Sánchez, S.R. Guevara and M.A. Arribere. 2010. Concentraciones de metales pesados en distintos compartimentos de lagos andinos de Patagonia Norte. *Ecol. Austr.*, 20: 155–171.
- Roobahani, M.M., S. Sobhanardakani, H. Karimi and R. Sorooshnia. 2015. Natural and Anthropogenic Source of Heavy Metals Pollution in the Soil Samples of an Industrial Complex; a Case Study. *Iran. J. Toxicol.*, 9 (29): 1336–1341.
- Rubio, B., M.A. Nombela and F. Vilas. 2000. La contaminación por metales pesados en las Rías Baixas gallegas: nuevos valores de fondo para la Ría de Vigo (NO de España). *J. Iber. Geol.*, 26: 121–149.
- Salzwedel, H. y Müller, K. 1983. A summary of meteorological and hydrological data from the bay of Santa Marta. Colombian Caribbean. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 13: 67–83.
- Sander, S.G., K.N. Buck and M. Wells. 2015. The effect of natural organic ligands on trace metal speciation in San Francisco Bay: Implications for water quality criteria. *Mar. Chem.*, 173: 269–281.
- Szava-Kovats, R.C. 2008. Grain-size normalization as a tool to assess contamination in marine sediments: Is the < 63 µm fraction fine enough? *Mar. Pollut. Bull.* 56: 629–632.
- Tansel, B. and S. Rafiuddin. 2016. Heavy metal content in relation to particle size and organic content of surficial sediments in Miami River and transport potential. *Int. J. Sediment Res.*, 31: 324–329.
- Tessier, A. and P.G.C. Campbell. 1988. Comments on the testing of the accuracy of an extraction procedure for determining the partitioning of trace metals in sediments. *Anal. Chem.*, 60: 1475–1476.
- Tejeda-Benítez, L., R. Flegel, K. Odigie and J. Olivero-Verbel. 2016. Pollution by metals and toxicity assessment using *Caenorhabditis elegans* in sediments from the Magdalena River. Colombia. *Environ. Pollut.*, 212: 238-250
- Tulonen, T., M. Pihlström, L. Arvola and M. Rask. 2006. Concentrations of heavy metals in food web components of small boreal lakes. *Boreal. Environ. Res.*, 11 (11): 185-194.

Welz. B. and M. Sperling. 1999. Atomic Absorption Spectrometry. Wiley-VCH.
[https://doi.org/10.1016/S0167-9244\(08\)70146-X](https://doi.org/10.1016/S0167-9244(08)70146-X)

Wright. P. and C.F. Mason. 1999. Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries the Orwell and the Stour. in eastern England. *Sci. Total Environ.*, 226: 139–156

Yang. Y., X. Yang. M. He and G. Christakos. 2020. Beyond mere pollution source identification: Determination of land covers emitting soil heavy metals by combining PCA/APCS, GeoDetector and GIS analysis. *Catena (Amst)* 185. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104297>

Yao. Q., X. Wang. H. Jian. H. Chen and Z. Yu. 2015. Characterization of the particle size fraction associated with heavy metals in suspended sediments of the yellow river. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 12: 6725–6744.

Zhang, Y., X. Lu, N. Wang, M. Xin, S. Geng, J. Jia and Q. Meng. 2016 Heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and their potential human health risk in Bohai Bay. China. *Environ. Sci. Poll. Res.* 23: 17801–17810.



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 / ANNEXES

Anexo 1. Concentraciones promedio y desviaciones estándar de cada metal ($\bar{x} \pm DE$) en las localidades (ROD, TAS, SAL, CGSM y ATL) del sector Magdalena y las localidades (CAI, CIS, ZEN, TIN y ISF) del sector Sinú.

Annex 1. Average concentrations and standard deviation for each metal ($\bar{x} \pm DE$) in the localities (ROD, TAS, SAL, CGSM, and ATL) of the Magdalena sector and those (CAI, CIS, ZEN, TIN, and ISF) of the Sinú sector.

Época / Period	Sector / Sector	Localidad / Locality	n	As (µg)	Cd (µg)	Cr (µg)	Cu (µg)	Hg (µg)	Ni (µg)	Pb (µg)
Lluviosa / Rainy	Magdalena	ROD	3	0.61 ± 0.23	0.07 ± 0.02	36.97 ± 9.56	22.59 ± 7.58	0.04 ± 0.01	23.35 ± 7.75	0.43 ± 0.08
		TAS	3	0.76 ± 0.59	0.06 ± 0.02	12.58 ± 11.33	6.09 ± 1.65	0.02 ± 0.89 × 10 ⁻²	15.32 ± 5.55	0.36 ± 0.13
		SAL	3	1.11 ± 0.33	0.08 ± 0.03	19.90 ± 2.69	10.42 ± 4.62	0.02 ± 0.01	23.25 ± 0.97	0.34 ± 0.05
		CGSM	3	0.28 ± 0.11	0.11 ± 0.03	17.98 ± 15.66	23.43 ± 5.03	0.05 ± 0.01	20.31 ± 7.14	0.25 ± 0.05
		ATL	3	1.03 ± 0.11	0.10 ± 0.05	27.37 ± 23.73	22.14 ± 15.22	0.06 ± 0.04	30.64 ± 9.61	0.41 ± 0.08
	Sinú	CAI	3	0.69 ± 0.08	0.09 ± 0.06	19.81 ± 7.48	34.44 ± 13.27	0.07 ± 0.04	18.06 ± 9.37	0.35 ± 0.17
		CIS	3	0.48 ± 0.13	0.07 ± 0.02	58.96 ± 8.43	53.86 ± 14.15	0.10 ± 0.02	56.75 ± 12.09	0.49 ± 0.09
		ZEN	3	1.26 ± 0.48	0.12 ± 0.01	114.72 ± 5.59	58.96 ± 3.44	0.10 ± 0.24 × 10 ⁻²	55.48 ± 18.60	0.34 ± 0.13
		TIN	3	1.02 ± 0.21	0.19 ± 0.11	72.59 ± 26.23	51.18 ± 47.24	0.11 ± 0.05	58.18 ± 18.35	0.46 ± 0.06
		ISF	3	1.70 ± 0.08	0.07 ± 0.02	51.55 ± 13.48	33.22 ± 7.82	0.07 ± 0.01	42.40 ± 6.62	0.43 ± 0.11
Seca / Dry	Magdalena	ROD	3	4.18 ± 3.01	0.11 ± 0.05	41.56 ± 13.48	17.92 ± 9.82	0.02 ± 0.01	13.32 ± 7.55	4.87 ± 2.28
		TAS	3	9.43 ± 5.04	0.28 ± 0.31	24.57 ± 6.20	2.27 ± 1.36	0.01 ± 0.92 × 10 ⁻²	11.29 ± 2.60	3.30 ± 1.01
		SAL	3	9.57 ± 5.86	0.32 ± 0.21	19.34 ± 10.17	4.25 ± 3.34	0.01 ± 0.32 × 10 ⁻²	12.27 ± 3.49	3.50 ± 0.73
		CGSM	3	0.31 ± 0.01	0.34 ± 0.46	32.76 ± 15.14	12.74 ± 9.79	0.04 ± 0.03	7.77 ± 8.48	3.26 ± 3.25
		ATL	3	5.89 ± 4.33	0.34 ± 0.16	22.92 ± 9.55	17.40 ± 15.15	0.02 ± 0.01	21.96 ± 9.05	6.67 ± 3.22
	Sinú	CAI	3	1.04 ± 0.65	0.42 ± 0.26	26.85 ± 22.56	24.19 ± 20.72	0.04 ± 0.03	8.96 ± 10.91	2.59 ± 2.47
		CIS	3	0.95 ± 1.04	0.54 ± 0.34	61.34 ± 10.27	50.47 ± 11.68	0.09 ± 0.02	25.09 ± 20.32	4.10 ± 0.89
		ZEN	3	4.67 ± 1.06	0.67 ± 0.25	86.16 ± 9.02	61.49 ± 3.87	0.08 ± 0.91 × 10 ⁻²	55.13 ± 2.01	7.58 ± 0.95
		TIN	3	13.97 ± 20.95	0.78 ± 0.26	73.35 ± 14.61	63.90 ± 25.75	0.09 ± 0.03	39.34 ± 17.88	6.07 ± 1.75
		ISF	3	0.37 ± 0.04	0.47 ± 0.38	54.49 ± 3.60	27.85 ± 4.51	0.05 ± 0.99 × 10 ⁻²	23.64 ± 19.043	5.28 ± 0.24

Anexo 2. Análisis Permanova para evaluar diferencias significativas entre las localidades (LO durante ambas épocas (Ép) del año, en los dos sectores (SE). GL: grados de libertad, SC: suma de cuadrados, CM: cuadrado medio. P(MC) valor p con la corrección de Monte Carlo (< 0.05) indica diferencias significativa.

Annex 2. Permanova analysis to evaluate significant differences between the localities (LO) during both periods (PE) of the year in the two sectors (SE). GL: degrees of freedom, SC: sum of squares, CM: mean square. P(MC) p-value with Monte Carlo correction con (< 0.05) indicates significant differences.

Metal	Factor	GL	SC	CM	Pseudo-F	Permutaciones Únicas / Unique permutations	P(MC)
As	SE	1	7.41	7.41	0.28	9854	0.59
	Ép	1	257.81	257.81	7.50	9854	4.4×10^{-3}
	LO (SE)	8	302.18	37.77	1.42	9916	0.22
	SE × Ép	1	14.27	14.27	0.54	9862	0.47
	LO (SE) × Ép	8	275	34.38	1.30	9942	0.27
	Res	40	1060.6	26.51			
	Total	59	1917.2				
Cd	SE	1	0.391	0.39	8.87	9844	1×10^{-4}
	Ép	1	1.63	1.63	37.02	9842	5×10^{-3}
	LO (SE)	8	0.30	0.04	0.84	9941	0.57
	SE × Ép	1	0.29	0.29	20.37	9832	0.01
	LO (SE) × Ép	8	0.11	0.01	0.32	9934	0.95
	Res	40	1.76	0.04			
	Total	59	4.48				
Cr	SE	1	19439	19439	111.91	9826	1×10^{-4}
	Ép	1	1.52	1.52	0.01	9834	0.92
	LO (SE)	8	20174	2521.8	14.51	9933	1×10^{-4}
	SE × Ép	1	215.58	215.58	1.24	9843	0.27
	LO (SE) × Ép	8	1560.3	195.04	1.12	9934	0.37
	Res	40	6948.3	173.71			
	Total	59	48339				
Cu	Sector	1	15388	15388	65.22	9835	1×10^{-4}
	Ép	1	171.92	171.92	0.73	9841	0.39
	LO (SE)	8	6725.9	840.74	3.56	9938	3.2×10^{-3}
	SE × Ép	1	103.77	103.77	0.44	9832	0.51
	LO (SE) × Ép	8	511.37	63.921	0.27	9939	0.97
	Res	40	9437.8	235.94			
	Total	59	32339				
Hg	SE	1	0.0386	0.04	73.26	9808	1×10^{-4}
	Ép	1	0.04897	0.05	9.29	9854	4.5×10^{-3}
	LO (SE)	8	0.01583	1.97×10^{-3}	3.75	9949	3.4×10^{-3}
	SE × Ép	1	7.877×10^{-6}	7.87×10^{-6}	0.01	9823	0.91
	LO (SE) × Ép	8	0.00078	9.81×10^{-5}	0.18	9946	0.99
	Res	40	0.02108	5.2×10^{-4}			
	Total	59	0.0812				

Metal	Factor	GL	SC	CM	Pseudo-F	Permutaciones Únicas / Unique permutations	P(MC)
Ni	Sector	1	6215.1	6215.1	47.01	9817	1×10^{-4}
	Ép	1	2342.5	2342.5	17.72	9823	2×10^{-4}
	LO (SE)	8	6927.4	865.93	6.55	9948	2×10^{-4}
	SE × Ép	1	158.11	158.11	1.19	9850	0.28
	LO (SE) × Ép	8	893	111.63	0.84	9940	0.56
	Res	40	5288.6	132.21			
	Total	59	21825				
Pb	SE	1	282.16	282.16	145.38	9852	0.24
	Ép	1	2.7605	2.76	1.42	9840	1×10^{-4}
	LO (SE)	8	35.461	4.43	2.28	9941	0.04
	SE × Ép	1	2.0626	2.06	1.06	9842	0.30
	LO (SE) × Ép	8	33.931	4.24	2.18	9947	0.05
	Res	40	77.635	1.94			
	Total	59	434.01				

Anexo 3. Comparaciones Permanova entre localidades (LO) anidadas en los sectores (LO(SE)).

Annex 3. Permanova comparisons between localities (LO) nested within sectors (LO(SE)).

