

# Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras

Since 1967

## Bulletin of Marine and Coastal Research



Serie de Publicaciones Periódicas

Volumen 50 (2)  
Año 2021 (julio-diciembre)



Santa Marta • Colombia

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



# BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

## Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Investig. Mar. Costeras)

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 [www.invemar.org.co/boletin](http://www.invemar.org.co/boletin) 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 Bulletin of Marine and Coastal Research 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 [www.invemar.org.co/boletin](http://www.invemar.org.co/boletin) 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 Bulletin of Marine and Coastal Research 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, *Ph. D.*

### Director de la revista / Journal Director

Jesús A. Garay, *M. Sc.*

### Editor general / Editor-in-Chief

Arturo Acero Pizarro, *Ph.D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

### Comité editorial / Editorial Board

Antonio Baeza, *Ph.D.*

ID 0000-0002-2573-6773

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

Arturo Acero Pizarro, *Ph.D.*

ID 0000-0002-6637-9901

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Diego L. Gil Agudelo, *Ph.D.*

ID 0000-0001-7873-4694

Texas A&M University at Galveston, EE. UU.

Gabriel R. Navas S., *Ph.D.*

ID 0000-0001-9554-6345

Universidad de Cartagena, Colombia

Gladys Bernal, *Ph.D.*

ID 0000-0001-6333-6028

Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia

Guillermo Díaz Pulido, *Ph.D.*

ID 0000-0002-0901-3727

Griffith University, Australia

Javier A. Díaz Ochoa, *Ph.D.*

ID 0000-0002-1911-0467

Universidad de Magallanes, Chile

Jorge Enrique Páramo, *Ph.D.*

ID 0000-0002-8380-2716

Universidad del Magdalena, Colombia

José Horrillo Caraballo, *Ph.D.*

ID 0000-0001-7694-3812

Swansea University, Reino Unido

José Julián Tavera, *Ph.D.*

ID 0000-0003-4517-9238

Universidad del Valle, Colombia

Luisa Villamil, *Ph.D.*

ID 0000-0003-2188-5453

Universidad de La Sabana, Colombia

Marco Alejandro Correa, *Ph.D.*

ID 0000-0002-4714-9553

INVEMAR, Colombia

María del Pilar Blanco Parra, *Ph.D.*

ID 0000-0003-2492-2168

Universidad de Quintana Roo, México

Maribeb Castro, *Ph.D.*

ID 0000-0001-6353-1018

Universidad Militar Nueva Granada, Colombia

Mateo López Victoria, *Dr.rer.nat.*

ID 0000-0002-7307-8680

Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia

Nikita Gaibor, *Ph.D.*

ID 0000-0002-4773-3434

Instituto Nacional de Pesca, Ecuador

### Editores invitados / Guest editors

Fernando Zapata, *Ph. D.*

ID 0000-0001-8989-4458

Universidad del Valle, Cali, Colombia

Paola Andrea Mejía-Falla, *Ph. D.*

ID 0000-0003-2220-6969

Fundación Squalus, Cali, Colombia

David A. Alonso Carvajal, *Ph. D.*

ID 0000-0002-1461-3401

INVEMAR, Santa Marta, Colombia

### Jefe de Comunicación Científica / Head of Scientific Communication

Isabela Katime Arroyave








INVEMAR, Colombia

### Asistente del comité editorial / Editorial Board Professional

Tatiana Gómez Orgulloso, *M. Sc.*

INVEMAR, Colombia

### Comité científico / *Scientific Board*

- Adolfo Sanjuan Muñoz, *M. Sc.*  0000-0002-4786-862X  
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
- Alfredo Gómez Gaspar, *M. Sc.*  0000-0002-2430-2738  
Museo Marino de Margarita y Universidad de Oriente (Nueva Esparta), Venezuela
- Efraín Rodríguez Rubio, *Ph. D.*  0000-0002-1150-3194  
Centro de Innovación y Tecnología-ICP y Ecopetrol, Colombia
- Gloria E. Sánchez, *Ph. D.*  
Universidad de Magallanes, Chile
- Juan Manuel Díaz, *Dr.rer.nat.*  0000-0002-2026-6522  
Fundación Marviva, Colombia
- Klaudia Hernández, *Ph. D.*  0000-0002-8490-2882  
Universidad Andrés Bello, Chile
- Marie Luise Schnetter, *Dr.rer.nat.*  
Justus-Liebig-Universität Gießen, Alemania
- Mónica Puyana, *Ph. D.*  0000-0001-7600-3118  
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
- Yves François Thomas, *Ph. D.*  0000-0003-1896-0774  
Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Francia

### Evaluadores de este número / *Reviewers for this issue*

- |  |   |
|--|---|
| Luis Alfredo Flores, <i>Mg.</i>              | Universidad de Guayaquil                    |
| Catalina González Arango, <i>Ph. D.</i>      | Universidad de Los Andes                    |
| Jaime H. Polanía Vorenberg, <i>Ph. D.</i>    | Universidad Nacional de Colombia            |
| Martha Ligia Castellanos, <i>Ph. D.</i>      | Universidad de La Guajira                   |
| Omar Darío Cervantes, <i>Dr.</i>             | El Colegio de La Frontera Sur               |
| Juan Felipe Paniagua, <i>Dr.</i>             | Universidad Eafit                           |
| José Manuel Gutierrez, <i>Ph. D.</i>         | Universidad de Cartagena                    |
| Carlos Mario López Orozco, <i>M. Sc.</i>     | Universidad de Cartagena                    |
| Juan Pablo Lozoya Azcárate, <i>Ph. D.</i>    | Centro Universitario Regional del Este      |
| Brigitte Gavio, <i>Ph. D.</i>                | Universidad Nacional de Colombia            |
| Roberto Herrera Pavón, <i>Ing.</i>           | El Colegio de La Frontera Sur               |
| Brad Nahill, <i>Ph. D.</i>                   | SEE Turtles                                 |
| Mario Andrés Colorado Gómez, <i>Ph. D.</i>   | Servicio Nacional de Aprendizaje            |
| Fernando Vega Villasante, <i>Ph. D.</i>      | Universidad de Guadalajara                  |
| Marco Alejandro Correa, <i>Ph. D.</i>        | INVEMAR                                     |
| Martha Lucero Bastidas Salamanca, <i>Mg.</i> | DIMAR - Centro Col. de Datos Oceanográficos |
| Adrian González, <i>Ph. D.</i>               | El Colegio de La Frontera Sur               |
| Arturo Acero P., <i>Ph. D.</i>               | Universidad Nacional de Colombia            |
| Jair Mendoza Aldana, <i>M. Sc.</i>           | Parques Nacionales Naturales de Colombia    |

### Foto portada / *Cover Photo*

DMI Ciénaga La Caimanera (Foto: Carolina Vásquez Zapata)

### Traducción / *Translation*

Tiziana Laudato

### Diagramación y montaje / *Layout and Assembly*

John Khatib (Ediprint SAS)

### Impresión / *Print*

Ediprint SAS, Bogotá D.C., Colombia

### Canje / *Exchange*

Centro de Documentación / *Documentation Center (CDO)* • E-mail: [bibliote@invemar.org.co](mailto:bibliote@invemar.org.co)

### Distribución / *Distribution*

Asistente del comité editorial / *Editorial Board Professional* • E-mail: [boletin@invemar.org.co](mailto:boletin@invemar.org.co)  
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (INVEMAR)  
Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero • Santa Marta, Colombia

### Boletín en línea / *Online Bulletin*

[www.invemar.org.co/boletin](http://www.invemar.org.co/boletin)

---

**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 Bulletin of Coastal and Marine Research is under Creative Commons license**  
**BY-NC-SA 4.0**



**Citar los artículos / Citation Style:**  
Autores. 2021. Título del artículo. Bol. Invest. Mar. Costeras, 50(2): rango de páginas.  
Authors. 2021. Title of article or note. Bull. Cost. Mar. Res., 50(2): page range.

---

# **BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS**

**Bulletin of Marine and Coastal Research**

**(Bol. Investig. Mar. Costeras)**

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

**50 (2)**



**Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras  
“José Benito Vives de Andrés”**

Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Santa Marta, Colombia, 2021 (julio-diciembre / *July-December*)



---

## TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

---

### ARTÍCULOS / ARTICLES

- Dannys Paola Hernández Morales, Yorlenys Romaña Torres, Alfredo Jaramillo-Vélez, Josep L. Pelegrí y Vladimir G. Toro**  
Patrones de circulación superficial sobre la plataforma interna entre bahía El Uno y Punta de Las Vacas, Golfo de Urabá, Caribe colombiano  
Surface circulation patterns above the coastal shelf between El Uno bay and Las Vacas spit, Gulf of Urabá, Colombian Caribbean . . . . . 9
- Beatriz Susana Beltrán-León y Yaneth Alicia Morales Osorio**  
Distribución, composición y abundancia del ictioplancton en tres áreas marinas protegidas del Pacífico colombiano  
Distribution, composition, and abundance of ichthyoplankton in three marine protected areas of the Colombian Pacific . . . . . 31
- Nicolás Restrepo-Garzón, Rafael Andrés Álvarez-Rodríguez, Cristian Ramírez-Gallego, Tulio Ruíz-Álvarez y Karla G. Barrientos-Muñoz**  
Conservación de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) en Rincón del Mar, Colombia  
Conservation of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Rincón del Mar, Colombia . . . . . 53
- Fulvia Solorzano-Reyes y Patricio C. Velásquez-López**  
Eficiencia de absorción en postlarvas de camarón blanco del Pacífico, *Litopenaeus vannamei*,  
alimentadas con una dieta de levadura marina de marismas de manglar  
Absorption efficiency in post-larvae of the shrimp *Litopenaeus vannamei* fed a diet of marine yeast from mangrove mudflats . . . . . 73
- Julio César Herrera Carmona, Andrés Cuéllar Chacón y Alan Giraldo López**  
Diseño de una malla de muestreo oceanográfico para el Santuario de Flora y Fauna Malpelo, Pacífico de Colombia  
Design of an oceanographic sampling network for the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Pacific of Colombia . . . . . 91
- Laura Vidal, Andrés Molina y Guillermo Duque**  
Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano  
Increase in microplastic pollution in the surface waters of Buenaventura Bay, Colombian Pacific . . . . . 113
- Evelin García-Cardona, Andrés Molina y Guillermo Duque**  
Hábitos tróficos del lenguado *Citharichthys gilberti* (Paralichthyidae) y su variabilidad espaciotemporal en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano  
Trophic habits of the flounder *Citharichthys gilberti* (Paralichthyidae) and its spatiotemporal variability in Buenaventura Bay, Colombian Pacific . . . 133

## NOTAS / NOTES

<b>Ostín Garcés–Ordóñez, Jenny Alexandra Rodríguez–Rodríguez, Luisa Espinosa Díaz, Fabián Escobar Toledo y Denise Delvalle Borrero</b> Respuesta a corto plazo de parámetros fisicoquímicos del agua a la rehabilitación hidrológica de caños en manglares de Cispata, Caribe colombiano Short-term response of water physicochemical parameters to the hydrological rehabilitation of channels in mangroves from Cispata, Colombian Caribbean. . . . .	151
<b>Marco Correa-Ramirez, Wilberto Pacheco y Constanza Ricaurte-Villota</b> La recuperación ambiental de los principales destinos de interés turístico del Caribe colombiano que generó la cuarentena del Covid-19 The environmental recovery of the main tourist destinations in the Colombian Caribbean during the Covid-19 quarantine . . . . .	161
<b>Guía de autores / Author’s guide. . . . .</b>	<b>169</b>
<b>Ética de publicación / Publication ethics . . . . .</b>	<b>174</b>





# Patrones de circulación superficial sobre la plataforma interna entre bahía El Uno y Punta de Las Vacas, Golfo de Urabá, Caribe colombiano

## Surface circulation patterns above the coastal shelf between El Uno bay and Las Vacas spit, Gulf of Urabá, Colombian Caribbean

Dannys Paola Hernández Morales<sup>1</sup>, Yorlenys Romaña Torres<sup>1</sup>, Alfredo Jaramillo-Vélez<sup>2\*</sup>,

0000-0003-3591-4876

0000-0002-8580-2875

0000-0002-4901-0416

Josep L. Pelegri<sup>3</sup> y Vladimir G. Toro<sup>4</sup>

0000-0003-0661-2190

0000-0003-4398-9472

1. Universidad de Antioquia, sede Ciencias del Mar. Turbo-Antioquia, Colombia. [dannyshernandez27@gmail.com](mailto:dannyshernandez27@gmail.com), [yorlenysromana@gmail.com](mailto:yorlenysromana@gmail.com)
2. Grupo de Investigaciones Marinas y Costeras GISMAC. Universidad de Antioquia, Facultad de Ingeniería, sede Ciencias del Mar. Turbo-Antioquia, Colombia. [alfredo.jaramillov@udea.edu.co](mailto:alfredo.jaramillov@udea.edu.co)\*
3. Institut de Ciències del Mar, CSIC. Passeig Marítim de la Barceloneta, Barcelona, España. [pelegri@icm.csic.es](mailto:pelegri@icm.csic.es)
4. Grupo de Investigación en Ingeniería y Gestión Ambiental – GIGA. Universidad de Antioquia, Facultad de Ingeniería, sede Ciencias del Mar. Turbo-Antioquia, Colombia. [vladimir.toro@udea.edu.co](mailto:vladimir.toro@udea.edu.co)

\* Autor por correspondencia.

### RESUMEN

Conocer los patrones de circulación costera es fundamental para gestionar adecuadamente la franja litoral, especialmente en áreas con alta presión antrópica. Con el objetivo de determinar las características de las corrientes costeras en el golfo de Urabá, se midieron y analizaron los patrones estacionales de circulación superficial durante las épocas de mucha y poca lluvia a lo largo de 6 km de costa, entre las espigas litorales de punta de Las Vacas y punta Yarumal del municipio de Turbo, Antioquia. Estas mediciones se realizaron con derivadores superficiales, que fueron lanzados en diversos estadios de la marea y rastreados durante periodos cercanos al ciclo semidiurno. Las mediciones *in situ* se analizaron considerando la evolución de la marea y los vientos observados en una estación climática ubicada cerca del golfo. Los patrones de circulación mostraron un comportamiento diferente durante las dos estaciones del año. La temporada de mucha lluvia, con vientos del sur, presentó trayectorias hacia el norte y la temporada de poca lluvia, con vientos del norte, las trayectorias fueron hacia el sur. Aunque los patrones de circulación mostraron una fuerte relación con la marea y el viento, las trayectorias de algunos derivadores se modificaron localmente por la presencia de geofomas como las bahías de Turbo y El Uno.

**PALABRAS CLAVES:** circulación superficial, viento, marea, derivadores, corrientes costeras.

### ABSTRACT

Good knowledge of the coastal circulation patterns is essential for a proper management of the coastline, especially in areas with a high anthropic pressure. In order to determine the main characteristics of the coastal currents in the Gulf of Urabá, the seasonal patterns of surface circulation were measured and analyzed during times of high and low rainfall along 6 km of coastline, between the Punta de Las Vacas and Punta Yarumal coastal spit systems, in the municipality of Turbo, Antioquia. These measurements were made with surface drifters, which were launched at different tide stages and tracked for time periods based on the semi-diurnal cycle. The *in-situ* measurements were analyzed alongside tide and wind data from a climatic station located near the gulf. The circulation patterns behaved differently depending on the season of the year. In the rainy season, with southerly winds, the drifters moved mainly towards the north while during the dry season, with northerly winds, all the drifters moved to the south. Although the circulation patterns showed a strong relationship with the tidal cycle and wind conditions, the Turbo and El Uno Bays modified some of the drifter's paths.

**KEYWORDS:** surface circulation, wind, tide, drifters, coastal currents.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.993>

Publicado por INVEMAR

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by INVEMAR

This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

## INTRODUCCIÓN

El mar Caribe, y en particular su sector suroccidente, se caracteriza por un complejo sistema de corrientes (Ricaurte-Villota y Bastidas, 2017). Los procesos físicos que controlan estas corrientes varían notablemente desde las regiones profundas, fuera del talud continental, hasta la propia franja litoral (Grifoll *et al.*, 2016). El resultado es que las características de las corrientes varían notablemente dependiendo de su localización, exhibiendo una gran variabilidad espaciotemporal. Durante las últimas décadas, algunos estudios han contribuido a mejorar nuestra comprensión de los principales procesos oceanográficos del Caribe, desde la dinámica del sistema de surgencia en la Guajira (Correa-Ramírez *et al.*, 2020) hasta los patrones de circulación y distribución de masas de agua en el Caribe suroccidental (Lozano-Duque *et al.*, 2010; Escobar, 2011; Toro, *et al.*, 2019). A pesar de estos estudios sobre el suroeste del Caribe colombiano el conocimiento de su hidrodinámica todavía es insuficiente. Esto es particularmente evidente en lugares como el golfo de Urabá, donde existe una carencia de mediciones sistemáticas de parámetros oceanográficos. Esto se ha evidenciado en el diseño de proyectos costeros que se han realizado con información secundaria o a partir de alguna campaña puntual. El incremento de inversiones a corto y mediano plazo en la región reafirma la importancia y pertinencia de mediciones oceanográficas *in situ*. Un caso específico es el municipio de Turbo, ubicado en el margen sureste del golfo de Urabá, donde en los últimos años se han incrementado las propuestas de proyectos para la prestación de servicios turísticos, portuarios y comerciales sobre su línea de costa.

La mayoría de las propuestas y proyectos consideran mediciones de parámetros climáticos, pero escasamente incluyen datos oceanográficos. De esta manera, no se han tenido en cuenta los efectos que el régimen de corrientes puede tener sobre la dinámica de sedimentos y la geomorfología del lugar. Un caso particular fueron las modificaciones que en 2015 evidenció la playa urbana de Turbo, debido al cierre de la única bocana de la bahía El Uno ubicada originalmente al sur de esta y contigua a la playa urbana del municipio (Alcántara *et al.*, 2019). Esta bahía le fue abierta una bocana cerca del delta del río Turbo (al norte de la bahía), la cual ha venido aumentando su ancho en los últimos años. Según Alcántara *et al.* (2019), este cierre/apertura de bocanas generó un desequilibrio en la dinámica de sedimentos en toda el área. El cierre de la bocana sur produjo una acreción significativa de arenas en la playa municipal dando origen a la denominada playa Dulce (antes

## INTRODUCTION

The Caribbean Sea, especially its southwestern sector, is characterized by a complex system of currents (Ricaurte-Villota and Bastidas, 2017). There is a wide variation of physical processes that control these currents depending on whether they occur in deep waters, beyond the continental slope, or near to the coastline (Grifoll *et al.*, 2016). This leads to significant differences in the characteristics of the currents depending on their location, with large spatiotemporal variability. In recent decades, a number of studies have contributed to improving our understanding of the main oceanographic processes in the Caribbean, from the dynamics of the upwelling system in the Guajira (Correa-Ramírez *et al.*, 2020) to the circulation patterns and distribution of water masses in the southwestern Caribbean (Lozano-Duque *et al.*, 2010; Escobar, 2011; Toro, *et al.*, 2019). Nevertheless, despite these studies concerning the southwestern Colombian Caribbean, knowledge of its hydrodynamics is still insufficient. This is particularly evident in places such as the Gulf of Urabá, where there is a lack of systematic measurements of oceanographic parameters. This has been evidenced in the design of coastal projects based on secondary information or on the basis of a single survey. The increase in short- and medium-term investments in the region underscores the importance and relevance of *in situ* oceanographic measurements. An example is the municipality of Turbo, located on the southeastern side of the Gulf of Urabá, where in recent years there has been an increase in project proposals for the development of tourism, port, and commercial services along the coastline.

Most of these proposals and projects take into account measurements of climatic parameters, but they rarely include oceanographic data. Consequently, the effects that the system of currents may have on the sediment dynamics and geomorphology of the site have not been considered. A particular case was evidenced by changes in Turbo's municipal beach in 2015, as the movement of sediment closed off the mouth of the bay of El Uno, which neighbors the beach to the north (Alcántara *et al.*, 2019). A new artificial inlet was opened near the delta of the Turbo River (to the north of the bay), and this inlet has been widening in the last few years. According to Alcántara *et al.* (2019), the closing and opening of inlets to the bay has caused an imbalance in the sediment dynamics of the entire area. The closure of the southern inlet produced a significant increase in sand on the municipal beach, creating

llamada playa Barajas) y demás sectores al sur. En contraste, la apertura de la bocana norte provocó una modificación en la circulación alrededor del delta y condujo a la erosión de la flecha litoral (punta Yarumal) que conecta al norte de playa Dulce. El desequilibrio provocado evidencia la necesidad de conocer las dinámicas locales actuales y así predecir de una manera adecuada el comportamiento de la costa frente a cualquier acción (natural/antrópica) sobre la línea de costa.

A nivel del golfo de Urabá, se han realizado estudios utilizando modelación numérica para explicar el comportamiento de las corrientes. Montoya y Toro (2006), utilizando el modelo hidrodinámico ELCOM, determinaron que las corrientes superficiales están condicionadas principalmente por la descarga del río Atrato. Toro *et al.* (2019), usando el modelo ROMS, encontraron que el golfo se puede analizar en tres regiones (norte, centro y sur) donde, dependiendo de la época del año, la circulación es modulada por el campo de vientos y/o la descarga del río. En general, estos experimentos numéricos se han realizado a escalas espaciales de orden de kilómetros. Si bien han sido aportes importantes a la comprensión de la hidrodinámica en el golfo, el estudio de la franja litoral requiere reducir aún más la escala espacial.

Con el fin de obtener información de las corrientes superficiales, en especial las costeras, es común usar derivadores superficiales. En sitios cercanos a la línea de costa se utilizan derivadores durante escalas de tiempo que varían entre minutos y días, dependiendo del fenómeno a estudiar (Shafiei y Abbas, 2011). Además, los derivadores son una alternativa de bajo costo si se tiene en cuenta que algunos de ellos utilizan tecnología GPS convencional, que ha demostrado un grado adecuado de precisión (MacMahan *et al.*, 2009). Adicionalmente, si se pretende estudiar la contribución de la marea, es necesario registrar las corrientes durante un ciclo completo del período de la marea.

El presente trabajo pretende avanzar en el entendimiento de los patrones de las corrientes superficiales en un sistema local dentro del golfo de Urabá, como son las playas urbanas del municipio de Turbo. Con este fin se realizaron cuatro campañas, dos en época de mucha lluvia y dos en poca lluvia, en las cuales se midieron las corrientes superficiales usando derivadores entre Punta de Las Vacas y la bocana de bahía El Uno. Estas mediciones permitieron determinar la dirección y velocidad de las corrientes durante periodos de aproximadamente 10 h, las cuales se contrastaron con el nivel de la marea y con mediciones de la dirección y magnitud del viento.

the area known as Playa Dulce (formerly known as Playa Barajas) and other areas to the south of it. In contrast, the opening of the northern inlet modified sediment circulation around the delta and caused the erosion of the coastal spit (Punta Yarumal) that connects to the northern end of Playa Dulce. This imbalance demonstrates the need to understand the ongoing local dynamics in order to adequately predict the behavior of the coastline in the event of any natural or anthropogenic activity along the shore.

Studies have been conducted in the Gulf of Urabá using numerical modeling to explain the behavior of currents. Montoya and Toro (2006), using the ELCOM hydrodynamic model, determined that surface currents are mainly shaped by the outflow of the Atrato River. Toro *et al.* (2019), using the ROMS model, found that the Gulf can be divided into three regions (north, center and south) depending on the time of the year, where the circulation is modulated by the wind field and/or the river outflow. In general, these numerical experiments have been carried out at spatial scales of the order of kilometers. Although they have made important contributions to the understanding of the hydrodynamics in the Gulf, the study of the coastal strip requires research on a smaller spatial scale.

Surface drifters are commonly used to obtain information on surface currents, especially coastal currents. At sites close to the coastline, drifters are used over time scales ranging from minutes to days, depending on the phenomenon to be studied (Shafiei and Abbas, 2011). Moreover, drifters are a low-cost alternative when considering that some of them use conventional GPS technology, which has been demonstrated to have an adequate degree of accuracy (MacMahan *et al.*, 2009). If the influence of the tides is also to be studied, it will be necessary to record the currents during a full tidal cycle.

The aim of this study is to advance understanding of the patterns of surface currents of a local system within the Gulf of Urabá, such as those along the urban beaches of the municipality of Turbo. To achieve this, four rounds of measurements were carried out, two in periods of high rainfall and two in periods of low rainfall, sampling the surface currents through drifters deployed between Las Vacas spit and the inlet of El Uno bay. These measurements made it possible to determine the direction and speed of the currents over periods of approximately 10 h, which were then compared with the tide level and with measurements of wind direction and speed.

## ÁREA DE ESTUDIO

El golfo de Urabá es el estuario más grande del mar Caribe colombiano, ubicado en su extremo suroccidental, entre las coordenadas 7° 55' y 8° 40' N y 76° 53' y 77° 23' O. El golfo está abierto al mar Caribe por su extremo norte, con una longitud norte-sur aproximada de 80 km y un ancho que varía entre 15 y 50 km. Su litoral costero, entre cabo Tiburón (Chocó) y punta Rey (Antioquia), presenta una longitud de 512 km (Prüssmann y Correa, 2012). Destaca el importante aporte fluvial promedio del río Atrato, con un caudal promedio mensual cercano a 3000 m<sup>3</sup>/s y variaciones que oscilan entre 1000 y 5000 m<sup>3</sup>/s. Se trata de un golfo relativamente somero, con valores de profundidad que no superan 30 m en bahía Colombia (sur) y en el delta del río Atrato, mientras que sus mayores profundidades se encuentran al norte en su conexión con el mar Caribe (60 m aproximadamente) (Brakenridge *et al.*, 2021).

## STUDY AREA

The Gulf of Urabá is the largest estuary in the Colombian Caribbean Sea, located in its southwestern corner, between coordinates 7° 55' and 8° 40' N and 76° 53' and 77° 23' W. The Gulf is open to the Caribbean Sea at its northern end, with an approximate north-south length of 80 km and a width varying between 15 and 50 km. Its coastline, between Cape Tiburón (Chocó) and Rey spit (Antioquia), is 512 km long (Prüssmann and Correa, 2012). It is important to highlight that the Atrato River has an average annual flow of about 3000 m<sup>3</sup>/s that can vary between 1000 and 5000 m<sup>3</sup>/s. The Gulf of Urabá is relatively shallow, with depth values that do not exceed 30 m in Colombia bay (south) and in the Atrato delta, while its greatest depths are found to the north where it joins the Caribbean Sea (approximately 60 m) (Brakenridge *et al.*, 2021).

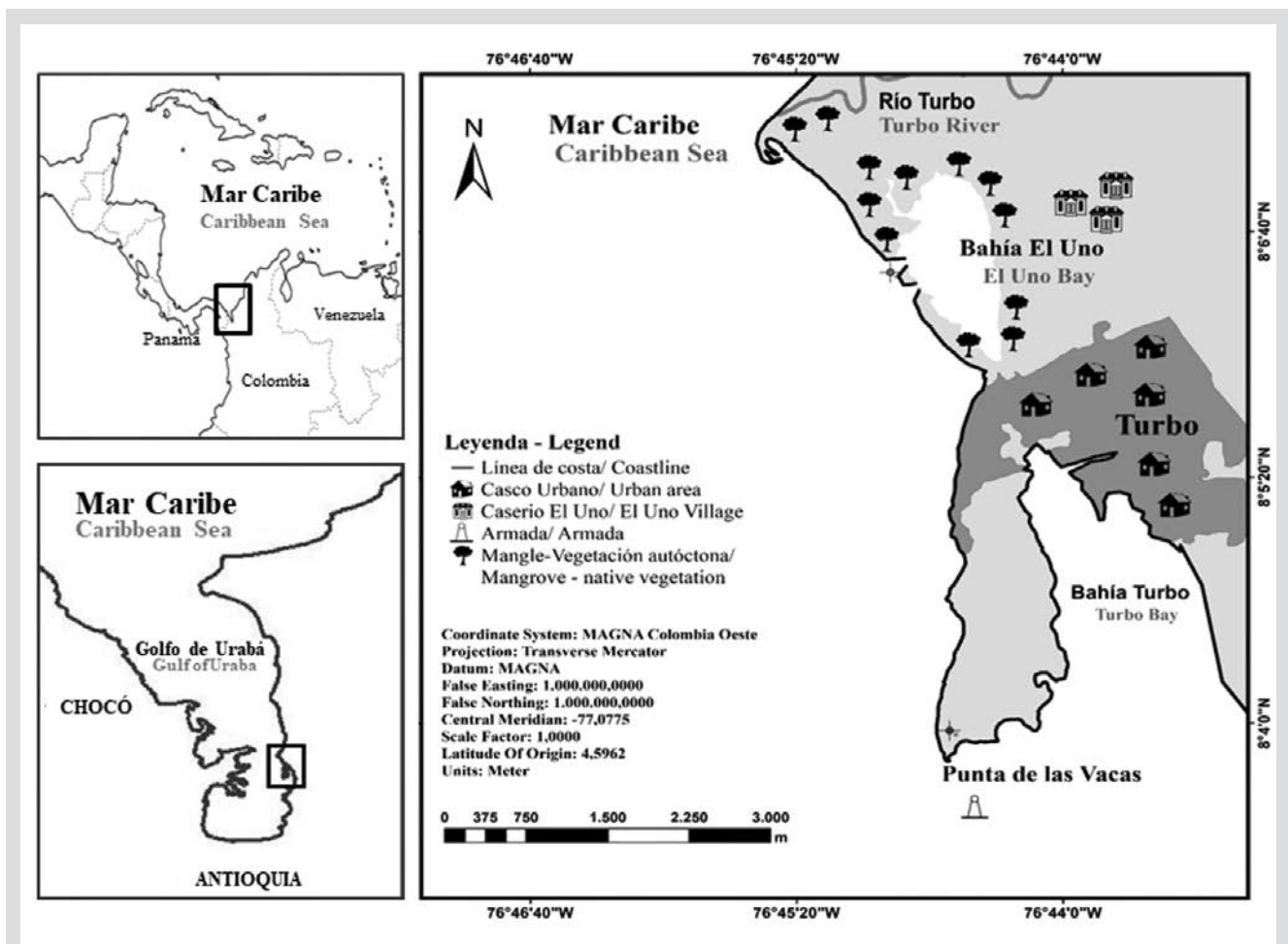


Figura 1. Área de estudio enmarcada en la parte suroccidental del Caribe colombiano. Detalle del golfo de Urabá y de la zona entre el delta del río Turbo y Punta de Las Vacas.

Figure 1. Study area in the southwestern part of the Colombian Caribbean. Detail of the Gulf of Urabá and the area between the delta of the Turbo River and Las Vacas spit.

Respecto a su clima, el golfo de Urabá se encuentra bajo la influencia de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), la cual se desplaza hacia el sur, entre diciembre y abril, presentando la época de poca lluvia, cuando los promedios mensuales de precipitación se encuentran por debajo de 80 mm/mes, caracterizada por fuertes vientos alisios del nororiente; entre los mayo y noviembre, la ZCIT se desplaza al norte y se presenta la época de mucha lluvia, con valores por encima de 150 mm/mes, con vientos del sur y suroccidente de menor intensidad (Invemar, 2003). La dinámica del golfo está fundamentalmente influenciada por las descargas del río Atrato, la dirección e intensidad del viento, la energía de las olas, las mareas y los gradientes de densidad (Lonin y Vásquez, 2005; Escobar, 2011, Escobar *et al.*, 2019). Se han observado cambios en la dirección de la corriente con la profundidad, que sugieren la existencia de un patrón de circulación estuarino, con aguas superficiales que se dirigen hacia el norte del Golfo y aguas más profundas que se dirigen desde el mar Caribe hacia el sur del mismo.

La marea es semidiurna mixta, con una amplitud media de 0,28 m y con valores promedios de 0,09 m en cuadratura y de 0,50 m en sicigia (IDEAM, 2019). Estos valores sugieren una amplificación importante con respecto a la marea en la plataforma exterior, cuyo rango no excede  $\pm 0,25$  m (Kjerfve, 1981). Los componentes principales de mareas son dos armónicos semidiurnos (M2, 0,09 m; N2, 0,03 m) y dos diurnos (K1, 0,10 m; O1, 0,06 m) (Nienhuis, 2019). En cuanto al oleaje, el golfo de Urabá se puede caracterizar de acuerdo con su ubicación espacial y a la época climática, con alturas medias significativas alrededor de 0,75 y 1,5 m durante las épocas de poca y mucha lluvia, respectivamente (Escobar *et al.*, 2015).

El municipio de Turbo está ubicado en el margen suroriental del golfo de Urabá, frente al delta del río Atrato (Figura 1). Entre punta Yarumal (desembocadura del río Turbo) y Punta de Las Vacas se destacan cuatro áreas según su uso de suelo: al norte y al sur dos áreas de cobertura vegetal (espigas litorales de punta Yarumal y de Punta de Las Vacas); un área de playa de arena (playa Dulce), que va desde la antigua bocana de bahía El Uno hasta el espolón ubicado en medio de la espiga litoral de Punta de Las Vacas; y un área residencial-comercial que va desde el espolón mencionado hasta las instalaciones de capitanía de puerto. Cabe destacar que bahía El Uno es una laguna costera contenida por una flecha litoral generada por la desembocadura del río Turbo. Hasta 2015, esta bahía tenía su bocana natural a un costado de playa Dulce, pero posteriormente fue cerrada y se abrió una bocana artificial más cerca de la desembocadura del río Turbo (Alcántara *et al.*, 2019).

The climate of the Gulf of Urabá is influenced by the Intertropical Convergence Zone (ITCZ), which moves southward between December and April, bringing with it a period of low rainfall, with monthly rainfall averages below 80 mm/month and strong trade winds from the northeast. Between May and November, the ITCZ shifts to the north and the rainy season arrives, with more than 150 mm/month of rainfall, with less intense winds from the south and southwest (Invemar, 2003). The Gulf's dynamic is primarily shaped by outflows from the Atrato River, wind direction and intensity, wave energy, tides and density gradients (Lonin and Vásquez, 2005; Escobar, 2011; Escobar *et al.*, 2019). Changes in current direction have been observed at different depths, suggesting the existence of an estuarine circulation pattern, with surface waters moving northward towards the Caribbean Sea and deeper waters moving southward into the Gulf.

The tide is mixed semidiurnal, with mean amplitude of 0.28 m and average values of 0.09 m during neap tides and 0.50 m during spring tides (IDEAM, 2019). These values suggest a significant amplification with respect to the outer shelf tide, whose range does not exceed  $\pm 0.25$  m (Kjerfve, 1981). The principal tidal components are two semi-diurnal harmonics (M2, 0.09 m; N2, 0.03 m) and two diurnal harmonics (K1, 0.10 m; O1, 0.06 m) (Nienhuis, 2019). Swell can be characterized according to the Gulf's spatial position and climate season, with significant mean heights about 0.75 and 1.5 m during the low and high rain seasons, respectively (Escobar *et al.*, 2015).

The municipality of Turbo is located on the southeastern shore of the Gulf of Urabá, facing the Atrato River delta (Figure 1). Between Yarumal spit (mouth of the Turbo River) and Las Vacas spit, the land can be divided into four areas according to their use: to the north and south there are two areas of vegetation cover (the coastal outcrops of Yarumal spit and Las Vacas spit); an area of sandy beach (Playa Dulce), which goes from the old inlet of El Uno bay to the spur located in the middle of the Las Vacas coastal spit; and a residential-commercial area that runs from the spur mentioned above to the port authority's facilities. It should be noted that El Uno bay is a coastal lagoon enclosed by a barrier spit formed by the mouth of the Turbo River. Until 2015, the natural inlet of this bay was located on one side of Playa Dulce, but it was closed and an artificial inlet opened closer to the mouth of the Turbo River (Alcántara *et al.*, 2019).

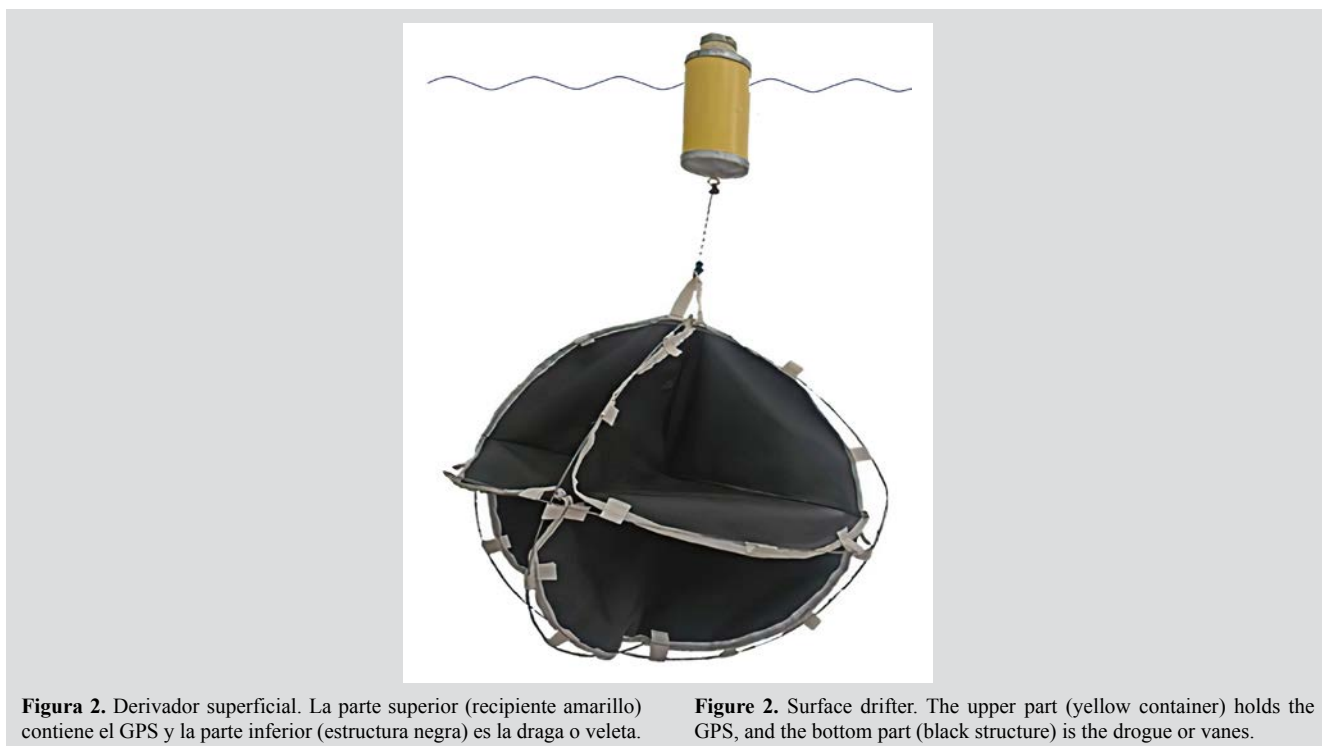


## MATERIALES Y MÉTODOS

Para nuestro estudio se utilizaron dos derivadores superficiales de bajo costo, contruidos con materiales como tubos de PVC y una draga de forma esférica con tres planos de exposición, manufacturada según diseño de Lucero y Mindiola (2007). Cada uno de los derivadores consta de dos componentes: la parte superior es un recipiente sellado, que contiene en su interior un GPS programado en modo “*track*”, y la parte inferior es una draga, diseñada para moverse de acuerdo con la dirección principal de la corriente (Lucero y Mindiola, 2007). El diseño fue realizado de tal manera que el centro de masa estuviera ubicado bajo la superficie del agua, de tal manera que se estuvieran monitoreando las corrientes entre 0,5 y 1,5 m de profundidad (Figura 2).