Metal	Localidades / Localities	Pseudo- t	Únicas / Unique	p (MC)	Época / Period	Sector
As	TAS-CGSM	3.13	10	0.03	Seca / Dry	Magdalena
	CAI-ZEN	5.06	10	5×10^{-3}		Sinú
	CIS-ZEN	4.33	10	9.8×10^{-3}		
	ZEN-ISF	7.00	10	2×10^{-3}		
	ROD-ATL	2.81	10	0.04	Lluviosa	Magdalena
	SAL-CGSM	4.08	10	0.01		
	CGSM-ATL	8.27	10	1.5×10^{-3}		Sinú
	CAI-ISF	15.29	10	1×10^{-4}		
	CIS-ISF	13.56	10	4×10^{-4}		
	TIN-ISF	5.28	10	6.9×10^{-3}		
Cd	CIS-ZEN	3.48	10	0.02	Lluviosa	Sinú
	ZEN-ISF	4.17	10	0.01		
Cr	CAI-ZEN	4.23	10	0.01	Seca / Dry	Sinú
	CAI-TIN	2.99	10	0.04		
	CIS-ZEN	3.14	10	0.04		
	ZEN-ISF	5.64	10	4×10^{-3}		
	ROD-TAS	3.10	10	0.04	Lluviosa	Magdalena
	ROD-SAL	2.97	10	0.04		
	CAI-CIS	3.90	10	0.02	Lluviosa	Sinú
	CAI-ZEN	10.55	10	6×10^{-4}		
	CAI-TIN	2.95	10	0.04		
	CIS-ZEN	9.55	10	8×10^{-4}		
	ZEN-ISF	7.49	10	1.9×10^{-3}		

Metal	Localidades / Localities	Pseudo- t	Únicas / Unique	p (MC)	Época / Period	Sector
Cu	CAI-ZEN	3.06	10	0.04	Seca / Dry	Sinú
	CIS-ISF	3.13	10	0.04		
	ZEN-ISF	9.80	10	3×10^{-4}		
	TAS-CGSM	5.67	10	3.7×10^{-3}	Lluviosa	Magdalena
	SAL-CGSM	3.29	10	0.03		
	CAI-ZEN	3.09	10	0.04		Sinú
	ZEN-ISF	5.21	10	6.3×10^{-3}		
Hg	CIS-ISF	2.95	10	0.04	Seca / Dry	Sinú
	ZEN-ISF	4.75	10	7.8×10^{-3}	Lluviosa	
	ZEN-ISF	3.92	10	0.02		
Ni	CAI-ZEN	7.20	10	1.3×10^{-3}	Seca / Dry	Sinú
	ZEN-ISF	2.85	10	0.05		
	CAI-CIS	4.38	10	0.01	Lluviosa	Sinú
	CAI-ZEN	3.11	10	0.04		
	CAI-TIN	3.37	10	0.03		
	CAI-ISF	3.67	10	0.02		
Pb	CAI-ZEN	3.25	10	0.03	Seca / Dry	Sinú
	CIS-ZEN	4.60	10	1.2×10^{-3}		
	ZEN-ISF	4.02	10	0.02		

*P(MC) valor P con la corrección de Monte Carlo (<0.05) indica diferencias significativas.

* P(MC) p-value with Monte Carlo correction con (<0.05) indicates significant differences.

Anexo 4. Coeficientes del riesgo ecológico potencial (CREP) e índice de riesgo ecológico potencial (IREP). Contaminación baja ● y moderada ●.

Annex 4. Potential ecological risk coefficients (PERC) and potential ecological risk index (PERI). Low ● and moderate ● pollution.

Época / Period	Sector	Localidad / Locality	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	IREP
Lluviosa / Rainy	Magdalena	ROD	0.84	3.29	1.41	6.04	11.28	7.34	0.07	30.28
		TAS	1.05	3.06	1.14	4.29	9.33	6.25	0.08	25.20
		SAL	1.53	2.37	0.69	2.21	7.90	4.27	0.06	19.02
		CGSM	1.42	2.72	0.55	1.63	7.38	4.82	0.06	18.59
		ATL	0.38	3.04	0.53	2.39	8.31	5.56	0.06	20.27
	Sinú	CAI	0.95	4.03	0.67	2.89	7.38	7.02	0.06	23.01
		CIS	0.66	3.68	0.76	2.79	6.77	7.31	0.06	22.02
		ZEN	1.74	2.97	0.58	1.88	4.72	6.85	0.06	18.81
		TIN	1.40	3.18	0.87	3.40	10.67	7.94	0.07	27.52
		ISF	2.35	4.37	1.12	5.92	17.44	9.63	0.07	40.89
Seca / Dry	Magdalena	ROD	5.77	5.57	1.37	7.77	22.05	10.13	0.05	52.72
		TAS	13.02	4.93	0.93	6.94	17.85	7.91	0.05	51.63
		SAL	13.22	4.78	0.76	6.26	13.85	6.39	0.04	45.30
		CGSM	0.43	4.51	0.86	8.32	18.15	6.62	0.05	38.95
		ATL	8.14	5.31	1.12	9.56	20.92	7.34	0.07	52.46
	Sinú	CAI	1.43	3.87	0.83	9.21	20.41	5.68	0.06	41.48
		CIS	1.31	3.59	1.26	10.88	23.18	8.12	0.06	48.39
		ZEN	6.45	2.74	1.69	12.93	26.15	11.30	0.06	61.32
		TIN	19.29	3.15	2.25	14.40	31.18	17.85	0.08	88.20
		ISF	0.52	3.71	2.81	13.98	28.62	19.85	0.08	69.56

NOTA / NOTE

Primer registro de *Paulita tuberculata* (Brachyura, Majoidea, Inachoididae) en el mar Caribe

First record of *Paulita tuberculata* (Brachyura, Majoidea, Inachoididae) in the Caribbean Sea

Pedro Rodríguez^{1,2*}

0000-0001-7177-6373
pedrodriguezr34@gmail.com

Carlos Lira¹

0000-0001-8338-5345
carloslirag@gmail.com

William Santana³

0000-0003-3086-4419
willsantana@gmail.com

1. 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.
2. Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura (Cenipa), Avenida Lecuna, Parque Central, torre este, piso 13, Caracas, Venezuela.
3. Universidade Regional do Cariri (Urca), Rua Cel. Antônio Luis, 1161, Pimenta, 63105-000, Crato, Ceará, Brasil.

* Autor de correspondencia / Corresponding author

Recibido / Received: 08/06/2024

Aceptado / Accepted: 13/08/2024

Citación / Citation: Rodríguez, P.; Lira, C.; Santana, W. 2025. Primer registro de *Paulita tuberculata* (Brachyura, Majoidea, Inachoididae) en el mar Caribe. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 175-184

RESUMEN

Son conocidas para el mar Caribe 22 especies de cangrejos de la familia Inachoididae. El análisis de material proveniente de las capturas incidentales de la pesquería de camarón en la ensenada de La Guardia, isla de Margarita, Venezuela, reveló la presencia de la especie *Paulita tuberculata*. Este registro representa una adición a la carcinofauna decápoda del país y del mar Caribe, incrementando así el rango de distribución de esta especie. La distribución de esta especie puede ser mucho más amplia de lo que se pensaba previamente y puede extenderse hacia el norte en la región del Caribe. Se discuten algunos aspectos morfológicos de la especie.

Palabras clave: taxonomía, decapoda, biodiversidad, cangrejo araña.

ABSTRACT

In the Caribbean Sea, 22 species of spider crabs belonging to the family Inachoididae are documented. Through analysis of specimens obtained as bycatch from shrimp fishing in Ensenada de La Guardia, Margarita Island, Venezuela, the presence of *Paulita tuberculata* has been identified. This discovery is a notable addition to the decapod crustacean fauna of both Venezuela and the broader Caribbean region, consequently expanding the known distribution range of this species. The distribution of this species may be much broader than previously thought and may extend northward into the Caribbean region. Furthermore, certain morphological characteristics of *P. tuberculata* are discussed.

Keywords: taxonomy, decapoda, biodiversity, spider crab.

INTRODUCCIÓN

Los Inachoididae Dana, 1851, son una familia de cangrejos araña o cangrejos decoradores (superfamilia Majoidea Samouelle, 1819), exclusivamente marinos, que están comprendidos por cinco subfamilias, 13 géneros y 44 especies recientes y válidas (WoRMS, 2024), la mayoría de ellas agrupadas anteriormente en ordenamientos taxonómicos dentro de la familia Majidae Samouelle, 1819 y la familia Inachidae MacLeay, 1838 (e.g., Garth, 1958; Rathbun, 1925; Williams, 1984), rechazando la separación entre inachoidids e inachiids propuesta por Dana (1851).

El estatus de familia de los inachoidids fue recuperado por Drach y Guinot (1983), siendo su validez objeto de debate en años posteriores, estableciéndose que éstos poseían suficientes diferencias morfológicas para merecer el estatus de familia y diferenciarse de los Inachidae (Guinot y Richer de Forges, 1997; Marques y Pohle, 2003; Santana, 2008; Guinot, 2012). La más evidente de estas diferencias es la exposición de las porciones externolaterales de los pleuritos 5 – 8, los cuales están usualmente calcificados y ornamentados como la superficie del caparazón (excepto en *Stenorhynchus* Lamarck, 1818) y se extienden más allá de los márgenes del mismo. Otras características de los inachoidids son: los escleritos externos junto con el primer somito pleonal (el cual se ubica en posición dorsal), forman una especie de collar alrededor de los márgenes posterolaterales del caparazón. Usualmente el caparazón está pronunciadamente ornamentado y con surcos, que pueden ser bajos y delimitan parcialmente las regiones del caparazón, o pueden ser paralelos y cortar profundamente el caparazón, siendo este último un rasgo distintivo de la subfamilia monotípica Paulitinae Guinot y Van Bakel, 2020 y único entre los braquiuros (Guinot y Van Bakel, 2020).

La familia Inachoididae está bien representada en el Caribe con 22 especies conocidas de las 44 especies recientes y válidas (Santana, 2008; Carmona-Suárez y Poupin, 2016; Guinot y Van Bakel, 2020). En la presente investigación, es señalada por primera vez la presencia de la especie *Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949), en aguas caribeñas venezolanas, extendiendo así su rango de distribución. El material analizado proviene de la captura incidental de la pesquería del camarón *Xiphopenaeus* spp. en la ensenada de La Guardia (10° 59' 41" N, - 64° 1' 50" O; 10° 59' 34" N, - 64° 1' 56" O), isla de Margarita, estado Nueva Esparta, Venezuela (Figura 1).

INTRODUCTION

The Inachoididae Dana, 1851, are a family of “spider crabs” or “decorator crabs” (superfamily Majoidea Samouelle, 1819), exclusively marine, which are comprised of five subfamilies, 13 genera and 44 recent valid species (WoRMS, 2024), most of them grouped previously, in taxonomic arrangements within the family Majidae Samouelle, 1819 and the family Inachidae MacLeay, 1838 (e.g., Garth, 1958; Rathbun, 1925; Williams, 1984), rejecting the separation between inachoidids and inachiids proposed by Dana (1851).

The family status of the inachoidids was recovered by Drach and Guinot (1983), and its validity was the subject of debate in later years, establishing that they had sufficient morphological differences to deserve the family status and differentiate themselves from the Inachidae (Guinot y Richer de Forges, 1997; Marques and Pohle, 2003; Santana, 2008; Guinot, 2012). The most obvious of these differences is the exposure of the latero-external portions of pleurites 5 – 8, which are usually calcified and ornamented like the surface of the carapace (except in *Stenorhynchus* Lamarck, 1818) and extend beyond the margins of the carapace. Other characteristics of inachoidids are: the external sclerites, together with the first pleonal somite (which is located in a dorsal position), form a kind of collar around the posterolateral margins of the carapace. Usually, the carapace is pronouncedly ornamented and with grooves, which can be low and partially delimit the regions of the carapace or can be parallel and cut deeply into the carapace, the latter being a distinctive feature of the monotypic subfamily Paulitinae Guinot and Van Bakel, 2020 and unique among brachyurans (Guinot and Van Bakel, 2020).

The Inachoididae family is well represented in the Caribbean with 22 known species of the 44 recent and valid species (Santana, 2008; Carmona-Suárez and Poupin, 2016; Guinot and Van Bakel, 2020). In the present investigation, the presence of the species *Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949) is reported for the first time in Venezuelan Caribbean waters, thus extending its distribution range. The analyzed material comes from the bycatch of the artisanal shrimp fishery of *Xiphopenaeus* spp., Smith, 1869 in La Guardia Cove (10° 59' 41" N, - 64° 1' 50" W; 10° 59' 34" N, - 64° 1' 56" W), Margarita Island, Nueva Esparta State, Venezuela (Figure 1).

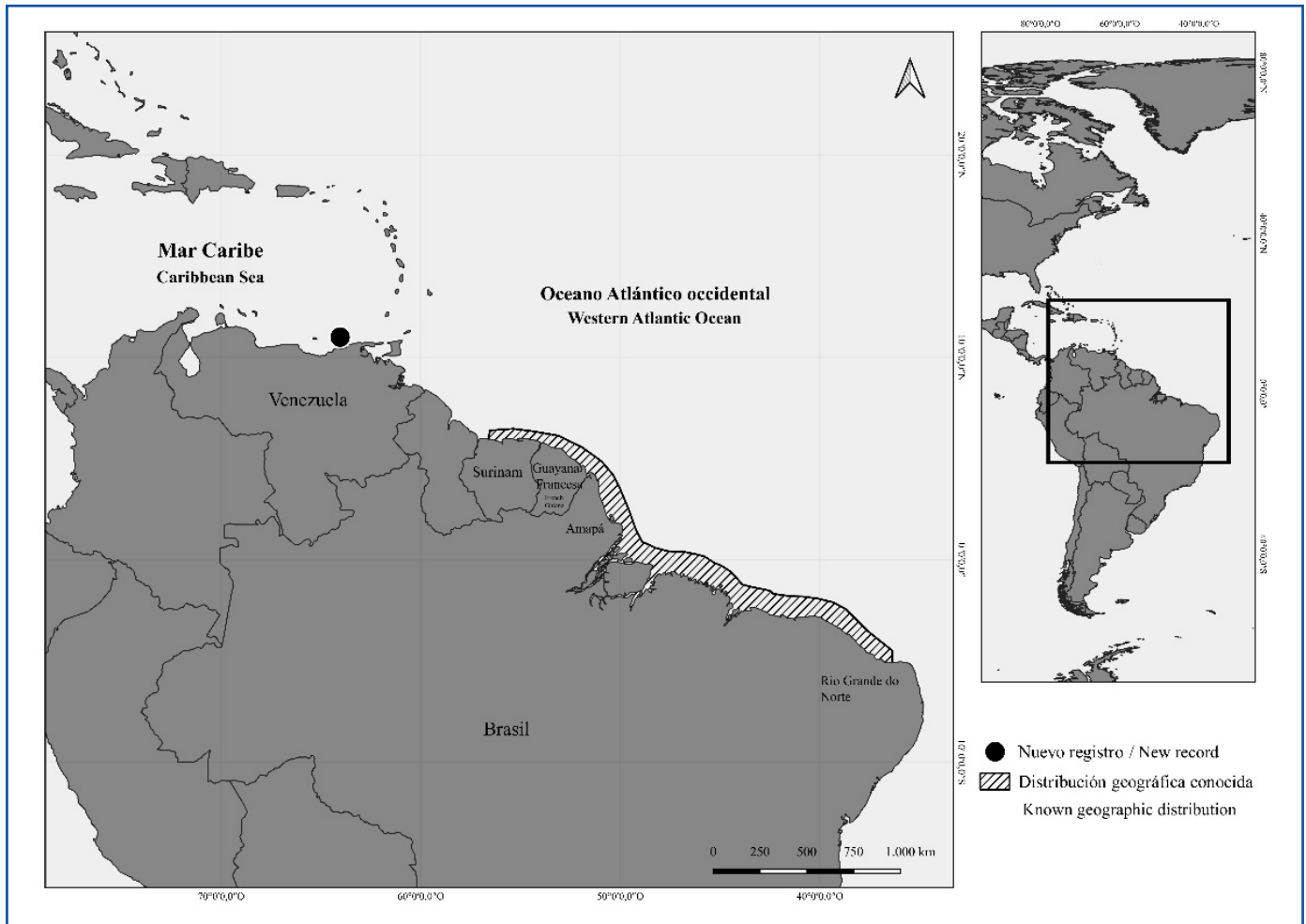


Figura 1. Distribución geográfica de *Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949).

Figura 1. Geographic distribution of *Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949).

Los ejemplares fueron aletargados a bajas temperaturas para evitar la autotomía de los apéndices, luego fueron fijados en formalina al 10 % y su identidad fue determinada con la ayuda de un microscopio estereoscópico Motic SFC-11. El sexo 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. Las medidas fueron tomadas considerando el largo del caparazón (LC), desde el ápice del rostro hasta el margen posterior de primer somito pleonal y el ancho del caparazón (AC), incluyendo los pleuritos 5 – 8 por estar dorsalmente expuestos, de acuerdo con lo establecido por [Guinot \(2012\)](#). Ambas medidas fueron tomadas con un vernier de 0.5 mm de apreciación. Los ejemplares fueron fotografiados y posteriormente depositados en la colección de referencia del Grupo de Investigación en Carcinología (GIC) de la Universidad de Oriente, isla de Margarita y en la colección del Museo de Biología de la Universidad Central de Venezuela (MBUCV), Caracas, Venezuela.

The specimens were lethargic at low temperatures to avoid autotomy of the appendages, then they were fixed in 10 % formalin and their identity was determined with the help of a Motic SFC-11 stereoscopic microscope. Sex was determined by the presence of gonopods in the pleon of males, the shape of the pleon (thin in males, rounded in females), and by the location of the genital pore in females. The measurements were taken considering the length of the carapace (LC), from the apex of the rostrum to the posterior margin of the first pleonal somite and the width of the carapace (AC), including pleurites 5 – 8 because they are dorsally exposed, according to established by [Guinot \(2012\)](#). Both measurements were taken with a 0.5 mm vernier caliper. The specimens were photographed and subsequently deposited in the reference collection of the Grupo de Investigación en Carcinología (GIC) of the Universidad de Oriente, Margarita Island and in the collection of the Museo de Biología de la Universidad Central de Venezuela (MBUCV), Caracas, Venezuela.

***Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949)**

Material examinado: 09/03/2023, 1 hembra ovígera (15 mm LC y 15.8 mm AC), La Guardia, isla de Margarita, en red de arrastre camarero, profundidad 5 m, fondo arenofangoso, recolector: Rosales, A., GIC-941.- 10/03/2023, 1 macho (14 mm LC y 14.5 mm AC), La Guardia, isla de Margarita, en red de arrastre camarero, profundidad 5 m, fondo arenofangoso, recolector: Morales, D., GIC-942.- 22/03/2023, 3 machos (16.5 – 16.7 mm LC y 16.8 – 17.1 mm AC), 1 hembra (13.2 mm LC y 13.5 mm AC), La Guardia, isla de Margarita, en red de arrastre camarero, profundidad 5 m, fondo arenofangoso, recolector: Morales, D., GIC-943.- 11/03/2024, 1 hembra (14.9 mm LC y 15.2 mm AC), La Guardia, isla de Margarita, en red de arrastre camarero, profundidad 3 m, fondo arenofangoso, recolector: Rodríguez, P., MBUCV-XI 5563.

Descripción: caparazón deprimido, piriforme, porción anterior marcadamente triangular, porción posterior redonda. Superficie dorsal cubierta con tubérculos redondos y pequeñas setas simples, con un tubérculo conspicuo en la región metabranquial, más evidente en ejemplares pequeños (ver comentarios). Regiones gástrica, cardíaca, branquial e intestinal convexas, ligeramente infladas, marcadamente delimitadas por surcos profundos y paralelos, fosas gástricas medianas. Márgenes laterales redondos. Pleuritos 5 – 8 y primer somito pleonal en ambos sexos, dorsalmente expuestos, calcificados y ornamentados como el caparazón, aparentando ser parte de este (Figuras 2, 3a-c).

Rostro simple, subpentagonal. Borde dorsal de la órbita, ligeramente elevado, margen postorbital con un diente fuerte. Anténulas ocultas bajo el rostro. Margen distal del segmento basal de la antena, agudo, visible en vista dorsal. Pedúnculo ocular corto y estrecho. Tercer par de maxilípedos con el isquio dentado en el margen interno, ángulo interno producido en un amplio lóbulo distal, mero es tres quintos (3/5) el largo del isquio.

Esternitos torácicos anchos, cubiertos por pequeños gránulos, esternito 3 inflado, suturas esternales claramente visibles. Aberturas de Milne-Edwards grandes, enteramente rellenas por la coxa del tercer maxilípedo, separadas de los quelípedos por la unión esternón/pterigostoma.

Pleon del macho estrecho, con todos los somitos libres, excepto el somito 6 el cual está fusionado con el telson (pleotelson).

***Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949)**

Material examined: 03/09/2023, 1 ovigerous female (15 mm CL and 15.8 mm CW), La Guardia, Margarita Island, in shrimp trawl net, depth of 5 m, sandy mud bottom, collector: Rosales, A., GIC-941.- 03/10/2023, 1 male (14 mm CL and 14.5 mm CW), La Guardia, Margarita Island, in shrimp trawl, depth 5 m, sandy mud bottom, collector: Morales, D., GIC-942.- 03/22/2023, 3 males (16.5 – 16.7 mm CL and 16.8 – 17.1 mm CW), 1 female (13.2 mm CL and 13.5 mm CW), La Guardia, Margarita Island, in shrimp trawl net, depth of 5 m, sandy mud bottom, collector: Morales, D., GIC-943.- 03/11/2024, 1 female (14, 9 mm CL and 15.2 mm CW), La Guardia, Margarita Island, in shrimp trawl net, depth 3 m, sandy mud bottom, collector: Rodríguez, P., MBUCV-XI 5563.

Description: Carapace depressed, pyriform, anterior portion markedly triangular, posterior portion rounded. Dorsal surface covered with rounded tubercles and small simple setae, with a more developed tubercle in the metabranchial region, more evident in small specimens (see comments). Gastric, cardiac, branchial and intestinal regions convex, slightly inflated, markedly delimited by deep and parallel grooves, medium gastric fossae. Rounded side margins. Pleurites 5 – 8 and first pleonal somite in both sexes, dorsally exposed, calcified and ornamented like the carapace, appearing to be part of it (Figuras 2, 3a-c).

Rostrum, simple, subpentagonal. Dorsal edge of orbit, slightly elevated, postorbital margin with a strong tooth. Antennules hidden under the rostrum. Distal margin of basal segment of antenna, acute, visible in dorsal view. Eye peduncle short and narrow. Third pair of maxillipeds with the ischium dentate on the internal margin, internal angle produced in a wide distal lobe, merus is three-fifths (3/5) the length of the ischium.

Thoracic sternites wide, covered by small granules, sternite 3 inflated, sternal sutures clearly visible. Milne-Edwards apertures large, entirely filled by the coxa of the third maxilliped, separated from the chelipeds by the sternum/pterygostome junction.

Male pleon narrow, with all somites free, except somite 6 which is fused with the telson (pleotelson). Pleon of the female with somites 1 – 4 free, somites 5 and 6 fused with the telson, forming a large convex disc that covers the wide brood cavity, limited by a raised sternal arch. Ventral surface completely covered with round, protruding tubercles.

Pleon de la hembra con los somitos 1 – 4 libres, somitos 5 y 6 fusionados con el telson, formando un disco grande convexo que cubre la amplia cavidad de cría, limitada por un arco external elevado. Superficie ventral completamente cubierta con tubérculos salientes y redondos.

Sexually dimorphic chelipeds, in males subequal in shape and size, covered with small granules; palm, slightly longer than the fingers, inflated in larger specimens; fingers slightly curved, sharp margins with a short recess in the proximal third, distally armed with a row of triangular denticles, equally spaced; carpus

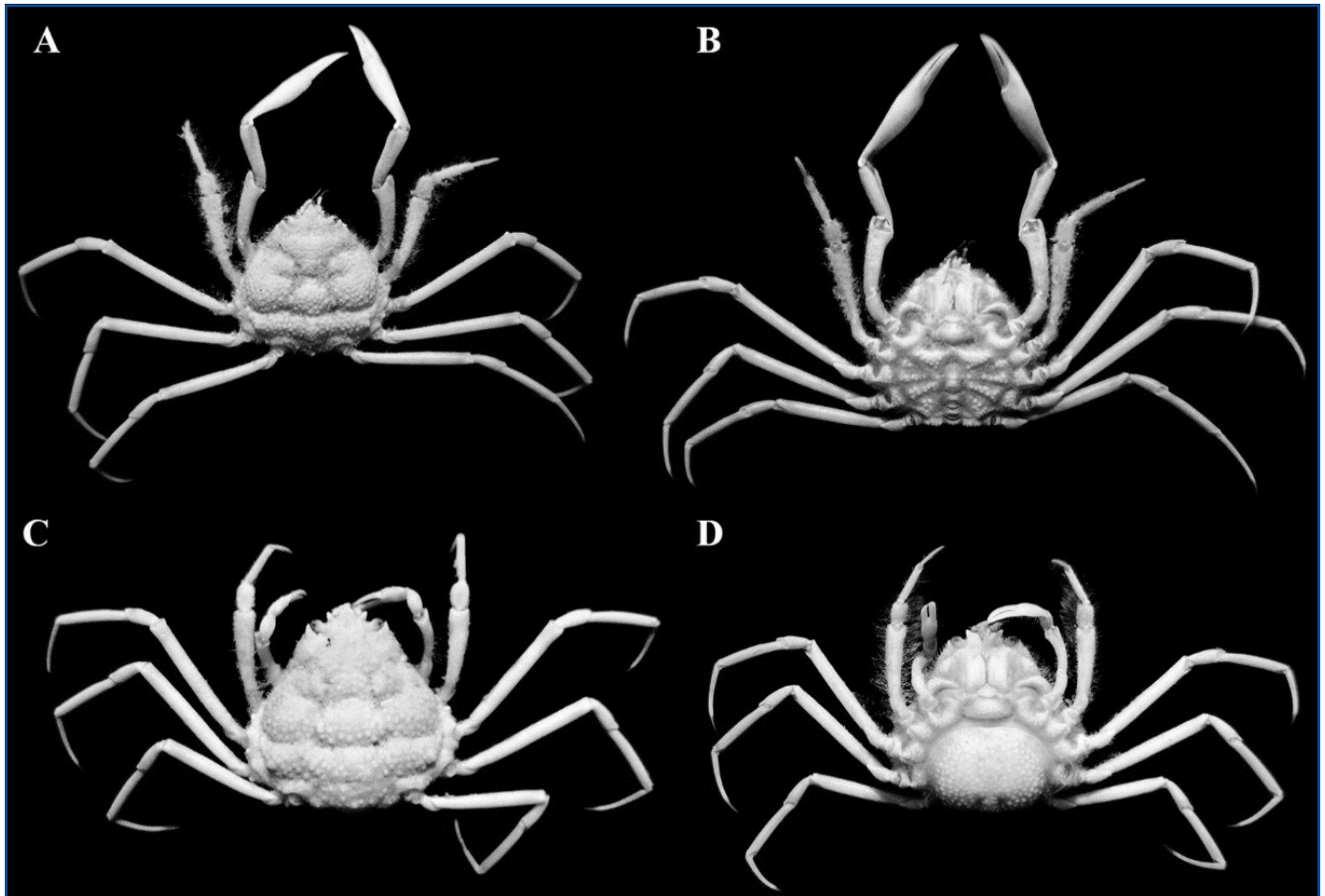


Figura 2. *Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949). Macho (16.7 mm LC y 17.1 mm AC), **A)** vista dorsal; **B)** vista ventral; hembra ovígera (15 mm LC y 15.8 mm AC), **C)** vista dorsal; **D)** vista ventral.