## MATERIALS AND METHODS

Two low-cost surface drifters were used for our study, constructed with materials such as PVC containers and a spherical drogue with three planes of exposure, manufactured according to the design of Lucero and Mindiola (2007). Each drifter is made of two components: the upper part is a sealed container, which contains a GPS set to “*track*” mode, and the lower part is the drogue, designed to be dragged by the current (Lucero and Mindiola, 2007). The drifter was designed in such a way that the center of mass was located below the water surface, so that the currents were monitored at a depth of 0.5 to 1.5 m (Figure 2).

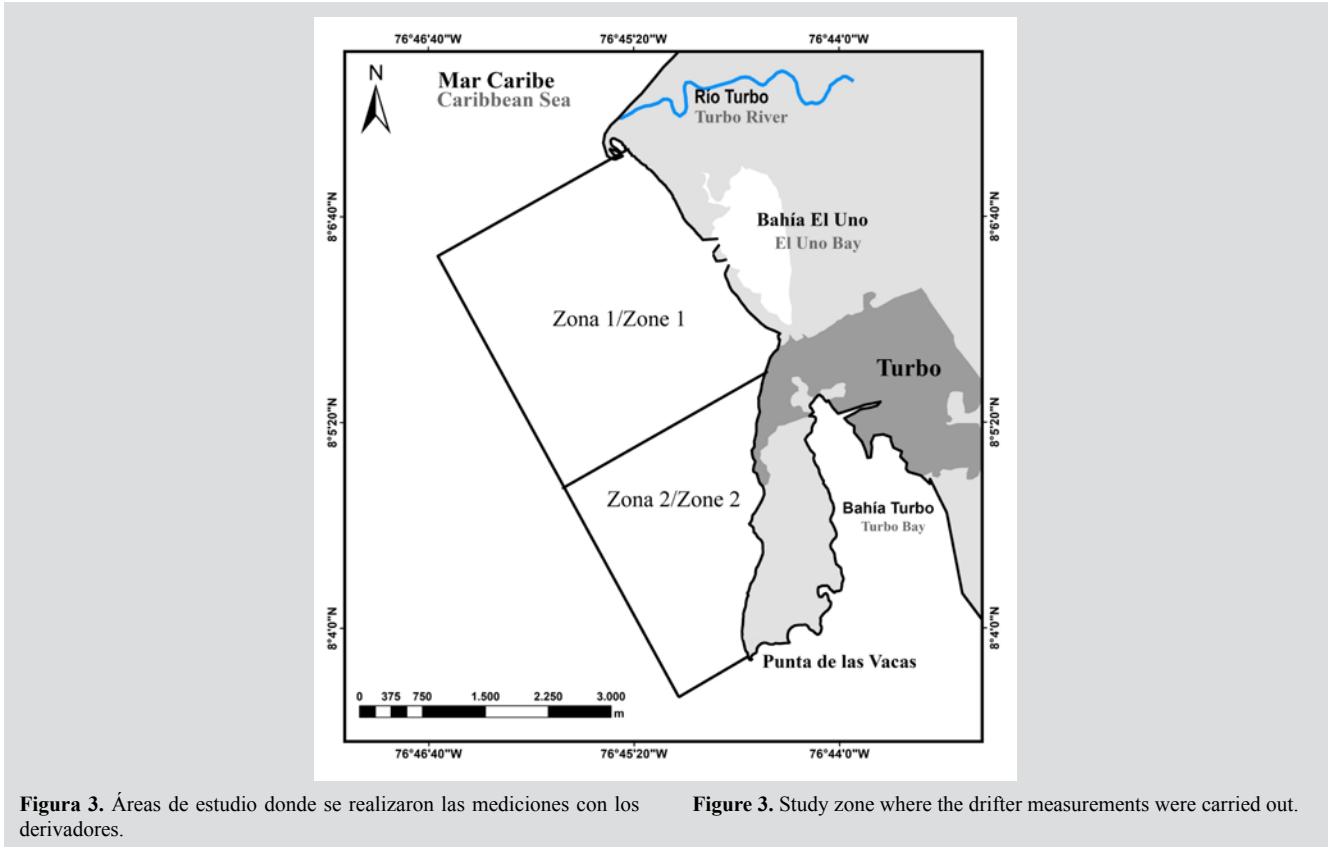


El área de estudio se dividió en dos: la 1, entre la espiga litoral de punta Yarumal y playa Dulce, y la 2 entre playa Dulce y Punta de Las Vacas (Figura 3). Se realizaron cuatro campañas de medición: dos en época de mucha lluvia (12 y 18 de noviembre, 2017) y dos en época de poca lluvia (24 y 31 de enero, 2018). En cada una de ellas se realizaron, en promedio, cuatro lanzamientos de derivadores, distribuidos en las áreas mencionadas, a una distancia de unos 500 m de la costa y en profundidades mayores a 2 m. El tiempo de duración de cada campaña fue de aproximadamente 10 h,

The study area was divided into two zones: zone 1, between the coastal outcrop at Yarumal spit and Playa Dulce, and zone 2, between Playa Dulce and Las Vacas spit (Figure 3). Four rounds of measurements were conducted: two in the rainy season (November 12 and 18, 2017) and two in the dry season (January 24 and 31, 2018). In each experiment, drifters were launched an average of four times, distributed in the aforementioned zones, at a distance of about 500 m from the coast and more than 2 m deep. The duration of each launch was approximately 10 h, so that the drifters could

de forma que los derivadores se pudieran seguir visualmente con luz del día y así alcanzar a cubrir la mayor parte del ciclo de marea. Los datos medidos cada minuto con ayuda del GPS fueron las ubicaciones (latitud y longitud) y tiempos correspondientes (fecha y hora). Con estos datos medidos entre dos puntos, se calculó la magnitud y dirección de la velocidad superficial, y a su vez las componentes zonal y meridional de la velocidad ( $u$ ,  $v$ ).

be followed visually in daylight and thus covered most of the tidal cycle. Every minute the GPS recorded the location (latitude and longitude) and corresponding time (date and time). Using these data recorded between two points, the surface velocity and direction were calculated, as well as the zonal and meridional components of the velocity ( $u$ ,  $v$ ).



**Figura 3.** Áreas de estudio donde se realizaron las mediciones con los derivadores.

**Figure 3.** Study zone where the drifter measurements were carried out.

Con el fin de entender el comportamiento de las corrientes se analizaron datos de viento (magnitud y dirección) y de marea. Los datos de viento corresponden a promedios entre 1 y 6 h de una estación del Centro de Investigaciones Oceanográfica e Hidrográficas (CIOH) localizada en la parte norte del golfo de Urabá (Sapzurro, Chocó). Teniendo en cuenta los resultados sobre la variabilidad espacial del campo de viento en el golfo de Urabá (Toro *et al.*, 2019), a pesar de la distancia entre la estación y el área de estudio, podemos asumir que las características del viento son similares en ambas zonas. Adicionalmente, con el fin de tener en cuenta la variabilidad de la onda de marea y de manera específica, sus estados (sicigia y cuadratura) y momentos diurnos (creciente, vaciante, pleamar o bajamar), se utilizaron los valores del pronóstico

Wind (strength and direction) and tidal data were analyzed in order to understand the behavior of the currents. The wind data are 1 to 6 h averages recorded at the Centro de Investigaciones Oceanográfica e Hidrográficas (CIOH) station, located in the northern end of the Gulf of Urabá (Sapzurro, Chocó). Taking into account results that show the spatial variability of the Gulf of Urabá's wind field (Toro *et al.*, 2019), in spite of the distance between the station and the study area, we may assume that both areas share similar wind conditions. Forecast values from the Sapzurro tide gauge (CIOH, 2017) were also used to assess the variability of the tide and specifically, its range (spring or neap) and diurnal phases (rising, ebb, high tide or low tide) (Table 1). All the surveys were conducted with low-wave conditions,

del mareógrafo de Sapzurro (CIOH, 2017) (Tabla 1). Todas las campañas se realizaron en condiciones de oleaje leve, con la altura de ola incrementándose ligeramente durante las campañas de las épocas de poca lluvia debido a la persistencia de los vientos alisios provenientes del norte (Tabla 1).

with wave height increasing slightly during the low rainfall season surveys due to the steady trade winds from the north (Table 1).

**Tabla 1.** Resumen de mediciones en campo.

**Table 1.** Summary of field measurements.

Medición de campo / Field measurement	Época climática / Climatic season	Estado de la marea (carrera de marea) / Tidal state	Momento de la marea (hora de inicio y final del lanzamiento) / Tidal momento (start and end time of launch)	Condición de viento / Wind condition	
				Dir	Vel. (m/s)
1 (12 Nov 2017)	Mucha lluvia / Rainy	Sicigia / Spring (0.30 m)	Vacante / Ebb (7:00) – Creciente / Rising (16:30)	N	1 - 2
2 (18 Nov 2017)	Mucha lluvia / Rainy	Cuadratura / Neap (0.15 m)	Bajamar / Low tide (6:00) – Bajamar / Low tide (17:10)	N	1 - 2
3 (24 Enero 2018)	Poca lluvia / Dry	Cuadratura / Neap (0.13 m)	Creciente / Rising (7:00) – Vacante / Ebb (16:00)	SSE	2 - 4
4 (31 Enero 2018)	Poca lluvia / Dry	Sicigia / (0.30 m)	Creciente / Rising (7:00) – Vacante / Ebb (16:00)	SSE	2 - 4

## RESULTADOS

Las trayectorias de los derivadores superficiales durante las cuatro campañas se muestran en las Figuras 4, 6, 8 y 10. La trayectoria de cada derivador está identificada con un número y un color que corresponde a los diferentes lanzamientos. En las Figuras 5, 7, 9 y 11 se presentan los datos de viento (rosas de viento y series temporales vectoriales), elevación del nivel medio del mar y valores de las componentes ( $u$ ,  $v$ ) y magnitud de la corriente. A continuación, se analizan por separado las observaciones para las épocas de mucha y de poca lluvia.

Durante la época de mucha lluvia se realizaron dos campañas de medición (12 y 18 de noviembre, 2017) (Figuras 4 y 6). En este periodo el comportamiento del viento fue similar, con vientos débiles hacia el noroccidente a primera hora de la mañana y última hora de la tarde y más intensos hacia el suroriente durante el resto del día, alcanzando 4 m/s durante las horas del mediodía (Figuras 5A y 7A).

En la primera campaña (12 de noviembre) las condiciones de marea corresponden a la época de sicigia con una carrera de marea de aproximadamente 0,30 m (Figura 5C). Se realizaron un total de cuatro lanzamientos. En horas de la mañana se efectuaron los lanzamientos L1 y L2 (Figura 4). En estos casos las trayectorias de los dos derivadores presentaron direcciones contrarias (hacia el sur y norte, respectivamente). El lanzamiento L1 se realizó

## RESULTS

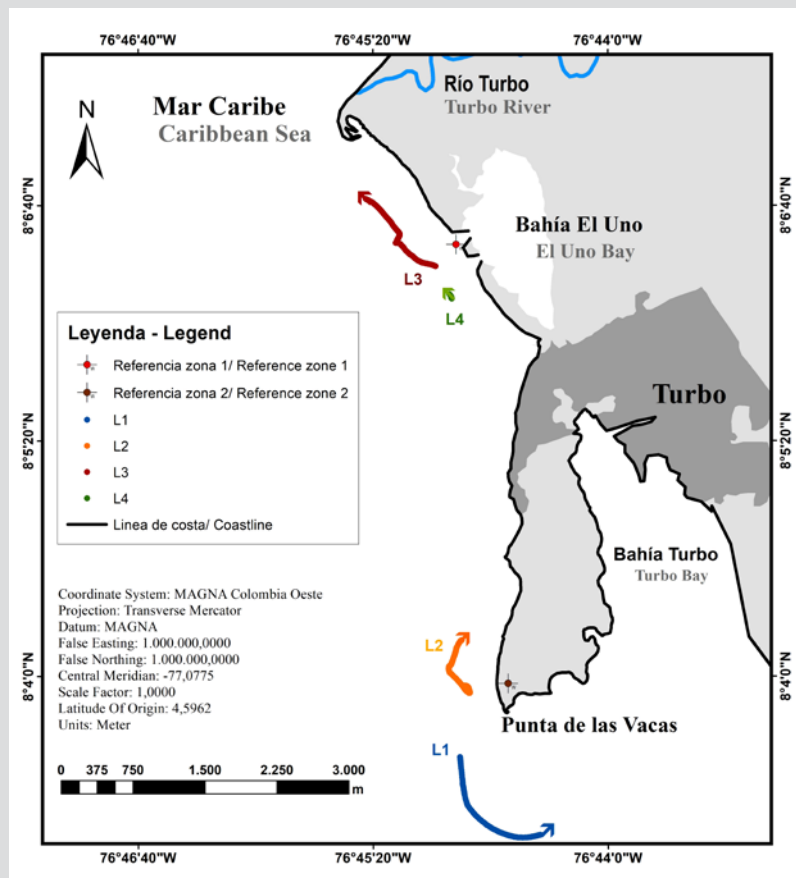
The paths taken by the surface drifters in each of the four rounds are shown in Figures 4, 6, 8 and 10. The path of each drifter is identified with a number and a color corresponding to the different launches. Wind data (wind roses and vector time series), mean sea level rise and water velocity component values ( $u$ ,  $v$ ) and magnitude is presented in Figures 5, 7, 9 and 11. The observations for high and low rainfall periods will be analyzed separately below.

Two measurement rounds were conducted during the rainy season (November 12 and 18, 2017) (Figures 4 and 6). Wind conditions were similar over the whole period, with low winds to the northwest in the early morning and late afternoon and higher winds to the southeast during the rest of the day, reaching 4 m/s around midday (Figures 5A and 7A).

The first round of measurements (November 12) took place during spring tide, with a tidal range of approximately 0.30 m (Figure 5B). A total of four launches were carried out. In the morning, drifters L1 and L2 were launched (Figure 4). The two drifters moved in opposite directions (to the south and north, respectively). L1 was released just before high tide, with conditions of weak winds (1.75 m/s) towards the northwest (Figure 5B). The direction of the current was southeast, towards the interior of Turbo bay, with an average speed of 0.3 m/s (Figures 5D and 5E).

justo antes de la pleamar, con condiciones de viento débil (1,75 m/s) hacia el noroccidente (Figura 5B). En este caso la dirección de la corriente fue suroriente, hacia el interior de bahía Turbo, con una velocidad promedio de 0,3 m/s (Figura 5D y 5E). El segundo lanzamiento (L2) tuvo lugar durante un periodo de vaciante con vientos intensos (3 m/s) y dirigidos hacia el suroriente (Figura 5B). En este caso la corriente se dirigió hacia el norte, con velocidades entre 0,05 y 0,10 m/s (Figura 5D y 5E).

The second release (L2) took place while the tide was going out during a period of strong winds (3 m/s) blowing to the southeast (Figure 5B). In this case, the direction of current was to the north, with velocities between 0.05 and 0.10 m/s (Figures 5D and 5E).

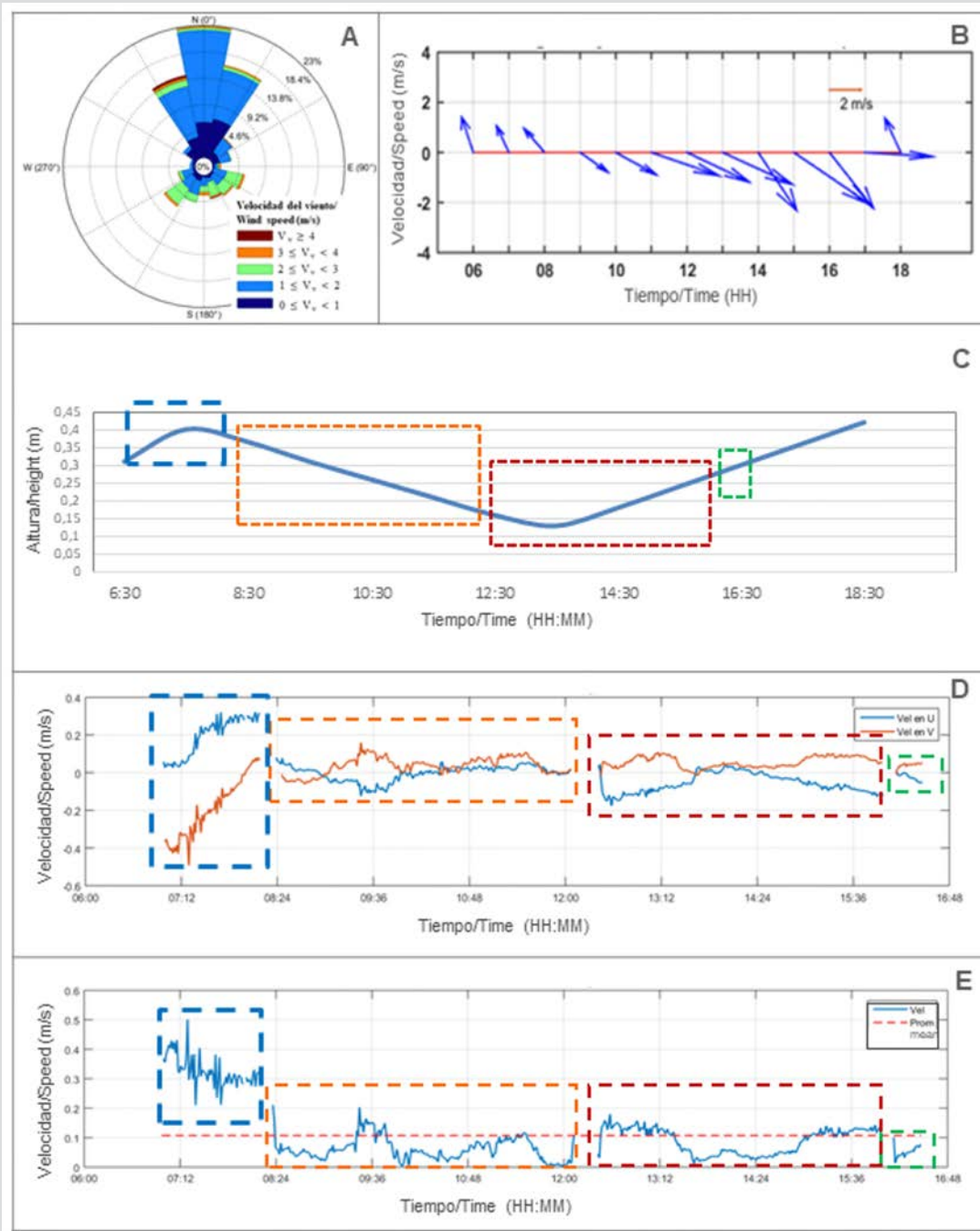


**Figura 4.** Campaña 1: 12 de noviembre de 2017, época de mucha lluvia. Trayectorias de los cuatro lanzamientos de derivadores: L1, L2, L3 y L4.

**Figure 4.** Round 1: November 12, 2017, rainy season. Paths for the four drifter launches: L1, L2, L3 and L4.

El 12 de noviembre en horas de la tarde se realizaron los lanzamientos L3 y L4 (Figura 4). Para estos dos lanzamientos la dirección del viento era hacia el suroriente con una magnitud promedio de 4 m/s (Figura 5B). El lanzamiento L3 estuvo cerca de bajamar (Figura 5C), observándose una corriente hacia el noroccidente con velocidades entre 0,3 y 0,4 m/s (Figura 5D y E). En el caso de L4, realizado durante marea creciente (Figura 5C), la corriente nuevamente fue hacia el norte con magnitudes menores a L3 entre 0,05 y 0,10 m/s (Figura 5D y E).

Drifters L3 and L4 were launched on November 12 in the afternoon (Figure 4). For these two launches the wind direction was to the southeast with an average speed of 4 m/s (Figure 5B). Launch L3 was near low tide (Figure 5C), and showed a northwesterly current with velocities of between 0.3 and 0.4 m/s (Figure 5D and E). In the case of L4, released during a rising tide (Figure 5C), the current was again northward but weaker than L3 with speeds between 0.05 and 0.10 m/s (Figure 5D and E).



**Figura 5.** Campaña 1: 12 de noviembre de 2017, época de mucha lluvia. Medidas *in situ* de la magnitud y dirección del viento: (A) rosa de viento y (B) serie vectorial del viento. (C) Nivel de la marea. (D) Componentes zonal y meridional de la corriente. (E) Magnitud de la corriente. Los colores de los recuadros en (C), (D) y (E) coinciden con los de las trayectorias en la Figura 4.

**Figure 5.** Round 1: November 12, 2017, rainy season. *In situ* measurements of the wind speed and direction: (A) wind rose and (B) wind vector series. (C) Tide level. (D) Zonal and meridional current components. (E) Current magnitude. The box colors in (C), (D) and (E) match those of the paths in Figure 4.

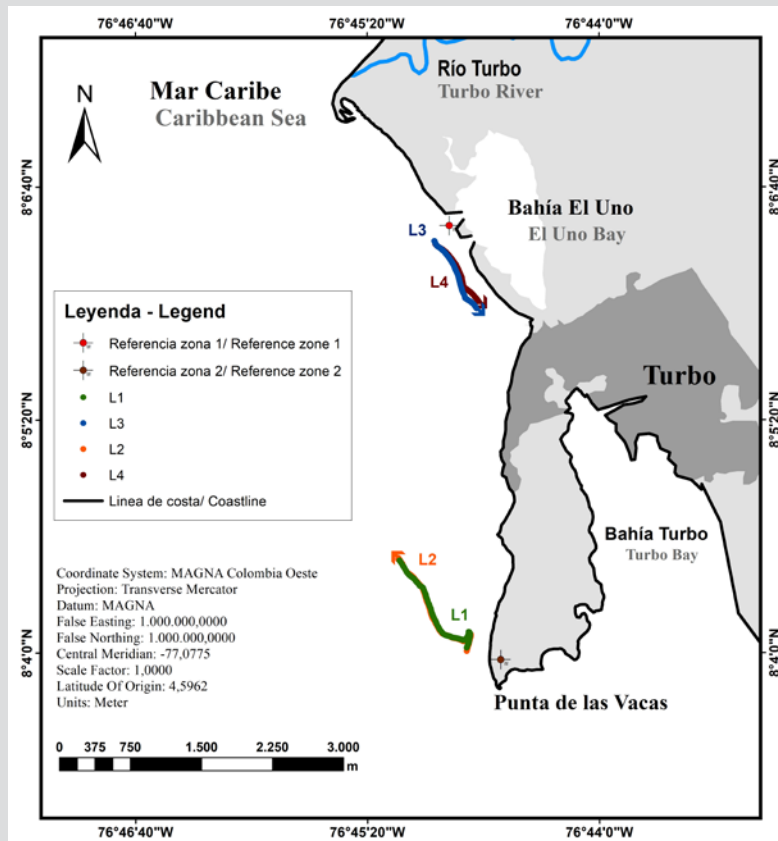
La segunda campaña se hizo el 18 de noviembre de 2017, con un total de cuatro lanzamientos (Figura 6). En esta campaña la marea se encontraba en cuadratura, con una carrera de marea de aproximadamente 0,15 m (Figura 7C). En las horas de la mañana, los lanzamientos L1 y L2

The second round was carried out on November 18, 2017, with a total of four launches (Figure 6). During this round there was a neap tide, with a tidal range of approximately 0.15 m (Figure 7C). L1 and L2 were launched in the morning with the drifters starting around



se realizaron con los derivadores separados apenas unos 100 m. En el momento del lanzamiento la marea era llenante y el viento con dirección variable (hacia el nororiente, migrando hacia el occidente hasta alcanzar dirección hacia el suroriente) y magnitud promedio de 1,75 m/s (Figura 7B). Ambos derivadores siguieron una trayectoria muy similar durante aproximadamente 5 h. Inicialmente la dirección de la corriente fue hacia occidente con magnitudes  $< 0,05$  m/s. Luego la magnitud incremento hasta 0,15 m/s en dirección noroccidente (Figuras 7D y 7E). Es de notar que este incremento en la magnitud de la velocidad coincidió con un aumento de los vientos del noroccidente, es decir la corriente viajó en dirección opuesta a los vientos (Figura 7).

only 100 m apart. At the time of the launch, the tide was high and the wind direction varied (to the northeast, shifting to the west until it reached a southeasterly direction) with an average speed of 1.75 m/s (Figure 7B). Both drifters followed a very similar path for approximately 5 h. Initially the direction of the current was westward with magnitudes  $< 0.05$  m/s. Then the magnitude increased to 0.15 m/s in a northwesterly direction (Figures 7D and 7E). It is important to note that this increase in velocity coincided with an increase in the speed of northwesterly winds, *i.e.*, the current flowed in the opposite direction to the wind (Figure 7).



**Figura 6.** Campaña 2: 18 de noviembre de 2017, época de mucha lluvia. Trayectorias de los cuatro lanzamientos de derivadores: L1, L2, L3 y L4.

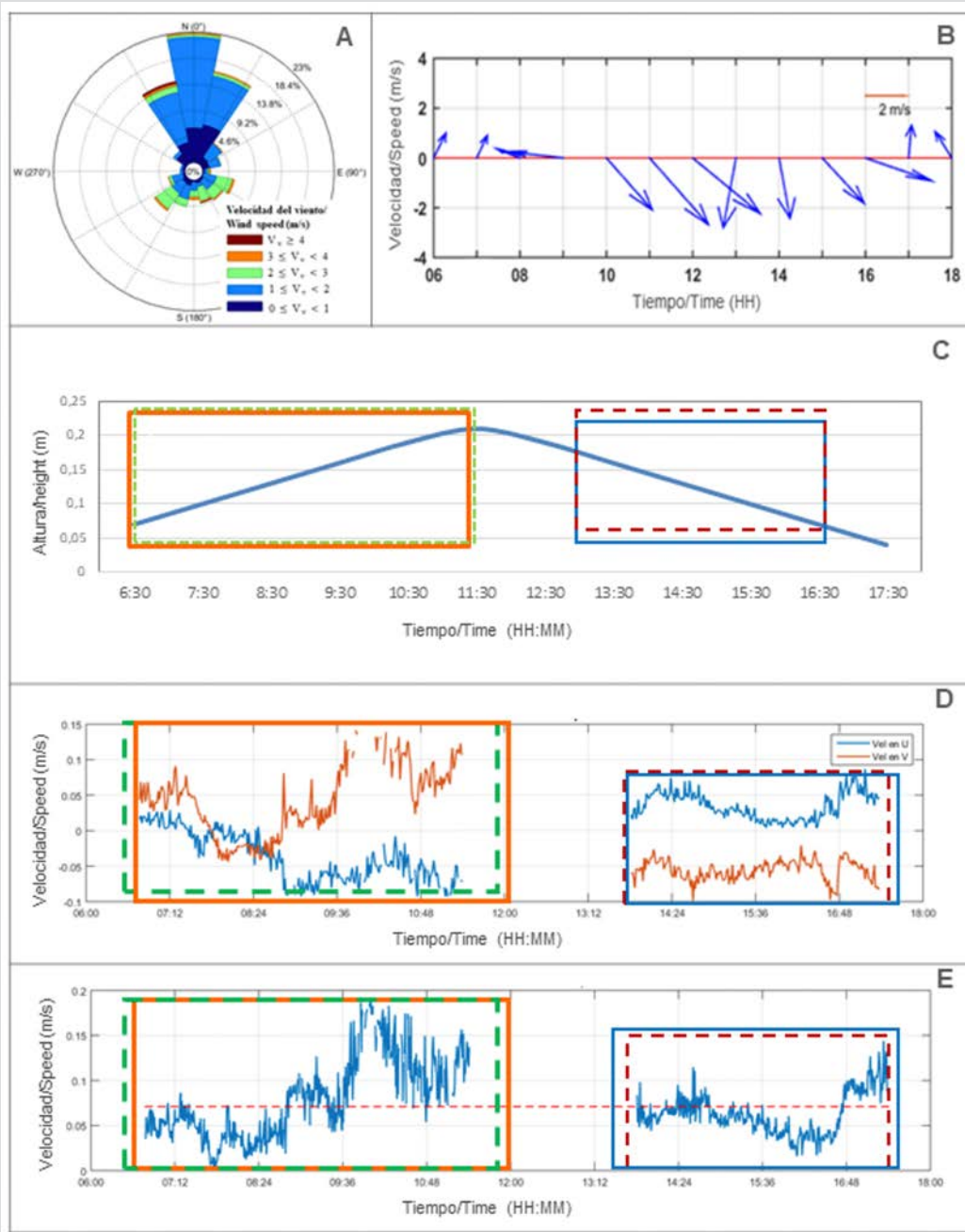
**Figure 6.** Round 2: November 18, 2017, rainy season. Paths for the four drifter launches: L1, L2, L3 and L4.

El 18 de noviembre en las horas de la tarde se realizaron los lanzamientos L3 y L4, de nuevo con los derivadores en posiciones cercanas. En este caso la marea se encontraba bajando y la dirección del viento era hacia el suroriente con una magnitud promedio de 2,5 m/s (Figura 7B). Nuevamente, los derivadores mantuvieron un recorrido similar, cercano a la línea de costa. En este caso las corrientes

L3 and L4 were launched in the afternoon on November 18, again with the drifters starting close together. At this time, the tide was going out and the wind direction was to the southeast with an average speed of 2.5 m/s (Figure 7B). Again, the drifters kept to a similar path, close to the coastline. They showed that the currents were to the southeast, with a velocity that initially decreased from 0.07

asociadas fueron hacia el suroriente, con una velocidad que inicialmente disminuyó de 0,07 a 0,03 m/s y se incrementó hacia el final del periodo, alcanzando 0,15 m/s (Figuras 7D y 7E). En este caso la corriente estaba en la misma dirección del viento; sin embargo, la corriente aumentó su magnitud precisamente cuando el viento se debilitó (Figura 7).

to 0.03 m/s and increased towards the end of the period, reaching 0.15 m/s (Figures 7D and 7E). The current flowed in the same direction as the wind, however, the current increased in magnitude precisely when the wind weakened (Figure 7).

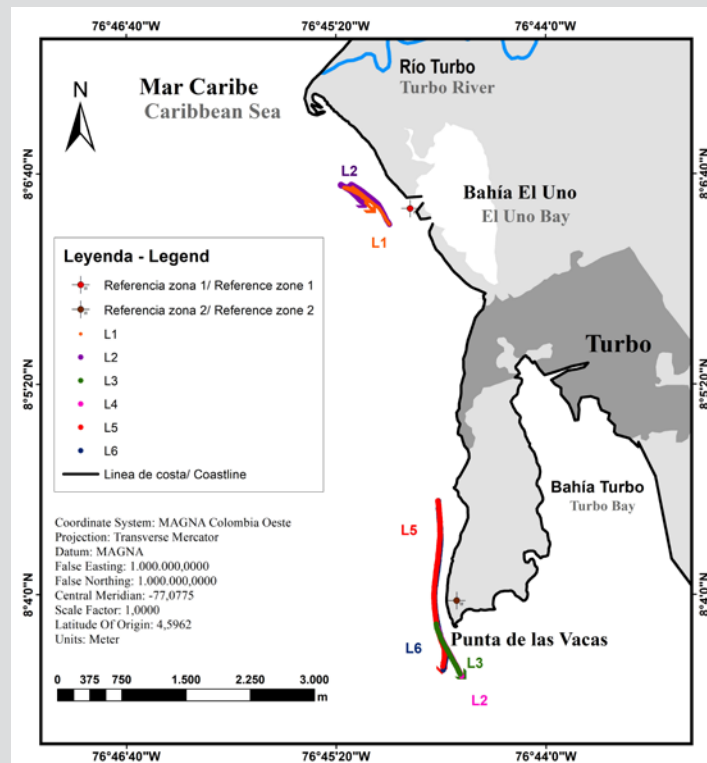


**Figura 7.** Campaña 2: 18 de noviembre de 2017, época de mucha lluvia. Medidas *in situ* de la magnitud y dirección del viento: (A) rosa de viento y (B) serie vectorial del viento. (C) Nivel de la marea. (D) Componente zonal y meridional de la corriente. (E) Magnitud de la corriente. Los colores de los recuadros en (C), (D) y (E) coinciden con los de las trayectorias en la Figura 6.

**Figure 7.** Round 2: November 18, 2017, rainy season. *In situ* measurements of the wind speed and direction: (A) wind rose and (B) wind vector series. (C) Tide level. (D) Zonal and meridional current components. (E) Current magnitude. The box colors in (C), (D) and (E) match those of the paths in Figure 6.

En la época de poca lluvia se realizaron las otras dos campañas (24 y 31 de enero de 2018, respectivamente) (Figuras 8 y 10). En ambos casos el comportamiento del viento fue similar, con una componente predominante hacia el sur y magnitudes entre 2 y 4 m/s (Figuras 9A y 11A).

The other two rounds were carried out during the dry season (January 24 and 31, 2018, respectively) (Figures 8 and 10). The wind behavior was similar for both launches, with a predominant southerly component and speeds between 2 and 4 m/s (Figures 9A and 11A).



**Figura 8.** Campaña 3: 24 de enero de 2018, época de poca lluvia. Trayectorias de los seis lanzamientos de derivadores: L1, L2, L3, L4, L5 y L6.

**Figure 8.** Round 3: January 24, 2018, dry season. Paths for the six drifter launches: L1, L2, L3, L4, L5 and L6.

Durante la tercera campaña la condición de marea era de tipo cuadratura, con una carrera de marea de 0,13 m (Figura 9C). En las horas de la mañana, se lanzaron los derivadores L1 y L2 en posiciones cercanas (< 100 m de separación). En este caso la marea estaba en vaciante y el viento tenía una dirección predominante hacia el sur y magnitud promedio de 4 m/s (Figuras 9 B y C). Los derivadores trazaron una trayectoria similar durante 5 h. Las corrientes asociadas inicialmente fueron hacia el noroccidente (0,1 m/s) y luego súbitamente cambiaron de dirección y se dirigieron hacia el suroriente (0,05 m/s) (Figuras 9D y 9E).

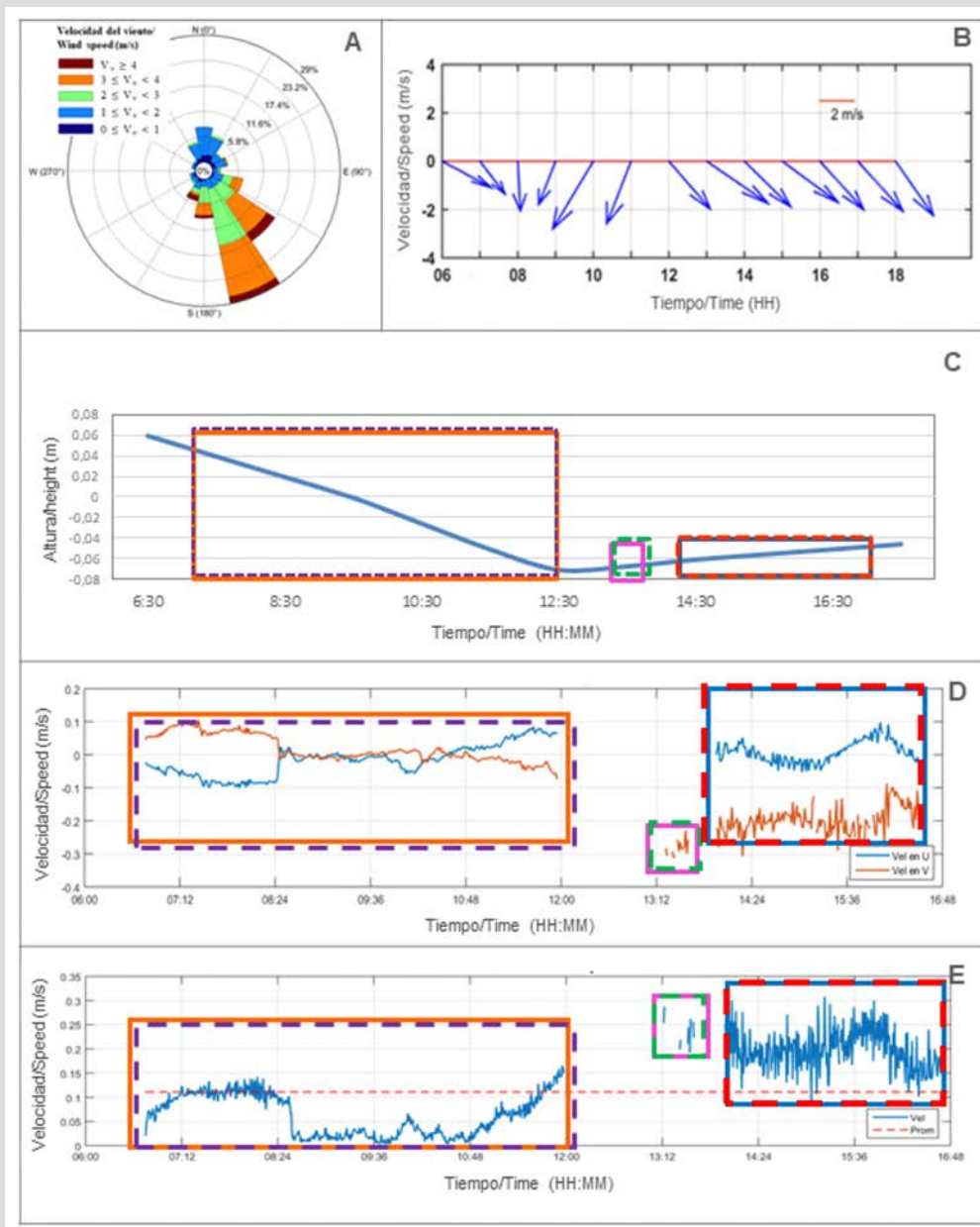
Durante la campaña 3, en horas de la tarde, se hicieron los lanzamientos de los derivadores L3 a L6. En este caso la marea estaba cercana a la bajamar y el viento mantenía una dirección predominante hacia el suroriente,

The third round took place during a neap tide, with a tidal range of 0.13 m (Figure 9C). The L1 and L2 drifters were launched in the morning at positions close to each other (< 100 m apart). In this case the tide was going out and the wind had a predominant southerly direction and average speed of 4 m/s (Figures 9B and 9C). The drifters followed similar paths for 5 h. The currents were initially to the northwest (0.1 m/s) and then suddenly changed direction to the southeast (0.05 m/s) (Figures 9D and 9E).