Figura 2. *Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949). Male (16.7 mm CL and 17.1 mm CW), **A)** dorsal view; **B)** ventral view; ovigerous female (15 mm CL and 15.8 mm CW), **C)** dorsal view; **D)** ventral view.

Quelípedos sexualmente dimórficos, en machos subiguales en forma y tamaño, cubiertos con pequeños gránulos; palma, ligeramente más larga que los dedos, inflada en ejemplares de mayor tamaño; dedos ligeramente curvos, márgenes cortantes con un breve receso en el tercio proximal, distalmente armado con una hilera de denticulos triangulares, igualmente espaciados; carpo subigual a la longitud de la palma; mero ligeramente más largo que el carpo. Quelípedos de la hembra pequeños, palma estrecha, sin receso entre los dedos.

subequal to the length of the palm; merus slightly longer than carpus. Female chelipeds small, palm narrow, without recess between fingers.

Segundo par de pereopodos más cortos y ligeramente más gruesos que los restantes, subiguales o ligeramente más largos que los quelípedos en hembras y machos pequeños, apenas alcanzan la palma de los quelípedos en machos adultos. Artejos ligeramente aplanados y cubiertos con abundantes setas, más densas en los márgenes. Tercer al quinto par de pereopodos decrecientes en longitud, mucho más largos que la longitud total del caparazón, cilíndricos e inermes, con setas simples en el extremo proximal del mero e isquio. Primer par de gonópodos (pl1) ligeramente curvos, con un lóbulo subapical delgado y enrollado (**Figura 3E**).

Distribución geográfica: Surinam, Guyana Francesa y Brasil (desde Amapá hasta Rio Grande do Norte) ([Holthuis, 1959](#); [Guinot, 2012](#); [Vilela et al., 2021](#)); y en el mar Caribe, Venezuela (presente estudio).

Comentarios: los ejemplares de menor tamaño examinados en el presente trabajo presentaron un tubérculo agudo dirigido hacia afuera sobre la región metabranquial, así como un tubérculo agudo dirigido hacia atrás en el primer somito pleonal y sobre los pleuritos 6 y 7 (**Figura 3A**), los cuales no eran evidentes en los ejemplares de mayor tamaño.

La presencia de estos tubérculos no ha sido señalada en las recientes revisiones taxonómicas de este género ([Guinot, 2012](#); [Guinot y Van Bakel, 2020](#)). Sin embargo, [Santana \(2008\)](#) sí señala la presencia del tubérculo pleonal en los ejemplares analizados, y aun cuando no menciona los tubérculos metabranquial y de los pleuritos, estos quedan en evidencia en las ilustraciones que presenta (e.g. **Figuras 3B, 3C**).

Uno de los ejemplares examinados presentó un desarrollo anormal de los tubérculos presentes en la región rostral y posterolateral del caparazón, sobre los esternitos torácicos, pleon y sobre el mero del segundo al quinto par de pereopodos, presentándose como tubérculos agudos semejantes a espinas (a diferencia de su forma redonda, baja y roma típica), acompañada de una apariencia costrosa en la región ventral, al grado que no se aprecian claramente las suturas de los esternitos torácicos (**Figuras 3B - D**).

Second pair of pereopods shorter and slightly thicker than the rest, subequal or slightly longer than the chelipeds in females and small males, barely reaching the palm of the chelipeds in adult males. Articles slightly flattened and covered with abundant setae, denser on the margins. Third to fifth pair of pereopods decreasing in length, much longer than the total length of the carapace, cylindrical and unarmed, with simple setae at the proximal end of the merus and ischium. First pair of gonopods slightly curved, with a thin, twisted subapical lobe (**Figura 3E**).

Geographic distribution: Suriname, French Guiana and Brazil (from Amapá to Rio Grande do Norte) ([Holthuis, 1959](#); [Guinot, 2012](#); [Vilela et al., 2021](#)) and in the Caribbean Sea, Venezuela (present study).

Comments: The smaller specimens examined in the present work presented an acute tubercle directed outwards on the metabranchial region, as well as an acute tubercle directed backwards in the first pleonal somite and on pleurites 6 and 7 (**Figura 3A**), which were not evident in the larger specimens. The presence of these tubercles has not been noted in recent taxonomic revisions of this genus ([Guinot, 2012](#); [Guinot and Van Bakel, 2020](#)). However, [Santana \(2008\)](#) does point out the presence of the pleonal tubercle in the specimens analyzed, and even though he does not mention the metabranchial and the pleurites tubercles, these are evident in the illustrations he presents (e.g. **Figuras 3B, 3C**).

One of the specimens examined presented an abnormal development of the tubercles present in the rostral and posterolateral region of the carapace, on the thoracic sternites, pleon and on the merus of the second to fifth pair of pereopods, presenting as acute tubercles similar to spines (unlike of its typical rounded, low and blunt shape), accompanied by a crusty appearance in the ventral region to the extent that the sutures of the thoracic sternites are not clearly appreciated (**Figuras 3B - D**).

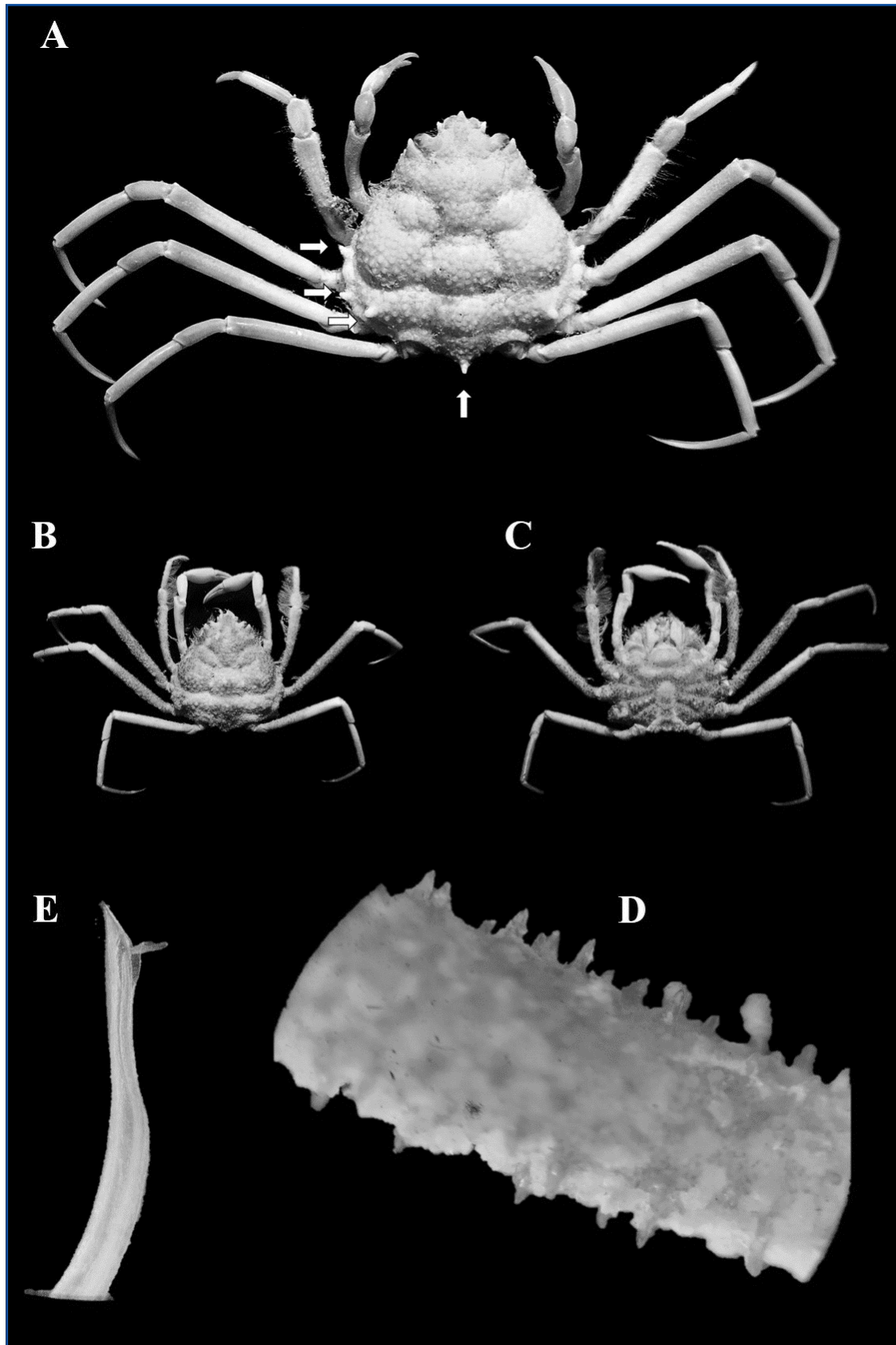


Figura 3. *Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949). **A)** Macho pequeño (14 mm LC y 14.5 mm AC), tubérculos agudos señalados con flechas. Ejemplar macho (16.5 mm LC y 16.8 mm AC), con minúsculos tubérculos agudos, **B)** vista dorsal; **C)** Vista ventral; **D)** detalle del mero del tercer pereiópodo izquierdo en vista ventral; **E)** gonópodo (pl1) derecho del macho. (**D** y **E** sin escalas).

Figura 3. *Paulita tuberculata* (Lemos de Castro, 1949). **A)** Small male (14 mm CL and 14.5 mm CW), acute tubercles indicated with arrows. Male specimen (16.5 mm CL and 16.8 mm CW), with tiny acute tubercles, **B)** dorsal view; **C)** Ventral view; **D)** detail of the merus of the left third pereiopod in ventral view; **E)** right gonopod (pl1) of the male. (**D** and **E** without scales).

Esta especie ha sido señalada como un componente de la pesca incidental asociada a la pesquería de camarón en Brasil (Fausto-Filho, 1975; Vilela *et al.*, 2021) a profundidades mayores a 9 m, siendo más común por debajo de la isobata de 20 m (Holthuis, 1959; Guinot, 2012). El hallazgo de la especie a profundidades de 3-5 m incrementa el intervalo de distribución batimétrica conocido para la especie, y corrobora su presencia en fondos arenosos y fangosos como fauna acompañante de la pesquería de camarones.

Hasta la fecha, la superfamilia Majoidea estuvo representada en Venezuela por cuatro familias y 62 especies, de las cuales tan solo seis pertenecían a la familia Inachoididae: *Anasimus latus* Rathbun, 1894 (Rathbun, 1925); *Stenorhynchus seticornis* (Herbst, 1788) (Chace, 1956); *Batrachonotus fragosus* Stimpson, 1871 (Rodríguez, 1980); *Collodes inermis* A. Milne Edwards, 1878 (Sánchez, 1997); *Pyromaia tuberculata* (Lokington, 1876) (Marcano, 1995) y recientemente se ha añadido *Inachoides forceps* A. Milne-Edwards, 1879 (Lira *et al.*, 2024, en prensa). El hallazgo de *Paulita tuberculata* en aguas venezolanas representa una adición a la carcinofauna decápoda del país y del mar Caribe, a la vez que, incrementa el rango de distribución de esta especie, anteriormente señalado por debajo de los 7° N frente a las costas de Surinam (Holthuis, 1959).

AGRADECIMIENTOS

A Dilcia Morales y Alberto Rosales (Cenipa) por su ayuda en la recolecta del material. A Jonathan Vera-Caripe, Instituto de Zoología y Ecología Tropical, Universidad Central de Venezuela (IZET-UCV), por la ayuda con el material fotográfico, así como por sus comentarios y observaciones que contribuyeron a mejorar el manuscrito. WS agradece a la Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap) (#PV1-0187-00033.01.00/21 and #6647309/2017); y al Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (PQ #315185/2020-1 e 312823/2023-1). A Carlos Caraballo y a todos los pescadores del sector Guiriguire de La Guardia, municipio Díaz, estado Nueva Esparta.

This species has been noted as a component of bycatch associated with the shrimp fishery in Brazil (Fausto-Filho, 1975; Vilela *et al.*, 2021) at depths greater than 9 m, being more common below the isobath of 20 m (Holthuis, 1959; Guinot, 2012). The discovery of the species at a depth of 3-5 m increases the known bathymetric distribution range for the species, and corroborates its presence in sandy-muddy bottoms and as a companion fauna of the shrimp fishery.

To date, the Majoidea superfamily was represented in Venezuela by four families and 62 species, of which only six belonged to the Inachoididae family: *Anasimus latus* Rathbun, 1894 (Rathbun, 1925); *Stenorhynchus seticornis* (Herbst, 1788) (Chace, 1956); *Batrachonotus fragosus* Stimpson, 1871 (Rodríguez, 1980); *Collodes inermis* A. Milne Edwards, 1878 (Sánchez, 1997); *Pyromaia tuberculata* (Lokington, 1876) (Marcano, 1995) and recently *Inachoides forceps* A. Milne-Edwards, 1879 (Lira *et al.*, 2024, in press) has been added. The discovery of *Paulita tuberculata* in Venezuelan waters represents an addition to the decapod carcinofauna of the country and the Caribbean Sea, while increasing the distribution range of this species, previously indicated below 7° N off the coast of Suriname (Holthuis, 1959).

ACKNOWLEDGEMENTS

To Dilcia Morales and Alberto Rosales (Cenipa) for their help in the field collection of the material. To Jonathan Vera-Caripe, Institute of Zoology and Tropical Ecology, Central University of Venezuela (IZET-UCV), for help us with the photographic material, as well as for his comments and observations that contributed to improving the manuscript. WS thanks the Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap) (#PV1-0187-00033.01.00/21 and #6647309/2017); and to the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) (PQ #315185/2020-1 and 312823/2023-1). To Carlos Caraballo and all the fishermen of the Guiriguire sector of La Guardia, Díaz municipality, Nueva Esparta state.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Carmona-Suárez, C. and J. Poupin. 2016. Majoidea crabs from Guadeloupe Island, with a documented list of species for the Lesser Antilles (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Majoidea). *Zoosystema*, 38: 353–387. <http://doi.org/10.5252/z2016n3a5>.
- Chace, F.A. Jr. 1956. Crustáceos decápodos y stomatópodos del archipiélago Los Roques e isla de La Orchila: 145-168. En: Sociedad de Ciencias Naturales La Salle (Ed.), Archipiélago de Los Roques y La Orchila. Editorial Sucre, Caracas. 257 p.
- Coelho, P. A., A. Almeida and L. E. Arruda Bezerra, 2008. Checklist of the marine and estuarine Brachyura (Crustacea: Decapoda) of northern and northeastern Brazil. *Zootaxa*, 1956: 1–58. <http://doi.org/10.11646/zootaxa.1956.1.1>.
- Dana, J. D. 1851. On the classification of the maioid Crustacea or Oxyrhyncha. *Am. J. Sci.*, 11: 425–434.
- Drach, P. et D. Guinot. 1983. Les Inachoididae Dana, famille de Majoidea caractérisée par des connexions morphologiques d'un type nouveau entre carapace, pleurites, sternites et pléon (Crustacea Decapoda). *Compt. rendus Hebd. Séanc. l'Académie Sci., Série 3*, 297: 37–42.
- Fausto-Filho, J. 1975. Quinta contribuição ao inventário dos crustáceos decápodos marinhos do nordeste brasileiro. *Arq. Ciên. Mar.*, 15(2): 79–84.
- Garth, J. S. 1958. Brachyura of the Pacific Coast of America. Allan Hancock P. Exped., 499(2): 501–854.
- Guinot-Dumortier, D. 1960. Sur une collection de Crustacés (Décapodes Reptantia) de Guyane française. II. Brachyura Oxyrhyncha et Macrura. *Bull. Mus. Nat. Hist. Natur. Ser.*, 2, 32(2): 177–187.
- Guinot, D. 2012. Remarks on Inachoididae Dana, 1851, with the description of a new genus and the resurrection of Stenorhynchinae Dana, 1851, and recognition of the inachid subfamily Podochelinae Neumann, 1878 (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Majoidea). *Zootaxa*, 3416(1): 22–40 <http://doi.org/10.11646/zootaxa.3416.1.2>.
- Guinot, D. et B. Richer de Forges. 1997. Affinités entre les Hymenosomatidae MacLeay, 1838 et les Inachoididae Dana, 1851 (Crustacea, Decapoda, Brachyura). *Zoosystema*, 19: 453–502.
- Guinot, D. and B. Van Bakel. 2020. Extraordinary majoid crabs: The genus *Esopus* A. Milne-Edwards, 1875 in the new subfamily Esopinae subfam. nov., and erection of Paulitinae subfam. nov. (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Majoidea, Inachoididae Dana, 1851). *Zootaxa*, 4766: 101–127.
- Holthuis, L. 1959. The Crustacea Decapoda of Suriname. *Zool. Verh.*, 4: 1–296.
- Lemos de Castro, A. 1949. "*Dasygygius tuberculatus*", uma nova espécie de crustáceo do Brasil (Decapoda, Majidae). *Rev. Bras. Biol.*, 9(3): 349–352.
- Lima, D., O. Aguilera and M. Tavares. 2022. The Inachoididae spider crabs (Crustacea, Brachyura) from the Neogene of the tropical Americas. *J. Paleo.*, 96: 334–354. <http://doi.org/10.1017/jpa.2021.91>.
- Lira, C., J. Vera-Caripe, D. Fernández, J. Bolaños, J. Hernández, W. Santana and R. López. In press. Contributions to the knowledge of the biodiversity of crustacean decapods of Venezuela. II.- First records of *Eucinetops blakianus* and *Inachoides forceps* (Decapoda: Brachyura: Majoidea) with keys to species. *Acta. Biol. Venezuelica*.
- Marcano, J. 1995. Cangrejos Brachyura de las islas de Margarita y Cubagua y de los islotes Lobos y Caribe. *Trab. Asc. Prof. Tit. Univ. Oriente, Cumaná, Venezuela*. 122 p.
- Marcano, J. 1997. Biodiversidad y taxonomía de crustáceos de la isla de Cubagua, estado Nueva Esparta. *Inf. CI-UDO C.I.* 4–0901-0477/91. Univ. Oriente, Boca del Río, Venezuela. 59 p.
- Marques, F. P. L. and G. Pohle. 2003. Searching for larval support for majoid families (Crustacea: Brachyura) with particular reference to inachoididae Dana, 1851. *Invertebr. Reprod. Dev.*, 43: 71–82. <http://doi.org/10.1080/07924259.2003.9652523>.
- Melo, G. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do litoral brasileiro. Editora Plêiade, Sao Paulo. 603 p.
- Ng, P. K. L., D. Guinot and P. J. F. Davie. 2008. Systema brachyurorum: part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. *Raff. Bull. Zool.*, 17: 1–286.
- Rathbun, M. 1925. The spider crabs of America. *Bull. U. S. Nat. Mus.*, 129: 1–613. <http://doi.org/10.1038/117177a0>.
- Rodríguez, G. 1980. Crustaceos decápodos de Venezuela. IVIC, Caracas. 496 p.
- Sánchez, L. 1997. Crustáceos presentes en la pesca industrial de arrastre al norte del estado Sucre y alrededores de la isla de Margarita, Venezuela. Tesis M. Sc. Cien. Mar. Univ de Oriente. Cumaná, Venezuela. 154 p.
- Santana, W. 2008. Revisão taxonômica e relações filogenéticas em Inachoididae Dana, 1851 Unpublished Doct. thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo. 244 p.
- Takeda, M. and T. Okutani. 1983. Crustaceans and mollusks trawled off Suriname and French Guiana. Japan Marine Fishery Resource Research Center, Tokyo. 354 p.
- Vilela, P., C. Meira, A. Barros and J. Martinelli. 2021. Invertebrates assemblage captured by a pink shrimp's fishery on Amazon continental shelf. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 49(2): 227–241. <http://doi.org/10.3856/vol49-issue2-fulltext-2600>.
- Williams, A. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press, Washington. 550 p.
- WoRMS 2024. Inachoididae Dana, 1851. World Register of Marine Species. <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=158408>. 17/04/2024



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



NOTA / NOTE

Perspectivas adicionales a Valverde y Castillo (2024) sobre los cambios en el nivel del mar en la costa caribeña de Costa Rica

Further insights into sea level changes along the Caribbean coast of Costa Rica beyond Valverde and Castillo (2024)

Alberto Boretti

0000-0002-3374-0238

a.a.boretti@gmail.com

Independent Scientist, Wellington 6037, New Zealand

Recibido / Received: 06/07/2024

Aceptado / Accepted: 08/10/2024

Citación / Citation: Boretti, A. 2025. Perspectivas adicionales a Valverde y Castillo (2024) sobre los cambios en el nivel del mar en la costa caribeña de Costa Rica. Bol. Invest. Mar.Cost., 54(1): 185-195

RESUMEN

El estudio subraya la necesidad crítica de contar con registros de mareógrafos de alta calidad que abarquen más de 60 años para determinar con precisión las tasas de aumento relativo del nivel del mar, ya que las tendencias a corto plazo basadas en datos limitados pueden ser engañosas. También enfatiza la importancia de combinar las mediciones del nivel del mar relativo con datos sobre el movimiento absoluto de la tierra donde se encuentra el mareógrafo, ya que las tasas más altas de aumento relativo del nivel del mar a menudo coinciden con una subsidencia significativa del terreno. Al comparar los datos de nivel del mar relativo y de subsidencia absoluta de localidades en Costa Rica y Panamá, el estudio revela tasas variables de aumento del nivel del mar y de subsidencia, lo que ilustra la complejidad de interpretar las tendencias del nivel del mar. Esta contribución destaca la necesidad de considerar factores locales como la subsidencia al evaluar los impactos del cambio climático en las regiones costeras y al formular estrategias de adaptación efectivas.

Palabras clave: cambio climático, sistemas costeros, mareógrafos, altimetría satelital, subsidencia local.

ABSTRACT

This study underscores the critical need for high-quality tide gauge records spanning over 60 years to accurately determine relative sea level rise rates, as short-term trends based on limited data can be misleading. It also emphasizes the importance of pairing relative sea level measurements with data on the absolute motion of the land where the tide gauge is situated, as higher rates of relative sea level rise often coincide with significant land subsidence. By comparing relative sea level and absolute subsidence data from locations in Costa Rica and Panama, the study reveals varying rates of sea level rise and subsidence, illustrating the complexities involved in interpreting sea level trends. This contribution highlights the necessity of considering local factors like subsidence when assessing the impacts of climate change on coastal regions and formulating effective adaptation strategies.

Keywords: climate change, coastal systems, tide gauges, satellite altimetry, local subsidence.

Valverde y Barrantes (2024) investigan los cambios en el nivel del mar en los sistemas costeros debido al cambio climático, utilizando datos de la estación de mareógrafo en Limón, Costa Rica. Analizaron dos registros de mareógrafo diferentes mediante análisis de regresión lineal simple y descomposición de series temporales. Desde 1952 hasta 1968, las tasas de aumento del nivel del mar fueron de 2.32 mm/año y 3.41 mm/año, respectivamente. Desde 2009 hasta 2021, las tasas aumentaron a 4.18 mm/año y 4.28 mm/año. Los autores concluyen que estos resultados confirman una tendencia ascendente en los niveles del mar en la región estudiada, lo cual debe considerarse en estudios costeros, como la erosión costera identificada en partes de la zona del Caribe costarricense.

Los datos más antiguos fueron recolectados por el mareógrafo de Puerto Limón (PSMSL, 2024a; Latitud: 10, Longitud: -83.033333, Período de datos RLR: 1948 – 1968, Completitud RLR: 92 %, Período de datos métricos: 1948 – 1980, Completitud métrica: 79 %). Los datos más recientes fueron recolectados por el mareógrafo Limón B (PSMSL, 2024b; Latitud: 9.988333, Longitud: -83.02, Período de datos: 2009 – 2018, Completitud: 93 %). Los dos conjuntos de datos de mareógrafo son difíciles de combinar, y, por separado, son demasiado cortos para inferir una tendencia adecuada.

Se sabe que los niveles del mar presentan oscilaciones de hasta casi 60 años (Schlesinger y Ramankutty, 1994; Douglas, 1995; Chambers *et al.*, 2012). Por lo tanto, se necesitan más de 60 años de datos para calcular la tasa relativa de aumento del nivel del mar a partir de las series temporales de nivel relativo del mar, y casi el doble de esta longitud para calcular la aceleración del nivel relativo del mar. Así, inferir una tasa relativa de aumento del nivel del mar basada en 10 años de datos de Limón no está justificado. Del mismo modo, comparar dos análisis a corto plazo de datos recolectados en diferentes períodos, y probablemente ni siquiera en la misma ubicación con el mismo instrumento, tampoco está justificado.

Numerosos estudios, como los de Boretti (2012, 2024), han subrayado la necesidad crítica de contar con datos de alta calidad sobre el nivel relativo del mar que se extiendan bien más allá de los 60 años, complementados con información sobre subsidencia. Confiar en fluctuaciones a corto plazo en los niveles relativos del mar o descuidar la subsidencia puede ser particularmente engañoso para guiar la gestión oceánica y costera. La pregunta

Valverde and Barrantes (2024) investigate sea level changes in coastal systems due to climate change, using data from the tide gauge station in Limón, Costa Rica. They analyzed two different tide gauge records using simple linear regression analysis and time series decomposition. From 1952 to 1968, the sea level rise rates were 2.32 mm/yr and 3.41 mm/yr, respectively. From 2009 to 2021, the rates increased to 4.18 mm/yr and 4.28 mm/yr. The authors conclude that these results confirm a rising trend in sea levels in the studied region, which should be considered in coastal studies, such as the coastal erosion identified in parts of the Costa Rican Caribbean zone.

The older data were collected by the Port Limón tide gauge (PSMSL, 2024a; Latitude: 10, Longitude: -83.033333, Period of RLR data: 1948 – 1968, RLR completeness: 92 %, Period of metric data: 1948 – 1980, Metric completeness: 79 %). The newer data were collected by the Limón B tide gauge (PSMSL, 2024b; Latitude: 9.988333, Longitude: -83.02, Period of data: 2009 – 2018, Completeness: 93 %). The two sets of tide gauge data are difficult to combine, and individually, they are too short to infer a proper trend.