Round 3 took place during the afternoon, when drifters L3 to L6 were launched. It was close to low tide and the wind kept to a predominant southeasterly direction, with an average speed of 3.75 m/s. After the L3 and L4 drifters were launched, they were pulled to the southeast and quickly left the study area. For this reason, L5 and L6 were launched further to the north during high tide, although it

con una magnitud promedio de 3,75 m/s. Inicialmente se lanzaron los derivadores L3 y L4, que se desplazaron hacia el suroriente saliéndose rápidamente del área de estudio. Por tal motivo se realizaron los lanzamientos L5 y L6 desde una posición más al norte ya durante la marea llenante, aunque fue de mínima amplitud (3 cm) (Figura 9C). En este caso la corriente tomo una dirección hacia el sur con un valor promedio de 0,2 m/s (Figuras 8 y 9D).

was at minimum amplitude (3 cm) (Figure 9C). For these launches the current flowed in a southerly direction with an average speed of 0.2 m/s (Figures 8 and 9D).

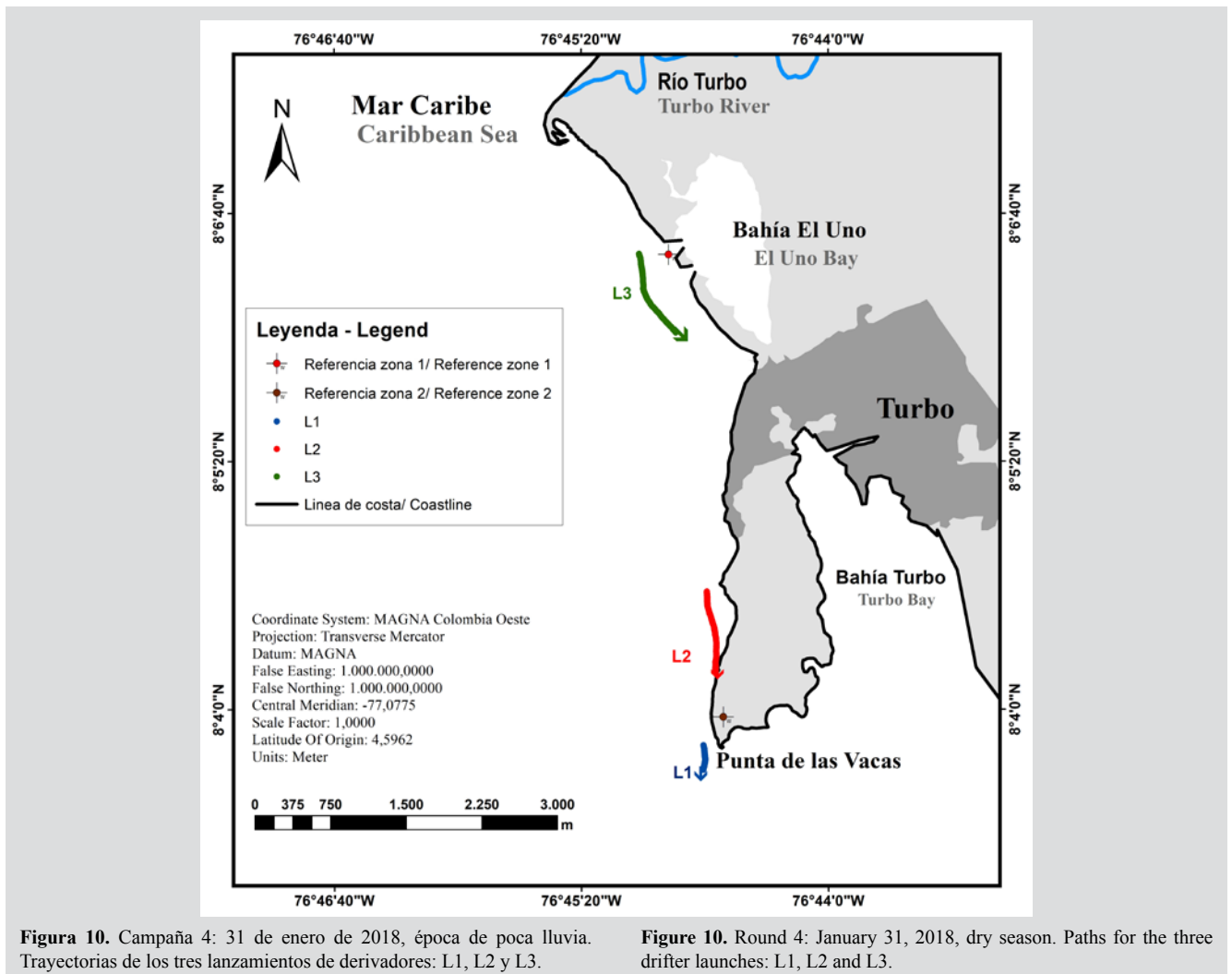


**Figura 9.** Campaña 3: 24 de enero de 2018, época de poca lluvia. Medidas *in situ* de la magnitud y dirección del viento: (A) rosa de viento y (B) serie vectorial del viento. (C) Nivel de la marea. (D) Componente zonal y meridional de la corriente. (E) Magnitud de la corriente. Los colores de los recuadros en (C), (D) y (E) coinciden con los de las trayectorias mostradas en la Figura 8.

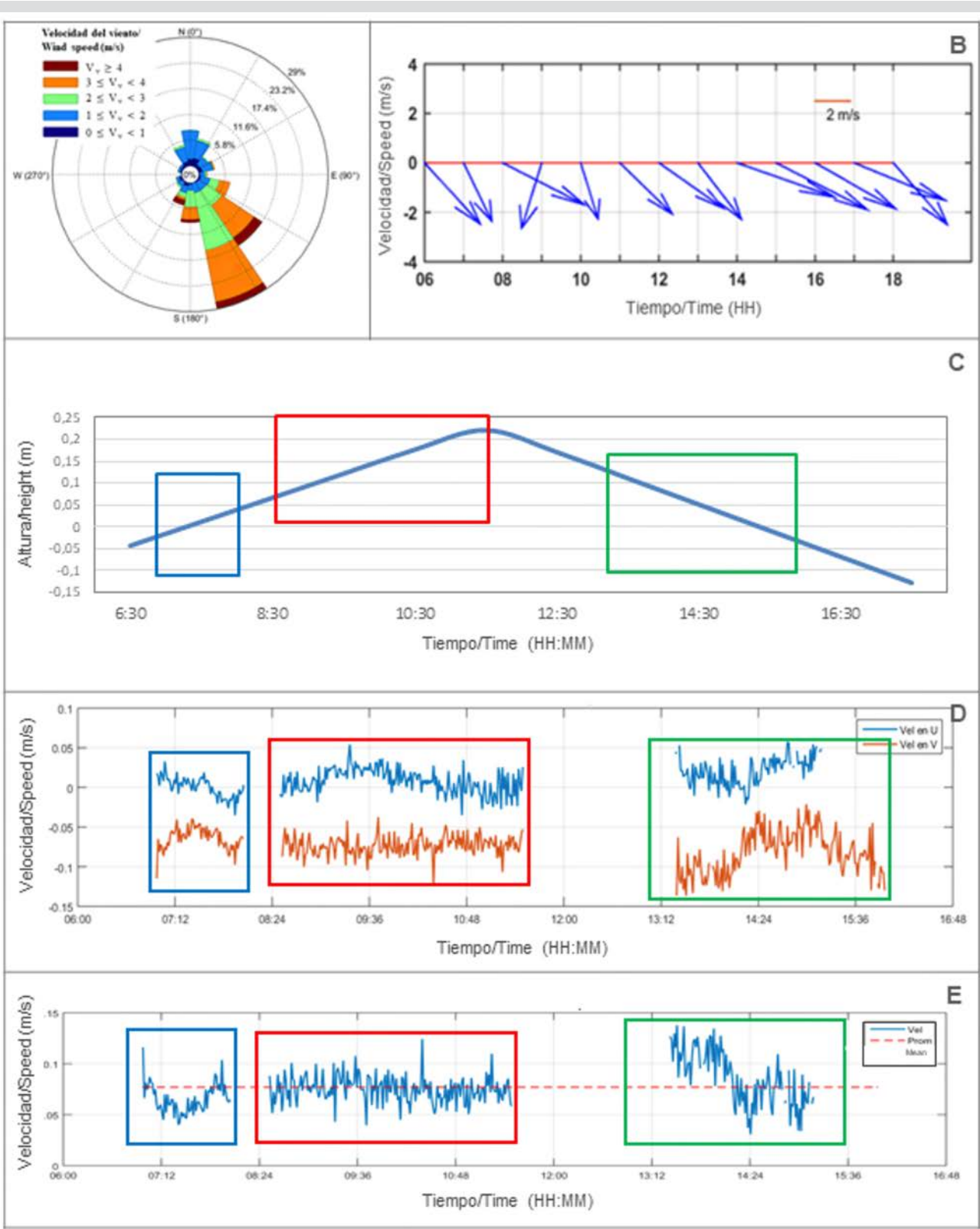
**Figure 9.** Round 3: January 24, 2018, dry season. *In situ* measurements of wind speed and direction: (A) wind rose and (B) wind vector series. (C) Tide level. (D) Zonal and meridional current components. (E) Current magnitude. The box colors in (C), (D) and (E) match those of the paths in Figure 8.

Finalmente, la cuarta campaña (31 de enero, 2018) fue realizada durante una época de sicigia, con una carrera de marea de aproximadamente 0,3 m (Figura 11C). En las horas de la mañana, el primer lanzamiento (L1) se realizó con la marea creciente (Figura 11C) y con viento proveniente de noroccidente y una magnitud promedio de 4,25 m/s (Figura 11B). El derivador viajó en dirección sur saliéndose rápidamente del área de estudio, por lo cual se hizo un segundo lanzamiento (L2) que tomó la misma dirección, acercándose a la línea de costa. En ambos casos las corrientes asociadas a los derivadores presentaron valores bajos entre 0,06 y 0,09 m/s (Figuras 11D y 11E). En las horas de la tarde, solo se realizó un lanzamiento (L3), con la marea vaciante (Figura 11C) y con viento en dirección hacia el suroriente con magnitud promedio de 5,5 m/s. En este caso la corriente mostró una dirección hacia el suroriente, con una magnitud que disminuyó de 0,12 a 0,04 m/s (Figura 11E).

Finally, the fourth round (January 31, 2018) was carried out during a spring tide, with a tidal range of approximately 0.3 m (Figure 11C). The first drifter (L1) was launched in the morning on a rising tide (Figure 11C) and with northwesterly winds with an average speed of 4.25 m/s (Figure 11B). The drifter traveled in a southerly direction and quickly left the study area, so a second drifter (L2) was launched which was pulled in the same direction, approaching the coastline. Both drifters recorded currents of low magnitude; between 0.06 and 0.09 m/s (Figures 11D and 11E). In the afternoon, only one drifter (L3) was launched, with the tide going out (Figure 11C) and with wind direction towards the southeast with an average speed of 5.5 m/s. In this case the current flowed in a southeasterly direction, with speed that decreased from 0.12 to 0.04 m/s (Figure 11E).







**Figura 11.** Campaña 4: 31 de enero de 2018, época de poca lluvia. Medidas *in situ* de la magnitud y dirección del viento: (A) rosa de viento y (B) serie vectorial del viento. (C) Nivel de la marea. (D) Componente zonal y meridional de la corriente. (E) Magnitud de la corriente. Los colores de los recuadros en (C), (D) y (E) coinciden con los de las trayectorias mostradas en la Figura 10.

**Figure 11.** Round 4: January 31, 2018, dry season. *In situ* measurements of the wind speed and direction: (A) wind rose and (B) wind vector series. (C) Tide level. (D) Zonal and meridional current components. (E) Current magnitude. The box colors in (C), (D) and (E) match those of the paths in Figure 10.

## DISCUSIÓN

Las campañas realizadas han tenido como objetivo el análisis del patrón de corrientes costeras en función de la variación de la onda marea y del viento. El área de estudio, localizada en el margen suroriental del golfo de Urabá, a lo largo de unos 6 km de costa entre punta Yarumal y Punta de Las Vacas, se dividió en dos sectores. En cada uno de estos se lanzaron dos derivadores superficiales en las dos épocas climáticas del año, de poca lluvia (seca) y de mucha lluvia (húmeda), y las trayectorias fueron analizadas conjuntamente con los vientos superficiales y el ciclo de marea con el fin de determinar los procesos y patrones dominantes de circulación superficial.

El comportamiento de la corriente de marea en el golfo de Urabá, como cuerpo semicerrado de agua, es consistente con el de una onda estacionaria. La onda de marea incidente y reflejada se combinan de modo que la velocidad se hace cero en la cabeza del golfo (antinodo) y máxima a cierta distancia de la cabeza, donde se localizaría la amplitud mínima de la marea (nodo). Para un golfo rectangular de profundidad constante  $H$  esta distancia viene dada por  $T(gH)^{1/4}$ , donde  $T$  es el periodo de la marea (Proudman, 1953; Godin, 1993). En el caso de la componente semidiurna dominante (M2), y considerando profundidades entre 20 y 40 m, esto corresponde a una distancia de entre 158 y 224 km. Estas distancias son mayores que la longitud del golfo de Urabá, por lo que cabe esperar que no hay ningún nodo dentro del golfo y que la marea oscilará aproximadamente en fase dentro de todo el golfo (si se ignoran los efectos de rotación y fricción, y se supone que la velocidad de propagación de la onda no está limitada por la profundidad del agua del golfo).

Durante las campañas 1 y 3, el patrón de la corriente es coherente con el ciclo de marea en el que se hicieron las mediciones. En la campaña 1, con marea creciente, la corriente asociada al lanzamiento L1 fue hacia el sur, es decir siguiendo la dirección del agua que entra al golfo e incluso a la bahía Turbo. Durante la campaña 3, con marea en llenante, la corriente asociada a los lanzamientos L3, L4, L5 y L6 fueron hacia el sur, correspondiente al agua que entra al golfo. Sin embargo, se aprecia que las corrientes observadas ocurren con un desfase temporal con respecto a las corrientes esperadas para una onda de marea estacionaria, ya que las velocidades mínimas (cerca de pleamar y bajamar) y las máximas (en llenante y vaciante) ocurren más tarde de lo esperado.

## DISCUSSION

The rounds of measurements were carried out to analyze the pattern of coastal currents in relation to the variation of the tide and the wind. The study area, located on the southeastern shore of the Gulf of Urabá, along about 6 km of coastline between Yarumal spit and Las Vacas spit, was divided into two sectors. In each of these, two surface drifters were launched in both seasons of the year, low rainfall (dry) and high rainfall (wet), and the paths they took were analyzed together with the surface winds and the tidal cycle in order to determine the dominant surface circulation processes and patterns.

The way that the tidal current behaves in the Gulf of Urabá, being a semi-enclosed body of water, is consistent with that of a standing wave. The incident and reflected tidal wave combine, so that the standing wave has zero amplitude at the head of the Gulf (antinode) and maximum amplitude at a certain distance from the head, where the minimum tidal amplitude (node) would be located. For a rectangular gulf of constant depth  $H$  this distance is given by  $T(gH)^{1/4}$ , where  $T$  is the tidal period (Proudman, 1953; Godin, 1993). In the case of the dominant semidiurnal component (M2), and considering water depths between 20 and 40 m, this corresponds to lengths between 158 and 224 km. These distances are greater than the length of the Gulf of Urabá, so it can be expected that the node does not lie within the Gulf and that the tide will oscillate approximately in phase within the entire Gulf (if rotation and friction effects are ignored, and it is assumed that the wave propagation velocity is not limited by the depth of water in the Gulf).

During rounds 1 and 3, the current pattern is consistent with the tidal cycle in which the measurements were made. In round 1, when the tide was rising, the current pulled the L1 drifter southward, *i.e.*, it followed the direction of the water entering the Gulf and even Turbo bay itself. During round 3, at high tide, the L3, L4, L5 and L6 drifters were pulled southward by the current, in the same direction as the water entering the Gulf. However, these observed currents lag behind the current expected for a standing tidal wave, as the minimum velocities (near high and low tide) and maximum velocities (at full and neap tide) occur later than expected.

The time lag of the currents behind the predicted tide can be explained by the distance between the study area and the location of the tide gauge (Sapzurro), which

El desfase temporal de las corrientes con respecto a la marea predicha puede explicarse debido a la distancia que hay entre el área de estudio y la ubicación del mareógrafo (Sapzurro), el cual se encuentra aproximadamente a 90 km de distancia del área de estudio. Ignorando todos los factores locales (geometría del golfo, fricción del fondo, descarga de los ríos), podemos suponer que la velocidad de propagación de la fase de la marea en aguas someras viene dada por  $V(gH)^{1/2}$ , donde  $g$  es la aceleración de la gravedad y  $H$  es la profundidad del agua. Por tanto, en profundidades entre 15 y 25 m la fase de la onda de marea tarda aproximadamente 2 h en propagarse entre Sapzurro y Turbo. Este desfase también fue registrado por Higueta y Quintana (2020), pudiendo ser acentuado por la batimetría y forma irregular del golfo de Urabá.

En cuanto a la influencia del viento, las corrientes durante las campañas 2 y 4 no tienen una aparente relación con la onda de marea, pero sí con la dirección del viento. En la campaña 2, correspondiente a la época de mucha lluvia y vientos alisios más débiles, el patrón de corrientes parece guardar cierta correlación con la variabilidad diurna de los vientos, en particular con las corrientes frente a Punta de Las Vacas (hacia occidente) y frente a la bahía El Uno (hacia el sur). En la campaña 4, en época de poca lluvia, se presentaron vientos intensos del noroccidente durante todo el día y las corrientes se dirigieron hacia el sur. Este comportamiento es coherente con la fase de la marea durante los dos primeros lanzamientos, pero no durante el tercero, realizado frente a la bahía El Uno. Estos resultados apuntan a la importancia de los vientos como factores generadores de la corriente (Toro *et al.*, 2019).

A pesar de que en época de poca lluvia la magnitud del viento fue mayor que durante la de mucha lluvia, la magnitud de las corrientes fue similar o incluso menor. Esto es probablemente debido a que la marea y el viento tuvieron efectos opuestos. Además, cabe destacar que el efecto del viento puede ser directo, debido al arrastre de los vientos, o indirecto, asociado a la marea meteorológica. La respuesta directa corresponde al arrastre del viento sobre las capas más superficiales de la columna de agua, un efecto que varía con la profundidad. En tanto este estudio utilizó derivadores superficiales (entre 0,5 y 1,5 m de profundidad), el viento fundamentalmente los arrastra en su misma dirección (en el hemisferio norte, se ha observado experimentalmente y en el laboratorio una desviación hacia la derecha de unos  $10^\circ$ , ver por ejemplo Wu, 1983).

Por otro lado, cerca de la costa, los vientos muestran una oscilación diurna asociada a las brisas mar-

is approximately 90 km. Ignoring all local factors (gulf geometry, bottom friction, river outflow), we can assume that the propagation velocity of the tidal phase propagation in shallow water is given by  $V(gH)^{1/2}$ , where  $g$  is the acceleration of gravity and  $H$  is the water depth. Therefore, at depths between 15 and 25 m the tidal wave phase takes approximately 2 h to propagate between Sapzurro and Turbo. This lag was also recorded by Higueta and Quintana (2020), and may be exacerbated by the bathymetry and irregular shape of the Gulf of Urabá.

With respect to the effect of winds, the currents recorded during rounds 2 and 4 have no apparent relationship with the tidal wave, but are related to wind direction. In round 2, carried out in the rainy season with weak trade winds, the pattern of currents seems to be correlated with the diurnal variability of the winds, particularly with the currents off Las Vacas spit (to the west) and off El Uno bay (to the south). In round 4, during the dry season, there were strong northwesterly winds throughout the day and the currents flowed to the south. This motion is consistent with the tidal phase during the first two launches, but not during the third, off El Uno bay. These results point to the importance of winds in driving the currents (Toro *et al.*, 2019).

Although the wind speed was higher during the dry season than during the rainy season, the magnitude of the currents was similar or even lower. This is probably because the tide and wind had opposite effects. It should also be noted that the effect of wind can be direct, due to wind drag, or indirect, associated with the meteorological tide. The direct response corresponds to wind drag on the shallowest layers of the water column, an effect that varies with depth. Since this study used shallow drifters (between 0.5 and 1.5 m depth), they are dragged in essentially the same direction as the wind (in the northern hemisphere, a rightward drift of about  $10^\circ$  has been observed experimentally and in the laboratory, see for example, Wu, 1983).

Meanwhile, near the coast, there are wind diurnal oscillations associated with sea-land breezes, directed offshore (towards the center of the Gulf, almost perpendicular to the coastline) during the night and onshore during the day, as shown by Arroyo (2019) in his hodograms for the Urabá region. This oscillation is very clear in the rainy season, while the trade winds are weak, and is less evident in the dry season, when the trade winds intensify (Figures 3, 5, 7 and 9). Therefore, in the

tierra, que se dirigen mar afuera (hacia el centro del golfo, casi perpendicular a la línea de costa) durante las horas nocturnas y hacia el continente en las horas diurnas, tal como lo muestra Arroyo (2019) en sus hodogramas para la región de Urabá. Esta oscilación es muy clara en la época de mucha lluvia, en tanto que los vientos alisios son débiles, y es menos evidente en la época de poca lluvia, cuando los vientos alisios se intensifican (Figuras 3, 5, 7 y 9). Por tanto, en el golfo de Urabá cabe esperar que las brisas mar-tierra se dirijan hacia la cabeza del golfo durante el día y hacia la boca del golfo durante las horas nocturnas (Arroyo, 2019). El resultado será un ciclo meteorológico de 24 h en la parte interior del golfo, con una aumento en horas de la tarde y una descenso a primeras horas de la mañana en el nivel medio del mar. Este ciclo se encontraría aproximadamente en fase con la marea astronómica durante la campaña 3 y fuera de fase en las otras campañas. Estos resultados coinciden con lo registrado por Toro *et al.* (2019) para ciertos momentos del año en el golfo de Urabá, donde las direcciones del viento y las corrientes están en fase, específicamente durante octubre y diciembre con vientos del sur y corrientes más intensas.

Sobre otros factores, las observaciones aquí presentadas muestran que tanto la variación de la onda de marea como la intensidad del viento tienen un efecto importante sobre las corrientes costeras de la región, pero también apuntan a la necesidad de tomar en cuenta otros factores en la modificación del patrón de corrientes y en el desfase de la onda de marea. Entre estos factores probablemente destacan las lagunas costeras adyacentes, como las bahías El Uno y Turbo. Ambas geoformas están asociadas a las espigas litorales derivadas de la desembocadura del río Turbo, creando cuerpos de agua semicerrados que intensifican el efecto de la marea, principalmente en términos de la velocidad en los momentos de vaciante o llenante.

Los resultados sugieren un desfase en el comportamiento del derivador L1 (campaña 1), lanzado cerca de Punta de Las Vacas en condiciones de viento y oleaje mínimas, que se dirigió hacia el interior de la bahía de Turbo (Figura 4). Otros ejemplos son el comportamiento de los derivadores L3 y L4 (campaña 2) y L3 (campaña 4), lanzados justo frente a la bahía El Uno en momentos en que la marea estaba en vaciante; las corrientes asociadas a estos derivadores se dirigieron hacia el sur cuando, por la fase de la marea (vaciente), cabía esperar que su dirección sería hacia la boca del golfo. Estos resultados son consonantes con las observaciones de Alcántara *et al.* (2019), que mencionan una relación entre la espiga litoral de punta

Gulf of Urabá, sea-land breezes can be expected to be directed towards the head of the Gulf during the day and towards the mouth of the Gulf during the night (Arroyo, 2019). The result is a 24-h weather cycle in the inner part of the Gulf, with the sea level increasing in the afternoon and decreasing in the early morning. This cycle would be approximately in phase with the astronomical tide during round 3 and out of phase during the other rounds. These results are consistent with those recorded by Toro *et al.* (2019) for certain times of the year in the Gulf of Urabá, where wind directions and currents are in phase, specifically during October and December with southerly winds and stronger currents.

Regarding other factors, the observations presented here show that both tidal wave variation and wind intensity have an important effect on coastal currents in the region, but also point to the need to consider other factors in the modification of the current pattern and the tidal wave lag. Among these factors are the adjacent coastal lagoons, such as El Uno and Turbo bays. Both geoforms are associated with the coastal spits derived from the mouth of the Turbo River, producing semi-enclosed bodies of water that can intensify the effect of the tide, mainly in terms of the velocity at times of draining and filling.

The results suggest a lag in the way drifter L1 (round 1), which was launched near Las Vacas spit in minimal wind and swell conditions, was pulled towards the interior of Turbo bay (Figure 4). Other examples are the routes taken by drifters L3 and L4 (round 2) and L3 (round 4), launched just in front of El Uno bay at times when the tide was ebbing; the currents that moved these drifters were headed south when they were expected to move towards the mouth of the Gulf because of the phase of the tide (ebb). These results are consistent with the observations of Alcántara *et al.* (2019), who mention a relationship between the coastal outcrop at Yarumal spit in El Uno bay, the outflow of the Turbo River and the tidal currents at the bay's inlets that prevent them from closing.

The pattern of currents during the dry season also points to the existence of a N-S drift current between Yarumal spit and Las Vacas spit. This current may be associated with the breaking waves caused by the increase in the northerly winds during those rounds conducted in the dry season (Table 1). This is consistent with the results of Escobar (2011), who suggests that the oblique wave breaking in shallow waters would cause the drift currents. Another possible modulator of currents in the Gulf of



Yarumal en bahía El Uno, la descarga del río Turbo y las corrientes de marea en sus bocanas (*inlets*) que evitan que estas se cierren.

El patrón de corrientes durante la época de poca lluvia también sugiere la existencia de una corriente de deriva con dirección N-S entre punta Yarumal y Punta de Las Vacas. Esta corriente estaría asociada al rompimiento del oleaje ocasionado por el aumento de los vientos persistentes del norte durante las campañas realizadas en la época de poca lluvia (Tabla 1). Esto coincide con los resultados de Escobar (2011), quien sugiere que la rompiente del oleaje oblicuo en las aguas someras podría originar corrientes de deriva. Otro posible modulador de las corrientes en el golfo de Urabá es la descarga del río Atrato, al menos en la zona cercana al delta. Toro *et al.* (2019) encontraron las corrientes más intensas alrededor de las bocas del río en general durante todo el año, pero principalmente durante la época de mucha lluvia.

## CONCLUSIONES

Las observaciones realizadas con los derivadores superficiales, junto con las series temporales de vientos y mareas, confirman que el ascenso y descenso de la marea viene asociado a un desplazamiento de las masas de agua hacia el sur y el norte del golfo. Al tratarse de un cuerpo semicerrado con orientación sur-norte, las corrientes de marea se dirigen hacia/desde la cabeza del golfo durante la marea llenante/vaciante, con una dirección aproximadamente perpendicular a la propagación de la fase de marea. En la zona de estudio, la onda de marea hace que las corrientes sean marcadamente paralelas a la costa.

Los resultados sugieren que durante la época de poca lluvia hay una notable influencia del viento del noroeste sobre las corrientes, posiblemente trazando una circulación anticiclónica (en el sentido horario) en la parte interior del golfo (desde la desembocadura del río Atrato hacia el sur). Como consecuencia, durante la época de poca lluvia, la dirección promedio del viento (noroccidente) coincidió con la dirección predominante de las corrientes hacia el sur. Esto sería la causa de una corriente de deriva en sentido N-S desde punta Yarumal hasta punta de Las Vacas, la cual podría ser la responsable del aporte de sedimentos a playa Dulce.

Las trayectorias de los derivadores y sus corrientes asociadas también apuntan a la influencia de la bahía El Uno. El llenado y vaciado de esta bahía sin duda experimenta

Urabá is the outflow of the Atrato River, at least in the vicinity of its delta. Toro *et al.* (2019) found the strongest currents around the river mouths in general throughout the year, but mainly during the rainy season.

## CONCLUSIONS

Observations of the surface drifters, together with the wind and tidal time series, confirm that the rise and fall of the tide is associated with a southward and northward displacement of the water masses in the Gulf. Being a semi-enclosed body with a south-north orientation, the tidal currents are directed to and from the head of the Gulf during the rising and ebbing tide respectively, in a direction approximately perpendicular to the propagation of the tidal phase. In the study area, the tidal wave causes the currents to be sharply parallel to the coast.

The results suggest that during the dry season there is a notable influence of the northwesterly wind on the currents, possibly following an anticyclonic circulation (clockwise) in the inner part of the Gulf (from the mouth of the Atrato River to the south). As a consequence, during the dry season, the average wind direction (northwesterly) coincided with the prevailing current direction to the south. This would be the source of a N-S drift current from Yarumal spit to Las Vacas spit, which could be responsible for the deposition of sediments at Playa Dulce.

The paths taken by the drifters and the currents that guided them also point to the influence of El Uno bay. The filling and draining of this bay are undoubtedly delayed with respect to the tide in the waters of the Gulf itself, and thus would be able to modify the current system in the surrounding area. This could be the reason why some drifters start to head towards the bay's inlet during the rising tide or why the water flows away from the inlet, for example towards the mouth of the Gulf, when the tide is outgoing.

Our results suggest that both the tide and wind modulate the coastal current system in the interior of the Gulf. However, in this study we have used the tidal elevation values recorded at Sapzurro, which is located in the northern end of the Gulf. Therefore, the results cannot be conclusive since the tidal wave lag between the northern part of the Gulf and the study area could not be accurately quantified. Calculations based on the speed of tidal propagation in shallow waters suggest a delay of about two hours. A suggestion for future studies of coastal





un retraso con respecto a la marea en las aguas del propio golfo, de modo que sería capaz de modificar el sistema de corrientes en el área circundante. Esto podría ser la causa de que algunos derivadores se orienten hacia la entrada de esta bahía durante la marea llenante o que el agua diverja de esa entrada, dirigiéndose por ejemplo hacia la boca del golfo, durante periodos de vaciante.

Nuestros resultados sugieren que la marea y viento modulan conjuntamente al sistema de corrientes costeras en el interior del golfo. Sin embargo, para nuestro estudio hemos utilizado los valores de elevación de la marea en Sapzurro, que está localizado en la parte norte del golfo. Por tanto, los resultados no permiten ser concluyentes ya que no se ha podido cuantificar de forma exacta el desfase de la onda de marea entre la parte norte del golfo y el área de estudio. Cálculos basados en la velocidad de propagación de la marea en aguas someras, sugiere un retraso de unas dos horas. Se sugiere que en estudios futuros de las corrientes costeras se considere el oleaje y la descarga del río Atrato.

Aunque las mediciones se realizaron relativamente cerca de la costa, no son suficientes para determinar los riesgos a los que podrían estar expuestos los bañistas de playa Dulce, ni la influencia de la estructura de protección costera construida allí. Nuestros resultados confirman la necesidad de realizar mediciones simultáneas de variables como nivel del mar, corrientes, oleaje y viento de manera sistemática. Por último, este estudio subraya la posibilidad de realizar una aproximación a la dinámica del campo de corrientes en regiones costeras con instrumentos de bajo costo.

## AGRADECIMIENTOS

Al semillero de Instrumentación Oceanográfica de la sede de Ciencias del Mar por el apoyo en el préstamo de los derivadores de bajo costo y demás instrumentos utilizados en las campañas. Al CIOH por el suministro de los datos meteomarineros del golfo de Urabá. Parte de esta investigación se realizó en el marco del proyecto “Colaboración para la formulación de un Proyecto observatorio oceanográfico, atmosférico y ambiental de los golfos del Darién y Urabá, Colombia”, referencia COOPB20337, financiado por la Agencia Estatal: Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España (CSIC).

currents is to also consider the swell and discharge of the Atrato river.

Although the measurements were taken relatively close to the coast, they were not sufficient to determine the risks to which bathers at Playa Dulce might be exposed, nor the influence of the coastal protection structure built there. Our results confirm the need for simultaneous measurements of variables such as sea level, currents, waves and wind in a systematic manner. Finally, this study demonstrates that it is possible to assess the dynamics of the current field in coastal regions with low-cost instruments.

## ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the Instrumentation Hotbed of the Marine Sciences Campus for the support provided through the loan of low-cost drifters and other instruments used in the study. We also thank the CIOH for providing meteomarine data for the Gulf of Urabá. Part of this research was carried out within the framework of the project “Collaboration for the development of an oceanographic, atmospheric and environmental observatory project for the Gulfs of Darién and Urabá, Colombia”, reference COOPB20337, financed by the State Agency: Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Spain (CSIC).

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alcántara, J., A. Caicedo., J. Hernández., A. Jaramillo-Vélez and R. Manzolli. 2019. Sediment bypassing from the new human-induced lobe to the ancient lobe of the Turbo delta (Gulf of Urabá, Southern Caribbean Sea). *J. Coast. Res.*, 35(1): 196-209.
- Arroyo, L.M. 2019. Caracterización del ciclo de brisas diurnas en el Golfo de Urabá a partir de resultados del modelo atmosférico WRF. Universidad de Antioquia, Ingeniería Ambiental, Turbo, Colombia. 56 p.
- Brakenridge, G. R. Kettner, A.J. Paris, S. Cohen, S. and S. Nghiem. 2021. River and reservoir watch Version 4.0. DFO Flood Observatory, University of Colorado, USA. <http://floodobservatory.colorado.edu/SiteDisplays/40.htm>. Fecha de consulta: 03/02/2021.
- CIOH. 2017. Pronóstico del nivel del mar para el golfo de Urabá. Cartagena, Colombia. <https://www.cioh.org.co/meteorologia/mareas.php>. Fecha de consulta: 10/10/2017.
- Correa, I. D. y G. Vernet. 2004. Introducción al problema de la erosión litoral en Urabá (sector Arboletes-Turbo) Costa Caribe Colombiana. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33: 7-28.
- Correa-Ramírez, M., A. Rodríguez-Santana., C. Ricaurte-Villota and J. Páramo. 2020. The Southern Caribbean upwelling system off Colombia: Water masses and mixing processes. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.*, 155: 103145.
- Escobar, A. 2011. Relevancia de procesos costeros en la hidrodinámica del golfo de Urabá (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40(2): 327-346.
- Escobar, C., L. Velásquez and Posada, F. 2015. Marine Currents in the Gulf of Urabá, Colombian Caribbean Sea. *J. of Coast. Res.* 31(6), 1363–1374.
- Grifoll, M., A. Aretxabaleta, J.L. Pelegrí and M. Espino. 2016. Temporal evolution of the momentum balance terms and frictional adjustment observed over the inner shelf during a storm. *Oc. Sci.*, 137-151.
- Godin, G. 1993. On tidal resonance. *Cont. Shelf Res.*, 13: 89-107.
- Higueta, M. y R. Quintana. 2020. Modulación de las corrientes oceánicas en el golfo de Urabá a partir de la onda de marea. Tesis de grado, Oceanografía e Ingeniería Oceanográfica. Universidad de Antioquia. Turbo. 55 p.
- IDEAM. 2019. Pronóstico de pleamares y bajamares en la costa Caribe colombiana 2020. 171 p.
- Invemar. 2003. Diagnóstico, zonificación y definición de la estructura administrativa y manejo de la unidad costera del Darién, Caribe colombiano. Fase I. Caracterización y diagnóstico. Informe técnico. 698 p.
- Kjerfve, B. 1981. Tides of the Caribbean Sea. *J. Geophys. Res.*, 96, 4243-4247.
- Lonin, S. y J.G. Vásquez. 2005. Hidrodinámica y distribución de coliformes en el Golfo de Urabá. *Bol. Cient. CIOH*, 23: 76-89.
- Lozano-Duque, Y., J. Medellín-Mora y G.R. Navas. 2010. Contexto climatológico y oceanográfico del mar Caribe colombiano: 54-84. En Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano, Invemar Serie Publ. Espec., 20.
- Lucero, M. y M. Mindiola. 2007. Distribución de las corrientes superficiales y subsuperficiales en la Caleta Aeolian-isla Baltra, Ecuador. *Acta Oceanogr. Pac.*, 14: 14-19.
- MacMahan, J., J. Brown and E. Thornton. 2009. Low-cost handheld Global Positioning System for measuring surf-zone currents. *J. Coast. Res.*, 25(3): 744-754.
- Montoya, L. y M. Toro. 2006. Calibración de un modelo hidrodinámico, para el estudio de los patrones de circulación del golfo de Urabá, Colombia. *Av. Rec. Hidr.*, 13: 37-54.
- Nienhuis, J. 2019. Local wave and tide data. *Earth Engine App*. <https://jhnienhuis.users.earthengine.app/view/changing-shores>. Fecha de consulta: 19/11/2019.
- Proudman, J. 1953. *Dynamical oceanography*. Methuen, London, 409 p.
- Prüssmann-Urbe, J. e I.D. Correa-Arango. 2012. Base de datos espacial geomorfológica de la franja litoral de los departamentos de Antioquia y Chocó. *Geol. Col.*, 37(1): 47-48.
- Ricaurte-Villota, C. y M.L. Bastidas Salamanca. 2017. Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. *Ser. Publ. Espec., Invemar* 14, 180 p.
- Shafiei, B. and G. Abbas. 2011. Design of small GPS drifters for current measurements in the coastal zone. *Oc. Coast. Manag.*, 54(2): 158-163.
- Toro, V., W. Mosquera, N. Barrientos e Y. Bedoya. 2019. Circulación oceánica del golfo de Urabá usando campos de vientos de alta resolución temporal. *Bol. Cient. CIOH*. 38 (2): 26-35.
- Wu, J. 1983. Sea-surface drift currents induced by winds and waves. *J.Phys. Oceanogr.*, 13: 1441-1451.

RECIBIDO/RECEIVED: 13/04/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 16/04/2021



## Distribución, composición y abundancia del ictioplancton en tres áreas marinas protegidas del Pacífico colombiano

### Distribution, composition, and abundance of ichthyoplankton in three marine protected areas of the Colombian Pacific

Beatriz Susana Beltrán-León<sup>1\*</sup> y Yaneth Alicia Morales Osorio<sup>2</sup>

 0000-0002-4399-3642

 0000-0001-9743-4056

1. Investigadora Independiente, Carrera 47 # 2A -75 Apto 102 G. Cali, Colombia E-mail: [bbeltranleon@yahoo.com](mailto:bbeltranleon@yahoo.com)\*

2. Investigadora Independiente, Carrera 22A -6-05 Oeste. Cali, Colombia E-mail: [ymoralesosorio@gmail.com](mailto:ymoralesosorio@gmail.com)

\* Autora para correspondencia.

#### RESUMEN

Con el propósito de caracterizar el ictioplancton en tres áreas marinas protegidas (Parque Nacional Natural Sanquianga, Parque Nacional Natural Gorgona y Santuario de Fauna y Flora Malpelo) en el Pacífico colombiano durante noviembre de 2009, se realizaron expediciones científicas para obtener 56 muestras mediante el arrastre con redes bongo. Se capturaron 3155/10 m<sup>2</sup> larvas de peces distribuidas en 1553 larvas/10 m<sup>2</sup> (49,22 %) para el PNN Sanquianga; 1411 larvas/10 m<sup>2</sup> (44,72 %) para el PNN Gorgona y 191 larvas/10 m<sup>2</sup> (6,05 %) para el SFF Malpelo. Las principales familias fueron Engraulidae (PNN Sanquianga), Bregmacerotidae (PNN Gorgona) y Phosichthyidae (SFF Malpelo). El análisis de comunidades evidencia que la ubicación de las áreas, PNN Sanquianga (costera), PNN Gorgona (intermedia) y SFF Malpelo (oceánica), marca una clara diferencia en la composición, distribución y abundancia de las larvas. Se encontraron por primera vez huevos de la familia Engraulidae en el área de Malpelo, no habitual en su distribución, coincidiendo con lo registrado por el Boletín de Alerta Climática (BAC, 2009) de julio de 2009, que plantea el desarrollo de un evento El Niño, que se extendió hasta el primer trimestre de 2010.

**PALABRAS CLAVES:** Áreas marinas protegidas, ictioplancton, Pacífico colombiano, larvas de peces.

#### ABSTRACT

With the purpose of characterizing ichthyoplankton in three marine protected areas (Sanquianga National Natural Park, Gorgona National Natural Park and Malpelo Fauna and Flora Sanctuary) in the Colombian Pacific during November 2009, scientific expeditions were carried out to obtain 56 samples by trawling with bongo nets. 3,155 / 10 m<sup>2</sup> fish larvae were captured distributed in 1,553 larvae / 10 m<sup>2</sup> (49.22 %) for the PNN Sanquianga; 1,411 larvae / 10m<sup>2</sup> (44.72 %) for the Gorgona PNN and 191 larvae / 10m<sup>2</sup> (6.05 %) for the Malpelo SFF. The main families were Engraulidae (PNN Sanquianga), Bregmacerotidae (PNN Gorgona) and Phosichthyidae (SFF Malpelo). The NMS community analysis shows that the location of the PNN Sanquianga (coastal), PNN Gorgona (intermediate) and SFF Malpelo (oceanic) areas, marks a clear difference in the composition, distribution and abundance of the larvae. Eggs of Engraulidae were found for the first time in the Malpelo area, an unusual area in its distribution, coinciding with what was reported by the Climate Alert Bulletin (BAC, 2009) of July 2009, which reports the development of an El Niño event, which lasted until the first quarter of 2010.

**KEY WORDS:** marine protected areas, ichthyoplankton, Colombian Pacific, fish larvae.

## INTRODUCCIÓN

El ictioplancton es un componente importante del zooplancton marino y los factores que tienen influencia sobre la distribución y abundancia de este, son los mismos que para otros plánctones: la necesidad de alimento (alimento adecuado en el momento preciso y en cantidad suficiente), la incidencia de depredadores, incluyendo los mecanismos que eviten la depredación, la influencia de la temperatura, la salinidad, las corrientes y otros factores físicos y químicos (Giraldo *et al.*, 2014). Ecológicamente su importancia radica en que como componente estructural y funcional de los ecosistemas acuáticos muestra a través de la variabilidad de su composición y abundancia, la calidad o el deterioro del medio que ocupa (Beltrán-León y Ríos, 2000). Las áreas marinas protegidas: Parque Nacional Natural (PNN) Gorgona, PNN Sanquianga y Santuario de Fauna y Flora (SFF) Malpelo, juegan un papel muy importante en la dispersión y reclutamiento de larvas claves para el mantenimiento y repoblación de los recursos pesqueros en las aguas circundantes, como ha sido registrado en otras islas alrededor del mundo (Swearer *et al.*, 1999). El auge de la explotación de recursos pesqueros en aguas costeras y oceánicas del Pacífico colombiano, ha generado un aumento en la presión de uso de las áreas de pesca, incrementando el interés hacia las zonas protegidas. Por lo tanto, para enfrentar este reto de uso, se requiere modificar el estilo de desarrollo, tomando y llevando a cabo decisiones que integren la conservación, el uso sostenible y la participación equitativa de los beneficios, sin afectar las condiciones fundamentales para la vida y su desarrollo (Beltrán-León y Ríos, 2000). En este contexto, el estudio del ictioplancton se convierte en un medio relevante para evaluar el estado del stock íctico de una localidad, ya que permite establecer información sobre la composición, diversidad y potencial productivo de una región, y simultáneamente identificar las áreas y periodos críticos para el desarrollo del recurso (Beltrán-León y Ríos, 2000). La Dirección Territorial Suroccidente (DTSO) ahora Dirección Territorial Pacífico (DTPA) del Sistema de Parques Nacionales Naturales, con apoyo de la Fundación Malpelo y parciales de WWF Colombia y Conservación Internacional a través de proyectos de cooperación, desarrollaron durante noviembre de 2009, diferentes expediciones científicas a los PNN Sanquianga y Gorgona y el SFF Malpelo, con el objetivo de caracterizar el plancton presente en las tres áreas protegidas y poder brindar información sobre los huevos y larvas de peces, determinar áreas de desove y cría y la relación e influencia

## INTRODUCTION

Ichthyoplankton are an important component of marine zooplankton and the factors that influence its distribution and abundance are the same as those affecting other plankton: food requirements (adequate dietary availability at appropriate times and in sufficient quantities), the presence of predators (including methods to avoid predation) and the influence of temperature, salinity, currents and other physical and chemical factors (Giraldo *et al.*, 2014). Their ecological importance lies in the fact that, as structural and functional components of aquatic ecosystems, variability in their composition and abundance illustrates their quality of their surroundings or its deterioration (Beltrán-León and Ríos, 2000). The marine protected areas of the Gorgona and Sanquianga Natural National Parks (NNPs) and the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary (FFS) play a very important role in the dispersal and recruitment of larvae, which are key to the maintenance and restocking of fishery resources in surrounding waters, as has been observed for islands in other parts of the world (Swearer *et al.*, 1999). Increased exploitation of coastal and oceanic waters of the Colombian Pacific has increased pressures on fishing grounds and led to increased interest in extending this exploitation to protected areas. Approaches to sustainable development must therefore be adjusted in response to these challenges, and decisions taken and implemented that incorporate conservation, the sustainable use of resources and the equitable share of benefits of development, without affecting the fundamental conditions required for the continuation of life (Beltrán-León and Ríos, 2000). Consequently, studies of ichthyoplankton are important for evaluating fish stocks in a given area, making it possible to establish information on the composition, diversity and productive potential of a zone while simultaneously identifying the areas and periods that are critical to the development of fisheries resources (Beltrán-León and Ríos, 2000). In November 2009 the *Dirección Territorial Suroccidente* (Southwest Territorial Directorate) now known as the *Dirección Territorial Pacífico* (Pacific Territorial Directorate), part of the *Sistema de Parques Nacionales Naturales* (System of Natural National Parks), carried out a series of scientific expeditions to the Sanquianga and Gorgona NNPs and the Malpelo FFS, in order to gather information on fish eggs and larvae, determine spawning areas and nurseries and establish the role and influence of the environment on the early stages of life. The scientific expeditions also produced an inventory of biodiversity,

del medio ambiente sobre el desarrollo de vida temprana. Además de obtener un inventario de la biodiversidad de especies que a futuro y mediante muestreos periódicos (monitoreos) coadyuve a la toma de decisiones que integran la conservación y el uso sostenible de los recursos.

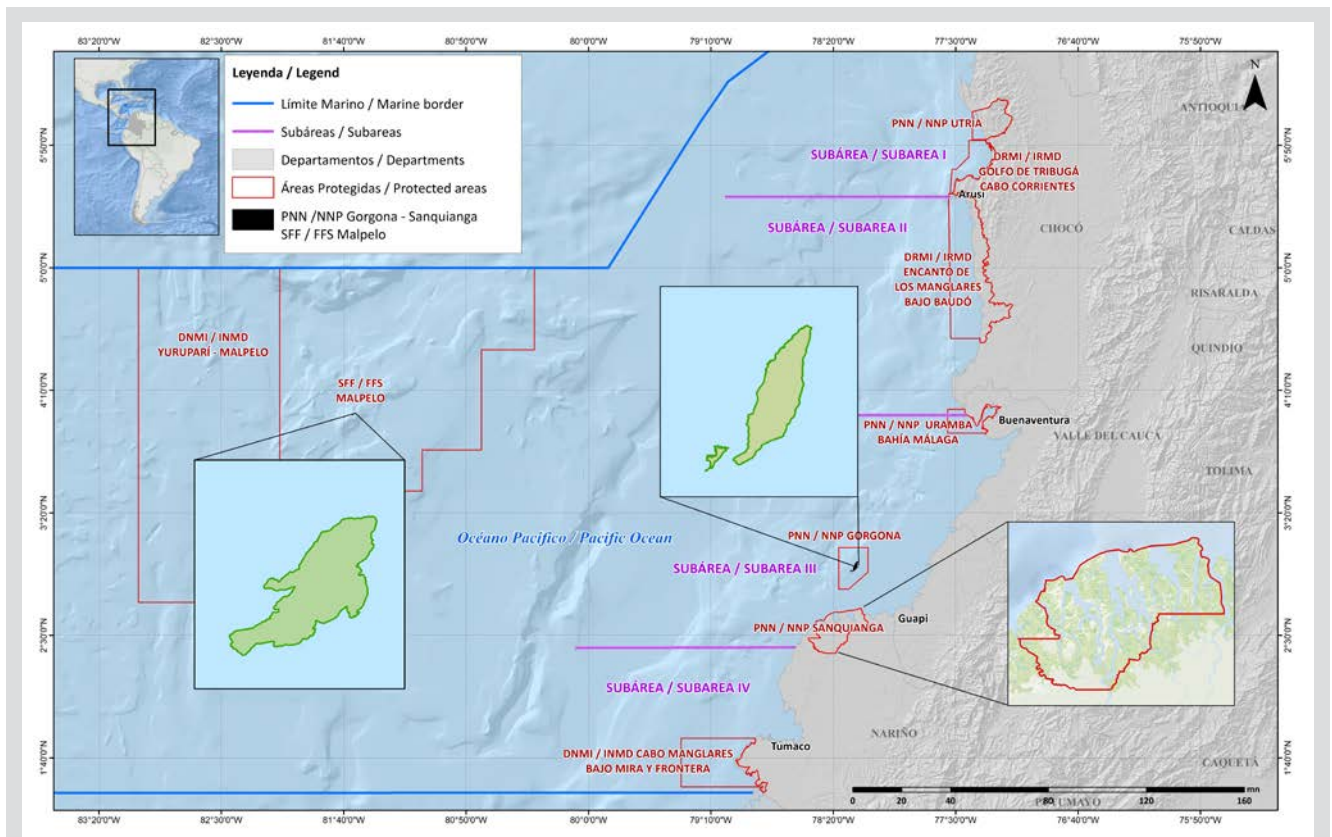
## ÁREA DE ESTUDIO

Las áreas protegidas PNN Gorgona ( $02^{\circ} 58' 17''$  N -  $78^{\circ} 11' 04''$  W), PNN Sanquianga ( $2^{\circ} 38' 59''$  -  $78^{\circ} 17' 09''$  W) y SFF Malpelo (Punto 1:  $4^{\circ} 26' 00''$  N -  $82^{\circ} 00' 00''$  W, Punto 2:  $4^{\circ} 26' 00''$  N -  $81^{\circ} 08' 00''$  W, Punto 3:  $3^{\circ} 32' 00''$  N -  $82^{\circ} 00' 00''$  W, Punto 4:  $3^{\circ} 32' 00''$  N -  $81^{\circ} 08' 00''$  W), hacen parte de las 59 áreas protegidas del Sistema Nacional de Parques y están ubicadas en la zona costera y oceánica del Pacífico colombiano (Figura 1).

that, in conjunction with periodic monitoring, will make it possible for future decision-making to incorporate conservation practices and the sustainable use of resources.

## STUDY AREA

The protected areas of the Gorgona NNP ( $02^{\circ} 58' 17''$  N -  $78^{\circ} 11' 04''$  W), the Sanquianga NNP ( $2^{\circ} 38' 59''$  -  $78^{\circ} 17' 09''$  W) and the Malpelo FFS (Point 1:  $4^{\circ} 26' 00''$  N -  $82^{\circ} 00' 00''$  W, Point 2:  $4^{\circ} 26' 00''$  N -  $81^{\circ} 08' 00''$  W, Point 3:  $3^{\circ} 32' 00''$  N -  $82^{\circ} 00' 00''$  W, Point 4:  $3^{\circ} 32' 00''$  N -  $81^{\circ} 08' 00''$  W), are among the 59 protected areas covered by the Natural National Parks System. They are located in the coastal and oceanic zone of the Colombian Pacific (Figure 1).



**Figura 1.** Ubicación de las áreas protegidas Parque Nacional Natural Sanquianga, Parque Nacional Natural Gorgona y Santuario de Fauna y Flora Malpelo en el Pacífico colombiano (elaborada por: Leydi Cuadros, WWF-Colombia).

**Figure 1.** Location of the protected areas of the Sanquianga and Gorgona National Natural Parks and the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary in the Colombian Pacific (prepared by Leydi Cuadros, WWF-Colombia).



MATERIALES Y MÉTODOS

Se siguió un plan de muestreo de 24 estaciones en la zona marina frente al PNN Sanquianga, grilla establecida por el Proyecto Pequeños Pelágicos de WWF Colombia - Min Agricultura 2008 (Zapata *et al.*, 2011); 24 estaciones alrededor del PNN Gorgona, grilla establecida por el proyecto Univalle – Colciencias 2006 (Escarria *et al.*, 2007) y 12 estaciones alrededor del SFF Malpelo, grilla establecida por el Proyecto INPA – DIMAR 1993 (Beltrán-León, 2007), durante noviembre de 2009 para las tres áreas (Figura 2).

MATERIALS AND METHODS

The sampling plan consisted of 24 stations located in the marine area offshore from the Sanquianga NNP, using a grid established by the 2008 joint WWF-Colombia/Ministry of Agriculture *Small Pelagics Project* (Small Ocean Projects) (Zapata *et al.*, 2011), a further 24 stations in the Gorgona NNP, using a grid established by the 2006 Univalle – Colciencias project (Escarria *et al.*, 2007), and 12 stations off the coast of the Malpelo FFS, using a grid established by the 1993 INPA – DIMAR project (Beltrán-León, 2007). All samples were taken during November 2009 (Figure 2).

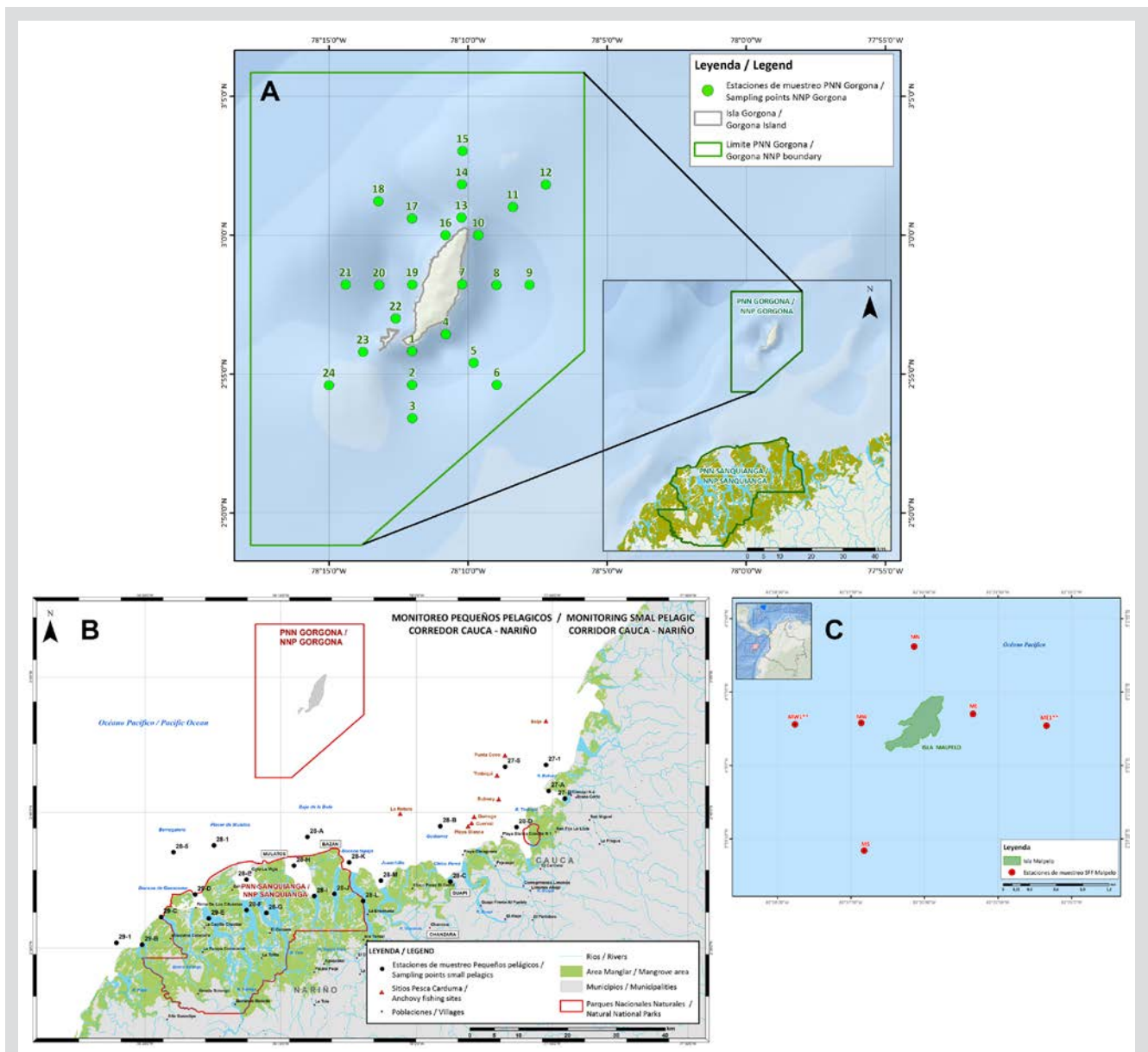


Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo A. PNN Gorgona, B. PNN Sanquianga y C. SFF Malpelo, Pacífico colombiano.

Figure 2. Location of the sampling stations A. Gorgona NNP, B. Sanquianga NNP and C. Malpelo FFS, Colombian Pacific.

Se realizaron arrastres superficiales de zooplancton para el PNN Sanquianga (24 estaciones) y el SFF Malpelo (12 estaciones) y por logística y diseño de muestreo para el PNN Gorgona (24 estaciones) oblicuos hasta una profundidad máxima de 50 m, de acuerdo con la metodología establecida por Smith y Richardson (1979), utilizando redes bongo de 300 y 500  $\mu\text{m}$ , provistas de copos colectores blandos y contadores de flujo análogos Hydrobios. Las muestras fueron preservadas con formalina buferizada al 10 % en agua de mar. Todos los arrastres se realizaron a una velocidad de 3,7 km/h. Simultáneamente, en cada estación se registró la temperatura y la salinidad superficial, utilizando un sistema portátil para medición de conductividad, salinidad y temperatura YSI, mientras la transparencia en la columna de agua se midió con un disco Secchi. Una vez trasladadas las muestras desde las áreas al laboratorio en la ciudad de Cali, se midió la biomasa zooplanctónica por el método volumétrico y se separó el total de huevos y larvas de peces (ictioplancton) del resto del zooplancton (invertebrados planctónicos), colectado en la malla de 300  $\mu\text{m}$ .

Las larvas de peces fueron identificadas con base en los caracteres merísticos, morfométricos y de pigmentación, hasta el menor nivel taxonómico posible (familia, género y/o especie), siguiendo las claves de identificación de Moser (1996) y Beltrán-León y Ríos (2000). Para todos los casos el número de organismos se estandarizó a ind/10  $\text{m}^2$ . Para los análisis se tomaron como referencia los rangos de salinidad, temperatura y abundancia registrados por Rueda-Montenegro y Beltrán-León (1992) y modificados por Beltrán-León *et al.* (1994) (Tabla 1). Para todos los análisis se trabajó con un nivel de significancia de 5 %. Las correlaciones entre las dos variables fisicoquímicas (temperatura y salinidad) y las cinco variables biológicas (biovolumen zooplanctónico, huevos de peces, larvas de peces, huevos de Engraulidae y larvas de Engraulidae) se evaluaron con la prueba para correlación de Pearson. Para la comparación entre las tres áreas protegidas, de acuerdo con cada una de las siete variables (las dos variables fisicoquímicas y las cinco variables biológicas), se siguió la siguiente ruta:

- a. Evaluación de normalidad en cada uno de los tres subconjuntos de datos, con la prueba de Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov).
- b. Evaluación de homocedasticidad entre los tres subconjuntos de datos, con la prueba Fligner-Killeen.
- c. Evaluación de igualdad de medias (o medianas, según sea el caso): **i.** Si hay normalidad y homocedasticidad,

Surface trawls for zooplankton were conducted in the Sanquianga NNP (24 stations) and the Malpelo FFS (12 stations), while for logistical reasons and because of the nature of the sample design, oblique trawls were conducted in the Gorgona NNP (24 stations) to a maximum depth of 50 m, using the methodology established by Smith and Richardson (1979). The samples were collected using bongo nets of 300 and 500  $\mu\text{m}$  and Hydrobios analogue flowmeter. Samples were preserved using formalin buffered at 10 % in sea water. All the trawls were carried out at a speed of 3.7 km/h. Simultaneously, surface temperature and salinity were measured for all stations using a YSI portable system to measure conductivity, salinity and temperature; water column transparency was recorded using a Secchi disk. Once the samples had been transferred from the sampling zones to the laboratory in the city of Cali, the biomass of the zooplankton was determined using the volumetric method and the fish eggs and larvae (ichthyoplankton) were separated from the rest of the zooplankton (planktonic invertebrates), which had been collected using the 300  $\mu\text{m}$  net.

The fish larvae were identified by their meristic and morphometric characteristics and pigmentation to the lowest taxonomic level possible (family, genus and/or species), using the identification criteria developed by Moser (1996) and Beltrán-León and Ríos (2000). In all cases the number of organisms was standardized to individuals/10  $\text{m}^2$ . The salinity, temperature and abundance ranges recorded by Rueda-Montenegro and Beltrán-León (1992), and modified by Beltrán-León *et al.* (1994), were used for reference (Table 1). A 5 % significance level of was employed in all the analyses. The correlations between the two physico-chemical variables (temperature and salinity) and the five biological ones (zooplanktonic biovolume, fish eggs, fish larvae and Engraulidae eggs and larvae) were examined using the Pearson correlation coefficient. The following steps were adhered to in order to compare the seven variables (two physico-chemical and five biological) in the three protected areas:

- a. Normality test for each of the three subsets of data, using the Lilliefors test (Kolmogorov-Smirnov).
- b. Homoscedasticity test between the three subsets of data, using the Fligner-Killeen test.
- c. Means equality test (or averages depending on the case): **i.** If normality and homoscedasticity were found, using a standard ANOVA. **ii.** In the event of normality and

con una ANOVA estándar. **ii.** Si hay normalidad y heterocedasticidad, con una ANOVA de Welch. **iii.** Si no hay normalidad, las distribuciones son semejantes, y hay homocedasticidad, con una ANOVA no paramétrica de Kruskal-Wallis. **iv.** Si no hay normalidad, las distribuciones son semejantes, y hay heterocedasticidad, con la técnica no paramétrica de bootstrap (Hesterberg, 2015).

Se evaluó el grado de asociación entre abundancia de larvas de peces y parámetros fisicoquímicos, mediante correlación no-paramétrica de un análisis NMS y la matriz ambiental. Toda la información obtenida del muestreo y los análisis en el laboratorio se estandarizaron a individuos/10 m<sup>2</sup> con el fin de hacer los datos comparables.

**Tabla 1.** Rangos de salinidad, temperatura y abundancia/

Rango / Rank	Abundancia / Abundance (ind/10m <sup>2</sup> )	Temperatura / Temperature (°C)	Salinidad / Salinity
<b>Bajo / Low</b>	1-99	< 25.99	< 28.99
<b>Medio / Medium</b>	100-499	26.00 – 27.99	29.00 – 31.99
<b>Alto / High</b>	> 500	> 28.00	> 32.00

## RESULTADOS

### Condiciones oceanográficas

La temperatura superficial del mar –TSM, durante noviembre de 2009 osciló entre 26,5 y 29,2 °C, el valor promedio más bajo se encontró en Gorgona, aumentando en 0,2 °C para Sanquianga y en 0,9 °C para Malpelo. Los datos de TSM para Sanquianga y Malpelo pueden ser considerados con distribución normal ( $p = 0,596$  y  $0,138$ ), pero no para Gorgona ( $p = 0,015$ ), siendo estadísticamente diferentes entre las tres áreas ( $p < 0,001$ ), Malpelo es de mayor temperatura que Sanquianga y Gorgona ( $p < 0,001$ ), pero Sanquianga y Gorgona no son diferentes entre sí ( $p = 0,691$ ) (Figura 3, Tabla 2).

La salinidad superficial del mar -SSM, osciló entre 2,9 y 35; con el valor promedio de salinidad más bajo en Sanquianga, aumentando en 10,9 para Gorgona y 13,2 para Malpelo. Los datos de salinidad para Sanquianga y Gorgona pueden ser considerados con distribución normal ( $p = 0,073$  y  $0,056$ ), pero no para Malpelo ( $p = 0,007$ ). Las salinidades superficiales son estadísticamente diferentes entre las tres áreas ( $p < 0,001$ ), siendo mayor en Malpelo, seguida de Gorgona y menor en Sanquianga ( $p < 0,003$ ). (Figura 3, Tabla 2).

homoscedasticity, using a Welch ANOVA. **iii.** If there was no normality, the distributions were similar and therefore homoscedasticity was found, using a non-parametric Kruskal-Wallis ANOVA. **iv.** If there was no normality, the distributions were similar and there was heteroscedasticity, using a non-parametric Bootstrap ANOVA (Hesterberg, 2015).

The degree of association between the abundance of fish larvae and physico-chemical parameters was evaluated using a non-parametric correlation of an analysis with nMDS (non-Metric Multidimensional Scaling) and the environmental matrix. All the information obtained from the sample and the laboratory analyses were standardized to individuals /10m<sup>2</sup> in order to render the data comparable.

**Table 1.** Salinity, temperature and abundance ranges

## RESULTS

### Oceanographic conditions

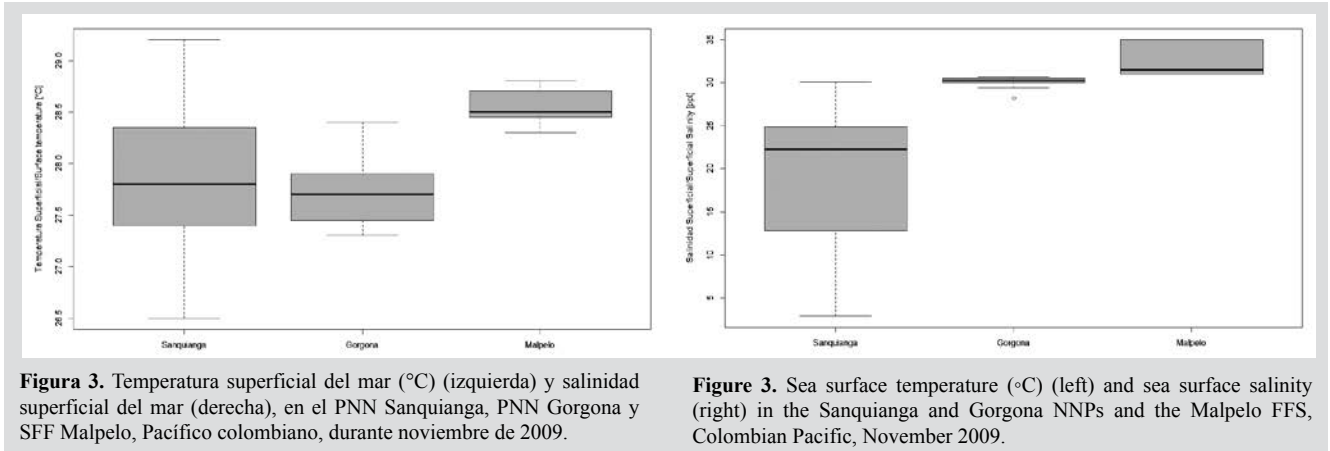
Sea surface temperature (SST) during November 2009 oscillated between 26.5 and 29.2 °C. The lowest temperature was recorded in Gorgona, rising by 0.2 °C in Sanquianga and by 0.9 °C in Malpelo. The SST data for Sanquianga and Malpelo is considered normally distributed ( $p = 0.596$  and  $0.138$ ), but this was not the case for Gorgona ( $p = 0.015$ ), which was statistically different ( $p < 0.001$ ). The temperatures around Malpelo are higher than those of Sanquianga and Gorgona ( $p < 0.001$ ), but Sanquianga and Gorgona do not differ between themselves ( $p = 0.691$ ) (Figure 3, Table 2).

Sea surface salinity (SSS) oscillated between 2.9 and 35, with average salinity lowest in Sanquianga, increasing by 10.9 in Gorgona and by 13.2 in Malpelo. The salinity data for Sanquianga and Gorgona is considered normally distributed ( $p = 0.073$  and  $0.056$ ), but not for Malpelo ( $p = 0.007$ ). Sea surface salinities differed statistically between the three areas ( $p < 0.001$ ), levels being highest in Malpelo, followed by Gorgona and Sanquianga ( $p < 0.003$ ). (Figure 3, Table 2).

**Tabla 2.** Temperatura superficial del mar (TSM °C) y salinidad superficial del mar (SSM) en el PNN Sanquianga, PNN Gorgona y SFF Malpelo, Pacífico colombiano, durante noviembre de 2009.

Áreas / Location	TSM / SST (°C) Min	TSM / SST(°C) Max	Promedio / Average	SSM / SSS Min	SSM / SSS Max	Promedio / Average	N (Estaciones) / (Stations)
<b>PNN Sanquianga</b>	26.5	29.2	27.9 (+/-0.67)	2.9	30.1	19.3 (+/-8.21)	24
<b>PNN Gorgona</b>	27.3	28.4	27.7 (+/-0.31)	28.2	30.7	30.2 (+/-0.55)	24
<b>SFF Malpelo</b>	28.3	28.2	28.6 (+/-0.29)	31.0	35	32.5 (+/-3.11)	12

**Table 2.** Sea Surface Temperature (SST °C) and Sea Surface Salinity and (SSS) in the Sanquianga and Gorgona NNPs and Malpelo FFS, Colombian Pacific, November 2009.



**Figura 3.** Temperatura superficial del mar (°C) (izquierda) y salinidad superficial del mar (derecha), en el PNN Sanquianga, PNN Gorgona y SFF Malpelo, Pacífico colombiano, durante noviembre de 2009.

**Figure 3.** Sea surface temperature (°C) (left) and sea surface salinity (right) in the Sanquianga and Gorgona NNPs and the Malpelo FFS, Colombian Pacific, November 2009.

### Biomasa zooplanctónica

El biovolumen zooplanctónico osciló entre 24,7 y 455,6 ml/1000 m<sup>3</sup>. Los datos de biovolumen para Malpelo pueden ser considerados con distribución normal ( $p = 0,115$ ), no para Sanquianga y Gorgona ( $p = 0,006$  y  $0,009$ ). Los biovolumenes no fueron estadísticamente diferentes entre las tres áreas ( $p = 0,089$ ) y estuvieron en el rango de biomasa media para las tres (Figura 4, Tabla 3).

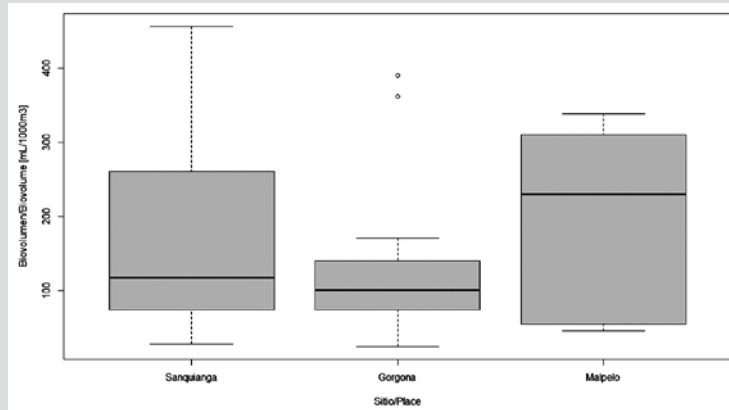
### Zooplankton biomass

Zooplankton biovolume oscillated between 24.7 and 455.6 ml/1000 m<sup>3</sup>. The biovolume for Malpelo was normally distributed ( $p = 0.115$ ), but this was not the case for Sanquianga and Gorgona ( $p = 0.006$  and  $0.009$ ). The biovolumes did not differ statistically between the three areas ( $p = 0.089$ ), lying within the average biomass range in all three areas (Figure 4. Table 3).

**Tabla 3.** Biovolumen del zooplancton en el PNN Sanquianga, PNN Gorgona y SFF Malpelo, Pacífico colombiano, durante noviembre de 2009.

Áreas / Location	B Min (ml/1000m <sup>3</sup> )	B Max (ml/1000m <sup>3</sup> )	Media (ml/1000m <sup>3</sup> )	N (Estaciones) / (Stations)
<b>Sanquianga</b>	28.07	455.6	179.9	24
<b>Gorgona</b>	24.7	389.7	121.2	24
<b>Malpelo</b>	45.8	337.8	197.9	12

**Table 3.** Biovolume of zooplankton in the Sanquianga and Gorgona NNPs and the Malpelo FFS, Colombian Pacific, November 2009.



**Figura 4.** Biovolumen zooplanctónico (ml/1000m<sup>3</sup>) en el PNN Sanquianga, PNN Gorgona y SFF Malpelo, Pacífico colombiano, durante noviembre de 2009.

**Figure 4.** Zooplanktonic biovolume (ml/1000m<sup>3</sup>) in the Sanquianga and Gorgona NNPs and the Malpelo FFS, Colombian Pacific, November 2009.

**Huevos de peces**

Se recolectaron en total 17 341 huevos/10 m<sup>2</sup>, de los cuales 6603 huevos/10 m<sup>2</sup> pertenecen al PNN Sanquianga, 10 256 huevos/10 m<sup>2</sup> al PNN Gorgona y 482 huevos/10 m<sup>2</sup> al SFF Malpelo. Los huevos de peces no presentaron una distribución normal en ninguna de las tres áreas protegidas (p < 0,009), no se rechaza el supuesto de homocedasticidad (p = 0,063). No presentaron diferencias significativas (p=0,73); entre las tres áreas. Se apreciaron valores más altos en Gorgona, seguidos de Sanquianga y Malpelo (Figura 5, Tabla 4). 62,50 % de las estaciones en Sanquianga, 70,83 % en Gorgona y 85,00 % en Malpelo presentaron abundancias bajas de huevos.

La abundancia total de huevos de la familia Engraulidae fue de 9 312 huevos/10 m<sup>2</sup>, de los cuales la mayor abundancia (8 586 huevos/10 m<sup>2</sup>) se presentó en la estación 17 noroeste del PNN Gorgona. Estos huevos no presentaron una distribución normal en ninguna de las tres áreas y se rechaza el supuesto de homocedasticidad (p < 0,001). Las diferencias en el conteo de huevos de Engraulidae entre las tres áreas fueron significativas (P=0,001), siendo mayor la abundancia en Gorgona, seguido de Sanquianga y menor en Malpelo.

**Tabla 4.** Abundancia de huevos (H) y larvas de peces (L) en el PNN Sanquianga, PNN Gorgona y SFF Malpelo, Pacífico colombiano, durante noviembre de 2009.

Áreas / Location	H Min (ind/10m <sup>2</sup> )	H Max (ind/10m <sup>2</sup> )	Promedio / Average (ind/10m <sup>2</sup> )	L Min (ind/10m <sup>2</sup> )	L Max (ind/10m <sup>2</sup> )	Promedio / Average (ind/10m <sup>2</sup> )	N (Estaciones) / (Stations)
<b>Sanquianga</b>	0	2519	275	0	891	64	24
<b>Gorgona</b>	0	8586	427	5	159	59	24
<b>Malpelo</b>	0	170	40	1	44	16	12

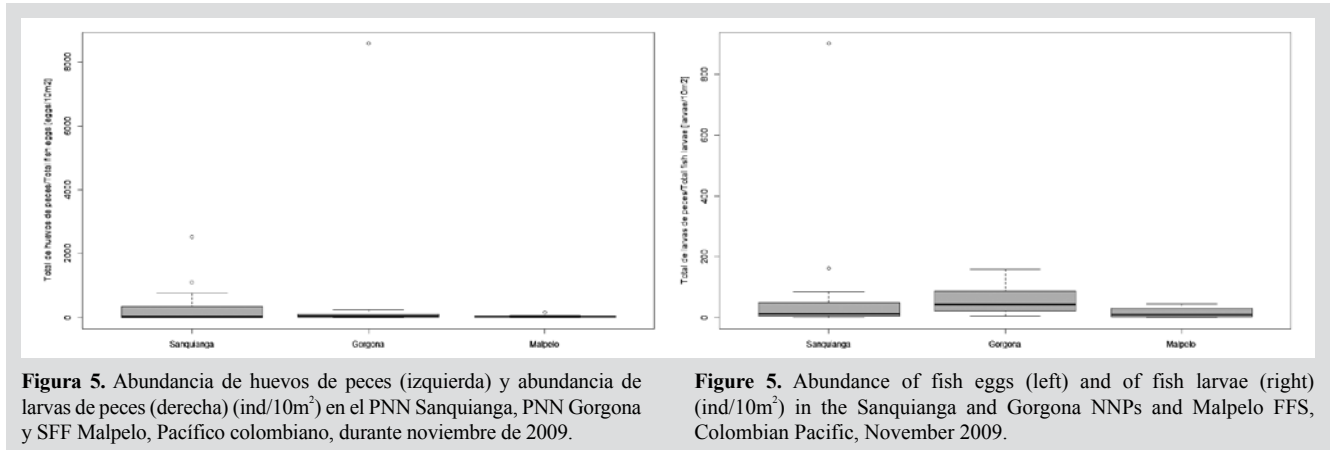
**Fish eggs**

A total of 17,341 eggs/10 m<sup>2</sup> were collected, of which 6,603 eggs/10 m<sup>2</sup> came from the Sanquianga NNP, 10,256 eggs/10 m<sup>2</sup> from the Gorgona NNP and 482 eggs/10 m<sup>2</sup> from the Malpelo FFS. Fish egg numbers were not normally distributed in any of the three protected areas (p < 0.009) and the homoscedasticity assumption was not rejected (p = 0.063). No significant differences were found between the three areas (p = 0.73). Values were highest in Gorgona, followed by Sanquianga and Malpelo (Figure 5, Table 4). Low abundance levels were reported for fish eggs in 62.50 % of the stations in Sanquianga, 70.83 % of those in Gorgona and 85.00 % in Malpelo.