Sea levels are known to exhibit up to quasi-60-year oscillations (Schlesinger and Ramankutty, 1994; Douglas, 1995; Chambers *et al.*, 2012). Therefore, more than 60 years of data are needed to compute the relative rate of sea level rise from the relative sea level time series, and almost double this length is needed to compute the relative sea level acceleration. Thus, inferring a relative rate of sea level rise based on 10 years of data from Limón is not warranted. Similarly, comparing two short-term analyses for data collected in different periods, and likely not even in the same location with the same instrument, is also not warranted.

Numerous studies, such as those by Boretti (2012, 2024), have underscored the critical need for high-quality relative sea level data extending well beyond 60 years, complemented by subsidence information. Relying on short-term fluctuations in relative sea levels or neglecting subsidence can be particularly misleading for guiding ocean and coastal management. The research question addressed in this work is what are the differences in relative sea level trends between the Caribbean and Pacific coasts of Central America, and how does subsidence influence these differences.

de investigación abordada en este trabajo es: ¿Cuáles son las diferencias en las tendencias del nivel relativo del mar entre las costas del Caribe y del Pacífico de Centroamérica, y cómo influye la subsidencia en estas diferencias?

Cambios en el nivel del mar a lo largo de la costa Caribe y Pacífica de Costa Rica y Panamá

La **Figura 1** muestra el área de estudio ampliada. El mapa de PSMSL ilustra la limitada cobertura de mareógrafos de largo plazo en América Central. Muestra que el único mareógrafo con un registro que supera los 100 años se encuentra en Panamá (indicado por un punto negro), mientras que todos los mareógrafos en Costa Rica tienen registros de menos de 30 años (marcados con puntos amarillos).

Sea Level Changes Along the Caribbean and Pacific Coast of Costa Rica and Panama

Figure 1 depicts the extended study area. The map from PSMSL highlights the sparse distribution of long-term tide gauges in Central America. It reveals that the sole tide gauge with a record exceeding 100 years is situated in Panama (marked by a black spot), whereas all tide gauges in Costa Rica have records of less than 30 years (denoted by yellow spots).



Figura 1. Área de estudio. El mapa de <https://psmsl.org/data/obtaining/map.html> ilustra la cobertura limitada de mareógrafos de largo plazo en América Central. Muestra que el único mareógrafo con un registro que se extiende más allá de los 100 años se encuentra en Panamá (indicado por un punto negro), mientras que todos los mareógrafos en Costa Rica tienen registros de menos de 30 años (marcados con puntos amarillos).

Figure 1. Study Area. The map from <https://psmsl.org/data/obtaining/map.html> illustrates the limited coverage of long-term tide gauges in Central America. It shows that the only tide gauge with a record extending beyond 100 years is located in Panama (indicated by a black spot), while all tide gauges in Costa Rica have records shorter than 30 years (marked by yellow spots).

La tendencia a corto plazo durante los últimos 30 años se puede estimar mejor considerando los niveles absolutos del mar medidos por altimetría satelital. El nivel absoluto del mar refleja los cambios en el volumen de las aguas oceánicas debido a la expansión térmica y la adición de masa por el derretimiento de hielo terrestre, mientras que el nivel relativo del mar también incluye la subsidencia del instrumento. Utilizando el explorador de nivel

The short-term trend over the last 30 years can be better estimated by considering the absolute sea levels measured by satellite altimetry. The absolute sea level reflects changes in the volume of ocean waters due to thermal expansion and mass addition from the melting of land ice, while the relative sea level also includes the subsidence of the instrument. Using the sea level explorer (Colorado University, 2024), the absolute sea levels

del mar (Universidad de Colorado, 2024), los niveles absolutos del mar frente a la costa de Limón han estado aumentando a una tasa de 3.8 mm/año desde 1993. El nivel relativo del mar está aumentando mucho más rápido en Limón, probablemente debido a la subsidencia (Figuras 2a y 2b).

off the coast of Limón have been rising at a rate of 3.8 mm/yr since 1993. The relative sea level is rising much faster in Limón, likely due to subsidence (Figures 2a and 2b).

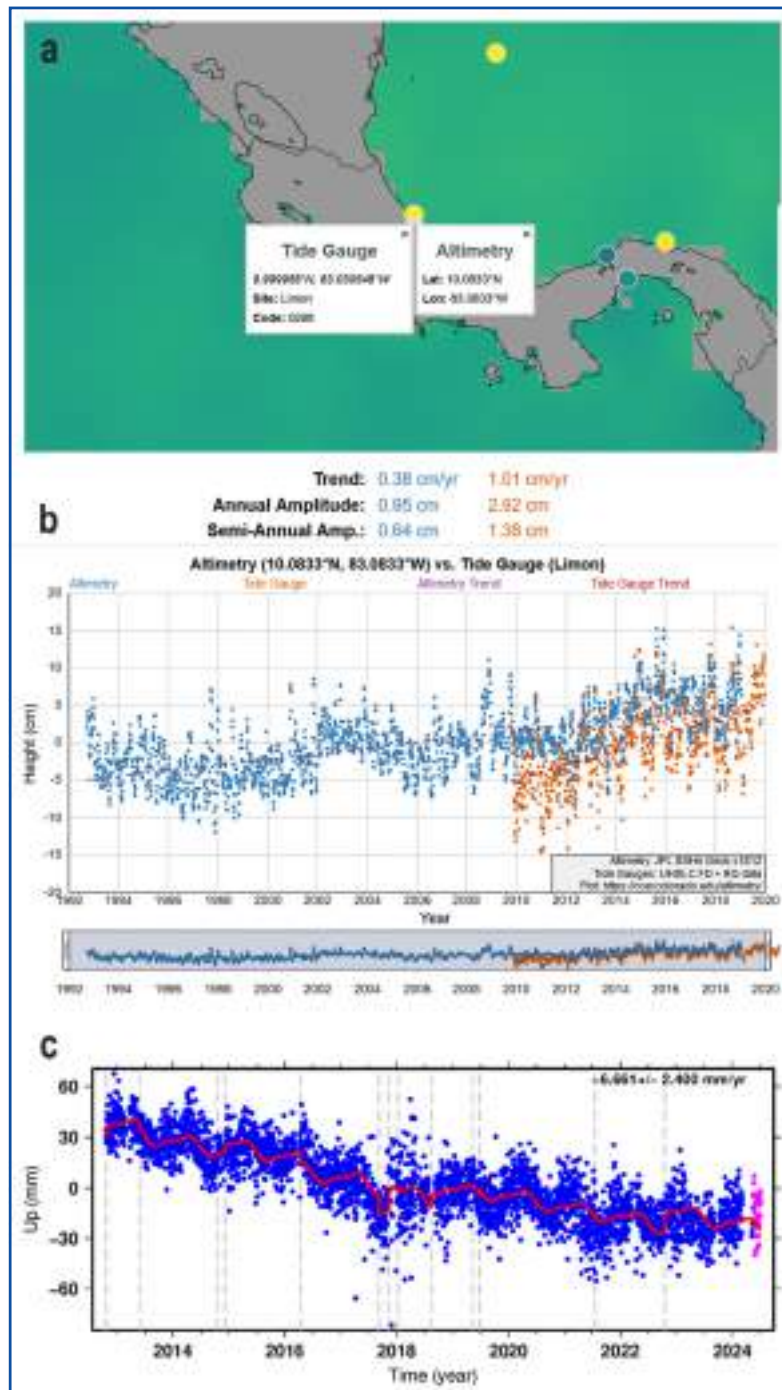


Figura 2. Limón (costa Caribe de Costa Rica). **a)** Ubicación del mareógrafo y punto de cuadrícula del altímetro satelital. **b)** Niveles medios relativos y absolutos del mar. **c)** Subsidencia a menos de 20 km tierra adentro de Limón. Imágenes a y b de la Universidad de Colorado (2024). Explorador de nivel del mar (ccar.colorado.edu/altimetry/). Imagen c del Laboratorio Geodésico de Nevada (geodesy.unr.edu/NGLStationPages/gpsnetmap/GPSNetMap.html

Figure 2. Limón (Costa Rica Caribbean coast). **a)** location of the tide gauge and satellite altimeter grid point. **b)** Relative and absolute mean sea levels. **c)** Subsidence less than 20 km inland from Limón. Images a and b from Colorado University (2024). Sea level explorer (ccar.colorado.edu/altimetry/). Image c from Nevada geodetic laboratory (geodesy.unr.edu/NGLStationPages/gpsnetmap/GPSNetMap.html

En cuanto a la subsidencia, el monitoreo del sistema de posicionamiento global (Laboratorio Geodésico de Nevada, 2024) proporciona algunas pistas. En Limón, hay una cúpula GPS, pero la señal es demasiado pobre para inferir alguna tendencia. En el interior de Limón, a menos de 20 km de distancia, una serie temporal de subsidencia confiable de 14 años sugiere una subsidencia significativa de 6.66 mm/año (Figura 2c).

Hay otra información disponible para el área. A lo largo de la costa del Pacífico de Costa Rica, en Quepos, los datos del mareógrafo son aún menos confiables que en Limón (Figuras 3a y 3b), pero los niveles absolutos del mar están aumentando a una tasa de 1.8 mm/año. No hay información GPS disponible para Quepos que permita entender la contribución de la subsidencia a este resultado.

Regarding subsidence, the global positioning system monitoring (Nevada Geodetic Laboratory, 2024) provides some hints. In Limón, there is a GPS dome, but the signal is too poor to infer any trend. Inland from Limón, less than 20 km away, a 14-year-long reliable subsidence time series suggests significant subsidence of 6.66 mm/yr (Figure 2c).

Other information is available for the area. Along the Pacific coast of Costa Rica, in Quepos, the tide gauge data are even less reliable than in Limón (Figures 3a and 3b), but the absolute sea levels are rising at a rate of 1.8 mm/yr. No GPS information is available for Quepos to understand the contribution of subsidence to this result.

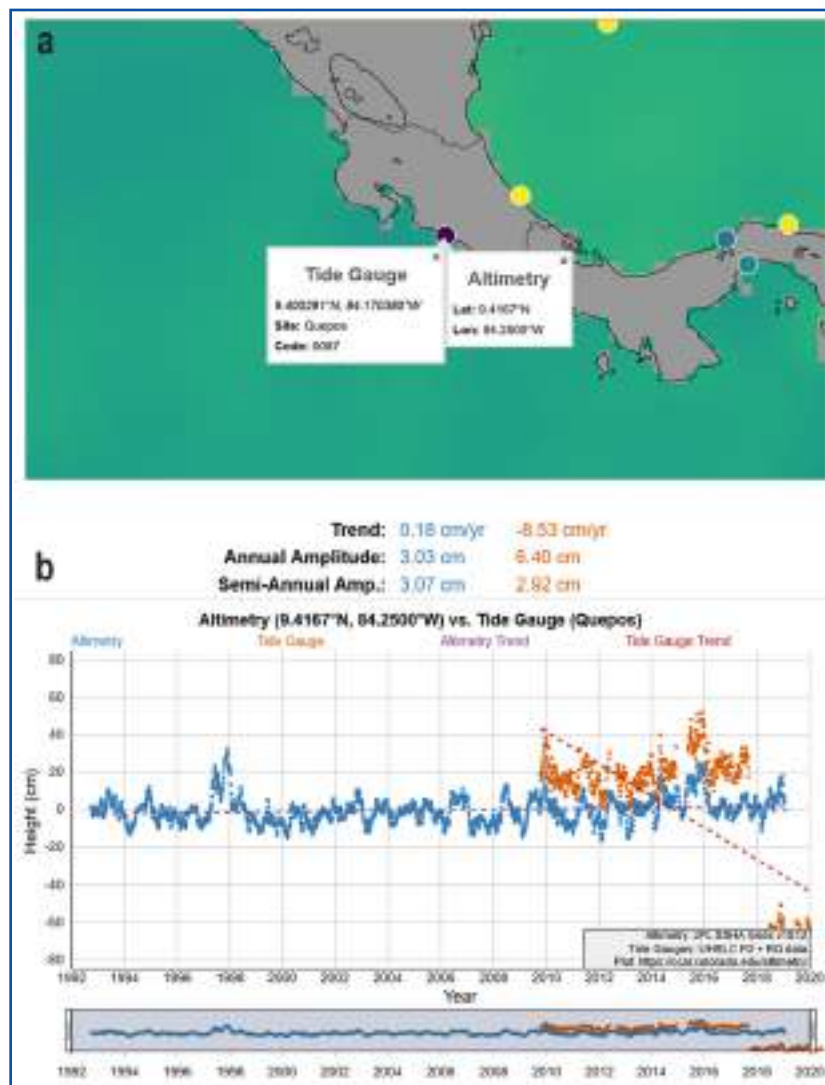


Figura 3. Quepos (costa pacífica de Costa Rica). **a)** Ubicación del mareógrafo y punto de cuadrícula del altímetro satelital. **b)** Niveles medios relativos y absolutos del mar. Imágenes a y b de la Universidad de Colorado (2024). Explorador de nivel del mar (ccar.colorado.edu/altimetry/).

Figure 3. Quepos (Costa Rica Pacific coast). **a)** Location of the tide gauge and satellite altimetry grid point. **b)** Relative and absolute mean sea levels. Images a and b from Colorado University (2024). Sea level explorer (ccar.colorado.edu/altimetry/).