Total abundance of eggs from the family Engraulidae was 9,312 eggs/10 m<sup>2</sup>, of which the greatest abundance (8,586 eggs/10 m<sup>2</sup>) was found at station 17, northeast of the Gorgona NNP. The number of eggs per station were not normally distributed in any of the three areas, and the homoscedasticity assumption was rejected (p < 0.001). The differences in the Engraulidae egg count between the three areas were significant (P=0.001), the greatest abundance being found in Gorgona, followed by Sanquianga and, lastly, Malpelo.

**Table 4.** Abundance of eggs (H) and fish larvae (L) in the Sanquianga and Gorgona NNPs and the Malpelo FFS, Colombian Pacific, November 2009.





**Figura 5.** Abundancia de huevos de peces (izquierda) y abundancia de larvas de peces (derecha) (ind/10m<sup>2</sup>) en el PNN Sanquianga, PNN Gorgona y SFF Malpelo, Pacífico colombiano, durante noviembre de 2009.

**Figure 5.** Abundance of fish eggs (left) and of fish larvae (right) (ind/10m<sup>2</sup>) in the Sanquianga and Gorgona NNPs and Malpelo FFS, Colombian Pacific, November 2009.

### Larvas de peces

Se recolectaron en total 3155 larvas/10 m<sup>2</sup>, de las que 1553 larvas/10 m<sup>2</sup> (49,22 %) pertenecen al PNN Sanquianga, 1411 larvas/10 m<sup>2</sup> (44,72 %) al PNN Gorgona y 191 larvas/10 m<sup>2</sup> (6,05 %) al SFF Malpelo. Las larvas de peces para Gorgona y Malpelo pueden ser consideradas con distribución normal ( $p = 0,045$  y  $0,093$ ), pero para Sanquianga no ( $p < 0,001$ ). Con la homocedasticidad encontrada se hallaron diferencias significativas entre las tres áreas ( $p = 0,001$ ). Fueron más abundantes en Gorgona que en Sanquianga y Malpelo ( $p = 0,008$  y  $0,003$ ), pero entre Sanquianga y Malpelo no hay diferencias significativas ( $p = 0,512$ ) (Figura 5, Tabla 4). 91,67 % de las estaciones en Sanquianga, 79 % en Gorgona, y 95 % en Malpelo presentaron abundancias bajas de larvas de peces.

Larvas de la familia Engraulidae no se encontraron en Malpelo. Ni Gorgona ni Sanquianga muestran distribución normal en la cantidad de larvas, de acuerdo con el gráfico QQ-plot, y el test de Shapiro-Wilk ( $p < 0,001$ ). Se encontraron diferencias significativas en la cantidad de larvas de engráulidos entre Sanquianga y Gorgona ( $p = 0,022$ ). En promedio es mayor la cantidad de larvas en Sanquianga que en Gorgona.

### Composición de las capturas

Durante noviembre de 2009 se identificaron para las tres áreas protegidas 42 familias, 65 géneros y 90 especies, de las cuales 16 familias (38,10 %), 21 géneros (32,31 %) y 32 especies (35,56 %) fueron de Sanquianga; 29 familias (69,05 %), 38 géneros (58,46 %) y 52 especies (57,78 %) fueron de Gorgona; y 12 familias (28,57 %), 19 géneros (29,23 %) y 21 especies (23,33 %), de Malpelo. (Tabla 5). Las mayores abundancias en el PNN Sanquianga las presentaron las familias Engraulidae (anchoas) (64,39 %),

### Fish larvae

A total of 3,155 larvae/10 m<sup>2</sup> were collected, of which 1,553 larvae/10 m<sup>2</sup> (49.22 %) came from the Sanquianga NNP, 1,411 larvae/10 m<sup>2</sup> (44.72 %) from the Gorgona NNP and 191 larvae/10 m<sup>2</sup> (6.05 %) from the Malpelo FFS. The distribution of fish larvae in Gorgona and Malpelo may be considered normal ( $p = 0.045$  and  $0.093$ ), but not in Sanquianga ( $p < 0.001$ ). Significant differences were found between the two areas in terms of homoscedasticity ( $p = 0.001$ ). Larvae were more abundant in Gorgona than in Sanquianga and Malpelo ( $p = 0.008$  and  $0.003$ ), but there were no significant differences between Sanquianga and Malpelo ( $p = 0.512$ ) (Figure 5, Table 4). Overall, 9.17 % of the stations in Sanquianga, 79 % in Gorgona and 95 % in Malpelo presented low fish larvae abundance.

Larvae of Engraulidae were not found in Malpelo. According to the QQ plot graph and Shapiro-Wilk test ( $p < 0.001$ ), the distribution of the number of larvae was not normal in either Gorgona or Sanquianga. There were significant differences in the numbers of Engraulidae larvae found in Sanquianga and Gorgona ( $p = 0.022$ ). On average, more larvae were found in Sanquianga than in Gorgona.

### Composition of the catch

A total of 42 families, 65 genera and 90 species were found in the three protected areas in November 2009, of which 16 families (38.10 %), 21 genera (32.31 %) and 32 species (35.56 %) were found in Sanquianga; 29 families (69.05 %), 38 genera (58.46 %) and 52 species (57.78 %) in Gorgona; and 12 families (28.57 %), 19 genera (29.23 %) and 21 species (23.33 %) in Malpelo (Table 5). The most abundant families found in the Sanquianga NNP were Engraulidae (anchovies) (64.39 %), Sciaenidae (croakers) (13.39), Gobiidae (gobies) (9.53 %), Haemulidae (grunts)

Sciaenidae (peladas) (13,39), Gobiidae (sapitos) (9,53 %), Haemulidae (pargos blancos) (6,12 %) y 12 familias más que componen 6,37 % restante; 0,19 % corresponde a larvas vitelinas sin clasificar (Tabla 5, Figura 6).

Para el PNN Gorgona las familias Bregmacerotidae (merlucitas) (17,65 %), Gobiidae (sapitos) (13,11 %), Sciaenidae (peladas) (10,28 %), Haemulidae (pargos blancos) (9,85 %), Trichiuridae (peces cinta) (5,95 %), Paralichthyidae (lenguados) (5,74 %), Engraulidae (anchoas) (3,97 %), Cynoglossidae (peces lengüeta) (3,05 %), Serranidae (chernas) (2,98 %) y 20 familias más que componen el 19,92 % restante; el 4,89 % corresponde a larvas vitelinas y 2.62 % a otros (Tabla 5, Figura7). Para el SFF Malpelo las familias Phosichthyidae (peces linterna) (48,69 %), Gobiidae (sapitos) (13,11 %), Myctophidae (peces linterna) (25,65 %), Hemiramphidae (mediopicos) (11,52 %), Pomacentridae (repeladores) (3,66 %) y ocho familias más que componen 8,90 %; 1,57 % corresponde a otros (Tabla 5, Figura 8).

De las 42 familias identificadas 14,29 % (Engraulidae, Serranidae, Carangidae, Haemulidae, Sciaenidae y Gobiidae) están presentes tanto en Sanquianga como en Gorgona, 11,90 % (Paralepididae, Coryphaenidae, Pomacentridae, Paralichthyidae y Tetraodontidae) presentes en Gorgona y Malpelo, el 4,76 % (Phosichthyidae y Hemiramphidae) presentes en Sanquianga y Malpelo y el 2,38 % (Myctophidae) están presentes en las tres áreas protegidas. Mientras 16,67 %, compuesto por las familias Pristigasteridae, Clupeidae, Belonidae, Gobiesocidae,

(6.12 %) and 12 further families that made up the remaining 6.37 %. 0.19 % of the samples consisted of un-classified yolk-sac larvae (Table 5, Figure 6).

For the Gorgona NNP the samples consisted of the families Bregmacerotidae (codlets) (17.65 %), Gobiidae (gobies) (13.11 %), Sciaenidae (croakers) (10.28 %), Haemulidae (grunts) (9.85 %), Trichiuridae (cutlass fish) (5.95 %), Paralichthyidae (flounders) (5.74 %), Engraulidae (anchovies) (3.97%), Cynoglossidae (tonguefishes) (3.05%), Serranidae (seabasses) (2,98 %) and 20 further families that accounted for 19.92 % of the total abundance. 4.89 % consisted of unclassified yolk-sac larvae and 2.62 % was classified as others (Table 5, Figure7). For the Malpelo FFS the catch consisted of the families Phosichthyidae (lightfish) (48.69 %), Gobiidae (gobies) (13.11 %), Myctophidae (lanternfish) (25.65 %), Hemiramphidae (halfbeaks) (11.52 %), Pomacentridae (damsel fish) (3.66 %) and eight further families that accounted for 8.90 % of the total abundance. Others accounted for 1.57 % (Table 5, Figure 8).

Of the 42 families identified, 14.29 % (Engraulidae, Serranidae, Carangidae, Haemulidae, Sciaenidae and Gobiidae) were present both in Sanquianga and in Gorgona, 11.90 % (Paralepididae, Coryphaenidae, Pomacentridae, Paralichthyidae and Tetraodontidae) in Gorgona and Malpelo, 4.76 % (Phosichthyidae and Hemiramphidae) in Sanquianga and Malpelo and 2.38 % (Myctophidae) in all three protected areas. While 16.67 %, of the total -the families Pristigasteridae, Clupeidae, Belonidae, Gobiesocidae, Eleotridae, Scombridae and Achiridae-

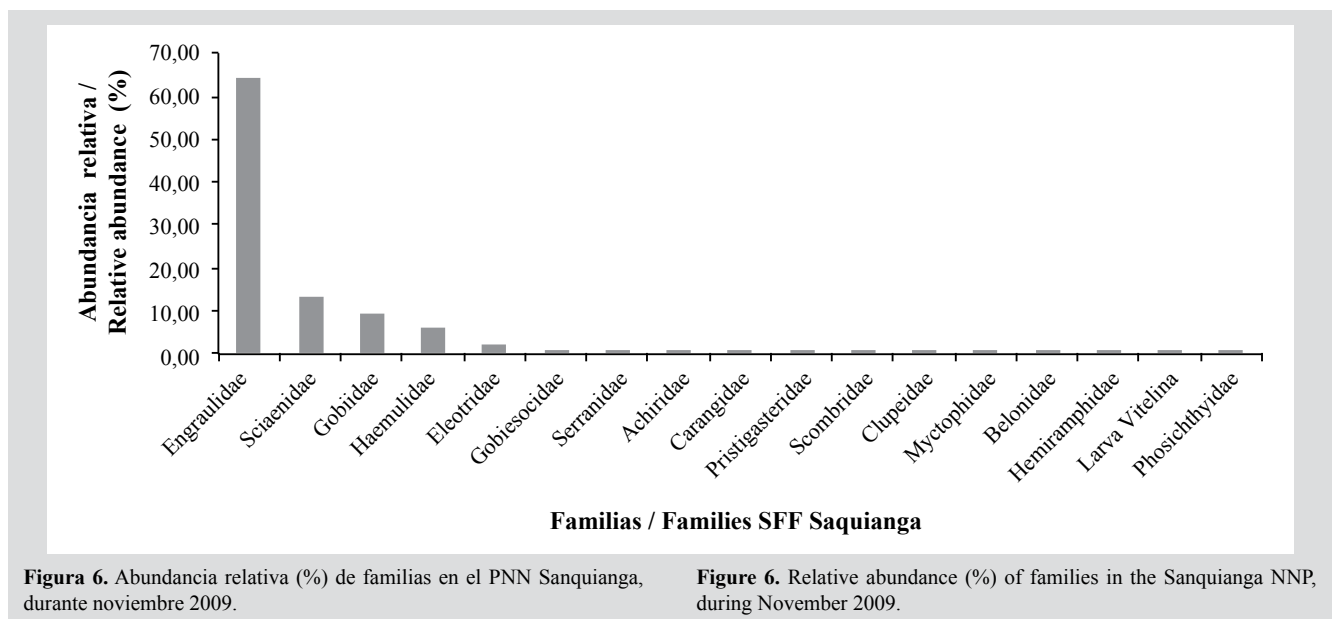


Figura 6. Abundancia relativa (%) de familias en el PNN Sanquianga, durante noviembre 2009.

Figure 6. Relative abundance (%) of families in the Sanquianga NNP, during November 2009.

Eleotridae, Scombridae y Achiridae fueron exclusivas para el PNN Sanquianga; 40,48 %, familias Aulopidae, Synodontidae, Ophidiidae, Bythitidae, Bregmacerotidae, Merlucciidae, Mugilidae, Melamphaidae, Scorpaenidae, Gerreidae, Mullidae, Labridae, Tripterygiidae, Blenniidae, Microdesmidae, Trichiuridae y Cynoglossidae, fueron exclusivas del PNN Gorgona; 9,52 %, familias Gonostomatidae, Exocoetidae, Lutjanidae y Nomeidae fueron exclusivas para el SFF Malpelo (Tabla 5).

were found exclusively in the Sanquianga NNP, 40.48 % (the families Aulopidae, Synodontidae, Ophidiidae, Bythitidae, Bregmacerotidae, Merlucciidae, Mugilidae, Melamphaidae, Scorpaenidae, Gerreidae, Mullidae, Labridae, Tripterygiidae, Blenniidae, Microdesmidae, Trichiuridae and Cynoglossidae) were found exclusively in the Gorgona NNP; and 9.52 % -the Gonostomatidae, Exocoetidae, Lutjanidae and Nomeidae- were exclusive to the Malpelo FFS (Table 5).

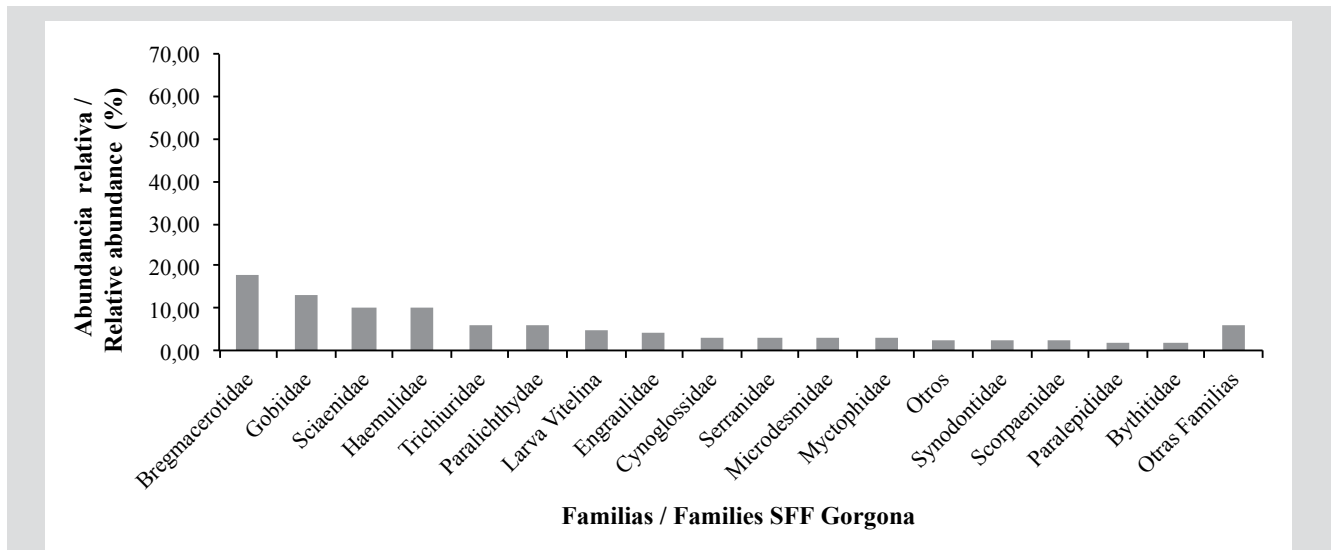


Figura 7. Abundancia relativa (%) de familias en el PNN Gorgona, durante noviembre 2009.

Figure 7. Relative abundance (%) of families in the Gorgona NNP during November 2009.

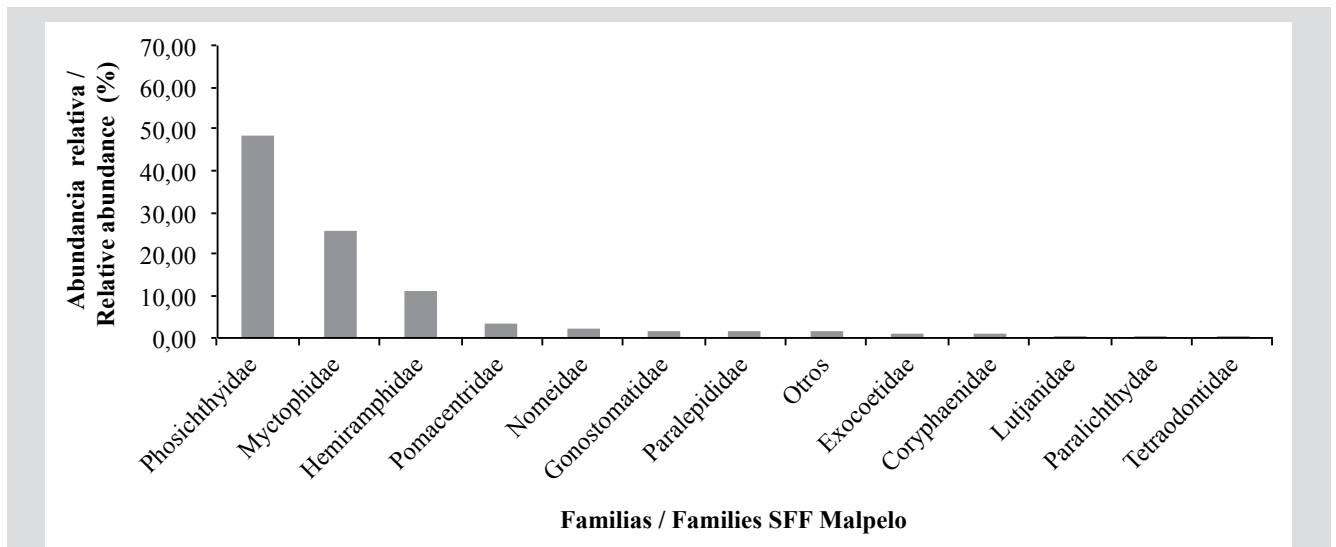


Figura 8. Abundancia relativa (%) de familias en el SFF Malpelo, durante noviembre 2009.

Figure 8. Relative abundance (%) of families in the Malpelo FFS, during November 2009.

**Tabla 5.** Composición y abundancia relativa (%) de las larvas de peces presentes en el PNN Sanquianga, PNN Gorgona y SFF Malpelo, Pacífico colombiano, durante noviembre de 2009**Table 5.** Composition and relative abundance (%) of fish larvae present in the Sanquianga and Gorgona NNPs and Malpelo FFS, Colombian Pacific, November 2009.

Familia - Especie / Family - Species	PNN Sanquianga		PNN Gorgona		SFF Malpelo	
	Total	(%)	Total	(%)	Total	(%)
<b>Engraulidae</b>						
<i>Anchoa</i> sp.1	4	0.26				
<i>Anchovia macrolepidota</i>	61	3.93				
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	935	60.21	56	3.97		
<b>Pristigasteridae</b>						
<i>Opisthopterus effulgens</i>	4	0.26				
<b>Clupeidae</b>						
<i>Opisthonema</i> sp.	3	0.19				
<b>Gonostomatidae</b>						
<i>Cyclothone</i> sp.					2	1.05
<i>Cyclothone signatha</i>					1	0.52
<b>Phosichthyidae</b>						
<i>Vinciguerria lucetia</i>					93	48.69
<i>Woodsia</i> sp.	2	0.13				
<b>Aulopodidae</b>						
<i>Aulopus bajacali</i>			8	0.57		
<b>Synodontidae</b>						
<i>Synodus evermanni</i>			1	0.07		
<i>Synodus scituliceps</i>			17	1.20		
<i>Synodus</i> spp.			15	1.06		
<b>Paralepididae</b>						
<i>Lestidiops neles</i>					3	1.57
<i>Lestidiops pacificus</i>			23	1.63		
<b>Myctophidae</b>						
<i>Bentosema panamense</i>					3	1.57
<i>Diaphus pacificus</i>					4	2.09
<i>Diogenichthys laternatus</i>			31	2.20	4	2.09
<i>Lampanyctus parvicauda</i>			6	0.43	18	9.42
<i>Lampanyctus tenuiformes</i>					5	2.62
<i>Myctophum aurolaternatum</i>	3	0.19				
<i>Myctophum</i> sp1.			3	0.21		
<i>Nannobranchium</i> sp.					13	6.81
<i>Symbolophorus evermanni</i>					2	1.05
<b>Ophidiidae</b>						
<i>Lepophidium</i> sp.			12	0.85		



Familia - Especie / Family - Species	PNN Sanquianga		PNN Gorgona		SFF Malpelo	
	Total	(%)	Total	(%)	Total	(%)
<b>Bythitidae</b>						
<i>Cataetyx cf. simus</i>			23	1.63		
<b>Bregmacerotidae</b>						
<i>Bregmaceros bathymaster</i>			249	17.65		
<b>Merlucciidae</b>						
<i>Merluccius angustimanus</i>			3	0.21		
<b>Mugilidae</b>						
<i>Mugil curema</i>			3	0.21		
<b>Belonidae</b>						
<i>Strongylura scapularis</i>	3	0.19				
<b>Exocoetidae</b>						
<i>Cheilopogon sp.</i>					2	1.05
<b>Hemiramphidae</b>						
<i>Hyporhamphus sp.</i>	3	0.19			21	10.99
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>					1	0.52
<b>Melamphidae</b>						
<i>Melamphaes sp.2</i>			9	0.64		
<b>Scorpaenidae</b>						
<i>Scorpaena guttata</i>			17	1.20		
Scorpaenidae sp.			15	1.06		
<b>Serranidae</b>						
<i>Paralabrax sp.1</i>	13	0.84				
<i>Serranus sp.1</i>			8	0.57		
<i>Serranus sp.3</i>			34	2.41		
<b>Coryphaenidae</b>						
<i>Coryphaena hippurus</i>			8	0.57	2	1.05
<b>Carangidae</b>						
<i>Alectis ciliaris</i>			3	0.21		
<i>Selar crumenophthalmus</i>			6	0.43		
<i>Seriola lalandi</i>	4	0.26				
<i>Seriola sp.</i>	1	0.06				
<b>Lutjanidae</b>						
<i>Hoplopagrus guentherii</i>					1	0.52
<b>Gerreidae</b>						
<i>Eucinostomus sp.</i>			10	0.71		



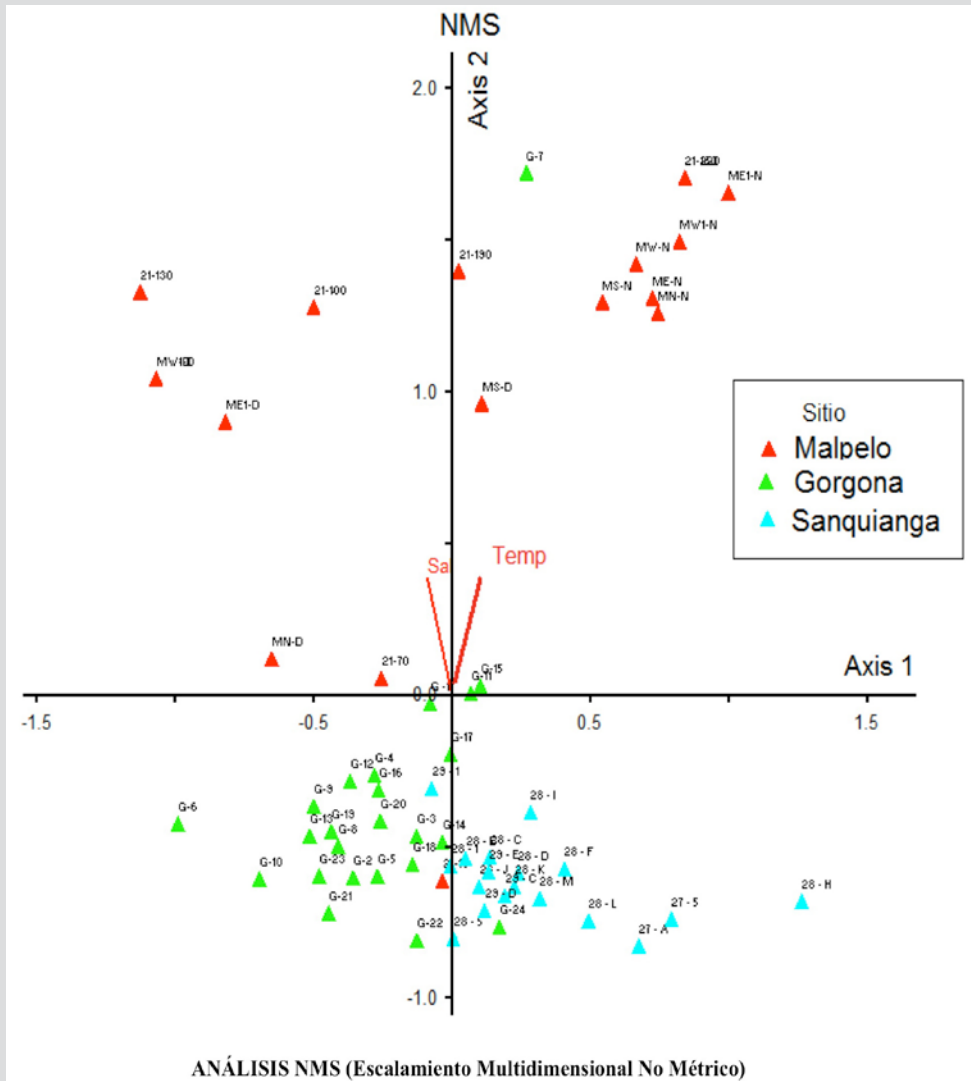
Familia - Especie / Family - Species	PNN Sanquianga		PNN Gorgona		SFF Malpelo	
	Total	(%)	Total	(%)	Total	(%)
<b>Haemulidae</b>						
<i>Haemulidae</i> sp.1	62	3.99	40	2.38		
<i>Haemulidae</i> sp.2			38	2.69		
<i>Haemulidae</i> spp.	33	2.12	61	4.32		
<b>Sciaenidae</b>						
<i>Bairdiella</i> spp.			2	0.14		
<i>Isopisthus remifer</i>			2	0.14		
<i>Larimus</i> sp.1			81	5.74		
<i>Larimus</i> sp.3	48	3.09				
<i>Menticirrhus</i> sp.	3	0.19				
<i>Stellifer</i> sp.2	6	0.39				
<i>Stellifer</i> sp.3	8	0.52	15	1.06		
<i>Sciaenidae</i> spp.	143	9.21	45	3.19		
<b>Mullidae</b>						
<i>Mullidae</i> sp.			2	0.14		
<b>Pomacentridae</b>						
<i>Abudefduf troschelii</i>					4	2.09
<i>Azurina atrilobata</i>			1	0.07	3	1.57
<i>Stegastes</i> spp.			5	0.35		
<b>Labridae</b>						
<i>Halichoeres</i> spp.			3	0.21		
<b>Tripterygiidae</b>						
<i>Axoclinus lucillae</i>			5	0.35		
<b>Blenniidae</b>						
<i>Hypsoblennius brevipinnis</i>			6	0.43		
<b>Gobiesocidae</b>						
<i>Gobiesox</i> sp.2	2	0.13				
<i>Gobiesox</i> sp.3	5	0.32				
<i>Gobiesocidae</i> sp.	8	0.52				
<b>Eleotridae</b>						
<i>Dormitator latifrons</i>	38	2.45				
<b>Gobiidae</b>						
<i>Microgobius</i> sp.	17	1.09				
<i>Lythrypnus</i> sp.			3	0.21		
<i>Gobiidae</i> sp.1	16	1.03	37	2.62		
<i>Gobiidae</i> sp.2			10	0.71		
<i>Gobiidae</i> sp.3	48	3.09	10	0.71		
<i>Gobiidae</i> sp.4	27	1.74	85	6.02		
<i>Gobiidae</i> sp.7	18	1.16				
<i>Gobiidae</i> spp.	22	1.42	40	2.38		



Familia - Especie / Family - Species	PNN Sanquianga		PNN Gorgona		SFF Malpelo	
	Total	(%)	Total	(%)	Total	(%)
<b>Microdesmidae</b>						
<i>Clarkichthys bilineatus</i>			40	2.83		
<i>Gunnellichthys</i> sp.			2	0.14		
<b>Trichiuridae</b>						
<i>Trichiurus nitens</i>			84	5.95		
<b>Scombridae</b>						
<i>Auxis</i> sp.1	4	0.26				
<b>Nomeidae</b>						
<i>Cubiceps pauciradiatus</i>					4	2.09
<b>Paralichthyidae</b>						
<i>Citharichthys gilberti</i>			73	5.17		
<i>Citharichthys</i> sp.			8	0.57		
<i>Syacium ovale</i>					1	0.52
<b>Achiridae</b>						
<i>Achirus kluzingueri</i>	4	0.26				
<i>Achirus mazatlanus</i>	2	0.13				
<b>Cynoglossidae</b>						
<i>Symphurus chabanaudi</i>			8	0.57		
<i>Symphurus</i> sp.			35	2.48		
<b>Tetraodontidae</b>						
<i>Sphoeroides annulatus</i>			1	0.07		
<i>Sphoeroides lobatus</i>			3	0.21	1	0.52
<b>Larva Vitelinas</b>	3	0.19	69	4.89		
<b>Otros</b>			37	2.62	3	1.57
<b>TOTAL</b>	1553	100	1411	100	191	100

El análisis de ordenación fue muy consistente, se observan diferencias (evidenciada por la distancia de los puntos) de la riqueza y composición de especies separando las áreas en tres grupos: PNN Sanquianga ubicada en la zona costera (asociada al eje 1, separada de Malpelo por salinidad y temperatura y de Gorgona por salinidad), Gorgona en la zona intermedia (asociada también al eje 1, separada de Malpelo por temperatura y de Sanquianga por salinidad) y Malpelo en la zona oceánica (asociada al eje 2, separada de Sanquianga por salinidad y temperatura y de Gorgona por temperatura). Resulta evidente la clara separación en la distribución de los puntos en los sitios por área, lo que respalda la ubicación de las áreas en las zonas costera, intermedia y oceánica (Figura 9).

The ordination analysis was very consistent, differences (evidenced by distance from the points) were observed in the richness and composition of species by separating the area into three groups: the Sanquianga NNP located in the coastal area (associated with axis 1, differentiated from Malpelo by salinity and temperature and from Gorgona by salinity), Gorgona in the intermediate zone (also associated with axis 1 and differentiated from Malpelo by temperature and from Sanquianga by salinity) and Malpelo, in the oceanic zone (associated with axis 2, differentiated from Sanquianga by salinity and temperature and from Gorgona by temperature). The clear differentiation between the distribution of the points in the localities by area is evident, a finding that supports the decision to separate the areas into the coastal, intermediate and oceanic zones (Figure 9).



**Figura 9.** Análisis NMS sitio 1 rojo (SFF Malpelo), sitio 2 verde (PNN Gorgona) y sitio 3 azul (PNN Sanquianga), noviembre 2009.

**Figure 9.** NMS analysis of site 1 red (Malpelo FFS), site 2 green (Gorgona NNP) and site 3 blue (Sanquianga NNP), November 2009.

El área protegida del PNN Sanquianga, ubicada en la zona costera, presentó la mayor abundancia dominada por la especie *Cetengraulis mysticetus* con 935 larvas/10 m<sup>2</sup> (60,21 %). El PNN Gorgona presentó una abundancia menor, dominada por la especie *Bregmaceros bathymaster* con 249 larvas/10 m<sup>2</sup> (17,65 %). El SFF Malpelo ubicado en la zona oceánica, mostró una abundancia muy baja de larvas de peces en comparación con las otras áreas, dominada por la especie *Vinciguerria lucetia* 93 larvas/10 m<sup>2</sup> (48,69 %). Para noviembre de 2009 se encontraron huevos de la familia Engraulidae en el PNN Gorgona, lo cual puede ser normal; sin embargo, no lo es con un valor de muy alta abundancia. De igual manera, resulta sorpresivo haber encontrado huevos de esta familia en los alrededores de Malpelo, de noche al occidente y en el día al sur.

Sanquianga NNP, located in the coastal zone, had the greatest species abundance, dominated by *Cetengraulis mysticetus*, with 935 larvae/10 m<sup>2</sup> (60.21 %). The Gorgona NNP had lower abundance levels and was dominated by *Bregmaceros bathymaster*, with 249 larvae/10 m<sup>2</sup> (17.65 %). The Malpelo FFS, in the oceanic zone, displayed very low fish larvae abundance compared to the other areas, with the species *Vinciguerria lucetia* predominating, with 93 larvae/10 m<sup>2</sup> (48.69 %). In November 2009, Engraulidae eggs were found in the Gorgona NNP, a finding that might be normal. However, it did not have a high abundance. Similarly, it is surprising that eggs of this family were found in the surroundings of Malpelo, at night to the west and by day to the south.

## DISCUSIÓN

Considerando las condiciones de temperatura superficial registradas durante noviembre/09 para las tres áreas muestreadas se puede determinar que la media para el PNN Gorgona y el PNN Sanquianga se encuentra en el rango de temperaturas medias. Estos valores son característicos de aguas cálidas. Mientras que los valores de salinidad son variables, la media encontrada para el área del PNN Sanquianga se encuentra en el rango de salinidades bajas, lo que es normal pues su posición en la zona nerítica y que hace que se encuentre influenciada por el gran aporte de los ríos Patía y Sanquianga.

Por su parte las áreas del PNN Gorgona y el SFF Malpelo presentaron salinidades en el rango de medias a altas, lo que también es normal para sus zonas y el mes de muestreo, dado que las dos áreas protegidas se encuentran más alejadas de costa y por lo tanto con menor aporte fluvial. Esto corresponde a las condiciones normales para el área y época que va de mayo a diciembre con bajos valores de salinidad superficial y una termoclina profunda (40 a 50 m) (Stevenson *et al.* 1970; Giraldo, 2008; Giraldo *et al.*, 2008a). Mientras la temperatura para el SFF Malpelo se encontró en el rango de altas, lo que coincide con lo registrado para 2009 acerca de la presencia de un posible evento El Niño (BAC, 2009). Estos eventos generan importantes impactos climáticos, oceanográficos, biológicos y económicos en todo el planeta (Chávez, 1987; Mann y Lazier, 1996; Levinton, 2001; Franco-Gordo *et al.*, 2004), produciendo un descenso en la tasa de producción primaria y una disminución en la composición y biomasa zooplanctónica, que afecta la sobrevivencia, reproducción y distribución de los organismos de niveles tróficos superiores como peces, aves y mamíferos (Chávez, 1996; Martínez-Aguilar *et al.*, 2010).

Los valores de biomasa fueron relativamente estables en el rango de medias durante noviembre de 2009 para las tres áreas muestreadas, lo que evidenció un aporte de producción secundaria importante que aparentemente no se vio afectada por los valores altos de temperatura que se presentaron en el mes muestreado. Noviembre de 2009 no fue un mes importante para el desove y alevinaje de muchas especies de peces, pues entre 60 % y 95 % de las estaciones presentaron abundancias bajas de huevos y larvas para Sanquianga, Gorgona y Malpelo; esto también puede deberse a que el evento El Niño también incide en el reclutamiento de larvas y la tasa de mortalidad natural

## DISCUSSION

Sea surface temperature at Gorgona and Sanquianga in November 2009 fell within the average ranges. These values are characteristic of warm waters. Average salinity at Sanquianga was low, which is to be expected given its position in the neritic zone and because it is influenced by large quantities of fresh water from the Patía and Sanquianga rivers.

For their part, salinity in the areas sampled in the Gorgona NNP and the Malpelo FFS were in the medium to high ranges, a result that is also to be expected in these areas and at the time of year, as both protected areas are far away from the coast and less prone to fluvial influence. This corresponds to the normal conditions found in these areas and season (May to December), characterized by low surface salinity values and a marked thermocline (at 40 to 50 m) (Stevenson *et al.* 1970; Giraldo, 2008; Giraldo *et al.*, 2008a). For its part, the temperature in the Malpelo FFS was in the high range, coinciding with temperatures recorded for 2009 that were associated with a possible El Niño event (BAC, 2009). Events of this kind have significant climatic, oceanographic, biological and economic consequences for the entire planet (Chávez, 1987; Mann and Lazier, 1996; Levinton, 2001; Franco-Gordo *et al.*, 2004), negatively affecting primary production and reducing the composition of the zooplanktonic biomass, which in turn affects the survival, reproduction and distribution of organisms at higher trophic levels, such as fish, birds and mammals (Chávez, 1996; Martínez-Aguilar *et al.*, 2010).

In November 2009, biomass values were relatively stable, within average ranges for the month in the three areas sampled, providing evidence of significant secondary production that was apparently not affected by the high temperatures recorded for that month. November 2009 was not a significant spawning month and yolk-sac larvae were scarce, given that between 60 % and 95 % of the stations had low levels of abundance of eggs and larvae in Sanquianga, Gorgona and Malpelo. This might also be partially explained by the fact that the El Niño event is likely to have affected both the recruitment of larvae and the natural mortality rate of ichthyoplankton (Connol and Roughgarden, 1999; Hopcroft *et al.*, 2002; Lavaniegos *et al.*, 2002). During November 2009, the Sanquianga NNP had the greatest relative abundance, followed by the Gorgona NNP and the Malpelo FFS, while the Gorgona NNP was richest in species, followed by the Sanquianga NNP and the Malpelo FFS.

del ictioplancton (Connoly y Roughgarden, 1999; Hopcroft *et al.*, 2002; Lavaniegos *et al.*, 2002). Durante noviembre de 2009, el PNN Sanquianga presentó la mayor abundancia relativa, seguido por el PNN Gorgona y SFF Malpelo. Mientras la mayor riqueza de especies se encontró en el PNN Gorgona, seguido del PNN Sanquianga y el SFF Malpelo.

El área protegida del PNN Sanquianga, ubicada en la zona costera presentó la mayor abundancia, dominada por *Cetengraulis mysticetus*, la cual se constituye en una de las principales especies desde el punto de vista ecológico y económico para la zona costera, ya que soporta la base de la cadena trófica y en su momento era la materia prima de la industria de harina y aceite de pescado (Beltrán-León, 1992; Beltrán-León *et al.*, 1994; Zapata *et al.*, 2013). El PNN Gorgona presentó la mayor diversidad y riqueza de las tres áreas, lo que puede ser normal como zona intermedia, dado que en ella pueden confluír especies tanto de la zona costera como de la oceánica, pero con abundancia más baja, dominada por *Bregmaceros bathymaster* de importancia ecológica. El SFF Malpelo ubicado en la zona oceánica presentó menos abundancia de larvas que Gorgona y Sanquianga, lo que es normal para sistemas oligotróficos oceánicos tropicales que presentan menores abundancias, dominada por la especie *Vinciguerria lucetia* de importancia ecológica.

La disminución drástica en la abundancia de huevos y larvas de peces para noviembre en Malpelo estuvo probablemente acentuada como una respuesta de los organismos a las altas temperaturas que se presentaron durante noviembre de 2009 en esta zona ( $> 28,5$  °C), coincidiendo con lo registrado por el Boletín de Alerta Climática (BAC, 2009) de julio de 2009 que reporta el desarrollo de un evento El Niño, que se extendió hasta el primer trimestre de 2010. En dicho boletín, el Centro de Control Contaminación del Pacífico (CCCP) manifiesta que durante el monitoreo de julio de 2009, se presentó una anomalía positiva a nivel superficial de  $0,72$  °C respecto a la media histórica.

El empobrecimiento de los hábitats pelágicos durante la fase cálida ENOS es uno de los efectos más descritos en la literatura (Martínez-Aguilar *et al.*, 2010). Para 2009, se encontraron huevos de la familia Engraulidae en abundancia muy alta en Gorgona y muy baja en los alrededores de Malpelo, en el occidente de noche y en el sur de día; cabe resaltar que es la primera vez que esta familia compuesta por pequeños pelágicos costeros, es recolectada en Malpelo, que por su característica oceánica no es el lugar

The protected area of Sanquianga NNP, located in the coastal zone, had the highest levels of abundance, *Cetengraulis mysticetus* being the most abundant species, and one of the zone's most important from an ecological and economic point of view, as it is at the bottom of the food web and, in the past, was also the main raw material for the fish meal and fish oil industries (Beltrán-León, 1992; Beltrán-León *et al.*, 1994; Zapata *et al.*, 2013). Of the three areas, the Gorgona NNP displayed the greatest levels of diversity and richness, a finding that might be expected for an intermediate zone, as species from the coastal and the oceanic zones may be present there, though at lower levels of abundance. The predominant species was the ecologically important *Bregmaceros bathymaster*. The Malpelo FFS, located in the oceanic zone, was less abundant in larvae than Gorgona and Sanquianga, which is normal for tropical oceanic oligotrophic systems, that display lower levels of abundance. The dominant species was the ecologically important *Vinciguerria lucetia*.

It is probable that the drastic reduction in the abundance of eggs and fish larvae in Malpelo in November reflected the response of organisms to the high temperatures that characterized the zone in 2009 ( $> 28.5$  °C), as recorded in the July 2009 *Boletín de Alerta Climática* [Climate Alert Bulletin] (BAC, 2009), which reported on an El Niño event that lasted into the first quarter of 2010. In the bulletin, the *Centro de Control de Contaminación del Pacífico* (Pacific Pollution Control Center, CCCP) reported a positive anomaly of  $0.72$  °C compared to the historical average for the monitoring it carried out in July 2009.

The impoverishment of pelagic habitats during the warm phase of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) is one of the effects that has been most frequently described in the literature (Martínez-Aguilar *et al.*, 2010). In 2009, eggs of the Engraulidae family were found in great abundance in Gorgona but were decidedly scarce around Malpelo (to the west at night and to the south during the day). It is worth stressing that this was the first time that individuals of this family were collected in Malpelo, which – because of its oceanic location – is not the typical place to find a family that is considered coastal pelagic typically found between 8 and 12 km offshore, at depths not exceeding 25 m (Chirichigno, 1998). This is likely explained by possible changes in the system of currents in the Colombian Pacific, which enabled members of this family to disperse to zones beyond their habitual distribution areas. This is consistent with the suggestion by López-Peralta (1984), who argued



típico de una especie considerada pelágica costera de aguas tropicales y subtropicales distribuida entre los 8 y 12 km mar afuera, y a profundidades hasta de 25 m (Chirichigno, 1998). Lo anterior probablemente como un resultado de posibles alteraciones en el sistema de corrientes en el Pacífico colombiano, donde esta familia pudo desplazarse a zonas no habituales en su distribución. Esto es consistente con lo indicado por López-Peralta (1984), quien plantea que debido a que los huevos de peces son derivadores pasivos, es de esperar alta frecuencia de los mismos en la parte oceánica influenciados por el patrón de circulación superficial, el cual se ve afectado por la corriente de Colombia, que en noviembre es más intensa (vientos alisios del sur hacia el noroccidente), durante la época de lluvias (mayo-noviembre) el jet de Panamá se debilita, y la circulación en el Pacífico colombiano está dominada por la formación de un giro anticiclónico en la zona central (Rodríguez-Rubio *et al.*, 2003; Devis-Morales *et al.*, 2008). En términos generales se ha identificado a la oscilación estacional de los vientos alisios como el principal forzante atmosférico, que modula el patrón de circulación de mesoescala y productividad regional (Rodríguez-Rubio y Giraldo, 2011). Esto implica necesariamente el transporte de huevos fuera de la costa, aumentando su densidad en la parte oceánica. De igual manera se nota una posible respuesta de la familia Engraulidae a los cambios medioambientales anómalos (altas temperaturas) que se presentaron (Beltrán-León, 2002).

El análisis de comunidad NMS fue muy consistente ya que permite observar la agrupación de las estaciones y las especies por área, lo que respalda la ubicación espacial de las áreas así: en la zona costera el PNN Sanquianga con la mayor abundancia representada por *Cetengraulis mysticetus*, en la zona intermedia el PNN Gorgona representada por *Bregmaceros bathymaster* y en la zona oceánica el SFF Malpelo representada por *Vinciguerrria lucetia*, evidenciando diferencias en los parámetros ambientales que inciden en la distribución de las larvas, mostrando también familias exclusivas para cada área.

## CONCLUSIONES

Noviembre de 2009 no fue un mes importante para el desove y alevinaje de muchas especies de peces, ya que se presentaron abundancias bajas en las áreas protegidas. El PNN Sanquianga, ubicado en la zona costera, presentó las mayores abundancias de larvas de la familia Engraulidae (carduma), mientras el PNN Gorgona presentó las mayores abundancias de larvas de peces y el SFF Malpelo presentó

that, as fish eggs float passively, they should be expected to occur in numbers in a part of the ocean influenced by the pattern of surface circulation, itself affected by the Colombian current, which is strongest in November (trade winds blowing from the south to the northwest), and by the weakening of the Panama Jet during the rainy season (May-November), while the Colombian Pacific circulation is dominated by the formation of an anticyclonic rotation (Rodríguez-Rubio *et al.*, 2003; Devis-Morales *et al.*, 2008). In general terms, seasonal oscillations in the trade winds have been found to constitute the principal atmospheric driver modulating the pattern of mesoscale circulation and regional productivity (Rodríguez-Rubio and Giraldo, 2011). This necessarily implies the transport of eggs away from the coast, increasing their density in the oceanic zone. Similarly, it is possible that the Engraulidae family was responding to the anomalous environmental changes (high temperatures) it faced (Beltrán-León, 2002).

The NMS analysis of the community was very consistent, in that it made it possible to visualize the grouping of the stations and species by area, justifying the choice of locations, as follows: the coastal zone of the Sanquianga NNP where *Cetengraulis mysticetus* dominated, the Gorgona NNP represented by *Bregmaceros bathymaster* and the oceanic zone of the Malpelo FFS where *Vinciguerrria lucetia* was the most abundant. These findings illustrate that differences in the environmental parameters influence the distribution of the larvae as well as the families that were exclusive to each zone.

## CONCLUSIONS

For many fish species, November 2009 was not a significant spawning month and yolk-sac larvae were not abundant in the protected areas. The greatest abundance of larvae in the Sanquianga NNP, in the coastal zone, came from Engraulidae, while the Gorgona NNP presented the greatest abundance of fish larvae and the Malpelo FFS the lowest abundance of eggs and fish larvae, probably the result of the response of organisms to the high temperatures experienced during November 2009.

The principal families captured were, by area, Engraulidae with *Cetengraulis mysticetus* (Sanquianga NNP), Bregmacerotidae represented by *Bregmaceros bathymaster* (Gorgona NNP) and Phosichthyidae in the form of *Vinciguerrria lucetia* (Malpelo FFS). The NMS analysis of the community was very consistent, confirming

las menores abundancias de huevos y larvas de peces, probablemente como una respuesta de los organismos a las altas temperaturas que se presentaron durante noviembre de 2009.

Las principales familias capturadas y representativas de cada área fueron Engraulidae con *Cetengraulis mysticetus* (PNN Sanquianga), Bregmacerotidae con *Bregmaceros bathymaster* (PNN Gorgona) y Phosichthyidae con *Vinciguerria lucetia* (SFF Malpelo). El análisis de comunidad NMS fue muy consistente evidenciando la separación de las áreas en costera para el PNN Sanquianga, intermedia con el PNN Gorgona y oceánica con el SFF Malpelo, mostrando diferencias en los parámetros ambientales que inciden en la distribución y exclusividad en las familias de larvas. Los promedios de temperatura encontrados en el SFF Malpelo sugieren la presencia de una anomalía térmica positiva, evidenciando su influencia sobre el patrón de distribución y disminución de la abundancia de ictioplancton, donde también se encontraron huevos de Engraulidae de distribución pelágica costera, probablemente como un resultado de posibles alteraciones en el sistema de corrientes en el Pacífico colombiano, donde esta familia pudo desplazarse a zonas no habituales en su distribución.

## AGRADECIMIENTOS

A los funcionarios de las áreas protegidas Sanquianga, Gorgona y Malpelo por el apoyo brindado durante las salidas de campo. A los administradores de las áreas por el apoyo logístico durante las expediciones científicas. A Parques Nacionales, Fundación Malpelo, WWF Colombia y Conservación Internacional por el apoyo brindado a través de los diferentes proyectos de cooperación. A las otras entidades participantes de los proyectos y sus respectivos investigadores, por el apoyo brindado. A Julio Herrera y Francisco Álvarez por el apoyo en el análisis estadístico. A Luis Zapata (WWF-Colombia) por la revisión del manuscrito. A Leydi Cuadros (WWF-Colombia) por la elaboración de los mapas.

the separation of the areas into coastal, intermediate and oceanic zones (respectively, the Sanquianga and Gorgona NNPs and the Malpelo FFS), demonstrating in this way the differences in the environmental parameters that influenced the distribution and exclusivity of larvae across the different families. The average temperatures found in the Malpelo FFS suggest the presence of a positive thermal anomaly, showing that this exerted influence on the distribution pattern and reduced abundance of ichthyoplankton. In this zone, eggs of pelagic coastal Engraulidae were also found, probably as a result of changes to the system of currents in the Colombian Pacific, which allowed members of the family to disperse to zones in which they are not usually found.

## ACKNOWLEDGMENTS

We wish to thank the officials working in the protected areas of Sanquianga, Gorgona and Malpelo for the support they offered during field trips, as well as the administrators of the areas for the logistical support provided. We also thank the *Sistema de Parques Nacionales Naturales* (System of Natural National Parks), the Fundación Malpelo, WWF-Colombia and Conservation International for the financial support they provided in the form of project grants. Our gratitude, furthermore, to the other organizations involved in the projects and the researchers working with them. Finally, our thanks to Julio Herrera and Francisco Álvarez for their help with the statistical analyses, to Luis Zapata (WWF-Colombia) for reviewing the text and to Leydi Cuadros (also WWF-Colombia) for preparing the maps.



## BIBLIOGRAFIA / LITERATURE CITED

- Beltrán-León, B.S. 1992. Identificación y descripción de los tipos de huevos, larvas y post-larvas de Engraulidos y Clupeidos (Pisces, Clupeiformes) en el Pacífico colombiano febrero-marzo de 1991. Tesis Biol. Énfasis Mar. Univ. Valle, Cali. 134 p.
- Beltrán-León, B. S. 2002. Changes in the distribution, abundance, and spawning season of the anchovy *Cetengraulis mysticetus*, in the Pacific Ocean off Colombia during the Events of El Niño and La Niña. *Invest. Mar.*, 30(1): 106-107.
- Beltrán-León, B. S. 2007. Caracterización del ictioplancton en el transecto Buenaventura-Malpelo. En: DIMAR-CCCP y Uaesppn-DTSO (Eds). Santuario de Fauna y Flora Malpelo: descubrimiento en marcha. Serie Publ. Esp. DIMAR, 5: 73-96.
- Beltrán-León, B. S. y R. Ríos. 2000. Estadios tempranos de peces del Pacífico colombiano. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA, Buenaventura. 727 p.
- Beltrán-León, B. S., G. E. Ramos, J. C. Escobar y J. A. Tovar, 1994. Distribución y abundancia de huevos y larvas de *Opisthonema* spp. (Gill 1961) y *Cetengraulis mysticetus* (Günther 1866) (Pisces: Clupeiformes) en el Pacífico colombiano, durante enero de 1993. *Bol. Cient. INPA*, 2: 181-199.
- BAC.2009. Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS), Boletín de alerta climático. <http://www.inocar.mil.ec/boletin/BAC/bac226.pdf>.
- Chávez, F.P. 1987. El Niño y la Oscilación del Sur. *Invest. Cienc.*, 128: 46-55.
- Chávez, F.P. 1996. Forcing and biological impact of onset of the 1992 El Niño in central California. *Geophys. Res. Lett.*, 23: 265-268.
- Chirichigno, N. 1998. Clave para identificar los peces marinos del Perú. 2a ed. IMARPE Pub. Especial. El Callao. 496 p.
- Connoly, S.R. and J. Roughgarden. 1999. Increased recruitment of northeast Pacific barnacles during the 1997 El Niño. *Limnol. Oceanogr.*, 44: 466-469.
- Devis-Morales, A., W. Schneider, R.A. Montoya-Sánchez and E. Rodríguez-Rubio. 2008. Monsoon-like winds reverse oceanic circulation in the Panama Bight. *Geophys. Res. Lett.*, 35: L20607. DOI: 10.1029/2008GL035172.
- Escarria, E., B. Beltrán-León and A. Giraldo. 2007. Ichthyoplankton in the Nacional Natural Park Isla Gorgona (Pacific Ocean of Colombia) during September 2005. *Invest. Mar.*, 35(2): 127-133.
- Franco-Gordo, C., E. Godínez-Domínguez, A.E. Filonov, I.E. Tereshchenko and J. Freire. 2004. Plankton biomass and larval fish abundance prior to and during El Niño period of 1997-1998 along the central Pacific coast of México. *Progr. Oceanogr.*, 63: 99-123.
- Giraldo, A. 2008. Variabilidad espacial de temperatura, salinidad y transparencia en el ambiente pelágico del PNN Gorgona durante septiembre 2007 y marzo 2008. *Bol. Cient. CIOH*, 26: 157-163.
- Giraldo, A., E. Rodríguez-Rubio y F. Zapata. 2008. Condiciones oceanográficas en isla Gorgona, Pacífico oriental tropical de Colombia. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 36(1), 121-128.
- Giraldo, A., B. Valencia, J.D. Acevedo y M. Rivera. 2014. Fitoplancton y zooplancton en el área marina protegida de isla Gorgona, Colombia, y su relación con variables oceanográficas en estaciones lluviosa y seca. *Rev. Biol. Trop* vol. 62 suppl.1
- Hesterberg, T. C. 2015. What teachers should know about the bootstrap: resampling in the undergraduate statistics curriculum. *Am. Stat.*, 69 (4): 371-386. <https://doi.org/10.1080/00031305.2015.1089789>.
- Hopcroft, R.R., C. Clarke and F.P. Chávez. 2002. Copepod communities in Monterey Bay during the 1997-1999 El Niño and La Niña. *Progr. Oceanogr.*, 54: 251-264.
- Lavaniegos, B.E., L.C. Jiménez-Pérez and G. Gaxiola-Castro. 2002. Plankton response to El Niño 1997-1998 and La Niña 1999 in the southern region of the California Current. *Progr. Oceanogr.*, 54: 33-58.
- Levinton, J.S. 2001. Marine biology: function, biodiversity ecology. Oxford University Press, New York. 515 p.
- López-Peralta, R.H. 1984. Descripción y abundancia del ictioplancton entre 0 y 10 m de profundidad para el Pacífico colombiano (nov. 1982). Tesis Biología Marina. Univ. Jorge Tadeo Lozano., Bogotá. 218 p.
- Mann, K.H. and J.R. Lazier. 1996. Dynamics of marine ecosystems: biological-physical interactions in the oceans. Blackwell Science, Boston. 394 p.
- Martínez-Aguilar, T. I., A. Giraldo y E. Rodríguez-Rubio. 2010. Ictioplancton en la zona costera del Pacífico colombiano durante la fase terminal de El Niño 2006-2007. *Lat. Am. J. Aq. Res.*, 38(1):151-166 DOI: 10.3856/vol38-issue1-fulltext-14
- Moser, G. (Ed.) 1996 The early stages of fishes in the California Current Region. CalCOFI, Atlas No. 33. 1505 p.
- Rodríguez-Rubio, E. y A. Giraldo. 2011. Características oceanográficas en la isla Malpelo y su relación con la cuenca oceánica del Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 40 (Supl. Esp.): 19-32.
- Rodríguez-Rubio, E., W. Schneider and R. Abarca del Río. 2003. On the seasonal circulation within Panama Bight derived from satellite observations of winds, altimetry and sea surface temperature. *Geophys. Res. Lett.*, 30: 1410-1413.
- Rueda-Montenegro, C. y B. Beltrán-León. 1992. Ictioplancton de las familias Clupeidae y Engraulidae en el litoral pacífico colombiano. *Mem. VIII Sem. Nal. Cienc. Tecnol. Mar Congr. Centroam. Car. Cienc. Mar*, Santa Marta. 785-743 p.

- Smith, L. y S. Richardson. 1979. Técnicas estándar para prospecciones de huevos y larvas de peces pelágicos. FAO. Doc. Tec. Pesca, 175, 107 p.
- Stevenson, N., O. Guillén and J. Santoro. 1970. Marine atlas of the Pacific coastal waters of South America. Univ. Calif. Press. 23 p.
- Swearer, S. E., J. E., Caselle, D. W. Lea and R. R. Warner. 1999. Larval retention and recruitment in an island population of coral-reef fish. *Nature*, 402: 799-802.
- Welch, B.L. 1951. On the comparison of several mean values: An alternative approach. *Biometrika*, 38: 330-336.
- Zapata, L., J. Herrera, B. Beltrán-León, P. Jiménez, L. Prieto, C. Guevara-Flecher y E. Zambrano. 2011. Estado actual de la pesquería de pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano; 157-173. En: Díaz, J.M., C. Vieira y G. Melo (eds.), Diagnóstico de las principales pesquerías del Pacífico colombiano. Fundación Marviva – Colombia, Bogotá.
- Zapata, L. A., B. S, Beltrán-León, J. C. Herrera, P. Jiménez-Tello, L. M. Prieto, R. A. Baos, C. E. Guevara and E. Zambrano. 2013. Evaluation of the current state of small pelagic fisheries in the Colombian Pacific: ensuring the sustainability of the resource and evaluating its response to climate events. *Adv. Goesci.*, 33: 63-68.

**RECIBIDO/RECEIVED:** 25/07/2020

**ACEPTADO/ACCEPTED:** 05/05/2021



## Conservación de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) en Rincón del Mar, Colombia

### Conservation of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Rincón del Mar, Colombia

Nicolás Restrepo-Garzón<sup>1,2\*</sup>, Rafael Andrés Álvarez-Rodríguez<sup>1</sup>, Cristian Ramírez-Gallego<sup>3</sup>,

0000-0003-4551-4809

0000-0002-7206-1035

0000-0001-9485-5736

Tulio Ruíz-Álvarez<sup>1</sup> y Karla G. Barrientos-Muñoz<sup>4</sup>

0000-0003-3868-2126

0000-0003-3963-5727

1. Corporación Autónoma Regional de Sucre – CARSUCRE. Sincelejo, Colombia. rafalvarez1227@gmail.com, truíz@carsucre.gov.co
  2. Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia. nicolas.rgar@gmail.com\*
  3. Corporación para el Desarrollo de la Costa Caribe – CORPOCARIBE, Sincelejo, Colombia. ramirezgallego.cristian@gmail.com
  4. Fundación Tortugas del Mar – FTM y Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network – WIDECAST. Envigado, Antioquia, Colombia. karla.barrientos@udea.edu.co
- \* Autor de correspondencia.

#### RESUMEN

Se describen los procesos de conservación y ecología de anidación de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), producto del monitoreo sistemático entre 2018 y 2019 en el corregimiento de Rincón del Mar, San Onofre, Sucre. Se registraron seis nidadas de tortuga carey, todos fueron dejadas *in situ* y un nido fue saqueado por humanos. Las hembras desovaron un total de 761 huevos en cinco nidadas (promedio  $\pm$  DE:  $152,2 \pm 15,5$  huevos por nidada). El éxito de eclosión fue en promedio  $78,2 \pm 12,4$  % y el éxito de emergencia fue en promedio  $74,7 \pm 14,1$  % ( $n = 5$ ). El periodo de incubación fue en promedio de  $54 \pm 7,8$  días ( $n = 4$ ). Fueron liberadas 591 crías al mar, de las cuales 22 (3,72 %), fueron rescatadas y liberadas con la comunidad. Además, se realizaron mediciones físicas de los nidos (ancho, profundidad, distancia a la playa), medidas morfométricas de los neonatos (ARC, LRC y peso) y se identificaron amenazas en el sector. Nuestros resultados contribuyen al conocimiento del estado actual de la tortuga carey, así como lo indispensable de la participación comunitaria para su conservación en Rincón del Mar.

**PALABRAS CLAVE:** tortuga carey, conservación, ecología de anidación, éxito de eclosión, Caribe colombiano.

#### ABSTRACT

The conservation and nesting ecology of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) are described, as a result of a systematic monitoring between 2018 and 2019 in the municipality of Rincón del Mar, San Onofre, Sucre. Six hawksbill turtle nests were recorded *in situ*, one nest was poached by humans. The nesting female spawned a total of 761 eggs in five clutches (mean  $152.2 \pm 15.5$  eggs per clutch). Mean hatching success was  $78.2 \pm 12.4$  % and the mean emergence success was  $74.7 \pm 14.1$  % ( $n = 5$ ). The mean incubation period was  $54 \pm 7.8$  days ( $n = 4$ ). 591 hatchlings were released into the sea, of which 22 (3.72 %) were rescued and released with the community. In addition, physical measurements of the nests (width, depth, distance to the beach) and morphometric measurements of the hatchlings (SCW, SLC and weight) were carried out. Finally, 14 natural and anthropogenic threats were identified for the species in Rincón del Mar and different degrees of threat, according to the beach sector, being high, medium and low for Chichimán, Ana Gómez and Balsillas with Punta Gorda respectively. Our results contribute to the knowledge of the current status of the hawksbill turtle, as well as the importance of the community participation, systematic and standardized monitoring, and the urgency of generating plans and management units for their conservation in Rincón del Mar.

**KEYWORDS:** hawksbill turtle, conservation, nesting ecology, hatching success, Colombian Caribbean.



## INTRODUCCIÓN

La tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) se encuentra categorizada En Peligro Crítico de extinción por La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y en el libro Rojo de reptiles de Colombia (Meylan y Donnelly 1999; Mortimer y Donnelly, 2008; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). Adicionalmente, se encuentra en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, CITES (Rhodin *et al.*, 2018), en los Apéndices I y II de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres, CMS, y en el Anexo II del Protocolo Relativo a las Áreas y Flora Fauna Silvestres Especialmente Protegidas, SPAW (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020).

Sin embargo, a pesar de estar protegida por leyes y tratados nacionales e internacionales, es la tortuga marina con mayor presión antrópica (Meylan y Donnelly 1999; Mortimer y Donnelly, 2008; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). Además del consumo de su carne y huevos, el tráfico ilegal de su caparazón para la elaboración de artesanías, utensilios de cocina y espuelas para peleas de gallos, es la principal razón de su estado crítico a nivel mundial y local (Meylan, 1999; Reuter y Allan, 2006; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015, 2020; Ramírez-Gallego y Barrientos-Muñoz, 2020, 2021).

En Colombia, la tortuga carey es la especie con mayor distribución en playas de anidación en el mar Caribe, teniendo presencia en todos los departamentos de la cuenca, pero con la menor abundancia de nidos por temporada y sin estudios poblacionales exclusivos para la especie (Ceballos-Fonseca, 2004; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). Los aportes al conocimiento de la tortuga carey están relacionados con avistamientos en sitios de anidación y/o en el agua de manera esporádica, mientras se monitorean otras especies, no necesariamente tortugas marinas (McCormick, 1997, 1998; Rincón *et al.*, 2001; Arcos *et al.*, 2002; Ceballos-Fonseca, 2004; Rincón-Díaz y Rodríguez-Zárate, 2004; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015).

Ahora bien, aunque no existen estudios poblacionales de la especie en Rincón del Mar, en el Caribe colombiano la temporada de anidación de la tortuga carey se extiende desde abril hasta noviembre (Kaufmann, 1967) con dos picos de anidación en mayo y septiembre (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). En la actualidad el departamento con mayor anidación de la tortuga carey en Colombia es el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina

## INTRODUCTION

The hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) is classified as critically endangered by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) and the *Libro rojo de reptiles de Colombia* [Red book of Colombian reptiles] (Meylan and Donnelly 1999; Mortimer and Donnelly, 2008; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). In addition, the species features in Appendix I of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES (Rhodin *et al.*, 2018), Appendices I and II of the Convention on the Conservation of Migratory Species (CMS) and in Appendix II of the Protocol for Specially Protected Areas and Wildlife, SPAW (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020).

However, despite the fact it is protected by legislation and by national and international treaties, it is the marine turtle species that faces the highest levels of anthropic pressure (Meylan and Donnelly 1999; Mortimer and Donnelly, 2008; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). In addition to the consumption of its meat and eggs, the principal reason for its critical status both internationally and locally is illegal trafficking of its shell for the production of artisan products, kitchen utensils and cock fighting spurs (Meylan, 1999; Reuter and Allan, 2006; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015, 2020; Ramírez-Gallego and Barrientos-Muñoz, 2020, 2021).

The hawksbill turtle is the most widely distributed marine turtle species found on Colombia's nesting beaches—although few specific population studies for the species have been conducted—and is found in all the departments comprising the Caribbean basin, though it is less abundant in seasonal nesting sites (Ceballos-Fonseca, 2004; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). Contributions to our understanding of the hawksbill turtle are principally associated with sightings in nesting areas and/or, sporadically, in the water during the monitoring of other species, not necessarily marine turtles (McCormick, 1997, 1998; Rincón *et al.*, 2001; Arcos *et al.*, 2002; Ceballos-Fonseca, 2004; Rincón-Díaz and Rodríguez-Zárate, 2004; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015).

Although no population studies of the species have been carried out in Rincón del Mar, it is known that the nesting season of the hawksbill turtle in the Colombian Caribbean extends from April to November (Kaufmann, 1967), with two peak periods in May and September (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). Currently, the Colombian department with the greatest number of hawksbill turtle nests is the Archipelago of San Andrés, Providencia and Santa Catalina (Eckert and

(Eckert y Eckert, 2019; Ramírez-Gallego y Barrientos-Muñoz, 2020b; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020).

Por su lado, en la subregión de Morrosquillo, departamento de Sucre, históricamente se han registrado de manera esporádica nidos de la tortuga carey en El Francés, isla Palma, Punta Seca, Balsillas y Altos de Julio (Rueda, 1987; Ceballos-Fonseca, 2004; Caraballo *et al.*, 2008; Duque *et al.*, 2011; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). Además de las zonas de anidación, la presencia de extensas praderas de pastos marinos y arrecifes coralinos ha permitido identificar múltiples etapas de vida de las tortugas marinas en zonas de alimentación, descanso y/o reproducción (Rincón-Díaz y Rodríguez-Zárate, 2004; Moncada *et al.*, 2019). La diversidad de hábitats marinos y playas son cruciales para la conservación de tortugas marinas en esta amplia región (Rincón-Díaz y Rodríguez-Zárate, 2004; Moncada *et al.*, 2019). Sin embargo, la pesca dirigida para el uso de su caparazón, consumo y venta de carne y/o huevos, pérdida de hábitat, erosión costera y la contaminación por plásticos son algunas de las principales amenazas que enfrentan las tortugas carey (Caraballo *et al.*, 2008; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015, 2020).

La Unidad Ambiental Costera Estuarina del Río Sinú y Golfo de Morrosquillo, como unidad de planificación costera, incluye áreas protegidas a nivel nacional y regional que integran Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP): PNN Corales del Rosario y San Bernardo, PNN Corales de Profundidad, DRMI Bahía Cispata, La Balsa, Tinajones y sectores vecinos al delta río Sinú, PNR Boca de Guacamayas, DRMI Ciénaga de la Caimanera y, en proceso de declaratoria, el DRMI Sabanetica, Chichimán, Rincón del Mar y Berrugas (Carsucre) (Figura 1). Dando cumplimiento a las metas Aichi de aumentar 10% las áreas protegidas para el año en curso y permitiendo fortalecer el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y Zonas Costeras e Insulares de Colombia (PNAOCI), lo cual se convierte en un mecanismo para la protección de la biodiversidad marina y costera, incluidas las tortugas marinas (INVEMAR-CVS, 2012; SIRAP, 2013; Cardique *et al.*, 2016).

Eckert, 2019; Ramírez-Gallego and Barrientos-Muñoz, 2020b; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020).

For its part, in the sub-region of Morrosquillo, department of Sucre, historically the hawksbill turtle has been recorded as nesting sporadically in El Francés, Isla Palma, Punta Seca, Balsillas and Altos de Julio (Rueda, 1987; Ceballos-Fonseca, 2004; Caraballo *et al.*, 2008; Duque *et al.*, 2011; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015). In addition to the nesting zones, the presence of extensive meadows of marine grass and coral reefs has enabled the identification of multiple life stages of marine turtles in their feeding, resting and/or reproduction zones (Rincón-Díaz and Rodríguez-Zárate, 2004; Moncada *et al.*, 2019). A diversity of marine and beach habitats is vital to the conservation of marine turtles in this extensive region (Rincón-Díaz and Rodríguez-Zárate, 2004; Moncada *et al.*, 2019). However, hunting to obtain shells or for the consumption or sale of meat and/or eggs, habitat loss, coastal erosion and contamination by plastics are among the principal threats facing the species (Caraballo *et al.*, 2008; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015, 2020).

The Unidad Ambiental Costera Estuarina del Río Sinú y Golfo de Morrosquillo is a coastal planning unit that includes national and regional protected areas. Together, these protected areas make up the Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (Sub-system of Protected Marine Areas - SAMP): PNN Corales del Rosario y San Bernardo, PNN Corales de Profundidad, DRMI Bahía Cispata, La Balsa, Tinajones and neighboring sectors to the delta of the Sinú river, PNR Boca de Guacamayas, DRMI Ciénaga de la Caimanera and the DRMI Sabanetica, Chichimán, Rincón del Mar and Berrugas (Carsucre) (Figure 1). In fulfilment of the Aichi Target to increase protected areas by 10% by the current year this will strengthen the National System of Protected Areas (SINAP) and the National Environmental Policy towards Sustainable Development of Oceanic Spaces, Coastal and Island Regions of Colombia (PNAOCI), which will create a mechanism for the protection of marine and coastal biodiversity, including marine turtles (INVEMAR-CVS, 2012; SIRAP, 2013; Cardique *et al.*, 2016).

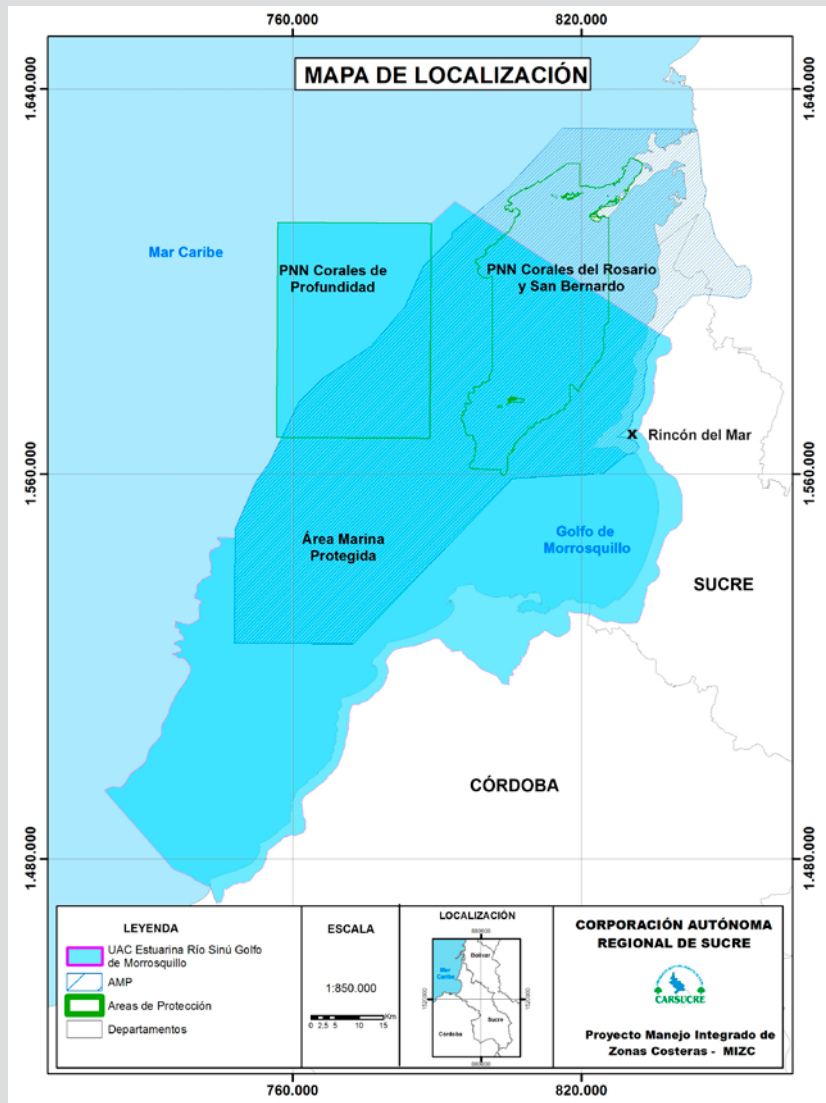


Figura 1. Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP) presentes en el golfo de Morrosquillo.

Figure 1. Subsystem of Marine Protected Areas (SAMP) present in the Gulf of Morrosquillo.

Desde hace cinco años la Corporación Autónoma Regional de Sucre, Carsucre, ha realizado esfuerzos en control y vigilancia para reducir el uso de redes tortugueras en su jurisdicción. En isla Boquerón han sido identificados puntos de caladeros para la captura dirigida de tortugas marinas (*Chelonia mydas* y *Eretmochelys imbricata*) para su consumo y comercialización (Carsucre, 2017). Por lo cual, continuar con esfuerzos de control, vigilancia y aportes para el conocimiento de las tortugas marinas en Sucre es urgente.

Después de una década, en 2018, se registran de nuevo nidos de tortuga carey para Rincón del Mar. Por esta razón, se implementa en el marco del proyecto “Manejo integrado de la UAC estuarina río Sinú-Golfo de Morrosquillo” de Carsucre y la Fundación Tortugas del

For the last five years, the Autonomous Regional Corporation of Sucre, Carsucre, the body responsible for environmental protection in the study area, has sought to implement control and monitoring measures in order to reduce the use of turtle nets in its area of jurisdiction. Fishing grounds dedicated to the capture of marine turtles (*Chelonia mydas*, the Green Sea Turtle, and *Eretmochelys imbricata*) for human consumption and commercialization have been found in the island of Boquerón (Carsucre, 2017). It is, therefore, of urgent importance to continue with control and monitoring efforts and to contribute to increasing understanding of marine turtles in the department of Sucre.

After a decade of absence, nine hawksbill nests were recorded in Rincón del Mar in 2018. This led to the

Mar el proceso de fortalecimiento comunitario, educación ambiental y monitoreo sistemático de la anidación de la tortuga carey en Rincón del Mar. Durante las temporadas de anidación de 2018 y 2019 se realizó el monitoreo sistemático para aportar al conocimiento de la ecología de anidación de la tortuga carey en Rincón del Mar.

## ÁREA DE ESTUDIO

Rincón del Mar ( $9^{\circ} 46,5', 23''$  N,  $75^{\circ} 38,31', 30''$  O) se encuentra localizado en el municipio de San Onofre, Sucre (Figura 2). Presenta un clima seco, con temperaturas entre  $24^{\circ}$  C y  $38^{\circ}$  C, con precipitaciones que oscilan entre 800 y 1000 mm anuales y un régimen de lluvias bimodal. Con dos períodos secos de diciembre a abril y junio a julio, los meses restantes son lluviosos (Cusado-Zapa y González-Pérez, 2010).

implementation by Carsucre and the *Fundación Tortugas del Mar* of the project “Integrated management of the UAC River Sinú-Gulf of Morrosquillo estuarine”, this project involves community strengthening, environmental education and the systematic monitoring of hawksbill turtle nesting sites in Rincón del Mar. Systematic monitoring was conducted during the 2018 and 2019 nesting seasons in order to contribute to understanding of the ecology of the species’ nesting in the area.

## STUDY AREA

Rincón del Mar ( $9^{\circ} 46,5', 23''$  N,  $75^{\circ} 38,31', 30''$  W) is located in the municipality of San Onofre, department of Sucre (Figure 2). It has a dry climate, with temperatures that range between  $24^{\circ}$  C and  $38^{\circ}$  C and annual rainfall that oscillates between 800 and 1000 mm. It has a bimodal rainfall regime, with two dry periods between December and April, and June and July; the other months are dry (Cusado-Zapa and González-Pérez, 2010).