Se pueden obtener más perspectivas al analizar datos similares para Cristóbal (costa caribeña de Panamá) y Balboa (costa pacífica de Panamá). En Cristóbal (**Figure 4**), la tasa absoluta de aumento del nivel del mar desde 1993 es de aproximadamente 3.4 mm/año. La tasa relativa de aumento no es muy confiable y muestra una

Further insights can be gained by analyzing similar data for Cristóbal (Panama Caribbean coast) and Balboa (Panama Pacific coast). In Cristóbal (**Figure 4**) the absolute rate of sea level rise since 1993 is about 3.4 mm/yr. The relative rate of rise is not very reliable and shows a negative trend, with a small subsidence rate

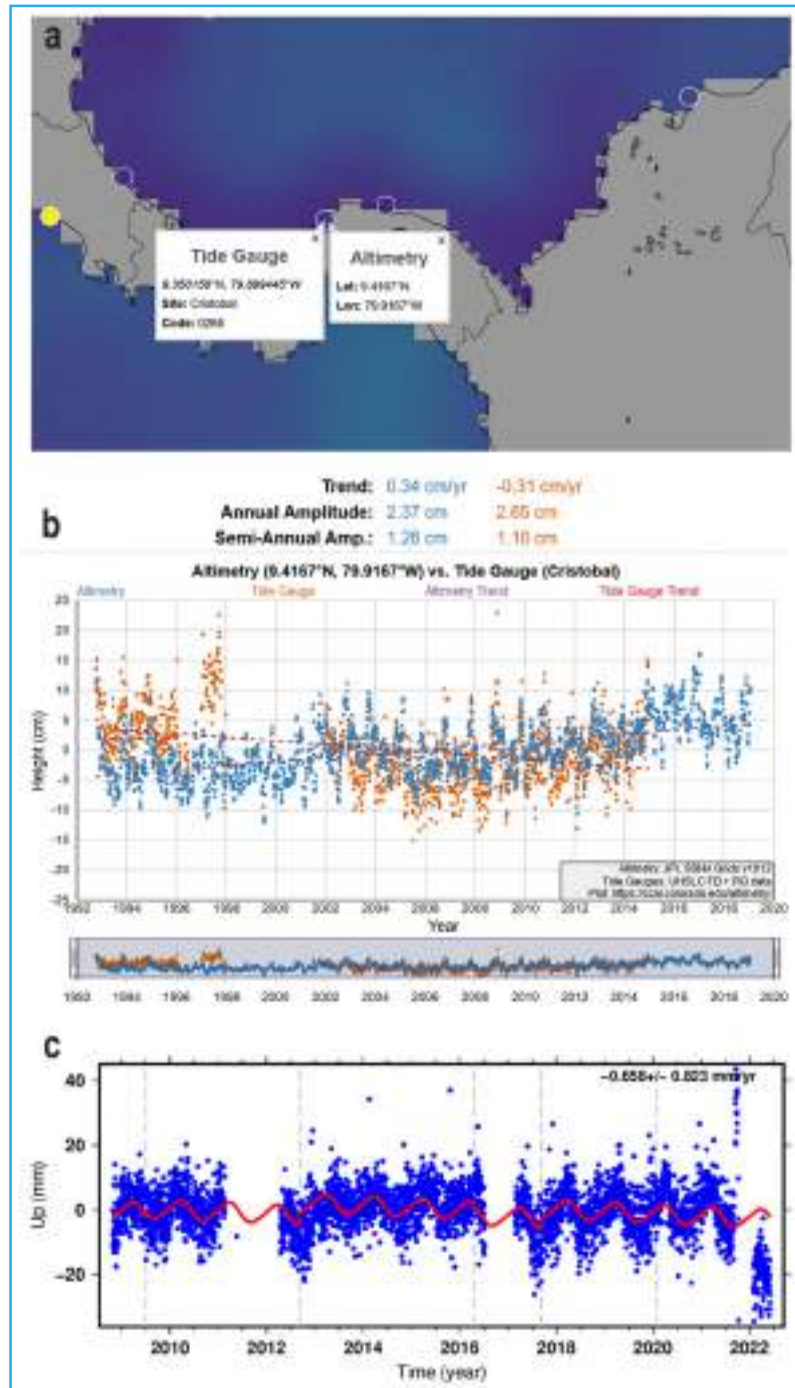


Figura 4. Cristóbal (costa Caribe de Panamá). **a)** Ubicación del mareógrafo y punto de cuadrícula del altímetro satelital. **b)** Niveles medios relativos y absolutos del mar. **c)** Subsistencia a menos de 2 km de Cristóbal. Imágenes a y b de la Universidad de Colorado (2024). Explorador de nivel del mar (ccar.colorado.edu/altimetry/). Imagen c del Laboratorio Geodésico de Nevada (2024). Red GPS. geodesy.unr.edu/NGLStationPages/gpsnetmap/GPSNetMap.html

Figure 4. Cristóbal (Panama Caribbean coast). **a)** Location of the tide gauge and satellite altimeter grid point. **b)** Relative and absolute mean sea levels. **c)** Subsidence less than 2 km from Cristóbal. Images a and b from Colorado University (2024). Sea level explorer (ccar.colorado.edu/altimetry/). Image c from Nevada geodetic laboratory (2024). GPS net. geodesy.unr.edu/NGLStationPages/gpsnetmap/GPSNetMap.html

tendencia negativa, con una pequeña tasa de subsidencia de 0.658 mm/año. En Balboa (Figura 5), la tasa absoluta de aumento del nivel del mar desde 1993 es de aproximadamente 3.7 mm/año, con una tasa relativa de aumento insignificante. La información sobre la subsidencia en Balboa es poco confiable.

of 0.658 mm/yr. In Balboa (Figure 5), the absolute rate of sea level rise since 1993 is about 3.7 mm/yr, with a negligible relative rate of rise. The subsidence information for Balboa is unreliable.

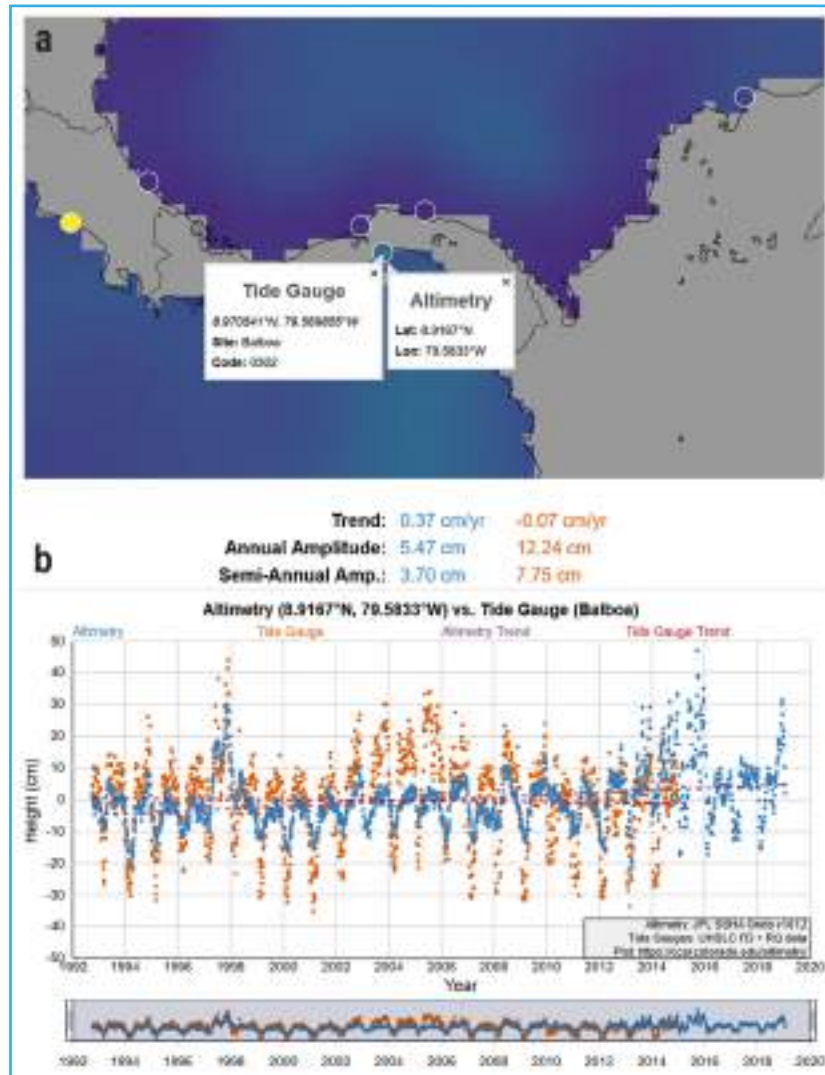


Figura 5. Balboa (costa pacífica de Panamá). **a)** Ubicación del mareógrafo y punto de cuadrícula del altímetro satelital. **b)** Niveles medios relativos y absolutos del mar. Imágenes a y b de la Universidad de Colorado (2024). Explorador de nivel del mar (ccar.colorado.edu/altimetry/).

Figure 5. Balboa (Panama Pacific coast). **a)** Location of the tide gauge and satellite altimeter grid point. **b)** Relative and absolute mean sea levels. Images a and b from Colorado University (2024). Sea level explorer (ccar.colorado.edu/altimetry/).

Dado que Balboa tiene un registro de mareógrafo a largo plazo (que comenzó en 1910), es posible calcular la aceleración del nivel del mar y la tasa de aumento adecuados, descontando las oscilaciones multidecadales (Figura 6). Para el rango de fechas 1908 a 2020, la tendencia lineal es de 1.370 ± 0.208 mm/año, y la aceleración es de -0.01026 ± 0.01416 mm/año² (negativa). Para el rango de fechas 2010 a 2020, la tendencia lineal es de 0.091 ± 4.894 mm/año,

Since Balboa has a long-term tide gauge record (starting in 1910), it is possible to compute the proper sea level acceleration and rate of rise, cleared of the multidecadal oscillations (Figure 6). For the date range 1908 to 2020, the linear trend is 1.370 ± 0.208 mm/yr, and the acceleration is -0.01026 ± 0.01416 mm/yr² (negative). For the date range 2010 to 2020, the linear trend is 0.091 ± 4.894 mm/yr, and the acceleration is -2.088 ± 3.389 mm/yr². Finally, for the date

y la aceleración es de -2.088 ± 3.389 mm/año². Finalmente, para el rango de fechas 1952/1 a 1967/12, la tendencia lineal es de 1.358 ± 2.433 mm/año y la aceleración es de -0.721 ± 1.166 mm/año². Estas tendencias a corto plazo, incluso si se basan en mediciones del mismo mareógrafo, tienen una significancia muy limitada.

range 1952/1 to 1967/12, the linear trend is 1.358 ± 2.433 mm/yr and the acceleration is -0.721 ± 1.166 mm/yr². These short-term trends, even if based on measurements from the same tide gauge, have very limited significance.

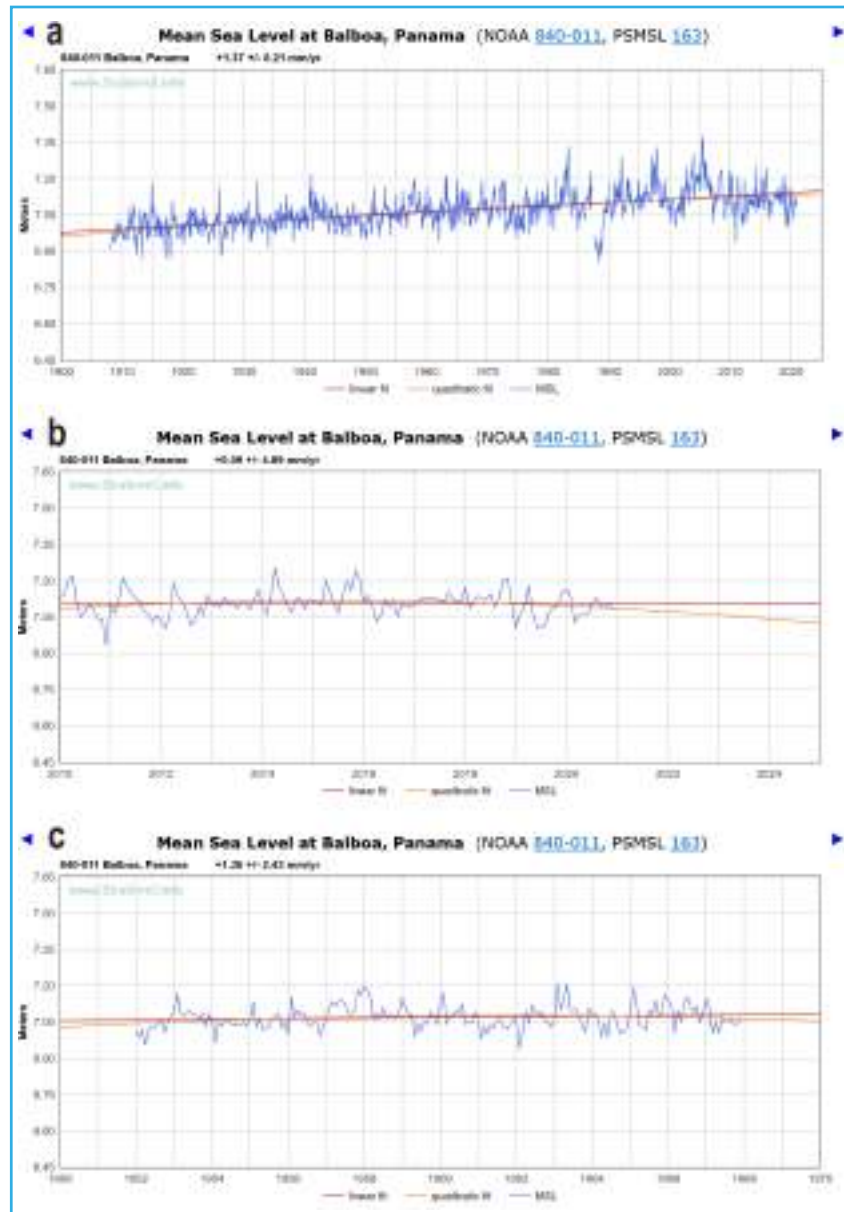


Figura 6. Análisis de la tendencia del nivel del mar para Balboa desde 1910 **a)** y 2010 **b)**, o 1952 a 1968 **c)**. Imágenes a, b y c de sealevel.info 2024. sealevel.info/MSL_graph.php?id=840-011

Figure 6. Sea level trend analyses for Balboa since 1910 **a)** and 2010 **b)**, or 1952 to 1968 **c)**. Images a, b, and c are from sealevel.info 2024. sealevel.info/MSL_graph.php?id=840-011

En conclusión, es imposible comprender las tendencias en los niveles relativos del mar en cualquier ubicación sin registros de mareógrafos de alta calidad que abarquen más de 60 años y sin datos precisos sobre la subsidencia del instrumento de mareógrafo. Para inferir con precisión estas tendencias y diferenciar entre el

In conclusion, understanding the trends in relative sea levels at any location is impossible without high-quality tide gauge records spanning more than 60 years and accurate data on the subsidence of the tide gauge instrument. To accurately infer these trends and differentiate between thermosteric sea level

aumento termostérico del nivel del mar y la subsidencia, es esencial ampliar el área de observación para incluir registros de mareógrafos de alta calidad, complementados con mediciones de subsidencia absoluta a través de posicionamiento GPS. La altimetría satelital también puede ayudar a comprender el papel de la subsidencia.