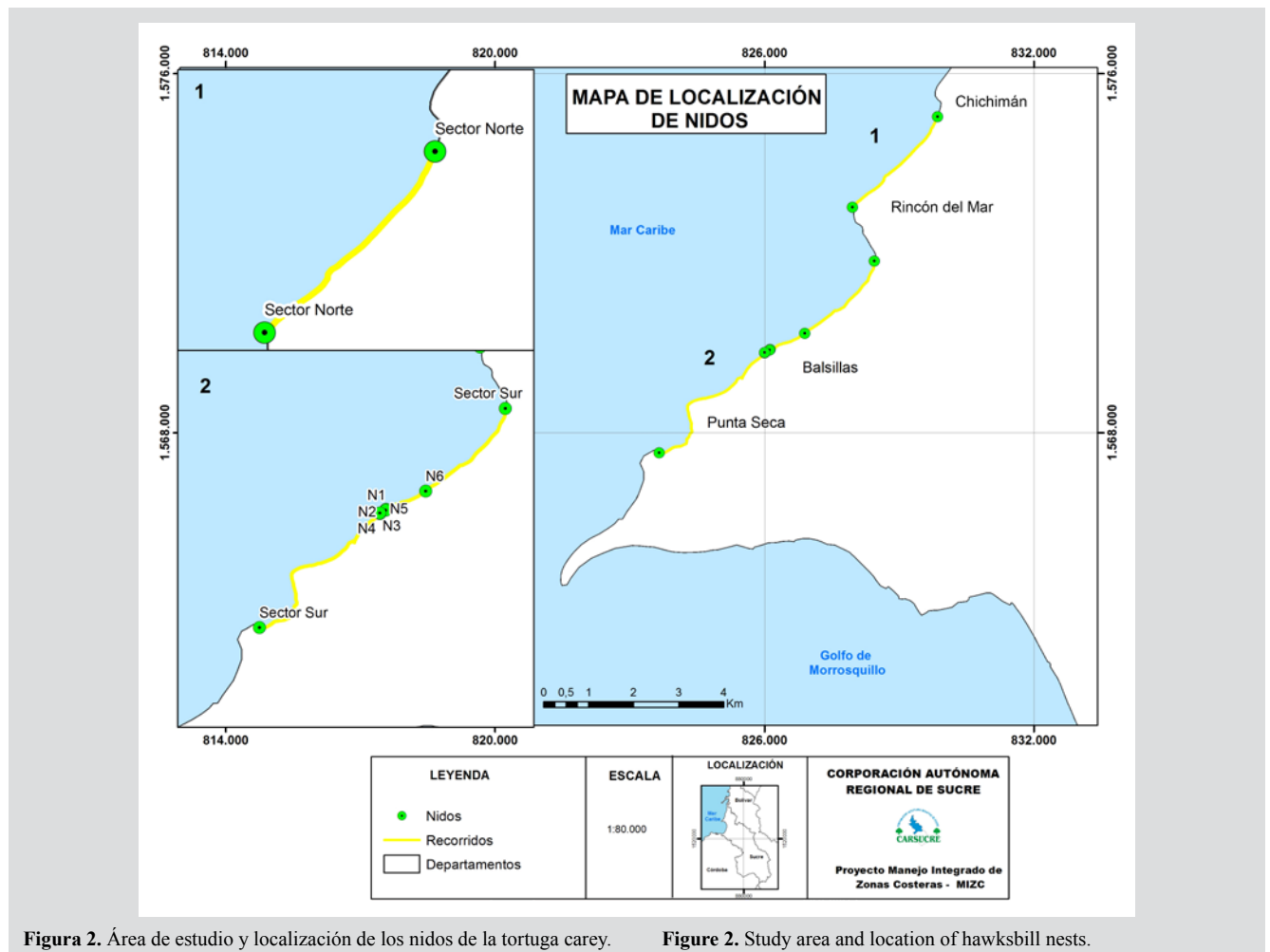


Figura 2. Área de estudio y localización de los nidos de la tortuga carey.

Figure 2. Study area and location of hawksbill nests.

Su litoral costero se caracteriza por tener playas intermedias, con alta energía de oleaje y poca pendiente. La arena tiene tonalidades cremosas-pardas y están compuestas por materiales carbonatados de tamaño grueso, 27,7 % (DE = 0,5 mm), y mediano, 56 % (DE = 0,25 mm) (Caraballo *et al.*, 2008).

En esta área se presentan asentamientos humanos destinados principalmente a la actividad turística y en algunos lugares persisten ecosistemas de manglar dominados por mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), además de otras especies como uvita de playa (*Coccoloba uvifera*), clemón (*Thespesia populnea*), lirio de playa (*Hymenocallis caribaea*) y almendro (*Terminalia catappa*), con una distribución más limitada (Ulloa *et al.*, 2016). En el área marina circundante se encuentran ecosistemas conformados por praderas de fanerógamas y arrecifes de coral, que han sido identificados como zonas de alimentación y reproducción de las tortugas marinas que transitan por el área (Rincón-Díaz y Rodríguez-Zárate, 2004).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Monitoreo

Se realizaron patrullajes diurnos y nocturnos entre julio-septiembre de 2018 y 2019 (meses en los cuales hay una mayor probabilidad de anidación de acuerdo con los expertos locales). Los patrullajes se dividieron en dos sectores, el sector norte comprendido entre las playas de Punta Rincón y Chichimán (9° 46' 26,43" N, 75° 38' 43,54" O - 9° 47' 32,43" N, 75° 37' 41,76" O) con una extensión de 2,8 km. El segundo sector corresponde a la parte sur entre Balsillas y la boca de Ana Gómez (9° 45' 47,53" N, 75° 38' 27,36" O - 9° 43' 27,66" N, 75° 41' 3,95" O) con una extensión de 6,9 km. El sector norte se monitoreó durante un corto tiempo debido a la escasa actividad de las tortugas y problemas de orden público (Figura 2). Los patrullajes nocturnos se realizaron entre 20:00 y 23:00 h en búsqueda de rastros y/o hembras anidantes. Los patrullajes diurnos se realizaron entre 5:00 y 8:00 h para el registro de huellas de tortugas en caso de no haber avistado en la noche anterior y verificar los eventos de anidación exitosos.

### Registro y protección de nidos

Todos los nidos registrados fueron dejados *in situ* y vigilados diariamente en horas de la noche y en las mañanas. Al momento de identificar un nido, éste se señalizaba, se registraba su ubicación geográfica con un

Its coastal littoral zone is characterized by shallow intermediate beaches and high energy waves. The sand is white-gray in tone and is composed of 27.7 % large-grained (DE = 0,5 mm) and 56% medium (DE = 0.25 mm) carbonate materials (Caraballo *et al.*, 2008).

Human settlement in the area is dedicated principally to tourism and in some places mangrove ecosystems persist, dominated by red and white mangroves (*Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa*) and by other less widely distributed species such as the sea grape (*Coccoloba uvifera*), portia tree (*Thespesia populnea*), Caribbean spider lily (*Hymenocallis caribaea*) and tropical almond (*Terminalia catappa*) (Ulloa *et al.*, 2016). In the surrounding maritime area, ecosystems are found consisting of meadows of phanerogams and coral reefs, which have been identified as feeding and reproduction zones for the marine turtles that pass through the area (Rincón-Díaz and Rodríguez-Zárate, 2004).

## MATERIALS AND METHODS

### Monitoring

Daytime and nocturnal patrols were carried out between July and September 2018 and 2019 (the months in which the likelihood of nesting was greatest, according to local experts). The patrols took place in two sectors. The northern sector, 2.8 km long, comprised of the beaches of Punta Rincón and Chichimán (9° 46' 26.43" N, 75° 38' 43.54" W - 9° 47' 32.43" N, 75° 37' 41.76" W), while the second, 6.9 km long, corresponded to the area between Balsillas and Boca de Ana Gómez (9° 45' 47.53" N, 75° 38' 27.36" W - 9° 43' 27.66" N, 75° 41' 3.95" W). The northern sector was only monitored for a short period due to low levels of activity of the turtles and public order problems (Figure 2). The nocturnal patrols were carried out between 20:00 and 23:00 h and looked for tracks and/or laying females. The daytime patrols were carried out between 05:00 and 08:00 h and were intended to record turtle tracks that had not been found the night before, with intention of verifying successful nesting events.

### Recording and protecting nests

All the nests recorded were left *in situ* and monitored daily at night and in the mornings. When a nest was identified, signs were posted, its location was registered using GPS (Gpsmap 64s), along with the time and date the eggs were laid and the distance of the nest from the high



GPS (Gpsmap 64s), la hora y fecha de puesta, y la distancia al punto más alto de marea. Posteriormente, los nidos se protegieron con encierros de malla plástica con dimensiones de 2 x 2 m y 60 cm de alto. A las nidadas que en el transcurso del periodo de incubación presentaron evidente exposición al oleaje, se les construyeron barreras con sacos rellenos de arena de la misma playa, la cual era nuevamente depositada al culminar el proceso.

Luego de 40 días de incubación, se revisaron varias veces al día, para inspeccionar evidencia de emergencia de las crías. Cuando se observaron huellas de crías salidas de un nido, se esperaron varias horas y hasta un máximo de 24 horas para realizar la excavación.

### Productividad de las nidadas

Posterior a que las crías emergieran de los nidos hacia el mar, se esperaron 24 h para realizar la excavación y determinar el éxito de eclosión y de emergencia. Durante las excavaciones se contaron los cascarones vacíos (> 50 % completa) (C), huevos sin desarrollo aparente (HSDA), embriones a término no eclosionados (ETNE), huevos depredados (D), crías vivas encontradas atrapadas y/o por debajo del cuello del nido (V), crías muertas que lograron salir del cascarón (M) y huevos no eclosionados (HNE) (Miller, 1999), los cuales se clasificaron dentro de cuatro categorías de estadios embrionarios (Chacón *et al.*, 2007).

Se estimó el éxito de la eclosión utilizando la fórmula:  $\text{Éxito de Eclosión (\%)} = C / (C + \text{HSDA} + \text{HNE} + \text{ETNE} + D) * 100$ . A su vez, se calculó el éxito de emergencia usando la fórmula,  $\text{Éxito Emergencia (\%)} = C - (V + M) / (C + \text{HSDA} + \text{HNE} + \text{ETNE} + D) * 100$  (Miller, 1999).

Las crías vivas atrapadas dentro del nido fueron rescatadas y liberadas en horas frescas de la madrugada o al anochecer en compañía de la comunidad de Rincón del Mar. Luego de la exhumación se midió la profundidad, ancho y distancia a la línea de marea de cada nido. Además de anotaciones en campo sobre la flora y fauna asociada a la nidada.

### Biometría de crías

Se tomaron diez crías por nidada, a las cuales se les registró el peso con una balanza digital (Digital Pocket MH-500; precisión: 0,1 g), y con un calibrador pie de rey plástico de 15 cm (CLP06U; precisión: 0,05 mm), fueron tomados los datos biométricos: largo recto del caparazón (LRC), ancho recto del caparazón (ARC) (Chacón *et al.*, 2007) y posteriormente fueron liberadas.

tide line. Subsequently the nests were protected using 2 m square plastic cages, 60 cm in height. Nests that were clearly vulnerable to wave damage during the incubation period were protected by barriers made out of sandbags filled with sand from the beach, which was spread out again after the nest was vacated.

After day 40 of incubation, nests were inspected several times a day, to look for evidence of hatching. When signs were identified that hatchlings had left the nest, a few hours – up to a maximum of 24 – were left before beginning excavation.

### Clutch productivity

Twenty-four hours after the hatchlings emerged and made their way to the sea, the nest site was excavated in order to determine hatching and emergence success. During the excavation process empty shells were counted (>50 % complete) (S), as were unhatched eggs without any obvious embryonic development (UD), unhatched full-term embryos (UHT), depredated eggs (P), living hatchlings that were found trapped in the nest and/or below the neck (L), dead hatchlings that had succeeded in exiting the shell (D) and unhatched eggs (UH) (Miller, 1999). These latter were classified according to four categories of embryo development (Chacón *et al.*, 2007).

Hatching success was estimated using the following formula:  $\text{Hatching Success (\%)} = S / (S + UD + UH + UHT + P) * 100$ . Similarly, the following formula was used to calculate Emergence Success  $(\%) = C - (L + D) / (S + UD + UH + UHT + P) * 100$  (Miller, 1999).

Living hatchlings found within the nest were rescued and released in the cool of the early hours of the morning or at sunset, with the participation of the Rincón del Mar community. After the excavation process was completed, the depth and width of nests were measured along with their distance from the tide line. In addition, field notes were taken of the flora and fauna associated with the nest.

### Hatchling biometry

Ten hatchlings were selected from each clutch. These were weighed using digital scales (Digital Pocket MH-500; precision: 0.1 g) and straight carapace length (SCL) and straight carapace width (SCW) measured using a 15 cm caliper gauge (Rey Plastic, CLP06U; precision: 0.05 mm) (Chacón *et al.*, 2007). The hatchlings were subsequently released.

## Educación ambiental

Se conformaron dos grupos de trabajo con expertos locales para el monitoreo participativo en los sectores sur y norte. Además, se realizaron talleres de sensibilización, fortalecimiento, liberación de tortugas y limpiezas de playa incluyendo a la comunidad de Rincón del Mar.

## Amenazas

Las amenazas naturales y antrópicas se identificaron mediante los recorridos en campo e información suministrada por Carsucre en sus labores de control y vigilancia de la zona. Los datos obtenidos como tensores fueron registrados en una tabla y evaluados en una escala de cero a tres grados (Ninguno: 0, Bajo: 1, Medio: 2, Alto: 3), de acuerdo con la metodología realizada por Rincón- Díaz y Rodríguez-Zárate (2004).

## RESULTADOS

### Monitoreo

Durante los dos años de monitoreo se emplearon 246 días (julio-octubre) con un esfuerzo de 6 h/día para un total de 1 476 h para los patrullajes diurnos y nocturnos durante las temporadas de anidación 2018 y 2019.

### Registro y protección de nidos

Se registraron en total seis nidos de tortuga Carey, de los cuales cinco fueron registrados en 2018 y uno en 2019, entre los meses de julio-septiembre. Un nido (20 %) fue saqueado en 2018 para su consumo. Mientras que en la temporada 2019 no se presentó saqueo de nidadas. Las playas frecuentadas por las hembras anidantes fueron las del sector sur (entre Balsillas y la Boca de Ana Gómez), con 100 % de las nidadas desovadas (Figura 2).

### Productividad de las nidadas

Un total de 761 huevos fueron desovados con un promedio de  $152,2 \pm 15,5$  huevos por nidada ( $n = 5$ ; Tabla 1). Se registraron 591 crías liberadas al mar, de las cuales 569 crías emergieron por sí solas y 22 crías (3,72 %) fueron rescatadas de entre raíces, huevos y cascarones.

El promedio del éxito de eclosión fue  $78,2 \pm 12,4$  % (rango 62,8 – 91,0;  $n = 5$ ) (Tabla 1) y el promedio del éxito de emergencia fue  $74,7 \pm 14,1$  % (rango 59,3 – 89,7;  $n = 5$ ) (Tabla 1). El período de incubación para la emergencia promedio fue de  $54 \pm 7,8$  días (rango 47 - 63;  $n = 4$ ) (Tabla 1).

## Environmental education

Working groups of local experts were set up, with responsibility for participatory monitoring of the northern and southern sectors. Workshops were also organized with the Rincón del Mar community, focused on awareness-raising, community strengthening, turtle release, and beach cleaning.

## Threats

Natural and anthropic threats were identified on the basis of field visits and information provided by Carsucre, fruit of its control and monitoring activities in the zone. The tensor data obtained was recorded in a table and evaluated using a scale from zero to three (None: 0, Low: 1, Medium: 2, High: 3), using the method proposed by Rincón-Díaz and Rodríguez-Zárate (2004).

## RESULTS

### Monitoring

The two-year research process involved 246 person days of six h each (July to October), for a total during the 2018 and 2019 nesting seasons of 1476 h dedicated to daytime and nocturnal patrols.

### Recording and protecting nests

A total of six hawksbill turtle nests were recorded, five in 2018 and one in 2019, all between July and September. One nest (20 %) was raided in 2018 and its eggs taken for food, while no clutches were lost in 2019. The beaches visited by laying females were all in the southern sector (between Balsillas and Boca de Ana Gómez); eggs were laid in all nests (Figure 2).

### Clutch productivity

A total of 761 eggs were laid, with an average of  $152.2 \pm 15.5$  eggs per nest ( $n = 5$ ; Table 1). A total of 591 hatchlings reached the sea, of which 569 made it alone. 22 hatchlings (3.72 %) were rescued from entanglement among roots, eggs and shells.

Mean hatching success was  $78.2 \pm 12.4$  % (range 62.8 – 91.0;  $n = 5$ ) (Table 1), while mean emergence success was  $74.7 \pm 14.1$  % (range 59.3 – 89.7;  $n = 5$ ) (Table 1). The mean incubation period was  $54 \pm 7.8$  days (range 47 - 63;  $n = 4$ ) (Table 1).

**Tabla 1.** Productividad de las nidadas de *E. imbricata* en Rincón del Mar, Sucre. n.r. = no registrado.

Nido / Nest	Fecha de desove / Laying date	Fecha de emergencia / Emergence date	Periodo de incubación (días) / Incubation period (days)	Total de huevos en nidada / Total eggs in clutch	Éxito de eclosión / Hatching success (%)	Éxito de emergencia / Emergence success (%)
1	25/07/2018	20/09/2018	48	160	90.0	88.1
2	9/08/2018	5/10/2018	58	156	91.0	89.7
3	3/09/2018	4/11/2018	63	172	62.8	59.3
4	5/09/2018	21/10/2018	47	135	69.6	62.2
5	n.r.	5/09/2019	n.r.	138	77.5	73.9

**Table 1.** Productivity of the nests of *E. imbricata* in Rincón del Mar, Sucre. n.r. = not registered.

La principal mortalidad durante el periodo de incubación ocurrió en la fase de desarrollo embrionario (13 %), mientras que los huevos sin desarrollo aparente (HSDA) representaron 8,8 % (n = 5 nidos; Tabla 2).

The greatest mortality levels during incubation occurred during embryo development (13 %), while eggs without apparent development (UD) accounted for 8.8 % of the total (n = 5 nests; Table 2).

**Tabla 2.** Categorías HNE (subdividido en Estadios I, II, III y IV) y HSDA para las exhumaciones de nidadas de *E. imbricata* en Rincón del Mar, Sucre.

Categoría / Category	Nido / Nest					Proporción / Percentage (%)
	1	2	3	4	5	
HNE / UH						
Estadio I / Stage I	4	5	5	11	4	3.8
Estadio II / Stage II	2	2	43	9	2	7.6
Estadio III / Stage III	0	1	0	3	0	0.5
Estadio IV / Stage IV	3	2	0	3	0	1.1
HSDA / UD	7	4	16	15	25	8.8

**Table 2.** Categories of unhatched eggs (UH) (subdivided into Stages I, II, III and IV) and eggs with no apparent development (UD) during the excavation of *E. imbricata* nests in Rincón del Mar, Sucre.

El tamaño de los nidos fue de  $41,4 \pm 5,6$  cm de profundidad y  $24,6 \pm 7,8$  cm de ancho, con una distancia a la línea de marea de  $9,7 \pm 12,5$  m (n = 5; Tabla 3). Las nidadas 1, 2, 3 y 4 fueron desovadas entre *R. mangle* y *H. caribaea* rodeadas por un mosaico de hábitats estructurados por un complejo lagunar ubicado de forma paralela a la línea de costa, de manera que los huevos de la parte inferior de las nidadas alcanzaron a tener contacto con el nivel freático. Por su parte el nido 5, se encontró debajo de *C. uvifera* y *H. caribaea* (Tabla 3). En general, se encontraron bajo sombra proporcionada por el dosel de los árboles y cubiertos de hojarasca.

In terms of size, the nests had a mean depth of  $41.4 \pm 5.6$  cm and width of  $24.6 \pm 7.8$  cm and a distance from the tide line of  $9.7 \pm 12.5$  m (n = 5; Table 3). Clutches 1, 2, 3 and 4 were laid in areas of *R. mangle* and *H. caribaea*. They were surrounded by a mosaic of habitats made up of a lacustrine complex lying parallel to the coastline, with the result that the lower eggs in the clutches entered into contact with the phreatic zone. For its part, nest 5 was found beneath *C. uvifera* and *H. caribaea* (Table 3). In general, nests were found in areas of shade provided by the tree canopy and beneath a layer of fallen leaves.

La fauna silvestre observada con influencia en el área de anidación fueron principalmente aves de las especies *Megaceryle torquata*, *Pelecanus occidentalis*, *Quiscalus mexicanus*, *Egretta tricolor*, *E. thula*, *Milvago chimachima*, *Sterna hirundo*, *Thalasseus maximus*, *T. sandvicensi* y

The fauna observed in the nesting area consisted principally of birds of the species *Megaceryle torquata*, *Pelecanus occidentalis*, *Quiscalus mexicanus*, *Egretta tricolor*, *E. thula*, *Milvago chimachima*, *Sterna hirundo*, *Thalasseus maximus*, *T. sandvicensi* and *Fregata*

*Fregata magnificens*. Sobre mastofauna se presenció a la especie *Procyon cancrivorus*, además de rastros de animales domésticos como perros y cerdos.

*magnificens*. In terms of mammalian fauna, *Procyon cancrivorus* was found, along with domestic animals such as dogs and pigs.

**Tabla 3.** Características físicas y vegetación asociada a las nidadas de *E. imbricata* en Rincón del Mar, Sucre. n.r. = no registrado.

Nido / Nest	Distancia a línea de marea / Distance to tide line (m)	Profundidad nido / Depth of nest (cm)	Ancho de fondo nido / Width of nest (cm)	Vegetación asociada / Associated vegetation
1	3	37	21	<i>R. mangle</i> y <i>H. caribaea</i>
2	4	41	35	<i>R. mangle</i> y <i>H. caribaea</i>
3	6	40	14	<i>R. mangle</i> y <i>H. caribaea</i>
4	3,5	51	25	<i>R. mangle</i> y <i>H. caribaea</i>
5	5	38	28	<i>C. uvifera</i> y <i>H. caribaea</i>

**Tabla 3.** Physical characteristics and vegetation associated with the nests of *E. imbricata* in Rincón del Mar, Sucre. n.r. = not registered.

### Biometría de crías

Se tomaron diez crías de una nidada con valores promedio de LRC de 4,0 ( $\pm$  0,4) cm, de ARC de 2,9 ( $\pm$  0,2) cm y peso total de 15,4 ( $\pm$  0,5) g (Tabla 4).

**Tabla 4.** Mediciones biométricas (promedio  $\pm$  DE y n) de crías de *E. imbricata* de Rincón del Mar, Sucre y otros estudios realizados en el Caribe y Pacífico. Dónde: LRC = largo recto del caparazón (cm), ARC = ancho recto del caparazón (cm) y P= peso (g). n.r. = no registrado.

LRC/ SCL (cm)	ARC / SCW (cm)	P / W (g)	Lugar / Location	Referencia / Reference
4.2 (25)	3.1 (25)	15.4 (25)	Magdalena, Colombia	Kaufmann, 1975
4.3 $\pm$ 0.2 (1138)	3.1 $\pm$ 0.1 (1138)	16.3 $\pm$ 1.8 (1138)	Limón, Costa Rica	Chacón <i>et al.</i> , 2004
4.5 $\pm$ 0.1 (29)	3.2 $\pm$ 0.1 (29)	17.7 $\pm$ 0.9 (29)	Magdalena, Colombia	Joya y Molina, 2006
3.7 $\pm$ 0.4 (492)	2.5 $\pm$ 0.4 (492)	17.1 $\pm$ 2.8 (492)	Limón, Costa Rica	Hancock, 2008
3.8 $\pm$ 0.2 (10447)	n.r.	11.2 $\pm$ 1.2 (11975)	Bahía de Jiquilisco, El Salvador	Liles <i>et al.</i> , 2019
3.7 $\pm$ 0.2 (17014)	n.r.	11.9 $\pm$ 1.5 (16996)	Estero Padre Ramos, Nicaragua	Liles <i>et al.</i> , 2019
4.0 $\pm$ 0.4 (10)	2.9 $\pm$ 0.2 (10)	15.4 $\pm$ 0.5 (10)	Sucre, Colombia	Este estudio

### Hatchling biometry

Ten hatchlings were selected from each clutch, with average LRC dimensions of 4.0 ( $\pm$  0.4) cm, ARC of 2.9 ( $\pm$  0.2) cm and total weight of 15.4 ( $\pm$  0.5) g (Table 4).

**Tabla 4.** Biometric measurements (mean  $\pm$  SD and n) of *E. imbricata* hatchlings from Rincón del Mar compared to other *in-situ* studies on the Caribbean and Pacific coasts. Where: SCL = straight carapace length (cm), SCW = straight carapace width (cm) and W = weight (g). n.r. = not registered.

### Educación ambiental

Se conformó el grupo “Guardianes de las Tortugas de Rincón del Mar” con su logo e implementos para los patrullajes diurnos y nocturnos, con el fin de fortalecer su sentido de pertenencia y establecer el monitoreo participativo comunitario. Doce personas mayores de edad hicieron parte del grupo.

Un total de ocho talleres y capacitaciones sobre la biología de las tortugas marinas, técnicas de monitoreo y manejo fueron llevados a cabo con público en general de

### Environmental education

The *Guardianes de las Tortugas de Rincón del Mar* (Guardians of the Turtles of Rincón del Mar) were established, provided with their own logo and with the equipment required to carry out daytime and nocturnal patrols. The intention was to strengthen a sense of ownership and establish a process of participatory community monitoring. Twelve adults took part in this process.

A total of eight workshops and training sessions were organized on the biology of marine turtles, monitoring

Rincón del Mar. Un total de 24 personas participaron de los eventos de fortalecimiento. Un taller interinstitucional e intersectorial con pares internacionales fue llevado a cabo en el corregimiento de Rincón del Mar, con la participación de 5 entidades y 28 personas.

Dos liberaciones de crías fueron realizadas con la institución educativa de Rincón del Mar y el grupo Titanes Ecológicos. Un total de 30 personas entre niños y adultos de la comunidad hicieron parte de las liberaciones. Cuatro actividades de sensibilización fueron llevadas a cabo alrededor de Rincón del Mar con volantes y afiches en puntos estratégicos: tiendas y hoteles, para desestimar el consumo de carne y huevos de la tortuga carey, además del uso de su caparazón para la realización de artesanías, utensilios de cocina y espuelas de gallo. Finalmente, dos limpiezas de playa en el sector de Punta Gorda fueron llevadas a cabo con 12 personas de Rincón del Mar y un video informativo del proyecto fue uno de los productos de divulgación del proceso.

#### Amenazas

En 2019 se identificó el sacrificio de una hembra anidante en el sector norte (entre las playas de Punta Rincón y Chichimán) y en 2018 el robo de una nidada en el sector sur (entre Balsillas y la Boca de Ana Gómez). Además, se identificaron 14 amenazas naturales y antropogénicas en el corregimiento de Rincón del Mar. Por su “Alto” grado de amenaza, se destacaron: la erosión costera, depredación por animales domésticos (perros y cerdos) y silvestres (zorra manglera), contaminación por residuos sólidos, obstáculos en playa, tránsito de personas y pesca destructiva (Tabla 5). Al discriminar por playas se encontró, que las playas de Chichimán presentaron un grado “Alto” de amenaza, la boca de Ana Gómez grado “Medio” y un grado “Bajo” tanto en Balsillas como en Punta Gorda (Tabla 5).

techniques and management, with the participation of the general population of Rincón del Mar. A total of 24 people participated in these community strengthening processes. An interinstitutional and intersectoral workshop was organized with international peers in Rincón del Mar, with the participation of 28 individuals from five different organizations.

Two releases of hatchlings were organized, jointly with the Rincón del Mar school and the local environmental group *Titanes Ecológicos*. A total of 30 community members, including children and adults, took part in these release events. Four awareness-raising activities were organized in the Rincón del Mar area, involving the distribution of leaflets and posters in strategic locations such as shops and hotels, with the aim of discouraging consumption of hawksbill turtle meat and eggs and of using its shell for making artisanal pieces, kitchen utensils and cock fighting spurs. Finally, two beach cleaning events were held in the sector of Punta Gorda, with the participation of 12 residents of Rincón del Mar, and an information video about the project was produced as part of the outreach process.

#### Threats

In 2019 a laying female was killed in the northern sector (between the beaches of Punta Rincón and Chichimán) and in 2018 a clutch of eggs was taken in the southern sector (between Balsillas and Boca de Ana Gómez). In addition, 14 natural and anthropic threats were identified in Rincón del Mar. Coastal erosion, depredation by domestic (dogs and pigs) and wild (racoons) animals, solid waste pollution, obstacles on the beaches, human transit and destructive fishing practices were identified as representing “High” levels of threat (Table 5). A categorization of the beaches identified Chichimán beach as facing a “High” degree of risk, Boca de Ana Gómez “Medium”, and Balsillas and Punta Gorda “Low” (Table 5).

**Tabla 5.** Valores de amenazas para *E. imbricata* en Rincón del Mar, Sucre.

Amenazas / Threats	Balsillas	Punta Gorda	Punta Seca	Boca Ana Gómez	Chichimán	Subtotal	Grado de amenaza / Threat level
Erosión costera / Coastal erosion	1	1	3	0	3	8	Alto / High
Extracción de arena / Extraction of sand	1	0	1	0	2	4	Medio / Medium
Pérdida de manglar / Mangrove loss	0	0	1	0	2	3	Medio / Medium
Desarrollo costero / Coastal development	1	0	3	0	1	5	Medio / Medium

**Table 5.** Threat values for *E. imbricata* in Rincón del Mar, Sucre.



Amenazas / Threats	Balsillas	Punta Gorda	Punta Seca	Boca Ana Gómez	Chichimán	Subtotal	Grado de amenaza / Threat level
Contaminación lumínica / Light pollution	0	0	3	1	0	4	Medio / Medium
Saqueo de nidos / Poaching of eggs	0	1	1	0	3	5	Medio / Medium
Depredación por animales / Depredation by animals	1	1	3	3	2	10	Alto / High
Contaminación por residuos sólidos / Solid waste pollution	0	1	0	3	3	7	Alto / High
Obstáculos en playa / Obstacles on beaches	0	1	0	3	3	7	Alto / High
Tránsito de ganado / Livestock transit	0	0	0	0	1	1	Bajo / Low
Tránsito de personas / Human transit	2	2	2	0	2	8	Alto / High
Pesca incidental / Incidental catch	1	0	1	1	3	6	Medio / Medium
Pesca destructiva / Destructive fishing	2	2	0	0	3	7	Alto / High
Tránsito marítimo / Marine transport	1	1	1	0	2	5	Medio / Medium
<b>Subtotal</b>	10	10	19	11	30		
<b>Grado de Amenaza / Level of Threat</b>	Bajo / Low	Bajo / Low	Medio / Medium	Medio / Medium	Alto / High		

## DISCUSIÓN

El monitoreo sistemático diurno y nocturno de las zonas de anidación de la tortuga Carey es indispensable para conocer el estado actual de la especie en el país. Por lo cual, al igual que Barrientos *et al.* (2015), se recomienda dar continuidad al monitoreo estandarizado de la especie en Rincón del Mar, para determinar la tendencia de la población reproductiva en el área. La frecuencia, tipo y esfuerzo en el monitoreo determinan la efectividad para identificar la situación actual de la especie y los esfuerzos donde los monitoreos deben de ser enfocados. Por lo tanto, en lugares de difícil acceso o con anidación esporádica como Rincón del Mar, los investigadores locales con base comunitaria son indispensables para llevar a cabo este monitoreo, que llevó al registro de seis nidadas durante los meses de mayor anidación.

El tamaño de la nidada es similar a lo reportado por otros estudios con la tortuga Carey en el Caribe y Pacífico (Tabla 6). El éxito de eclosión (78,2 %) en Rincón del

## DISCUSSION

Systematic daytime and nocturnal monitoring of the nesting sites of the hawksbill turtle is indispensable if the current status of the species in Colombia is to be understood. Therefore, like Barrientos *et al.* (2015), the authors recommend continuing with a standardized monitoring process of the species in Rincón del Mar, in order to determine the trends of the reproductive population in the area. The frequency and kind of monitoring, and the efforts put into the monitoring process will decide its effectiveness in identifying the current situation of the species and the areas on which future monitoring should focus. Therefore, in places such as Rincón del Mar, which are difficult to reach and where nesting is sporadic, local researchers with community roots are indispensable to this kind of monitoring, which recorded the laying of six clutches during the principal nesting months.

The size of the clutches is similar to those reported in other studies of the hawksbill turtle in the Caribbean and

Mar es superior a lo registrado por Chacón *et al.* (2004), Colombia Marina (2007), Hancock (2008), Gerhartz-Muro *et al.* (2019) y Liles *et al.* (2019), incluyendo una previa aproximación a la especie en el área por Caraballo *et al.* (2008) (Tabla 6), lo que sugiere que las playas de Rincón del Mar presentan características óptimas para que las nidadas tengan un desarrollo embrionario completo y una alta tasa de supervivencia de las nidadas. Algunos factores determinantes para la supervivencia de las nidadas son la humedad, la temperatura, el tipo de arena, la pendiente y extensión de la playa (Bologaro *et al.*, 2010; Piedra-Castro y Morales-Cerdas, 2015). Es probable que la presencia de la vegetación nativa de las playas de Rincón del Mar (Tabla 3) esté brindando las características ideales de una zona de anidación, que para esta especie son indispensables al desovar su nidada y mantener las condiciones microclimáticas estables.

**Tabla 6.** Resumen del total de huevos en nidadas (huevos), éxito de eclosión (%) (promedio  $\pm$  DE y n) de *E. imbricata* de Rincón del Mar, Sucre y otros estudios realizados en el Caribe y Pacífico. n.r. = no registrado.

Promedio del Total de huevos en nidada / Average total number of eggs in clutch (h)	Éxito de eclosión / Hatching success (%)	Lugar / Location	Referencia / Reference
143.9 $\pm$ 27.6 (32)	76 (14)	Limón, Costa Rica	Chacón <i>et al.</i> (2004)
n.r.	61.3 (1)	Magdalena, Colombia	Colombia Marina (2007)
163.8 $\pm$ 16.7 (37)	77.4 $\pm$ 31.1 (6)	Limón, Costa Rica	Hancock (2008)
132.8 $\pm$ 44.6 (4)	0 (4)	Sucre, Colombia	Caraballo <i>et al.</i> (2008)
147.8 $\pm$ 52.6 (6)	33.6 $\pm$ 25.1 (6)	Pinar del Río, Cuba	Gerhartz-Muro <i>et al.</i> (2018)
160.2 $\pm$ 37.8 (2031)	56.8 $\pm$ 30.2 (2031)	Bahía de Jiquilisco, El Salvador, y Estero Padre Ramos, Nicaragua	Liles <i>et al.</i> (2019)
152.2 $\pm$ 15.5 (5)	78.2 $\pm$ 12.4 (5)	Sucre, Colombia	Este estudio

Por otra parte, las medidas biométricas de LRC de  $4,0 \pm 0,4$  cm, de ARC de  $2,9 \pm 0,2$  cm y peso total de  $15,4 \pm 0,5$  g en Rincón del Mar son similares a lo registrado en otros estudios realizados en el Caribe y Pacífico (Kaufmann, 1975; Chacón *et al.*, 2004; Joya y Molina, 2006; Hancock, 2008; Liles *et al.*, 2019) (Tabla 4).

La educación ambiental, la participación de la comunidad de Rincón del Mar y el trabajo interinstitucional realizado fueron indispensables para la protección de los nidos *in situ* hasta el momento de la eclosión. El fortalecimiento comunitario sobre la importancia de la tortuga Carey incentivó a la comunidad en apoyar

Pacific coastal regions of the Americas (Table 6). Hatching success (78.2 %) is higher in Rincón del Mar than the levels reported by Chacón *et al.* (2004), Colombia Marina (2007), Hancock (2008), Gerhartz-Muro *et al.* (2019) and Liles *et al.* (2019), including a prior estimation for the same area by Caraballo *et al.* (2008) (Table 6). This finding suggests that the beaches of Rincón del Mar provide optimal conditions for complete embryonic development to occur in nests and for high rates of survival. Among the determining factors for the survival of clutches are humidity, temperature, sand type and the slope and extension of beaches (Bologaro *et al.*, 2010; Piedra-Castro and Morales-Cerdas, 2015). It is probable that the presence of native vegetation on the beaches of Rincón del Mar (Table 3) ensures ideal conditions in nesting zones, which are vital to hatching success of this species, as they help maintain stable microclimatic conditions.

**Table 6.** Summary of average values of clutch size (eggs), hatching success (%) (mean  $\pm$  SD and n) of *E. imbricata* in Rincón del Mar, compared to other studies on the Caribbean and Pacific coastal regions. n.r. = not registered.

On the other hand, the biometric measures in Rincón del Mar (LRC of  $4.0 \pm 0.4$  cm, ARC of  $2.9 \pm 0.2$  cm and total weight of  $15.4 \pm 0.5$  g) are similar to those of other studies conducted in Pacific and Caribbean coastal regions (Kaufmann, 1975; Chacón *et al.*, 2004; Joya and Molina, 2006; Hancock, 2008; Liles *et al.*, 2019) (Table 4).

Environmental education, the participation of the Rincón del Mar community and the interinstitutional activities carried out were indispensable to the protection of the nests *in situ* up to the point of hatching. Community strengthening activities focused on the importance of the hawksbill turtle provided incentives to inhabitants to support

acciones de conservación para la especie. La inclusión y la participación comunitaria son un paso importante hacia la conservación de las tortugas marinas, siendo fundamentales para el monitoreo, teniendo en cuenta la baja frecuencia de nidos en el sector y su significancia por la conectividad que representa con otras zonas marino costeras aledañas. Así como en otras partes del mundo, en donde los proyectos participativos en un largo periodo de tiempo han llevado a estabilizar o incluso incrementar las poblaciones de tortugas marinas (Godley *et al.*, 2020), se espera que la continuidad de estos procesos logre afianzar el sentido de pertenencia por parte de la comunidad y un trabajo mancomunado con grupos y/o entidades protectoras del medio ambiente.

Finalmente, en cuanto a las amenazas para las zonas de anidación en Rincón del Mar, las más severas incluyen la erosión costera, la depredación de los nidos y la contaminación por desechos sólidos, las cuales también fueron identificadas previamente por Caraballo *et al.* (2008) y por Rincón-Díaz y Rodríguez-Zárate (2004) en el archipiélago de San Bernardo. En el corregimiento de Rincón del Mar la erosión costera presenta una vulnerabilidad de media a alta (Corporación Ecovera, 2018), principalmente en el sector norte hacia Chichimán, a pesar de tener las playas más extensas y con cobertura vegetal consolidada (Caraballo *et al.*, 2008). El mayor grado de amenaza encontrado en Chichimán es ocasionado probablemente por una acelerada pérdida de barreras naturales de la línea costera, como manglares, pastos marinos y formaciones coralinas, sumada a la limitada intervención de las autoridades por el contexto social que aún persiste en la región. De igual manera, en el sector de Punta Gorda, debido a la erosión se necesitaron sacos de arena para evitar que dos de los nidos fueran lavados por el mar.

Respecto a la depredación de los nidos, la presencia de animales domésticos como los perros y cerdos en las playas de anidación es alarmante, ya que pone en riesgo las colonias anidantes de tortugas marinas (Kontos 1985, 1987, 1988; Richardson, 1990; Sukanuma, 2005; Andrews *et al.*, 2006; Meylan *et al.*, 2006; Whytlaw, 2013; Engeman *et al.* 2016, 2019). Por otro lado, el consumo y comercialización de nidadas de tortugas marinas también sigue siendo una práctica común, como en otros lugares del país, incluso en áreas bajo alguna figura de protección (Rincón-Díaz y Rodríguez-Zárate, 2004; Barrientos *et al.*, 2013, 2014, 2015, 2020; Moreno-Munar *et al.*, 2014). Un ejemplo de esto es lo ocurrido durante este estudio, en donde, a pesar de haberse instalado encierros demarcados sobre los nidos,

actions to protect the species. Community inclusion and participation are an important step towards the conservation of marine turtles, as the local population is fundamental to monitoring, bearing in mind the infrequency of nests in the sector and their importance in the interconnections with other neighboring marine coastal areas. Thus, as in other parts of the world, where long-term participatory processes have stabilized or even increased marine turtle populations (Godley *et al.*, 2020), it is to be hoped that the continuation of these actions will consolidate the sense of ownership of the community and coordination with environmental protection groups and/or agencies.