El nivel absoluto del mar a lo largo de la costa caribeña de Costa Rica, frente a la costa de Limón, ha estado aumentando desde 1993 a una tasa aparente de 3.8 mm/año, considerando las oscilaciones conocidas del nivel del mar. Una tasa relativa de aumento más alta probablemente se deba a la subsidencia. En un marco temporal más largo, las tasas relativas y absolutas de aumento son probablemente más bajas (como se observa en Panamá y Quepos, Costa Rica). Si bien los niveles del mar están influenciados por la expansión térmica debido al calentamiento global y la subsidencia terrestre, el área de Limón parece estar significativamente afectada por la subsidencia, con un efecto termostérico similar al de otras áreas como Cristóbal, Panamá.

El estudio revela varios puntos críticos sobre los cambios en el nivel del mar a lo largo de las costas del Caribe y del Pacífico de Costa Rica y Panamá. El aumento absoluto del nivel del mar en Limón, Costa Rica, desde 1993 es de 3.8 mm/año, lo que se alinea con los patrones globales de aumento del nivel del mar cuando se tienen en cuenta las oscilaciones conocidas del nivel del mar. Sin embargo, el aumento significativamente mayor del nivel del mar relativo observado en Limón en comparación con Quepos, Cristóbal y Balboa sugiere que la subsidencia local juega un papel importante. Esto es particularmente evidente ya que el aumento del nivel del mar relativo en Limón es notablemente mayor, indicando que la subsidencia probablemente está exacerbando el aparente aumento en los niveles del mar. La discrepancia en las tasas de aumento del nivel del mar relativo entre estos sitios resalta la importancia de considerar tanto los factores globales como locales, incluida la subsidencia, al evaluar los cambios en el nivel del mar.

El análisis subraya la necesidad de registros de mareógrafos de alta calidad y a largo plazo para evaluar con precisión las tendencias del nivel del mar. Los datos a corto plazo, como los de las décadas recientes, proporcionan perspectivas limitadas debido a la variabilidad natural significativa. Los registros a largo plazo, especialmente aquellos que superan los 60 años, y la información absoluta sobre la subsidencia son cruciales para distinguir entre el aumento termostérico del nivel del mar y los efectos locales de subsidencia.

rise and subsidence, it is essential to broaden the observation area to include tide gauge records of high quality, complemented by absolute subsidence measurements from GPS positioning. Satellite altimetry may also help in understanding the role of subsidence.

The absolute sea level along the Caribbean coast of Costa Rica, off the coast of Limón, has been rising since 1993 at an apparent rate of 3.8 mm/yr, accounting for known sea-level oscillations. A higher relative rate of rise is likely due to subsidence. Over a longer time frame, the relative and absolute rates of rise are likely lower (as seen in Panama and Quepos, Costa Rica). While sea levels are influenced by thermal expansion due to global warming and land subsidence, the Limón area appears to be significantly affected by subsidence, with a thermosteric effect similar to other areas such as Cristóbal, Panama.

The study reveals several critical insights into sea level changes along the Caribbean and Pacific coasts of Costa Rica and Panama. The absolute sea level rise in Limón, Costa Rica, since 1993 is 3.8 mm/yr, which aligns with global sea level rise patterns when accounting for known sea-level oscillations. However, the significantly higher relative sea level rise observed in Limón compared to Quepos, Cristóbal, and Balboa suggests that local subsidence plays a substantial role. This is particularly evident as the relative sea level rise in Limón is notably higher, indicating that subsidence is likely exacerbating the apparent rise in sea levels. The discrepancy in relative sea level rise rates between these sites highlights the importance of considering both global and local factors, including subsidence, when assessing sea level changes.

The analysis underscores the necessity for long-term, high-quality tide gauge records to accurately assess sea level trends. Short-term data, such as those from recent decades, provide limited insights due to the significant natural variability. Long-term records, especially those exceeding 60 years, and absolute subsidence information are crucial for distinguishing between thermosteric sea level rise and local subsidence effects.

Understanding the differences in sea level trends and the impact of subsidence is essential for coastal management and adaptation strategies. The findings from Limón and other locations stress the need for integrated approaches that account for both global sea level rise and local factors such as subsidence. Coastal planning

Comprender las diferencias en las tendencias del nivel del mar y el impacto de la subsidencia es esencial para la gestión costera y las estrategias de adaptación. Los hallazgos de Limón y otras ubicaciones subrayan la necesidad de enfoques integrados que tengan en cuenta tanto el aumento global del nivel del mar como los factores locales, como la subsidencia. La planificación y los esfuerzos de adaptación costera deben incorporar estas perspectivas para abordar eficazmente los desafíos específicos que enfrentan las diferentes regiones.

La investigación futura debería centrarse en expandir el conjunto de datos para incluir períodos de tiempo más extensos y ubicaciones adicionales con datos fiables sobre subsidencia. La integración de altimetría satelital con registros de mareógrafos y mediciones de GPS podría mejorar la precisión de las evaluaciones del aumento del nivel del mar y proporcionar una imagen más clara de las variaciones regionales. Además, investigar la interacción entre los efectos termostéricos y la subsidencia local será crucial para desarrollar estrategias de adaptación al cambio climático más específicas.

En conclusión, este estudio resalta la importancia crítica de combinar datos de nivel del mar de alta calidad y a largo plazo con mediciones precisas de subsidencia para entender las verdaderas tendencias en el aumento del nivel del mar. Las variaciones regionales observadas en las costas del Caribe y del Pacífico de Costa Rica y Panamá subrayan la necesidad de enfoques integrales para la gestión costera y la adaptación al cambio climático, adaptados a las características y desafíos específicos de cada área.

and adaptation efforts must incorporate these insights to address the specific challenges faced by different regions effectively.

Further research should focus on expanding the dataset to include more extensive time periods and additional locations with reliable subsidence data. The integration of satellite altimetry with tide gauge records and GPS measurements could enhance the accuracy of sea level rise assessments and provide a clearer picture of regional variations. Additionally, investigating the interplay between thermosteric effects and local subsidence will be crucial for developing targeted climate adaptation strategies.

In conclusion, this study highlights the critical importance of combining high-quality, long-term sea level data with accurate subsidence measurements to understand the true trends in sea level rise. The regional variations observed in the Caribbean and Pacific coasts of Costa Rica and Panama underscore the need for comprehensive approaches to coastal management and climate adaptation, tailored to the specific characteristics and challenges of each area.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Boretti, A. 2012. Is there any support in the long term tide gauge data to the claims that parts of Sydney will be swamped by rising sea levels? *Coast. Eng.*, 64: 161-167.
- Boretti, A. 2024. Sea level patterns around Korea and Japan. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, p.103720.
- Chambers, D.P., M.A. Merrifield and R.S. Nerem. 2012. Is there a 60 year oscillation in global mean sea level? *Geophys. Res. Lett.*, 39(18). doi.org/10.1029/2012GL052885

- Colorado University. 2024. Sea level explorer. ccar.colorado.edu/altimetry/
- Douglas, B.C. 1995. Global sea level change: determination and interpretation. *Reviews of Geophysics*, 33(S2):1425-1432. doi.org/10.1029/95RG00355
- Nevada Geodetic Laboratory. 2024. GPS net. geodesy.unr.edu/NGLStationPages/gpsnetmap/GPSNetMap.html
- PSMSL 2024a. Puerto Limón. psmsl.org/data/obtaining/stations/552.php
- PSMSL 2024b. Limón B. psmsl.org/data/obtaining/stations/2191.php
- Sealevel.info. 2024. Sea level analysis. sealevel.info/MSL_graph.php?id=840-011
- Schlesinger, M.E. and N. Ramankutty. 1994. An oscillation in the global climate system of period 65–70 years. *Nature*, 367(6465): 723-726. doi.org/10.1038/367723a0
- Valverde, J. and G. Barrantes. 2024. Variación del nivel del mar en el Caribe de Costa Rica, Centroamérica. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 53(2): 85-102. doi.org/10.25268/bimc.invemar.2024.53.2.1317



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 Andrés" (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 2016 (Q4 del Scimago Journal Ranking en la categoría "Animal Science and Zoology") 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 Andrés" 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 2016 (Q4 Scimago Journal Ranking on "Animal Science and Zoology" 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 Tesoro 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 °C, 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.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

Vol. 54 (1). Santa Marta, Colombia, 2025 (ene-jun / Jan-Jun)

Tabla de contenido / Contents

ARTÍCULOS / ARTICLES

Alfredo Gómez Gaspar, Ernesto Mata, Olga Gómez y María Isabel Criales Hernández

Efectos de la variabilidad de la clorofila **a** y la temperatura (2002-2018) en capturas de sardina al suroriente de isla Margarita, Venezuela
Effects of chlorophyll **a** and temperature variability (2002-2018) on sardine catches in the southeast of Margarita Island, Venezuela 9

Naldi Herrera, Luis La Cruz y Mariano Gutierrez

Mediciones de la fuerza de blanco *ex situ* del pez espejo *Selene peruviana*
Ex Situ target strength measurements of the Peruvian moonfish *Selene peruviana* 33

Julien Andrieu y Oliver-James Crook

Valor y límites de los datos de registro botánico de la GBIF en el mapeo de la extensión de manglar mediante la clasificación KNN de imágenes de Sentinel-2
Value and limits of GBIF botanical occurrence data in mapping mangrove cover via the KNN classification of Sentinel-2 images 49

Javier Legua Delgado, Cristian Canales Ramírez y Luis La Cruz Aparco

Índice de abundancia relativa de la raya volantín entre isla Choros (29° 16' S)
y punta Refugio (42° 10' S) como una contribución al manejo de su pesquería en Chile
Relative abundance index of yellownose skate between Chile's Isla Choros (29° 16' S)
and Punta Refugio (42° 10' S) as a contribution to its stock management 71

Juan F. Blanco-Libreros

Estimación de la incorporación de la materia foliar en sedimentos de manglar utilizando bolsas de té verde
Estimating foliar organic matter input into mangrove sediments using green tea bags 93

Nathalia Sánchez-Giraldo, Andrés Molina y Guillermo Duque

Abundancia y composición de residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano
Marine debris abundance and composition on the beaches of Buenaventura Bay, Colombian Pacific 113

Diana Noriega, Piero Villegas y Úrsula Neira

Cuantificación, origen y distribución de hidrocarburos alifáticos en sedimentos marinos
de las Áreas Naturales Protegidas islas Pachacamac y Asia en Lima, Perú
Quantification, origin, and distribution of aliphatic hydrocarbons in marine sediments
of the Protected Natural Areas of Pachacamac and Asia Islands in Lima, Peru 133

Andrés Navarro-Martínez, Anubis Vélez-Mendoza, Nicolás Santos Vásquez,

Margui Almario-García, Néstor Hernando Campos-Campos y Adolfo Sanjuan-Muñoz

Contaminación en sedimentos por metales (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni y Pb) en el Caribe colombiano
Sediment pollution by metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, and Pb) in the Colombian Caribbean 153

NOTAS / NOTES

Pedro Rodríguez, Carlos Lira y William Santana
Primer registro de *Paulita tuberculata* (Brachyura, Majoidea, Inachoididae) en el mar Caribe
First record of *Paulita tuberculata* (Brachyura, Majoidea, Inachoididae) in the Caribbean Sea 175

Alberto Boretti
Perspectivas adicionales a Valverde y Castillo (2024) sobre los cambios en el nivel del mar en la costa caribeña de Costa Rica
Further insights into sea level changes along the Caribbean coast of Costa Rica beyond Valverde and Castillo (2024) 185

Guía de autores / Author’s guide 195

Ética de publicación / Publication ethics 203