Finally, of the threats to the nesting zones in Rincón del Mar, the most serious include coastal erosion, the depredation of nests and solid waste pollution, all of which had previously been identified by Caraballo *et al.* (2008) and by Rincón-Díaz and Rodríguez-Zárate (2004) for the archipelago of San Bernardo. In the village of Rincón del Mar, coastal erosion represents a medium to high threat (Corporación Ecovera, 2018), principally in the northern sector towards Chichimán, despite the fact that it is here that the most extensive beaches are found and the vegetation is most consolidated (Caraballo *et al.*, 2008). The greatest degree of threat in Chichimán is probably the result of the accelerated loss of natural barriers along the coastline, such as mangroves, marine grasses and coral formations, alongside the limited role of the authorities, due to the public order situation that still characterizes the area. Similarly, because of erosion in the sector of Punta Gorda, sandbags were required to protect the nests from being washed away by the sea.

In terms of the depredation of nests, the presence on the nesting beaches of domestic animals such as dogs and pigs is alarming, as they represent a risk to laying marine turtle colonies (Kontos 1985, 1987, 1988; Richardson, 1990; Sukanuma, 2005; Andrews *et al.*, 2006; Meylan *et al.*, 2006; Whytlaw, 2013; Engeman *et al.* 2016, 2019). On the other hand, the consumption and commercialization of marine turtle clutches also remains a common practice, as it is also in other parts of the country, including in areas that benefit from some form of protection (Rincón-Díaz and Rodríguez-Zárate, 2004; Barrientos *et al.*, 2013, 2014, 2015, 2020; Moreno-Munar *et al.*, 2014). An example of this occurred during the period reported here, when, despite the fencing off and labeling of nests, one was raided. This demonstrates the high degree of exposure to depredation by outside species or human beings and the need to continue

uno de éstos fue saqueado. Lo que demuestra el alto grado de exposición a la depredación por especies foráneas o humanas y la necesidad de continuar con labores de monitoreo, protección y sensibilización en el área.

La captura de adultos para consumo y comercialización del caparazón para el tráfico de carey es también una amenaza para la especie en Rincón del Mar (Caraballo *et al.*, 2008), como en el resto de la costa Caribe de Colombia, siendo el segundo país con mayor captura de tortuga carey en el mundo, con un estimado de más de 600 tortugas por año (Campbell, 2014; Humber *et al.*, 2014; Barrientos *et al.*, 2015, 2020; Ramírez-Gallego y Barrientos-Muñoz, 2020a, 2021). En el caso de Sucre, la isla de Boquerón se ha identificado como el centro de mayor captura de tortugas verde y carey de manera directa empleando redes tortugueras (Rincón-Díaz y Rodríguez-Zárate, 2004) y en Sabanetica por captura incidental en redes agalleras. Para combatir esto, Carsucre (2017) en su jurisdicción ha decomisado 6600 m de redes tortugueras en 2015-2017 y ha propuesto la declaratoria del DRMI Sabanetica, Chichimán, Rincón del Mar y Berrugas, cómo una figura de protección del área para la conservación la tortuga carey.

La contaminación por residuos sólidos, a su vez, es de gran preocupación, ya que las playas tenían una alta acumulación de plásticos. Lo que puede afectar las propiedades de los nidos, como la temperatura y la permeabilidad, e impactar de manera directa a las hembras anidantes y las crías por ahogamiento u obstaculización (Nelms *et al.*, 2015).

Otros factores identificados en campo que afectan de manera indirecta y que requieren atención incluyen el uso de artes de pesca destructivas como chinchorro playero y pesca con dinamita sobre áreas coralinas, la pérdida de hábitat por erosión costera, la tala ilegal del manglar y el desarrollo costero. Estos factores actúan de manera sinérgica como agentes transformadores de los ecosistemas, afectando los procesos de ovoposición por la disminución del espacio disponible e influir en cambios en las características del entorno (composición de la arena, sombreado por la vegetación) que podrían incidir en la disminución del éxito de eclosión y de emergencia de las nidadas.

with monitoring, protection and awareness-raising activities in the area.

The capture of adult turtles for human consumption and the commercialization of their shells in the context of tortoiseshell smuggling also represent a threat to the species in Rincón del Mar (Caraballo *et al.*, 2008), as it does in the rest of the Caribbean coast of Colombia: the country where the second highest number of hawksbill turtles in the world –an estimated 600– is captured annually (Campbell, 2014; Humber *et al.*, 2014; Barrientos *et al.*, 2015, 2020; Ramírez-Gallego and Barrientos-Muñoz, 2020a, 2021). In the case of the department of Sucre, the Isla de Boquerón has been identified as a major center for the capture of green and hawksbill turtles using the direct method of turtle nets (Rincón-Díaz and Rodríguez-Zárate, 2004), while in Sabanetica they are an incidental catch of fishing using gillnets. In response to this, Carsucre (2017) decommissioned 6600 m of turtle nets between 2015 and 2017 in the area under its jurisdiction and has proposed the establishment of the Regional Integrated Management District of Sabanetica, Chichimán, Rincón del Mar and Berrugas as a mechanism to protect the area for the conservation of the hawksbill turtle.

Solid waste pollution is also a major concern, as a large amount of plastic is found on the beaches. This has a potential effect on different properties of the nests, including temperature and permeability and has a direct impact on laying females and hatchlings by causing suffocation or presenting physical obstacles (Nelms *et al.*, 2015).

Other factors identified in the field with indirect effects that require attention include the employment of destructive fishing techniques such as *chinchorros playeros* (beach seines, or cast nets) and dynamite in coral reef areas, habitat loss caused by coastal erosion, illegal felling of mangroves and coastal development. All of these act synergically to transform the ecosystems of the area, affecting the laying process by reducing available space. They also produce changes in the characteristics of the environment (sand composition, provision of shade by vegetation) that might reduce hatching and emergence success.

## CONCLUSIONES

Las playas continentales del Caribe colombiano identificadas para la anidación de la tortuga carey son pocas y con anidación esporádica. En Rincón del Mar y áreas circundantes la abundancia de nidos es reducida, sin embargo *E. imbricata* continúa dando uso a estas playas para el desove de sus nidadas a pesar de las amenazas locales. Por lo cual, siendo la tercera zona con mayor abundancia para la anidación de la tortuga carey en playas continentales, es indispensable fortalecer procesos de protección precisando mecanismos con esfuerzos de conservación dirigidos desde la participación comunitaria y el trabajo interinstitucional e intersectorial.

Por otra parte, las condiciones geomorfológicas de la playa y la composición vegetal pueden estar influyendo para que se mantenga la filopatría de la especie a la zona, permitiéndoles a las hembras realizar una óptima selección del sitio de postura dejar los nidos *in situ*. Tal como se comprobó en este estudio, con un alto éxito reproductivo de las nidadas. No obstante, se ha observado que algunas playas están siendo modificadas, no sólo por variables ambientales, sino por la influencia antrópica.

Estas playas son un lugar clave para proteger una de las etapas más críticas en el ciclo de vida de *E. imbricata*, beneficiando así la conservación de la especie en esta amplia región en donde existe e incluso sobrelapa un mosaico de áreas marinas y costeras protegidas, como lo son el Área Marina Protegida Archipiélago del Rosario y San Bernardo, el Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo y, en proceso de declaratoria, el DRMI Sabanetica, Chichimán, Rincón del Mar y Berrugas. Por lo tanto, es urgente establecer un plan de manejo interinstitucional e intersectorial para su protección.

En el plan de manejo de la especie deben incluirse recursos económicos permanentes para un monitoreo a largo plazo, saturación de marcaje y transmisores satelitales que nos permitan conocer sus rutas migratorias, uso y conectividad del área, además de un programa de educación ambiental que sea transversal a toda la comunidad y la generación de un programa de alternativas económicas locales sostenibles que ayude a eliminar el uso de subproductos de la tortuga carey.

## CONCLUSIONS

The beaches of Colombia's Caribbean mainland on which the hawksbill turtle nests are few and nesting is sporadic. In Rincón del Mar and surrounding areas nests are not abundant. However, despite the local threats, *E. imbricata* continues using these beaches to lay its eggs. Consequently, as the zone hosts the third highest number of continental beaches on which hawksbill turtles nest in the country, it is of vital importance to strengthen protection processes by defining conservation mechanisms based on community participation, alongside interinstitutional and intersectoral approaches.

On the other hand, the geomorphological conditions of the beaches and the composition of their vegetation might be exerting an influence that helps maintain the philopatry of the species, permitting the females, also, to select the ideal spot to lay their eggs and to preserve their nesting sites *in situ*, with a high degree of reproductive success, as has been shown in this study. However, it has been observed that some beaches are being modified, not only in terms of their environmental variables, but also as a result of anthropic influences.

These beaches are key sites for the protection of the most critical stages in the life cycle of *E. imbricata*; they favor the conservation of the species in this extensive region, which consists of a mosaic of sometimes overlapping protected marine and coastal areas, including the *Área Marina Protegida Archipiélago del Rosario y San Bernardo*, the *Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo* and the *DRMI Sabanetica, Chichimán, Rincón del Mar y Berrugas* (currently in the process of being established). It is therefore urgently important to establish an interinstitutional and intersectoral protection plan.

This species management plan should include the provision of permanent financial resources to ensure long-term monitoring, the saturation tagging and satellite transmission required to understand their use of habitats and the level of connectivity between these areas, an environmental education program that reaches the entire community and the development of a program offering local economic alternatives that would help eliminate the exploitation of hawksbill turtle byproducts.





## AGRADECIMIENTOS

El proyecto no hubiese sido posible sin el trabajo de los Guardianes de las Tortugas de Rincón del Mar: Nehemías Tapia Robles, Johonis Tapia Robles, Arnold Díaz Blanco, José Pedro Guerrero Contreras, Gregorio Contreras Meza, Juan Silgado Flórez, Jorge Tapia, Denerys Blanco Arrieta, Luis Eduardo Zúñiga Contreras, Jhon Enrique Ramos Ocón, Jeisson Ramos Ocón y Johanis Patricia Tapia Robles, su colaboración, compromiso, toma de datos y protección de las nidadas fue crucial para el proyecto. A la Corporación Autónoma Regional de Sucre, en cabeza de su director Johnny Avendaño Estrada y a Jesús Romani Lobo por su apoyo en los monitoreos diurnos y nocturnos durante 2018. Un especial agradecimiento a todos los niños de Rincón del Mar, por su compromiso con la conservación de las tortugas marinas, principalmente a la Institución Educativa Rincón Del Mar, con el grupo ambiental Guardianes Apasionados por las Tortugas Marinas liderado por la Profesora Delcy Lares Ramos, y a los Titanes Ecológicos. Al condominio Balsillas y su administrador Martín Álvarez, la Asociación Colombian Reef (Alberto González y Julie Lobbestael), Dos Aguas Lodge (Dania Bianuni y Daniele Bertolotti), Canto de Caracola (Angela Olarte) y Casita Blanca (familia Tapia Robles) por el apoyo en hospedaje y logístico durante el proyecto. Los autores agradecen especialmente a la familia Tapia Robles que por muchos años ha protegido a la tortuga carey en Rincón del Mar. Financiado en el marco del proyecto “Manejo integrado de la UAC estuarina río Sinú-Golfo de Morrosquillo” de Carsucre y la Fundación Tortugas del Mar.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This project would not have been possible without the work of the *Guardianes de las Tortugas de Rincón del Mar*: Nehemías Tapia Robles, Johonis Tapia Robles, Arnold Díaz Blanco, José Pedro Guerrero Contreras, Gregorio Contreras Meza, Juan Silgado Flórez, Jorge Tapia, Denerys Blanco Arrieta, Luis Eduardo Zúñiga Contreras, Jhon Enrique Ramos Ocón, Jeisson Ramos Ocón and Johanis Patricia Tapia Robles. Their collaboration, commitment, data collection efforts and their work to protect the clutches were crucial to the project. The authors thank the *Corporación Autónoma Regional de Sucre*, represented by its director Johnny Avendaño Estrada and Jesús Romani Lobo for their assistance with the day-time and nocturnal patrols in 2018. Particular thanks go to the children of Rincón del Mar, for their commitment to the protection of marine turtles, and in particular to the *Institución Educativa Rincón Del Mar* and the environmental group *Guardianes Apasionados por las Tortugas Marinas*, led by the teacher Delcy Lares Ramos, and to the *Titanes Ecológicos*. To the Balsillas condominium and its administrator Martín Álvarez, the *Asociación Colombian Reef* (Alberto González and Julie Lobbestael), the *Dos Aguas Lodge* (Dania Bianuni and Daniele Bertolotti), the *Canto de Caracola* (Angela Olarte) and the *Casita Blanca* (the Tapia Robles family) for their accommodation and logistical support during the project. The authors express particular gratitude to the Tapia Robles family which has, for many years, protected the hawksbill turtles of Rincón del Mar. This project received financial support from Carsucre and *Fundación Tortugas del Mar* program, *Manejo integrado de la UAC estuarina río Sinú-Golfo de Morrosquillo*.

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Andrews, H.V., S. Krishnan and P. Biswas. 2006. Distribution and status of marine turtles in the Andaman and Nicobar Islands: 33-57 in Shanker, K. and B. Choudhury (E ds. ) *Marine turtles of the Indian subcontinent*. Universities , Hyderabad, India.
- Arcos, M., A. Barrero, G. Guarín y P. Quintero. 2002. Establecimiento y comparaciones de características estructurales de puntos focales de anidación de tortugas marinas ya establecidos en el sector de Arrecifes Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Seminario de investigación, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 54 p.
- Barrientos-Muñoz, K.G., C. Ramírez-Gallego and L. Rivas. 2013. First report of nesting of the Black Sea turtle (*Chelonia mydas*) on the north Pacific coast of Colombia. *Mar. Turtle Newslet.*, 138: 19-21. <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn138/mtn138-7.shtml>
- Barrientos-Muñoz, K.G., C. Ramírez-Gallego and V. Páez. 2014. Nesting ecology of olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) (Cheloniidae) at El Valle Beach, northern Pacific, Colombia. *Acta Biol. Col.*, 19(3): 437-445: <https://dx.doi.org/10.15446/abc.v19n3.42457>
- Barrientos-Muñoz, K., C. Ramírez-Gallego y V.P. Páez. 2015. *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766): 127-131. En: Morales-Betancourt, M.A., C.A. Lasso, V.P. Páez y B.C. Bock (Eds.). *Libro rojo de reptiles de Colombia*. Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt (IAvH), Univ. Antioquia, Bogotá, D.C. 258 p.

- Barrientos-Muñoz, R. A., Álvarez-Rodríguez, W., Álzate-Montoya, J., Arends, J., Bernal-Gutiérrez, S., Bessudo, J. P., Caldas, E., Córdoba-Borja, M., C Díazgranados, J., Herrera, K., Iguarán Quijada, A., Jáuregui-Romero, F., Ladino, H., Marimón, V., Márquez, A., Carlos Mata, J., David Miranda, J., Moreno-Sotomayor, V. P., Páez, L., Payan, M.F., Pereira-Gutiérrez, D., Ramírez-Acosta, E., Ramírez-Gáfaró, N., Restrepo-Garzón, E.L., Robledo-Leal, J., Tapia-Robles, N.J., Tapia-Robles, S., Valencia-González, M., Valencia, M., X. Zorrilla – Arroyave y C. Ramírez-Gallego. 2020. *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1766). *En revisión*. Catálogo de anfibios y reptiles de Colombia. Asociación Colombiana de Herpetología.
- Bolongo, A., Z. Márquez, V. Torres y A. García. 2010. Vulnerabilidad de sitios de anidación de tortugas marinas por efectos de erosión costera en el estado de Campeche: 73-96. En: Botello, A.V., S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez y J.L. Rojas Galaviz (Eds.) Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. Semarnat-INE, UNAM-ICMyL. Univ. Autón. Campeche, Campeche. 514 p.
- Campbell, C.L. 2014. Estado de conservación de la tortuga carey en las regiones del Gran Caribe, Atlántico Occidental y Pacífico Oriental. Secretaría Pro Tempore CIT, Virginia. 76 p.
- Caraballo-Pérez, M., M. Fernández-Pérez y A. Zamora-Guzmán. 2008. Caracterización de zonas potenciales de anidación de *Eretmochelys imbricata* y búsqueda de su anidamiento en el sector punta Seca - Rincón del Mar, departamento de Sucre. Sincelejo: Conservación Internacional - Colombia, Fundación Omacha, CARSUCRE, Universidad de Sucre. 24 p.
- Cardique, C., Carsucre, Codechocó, Coralina, Orpamag, Corpogujaira, Corponariño, Corpourabá, CRA, CRC, CVC, CVS, Invenmar, MADS y PNN. 2016. Plan de Acción del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas - SAMP 2016-2023: Lineamientos para su consolidación en el marco de los Subsistemas Regionales de Áreas Protegidas del Pacífico y del Caribe. Zamora-Bornachera, A.P. (Ed.) Proyecto COL75241, PIMS # 3997, Invenmar, MADS, GEF y PNUD. Serie Publ. Gen. Invenmar 85, 60 p.
- Carsucre. 2017. Informe de actividades de control y vigilancia flora y fauna enero-junio. Bol. Amb. 1. Sincelejo, Sucre.
- Ceballos-Fonseca, C. 2004. Distribución de playas de anidación y áreas de alimentación de tortugas marinas y sus amenazas en el Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 33: 79-99 doi: 10.25268/bimc.invenmar.2004.33.0.249.
- Chacón, D., A. Morales y E.V. Passapera. 2004. Informe de la anidación de la tortuga de carey *Eretmochelys imbricata* en el Parque Nacional Cahuita, Limón, Costa Rica. Proyecto para la Conservación de las Tortugas Marinas en el Caribe Sur. Asoc. ANAI, Talamanca, Costa Rica.
- Chacón, D., J. Sánchez, J.J. Calvo y J. Ash. 2007. Manual para el manejo y la conservación de las tortugas marinas en Costa Rica; con énfasis en la operación de proyectos en la playa y viveros. Asociación ANAI, SINAC, MINAE). Gobierno de Costa Rica, San José. 103 p.
- Colombia Marina. 2007. Project: Strengthening the conservation process of nesting sea turtles in Tayrona National Park – Colombian Caribbean. Season 2007. Final report. Santa Marta. 16 p.
- Cusado-Zapa, C.A. y A.M. González-Pérez. 2010. Análisis fitosociológico del ecosistema de manglar del parque natural boca Guacamayas, departamento de Sucre. Sincelejo-Sucre. Trabajo de grado Biología, Univ. Sucre. Sincelejo, Colombia.
- Duque, D., B. Medrano y R. Franke. 2011. Avances de un proceso participativo para generar línea base para monitoreo de tortugas marinas en el área protegida y su zona de influencia. Capítulo 26: 351-363. En: Zarza-González, E. (Ed.). Entorno Ambiental del Parque Natural Corales del Rosario. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Quito Publicidad, Cartagena de Indias. 416 p.
- Eckert, K.L. and A.E. Eckert. 2019. An atlas of sea turtle nesting habitat for the wider Caribbean region. Revised Edition. WIDECASSTech. Rep., 19. Godfrey, USA. 232 p.
- Ecoversa. 2018. Estudio técnico para la declaratoria de punta San Bernardo y Chichimán – Rincón del Mar en el municipio de San Onofre (Sucre) como Área Protegida Regional y formulación del plan de manejo, en el marco del Proyecto GCP/COL/041/GFF. Medellín. 120 p.
- Engeman, R.M., D. Addison and J.C. Griffin. 2016. Defending against disparate sea turtle nest predators: benefits to nesting success from eradicating invasive feral swine and caging nests from raccoons. *Oryx*, 50(2): 289–295.
- Engeman, R.M., R.W. Byrd., J. Dozier., M.A. McAlister., J.O. Edens., E.M. Kierepka., T.J. Smyser. and N. Myers. 2019. Feral swine harming insular sea turtle reproduction: The origin, impacts, behavior and elimination of an invasive species. *Acta Oecol.*, 99: 103442 <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103442>
- Gerhartz-Muro, J.L., J. Azanza., F. Moncada, A. Gerhartz-Abraham, L. Espinosa, Y. Forneiro, and D. Chacón. 2019. Sun and incubation temperatures in a sea turtle nesting beach at the cayos de San Felipe National Park, Pinar del Río, Cuba, during the 2012-2013 season. *Rev. Invest. Mar.*, 38(2): 100-116.
- Godley, B. J., A.C. Broderick, L.P. Colman, A. Formia, M.H. Godfrey, M. Hamann and A.F. Rees. 2020. Reflections on sea turtle conservation. *Oryx*, 54(3): 287-289. <https://doi.org/10.1017/S0030605320000162>
- Hancock, J. 2008. Monitoreo de la anidación de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) y de la tortuga verde (*Chelonia mydas*) en el Parque Nacional Cahuita, Caribe sur, Costa Rica. *Inf. Activ.* WIDECASSTech, Costa Rica. 33 p.
- Humber, F., B.J. Godley and A.C. Broderick. 2014. So excellent a fish: a global overview of legal marine turtle fisheries. *Div. Distrib.*, 20(5): 579-590. doi: 10.1111/ddi.12183.
- INVEMAR-CVS. 2012. Lineamientos de manejo integrado de la Unidad Ambiental Costera Estuarina río Sinú –golfo de Morrosquillo. Hernández-Ortiz, M., A. P. Zamora-Bornachera y A. López-Rodríguez (Eds.). Ser. Doc. Gen. Invenmar 53. 79 p.



- Joya, A. M. y M.P. Molina. 2006. Levante de neonatos de tortuga Carey, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) mediante la implementación de dos tipos de dietas en el acuario Mundo Marino, Santa Marta. Trabajo grado Biol. Mar., Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 133 p.
- Kaufmann, R. 1967. Wachtstumsraten in Gefangenschaft gehaltener Meeresschildkröten. Mitteilun. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient. Punta de Betín, 1: 65-72.
- Kaufmann, R. 1975. Observaciones sobre el crecimiento de tortugas marinas en cautividad. Caldasia, 139-150. doi: 10.15446/caldasias.
- Kontos, A.R. 1985. Sea turtle research report, 1985, Mona Island, Puerto Rico. An. Rep. ort U.S. Fish Wildl. Serv. . 35 p.
- Kontos, A.R. 1987. 1986 annual summary: estimation of sea turtle abundance and nesting success of Mona Island, Puerto Rico. An. Rep. ort U.S. Fish Wildl. Serv. 22 p.
- Kontos, A.R. 1988. 1987 annual summary: estimation of sea turtle abundance, Mona Island, Puerto Rico. An. Rep. ort U.S. Fish Wildl. Serv. . 24 p.
- Liles, M.J., T.R. Peterson, J.A. Seminoff, A.R. Gaos, E. Altamirano, A.V. Henríquez, V. Gadea, S. Chavarría, J. Urteaga, B.P. Wallace and M.J. Peterson. 2019. Potential limitations of behavioral plasticity and the role of egg relocation in climate change mitigation for a thermally sensitive endangered species. Ecol. Evol., 9(4): 1603-1622. doi: 10.1002/ece3.4774
- McCormick, C.C. 1997. Porque ellas también tienen derecho a seguir dejando huella. Diagnóstico actual de las tortugas marinas del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Fase II. CORALINA, San Andrés. 67 p.
- McCormick, C.C. 1998. Diagnóstico actual de las tortugas marinas del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Coralina, San Andrés. 41 p.
- Meylan, A.B. 1999. Status of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region. Chel. Cons. Biol., 3(2): 177-184.
- Meylan, A.B. and M. Donnelly. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. Chel. Cons. Biol., 3(2): 200-224.
- Meylan, A.B., I. Castillo, N. Decastro, C. Ordóñez, S. Troëng, A. Ruiz and P.A. Meylan. 2006. Bastimentos Island National Marine Park and Playa Chiriqui: protected areas vital to the recovery of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Caribbean Panama: 145- 146. In: Frick, M., A. Panagopoulou, A.F. Rees and K. Williams (compilers). Abstracts Twenty-sixth 26<sup>th</sup> An. Symp. Sea Turtle Biol. Cons. Internat. Sea Turtle Society. Athens.
- Miller, J. 1999. Determining clutch size and hatching success: 124-129. In: Eckert K., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois and M. Donnelly (Eds.) Research and management techniques for the conservation of sea turtles. IUCN/SSC Mar. Turt. Spec. Group Publ. 4. Washington, D.C. 248 p.
- Moncada, F., C. Ramírez-Gallego, J. Camero, M. González, G. Nodarse and K.G. Barrientos-Muñoz. 2019. A juvenile loggerhead turtle (*Caretta caretta*) tagged in Cuba is recaptured in Colombian waters. Mar. Turtle Newslet., 156: 30-32. <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn156/mtn156-9.shtml>
- Moreno-Munar, Á. A., S.C. Ospina-Sánchez, A.G. Jáuregui-Romero y R. Álvarez-León. 2014. Monitoreo de poblaciones de tortugas marinas en los sectores de Arrecifes y Cañaveral, Parque Nacional Natural Tayrona, Colombia. Arq. Cien. Mar. Fortaleza, 47: 19-30. Available online at: [http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/28712/1/2014\\_art\\_aammunar.pdf](http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/28712/1/2014_art_aammunar.pdf)
- Mortimer, J.A. and M. Donnelly. 2008. *Eretmochelys imbricata*. IUCN Red List Threatened Species 2008. Version 2014.3.1 [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). 06/12/2020.
- Nelms, S. E., E.M. Duncan, A.C. Broderick, T.S. Galloway, M.H. Godfrey, M. Hamann, P.K. Lindque and B.J. Godley. 2015. Plastic and marine turtles: a review and call for research. ICES J. Mar. Sci., 73(2): 165-181.
- Piedra-Castro, L. y V. Morales-Cerdas. 2015. Preferencias en la anidación de tortugas Carey (*Eretmochelys imbricata*) y baulas (*Dermochelys coriacea*) en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica. Tecnol. Marcha, 28(3): 86-98.
- Ramírez-Gallego, C. and K.G. Barrientos-Muñoz. 2020a. Illegal hawksbill trafficking: five years of records of the handicrafts and meat trades of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Cartagena de Indias, Colombia. J. Aquacult. Mar. Biol., 9(3): 101-105. doi: 10.3389/fmars.2019.00817
- Ramírez-Gallego, C. and K.G. Barrientos-Muñoz. 2021. Stopping illegal hawksbill trafficking in Cartagena de Indias, Colombia. Pp. 141-148. In: Sea turtle Research and Conservation: Lessons From Working In The Field. Editors, Nahill B. Elsevier Academic Press, USA. 224 p.
- Ramírez-Gallego, C. and K.G. Barrientos-Muñoz. 2020b. Sea Turtles at Serrana Island and Serranilla Island, Seaflower Biosphere Reserve, Colombian Caribbean. Front. Mar. Sci., 6: 817. doi: 10.3389/fmars.2019.00817
- Reuter, A. and C. Allan. 2006. Tourists, turtles and trinkets: a look at the trade in marine turtle products in the Dominican Republic and Colombia. Field Report, TRAFFIC, 12 p.
- Rhodin, A. G., C.B. Stanford, P.P. Van Dijk, C. Eisemberg, L. Luiselli, R.A. Mittermeier, R. Hudson, B.D. Horne, E. Goode, G. Kuchling, A. Walde, E.H.W. Baard, K. H. Berry, A Bertolero, T.E.G. Blanck, R. Bour, K.A. Buhlmann, L.J. Cayot, S. Collett, A. Currylow, I. Das, T. Diagne, J.R. Ennen, G. Forero-Medina, M.G. Frankel, U. Fritz, G. García, J.W. Gibbons, P.M. Gibbons, S. Gong, J. Guntoro, M.D. Hofmeyr, J.B. Iverson, A.R., Kiestler, M. Lau, D.P. Lawson, J.E. Lovich, E.O., Moll, V.P. Páez, R. Palomo-Ramos, K. Platt, S.G. Platt, P.C.H. Pritchard, H.R. Quinn, S.C. Rahman, S. T. Randrianjafizanaka, J. Schaffer, W. Selman, H.B. Shaffer, D.S.K. Sharma, H. Shi, S. Singh, R. Spencer, K. Stannard, S. Sutcliffe, S. Thomson, and R. C. Vogt. 2018. Global conservation status of turtles and tortoises (order Testudines). Chel. Cons. Biol., 17(2): 135-161. doi: 10.2744/CCB-1348.1

- Richardson, J.I., 1990. Estimation of Sea Turtle Abundance and Nesting Success on Mona Island, Puerto Rico. Final Rep. USFWS, Unit Coop. Agr. 14-16-009-1551, U.S. Fish and Wildlife Service. South Florida Ecosystem Office, Vero Beach, USA .
- Rincón-Díaz, M.P. and C.J. Rodríguez-Zárate. 2004. Characterization of nesting beaches and feeding areas of marine turtles at the San Bernardo Archipelago, Colombian Caribbean. *Bol. Invest. Mar. Cost.* , 33(1): 137-158. doi: 10.25268/bimc.invemar.2004.33.0.252
- Rincón, M.P., D. F. Rivera, C.J. Rodríguez y J.P. Tello. 2001. Establecimiento y caracterización estructural de puntos focales de anidación en el sector de Arrecifes, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. *Sem. Invest.* , Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 67 p .
- Rueda, J. V. 1987. Informe sobre la situación actual de las poblaciones de tortugas marinas en el Caribe Colombiano. *Rep. Nal. Inderena II Simp. Tort. Mar. Atlántico Occidental STAO*, Puerto Rico, 32 p.
- SIRAP Caribe e Invemar . 2013. Articulación del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP) al plan de acción del SIRAP Caribe. *Ser. Publ. Gen. Invemar* , . 38 p.
- Suganuma, H., 2005. Leatherback turtle management of feral pig predation in Indonesia: 37-38. In: Kinan, I. (Ed.), *Proc. 2<sup>nd</sup> West. Pac. Sea Turtle Coop. Res. Manag. Workshop Vol. 1* . West. Pac. Reg. Fish. Manag. Counc. , Honolulu.
- Ulloa, J.C., Quiroga, D.A. y T.R. Ruiz. 2016. Caracterización de los principales humedales costeros en la jurisdicción de Carsucre. *Inf. Téc.* , Carsucre. Sincelejo. 79 p.
- Whytlaw, P.A., W. Edwards and B.C. Congdon. 2013. Marine turtle nest depredation by feral pigs (*Sus scrofa*) on the western Cape York Peninsula, Australia: implications for management. *Wildl. Res.*, 40: 377–384.

**RECIBIDO/RECEIVED:** 26/07/2020


**ACEPTADO/ACCEPTED:** 25/05/2021




## Eficiencia de absorción en postlarvas de camarón blanco del Pacífico, *Litopenaeus vannamei*, alimentadas con una dieta de levadura marina de marismas de manglar

### Absorption efficiency in post-larvae of the shrimp *Litopenaeus vannamei* fed a diet of marine yeast from mangrove mudflats

Fulvia Solorzano-Reyes<sup>1</sup> y Patricio C. Velásquez-López<sup>2\*</sup>

 0000-0001-9233-9818

 0000-0002-3044-920X

1. BioMar Alimentos Ecuador S.A., Tambo, Guayaquil, Ecuador. fulso@biomar.com\*

2. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Técnica de Machala, Machala, Ecuador. colon.velasquez@gmail.com

\* Autor de correspondencia

#### RESUMEN

El presente estudio investigó la levadura marina como fuente de alimento en el camarón blanco *Litopenaeus vannamei*. Se determinó la eficiencia de absorción de levaduras midiendo la proporción de materia orgánica asimilada por las postlarvas de camarón. La levadura marina se aisló y se propagó en laboratorio a partir de una muestra de sedimento obtenida en una marisma de manglar. Seis etapas de desarrollo de postlarvas de camarón, desde PL-5 días hasta PL-35 días fueron alimentadas exclusivamente con tres concentraciones de levaduras ( $1,5 \times 10^5$ ,  $3 \times 10^5$ ,  $5 \times 10^5$  cel/mL). El promedio general de la absorción de levadura fue de  $65,85 \pm 11,42$  %. El análisis de varianza de dos vías ANOVA ( $p < 0,05$ ) mostró que la eficiencia de absorción de levadura en post-larvas de camarón no se vio afectada por las concentraciones de levaduras; tampoco las concentraciones de levaduras interactuaron con la edad de las postlarvas. La eficiencia de absorción de 67,30 % registrada en postlarvas jóvenes (PL-5 a PL-15) fue significativamente diferente a la absorción registrada en post-larvas de mayor edad (PL-20 a PL-35) con un promedio de 60,21 % ( $p < 0,05$ ). La eficiencia de absorción relativamente alta de levadura en postlarvas de *L. vannamei* contribuye a una mejor comprensión del rol de los microorganismos como complemento nutricional en la acuicultura costera.

**PALABRAS CLAVE:** Absorción de alimento, acuicultura estuarina, manglares, microorganismos, camarón blanco del Pacífico.

#### ABSTRACT

The present study investigated marine yeast as a food source in the Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. Yeast absorption efficiency was determined by measuring the proportion of organic matter assimilated by shrimp post-larvae (PLs). The yeast was isolated and propagated in the laboratory from a sediment sample obtained from a mangrove mudflat. Shrimp post-larvae at six stages, from PL-5-days-old to PL-35-days-old were fed exclusively with yeasts, at three concentrations ( $1.5 \times 10^5$ ,  $3 \times 10^5$ ,  $5 \times 10^5$  cell/mL). The overall average of yeast absorption was around  $65.85 \pm 11.42$  %. The two-way analysis of variance ANOVA ( $p < 0.05$ ) showed that the efficiency of yeast absorption was not affected by the concentrations of yeasts as a food source: none of the yeast concentrations interacted with the age of the post-larvae. The absorption efficiency of 67.30 % registered in young post-larvae (PL 5-days-old to PL15-days old) was significantly different than the efficiency registered for older post-larvae (PL 20 days old to PL 35 days-old) with an average of 60.21 % ( $p < 0.05$ ). The relatively high absorption efficiency of yeast in *L. vannamei* post-larvae contributes to a better understanding of the potential role of microorganisms as complementary feedstuffs in coastal aquaculture.

**KEYWORDS:** Estuarine aquaculture, food absorption, mangroves, microorganisms, Pacific white shrimp.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1012>

Publicado por INVEMAR

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC

Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by INVEMAR

This is an open Access article under the CC BY-NC-SA



## INTRODUCCIÓN

El camarón blanco del Pacífico, *Litopenaeus vannamei*, es una de las principales especies acuáticas empleadas en la acuicultura costera. Su cultivo corresponde a cerca de 15 % de la producción pesquera mundial y tiene un valor en el mercado global de casi US \$18 mil millones (FAO, 2017). El camarón *L. vannamei* tiene varias etapas de desarrollo: larva, postlarva, prejuvenil, juvenil y etapa adulta final. La etapa de postlarva ocurre después de las fases larvales de nauplio, zoea y mysis. En las etapas de zoea y mysis los camarones blancos del Pacífico son organismos planctónicos que se alimentan de restos de materia orgánica, algas y pequeños invertebrados. En las operaciones comerciales de acuicultura, el alimento para las larvas de camarón consiste en una o dos especies de diatomeas, tales como *Chaetoceros gracilis* y *Thalassiosira weissflogii* (Kiatmetha *et al.*, 2011), cuya concentración en el tanque de cría fluctúa alrededor de  $1 \times 10^5$  cel/mL (Müller-Feuga *et al.*, 2003). Las fases mysis y postlarva se alimentan con microcrustáceos *Artemia salina*; sin embargo, muchas operaciones de criadero reemplazan el alimento vivo con alternativas artificiales. Las postlarvas producidas en criaderos se transportan a instalaciones de cultivo bajo condiciones semicontroladas, bien sea en estanques invernaderos o en piscinas terrestres preengorde.

Por lo general, el cultivo de camarón se realiza en o cerca de ecosistemas de manglares. Por ejemplo, Ecuador, el principal productor de camarón de las Américas, tiene aproximadamente 2.200 km de costa, y alrededor de 75 % del cultivo de camarón se realiza cerca de bosques de manglares. Las levaduras se encuentran en la zona costera marina como parte de una gran comunidad microbiana (Chi *et al.*, 2012). Varios investigadores han revisado el uso de microorganismos como potencial fuente de alimento en sistemas de acuicultura, estos autores han explorado la importancia de bacterias, levaduras, hongos y microalgas para el mantenimiento de diferentes animales acuáticos. La composición de las levaduras sugiere que podrían ser una fuente de alimento alternativa y confiable para los organismos marinos, pues contienen polímeros, ácidos grasos poliinsaturados, y grandes concentraciones de vitaminas y minerales (Shelby *et al.*, 2019). La pared celular de la levadura consta de 57 % de  $\beta$ -glucano, 6,6 % de oligosacáridos y 22 % de glucoproteína Sahlmann *et al.* (2009), Chi *et al.* (2010) y Kupetz *et al.* (2015) registran que la levadura tiene un alto valor nutricional para peces y camarones en condiciones de cultivo. Así mismo, Lara-Flores (2003) sostiene que la levadura puede reemplazar de manera efectiva otras fuentes de proteína y lograr un mejor

## INTRODUCTION

The Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* is one of the main aquatic species used in coastal aquaculture. This crustacean's cultivation accounts for about 15 % of the total fishery production and has a global market value of nearly 18 billion USD (FAO, 2017). The Pacific white shrimp has several development stages: larval, post-larval (PL), pre-juvenile, juvenile, and the final adult stage. The PL stage occurs after the larval stages of nauplii, zoea, and mysis. In the zoea and mysis stages, white shrimps are planktonic organisms that eat dead organic matter, algae, and small invertebrates. In commercial aquaculture operations, the food for larval shrimp consists of one or two diatom species, such as *Chaetoceros gracilis* and *Thalassiosira weissflogii* (Kiatmetha *et al.*, 2011), and the concentration of these microalgae in the rearing tank fluctuates around  $1 \times 10^5$  cell/mL (Müller-Feuga *et al.*, 2003). The mysis and post-larval phases are fed with the microcrustacean *Artemia salina*; however, many hatchery operations replace the live food with artificial food. The PLs produced in hatcheries are transported to rearing facilities under semi-controlled conditions, either in greenhouse ponds or in pre-growth-out ground pools.

Typically, shrimp farming occurs in, or near a mangrove ecosystem. For example, Ecuador, the major shrimp production country of America, has approximately 2,200 km of coastline, with about 75 % of shrimp farming located near a mangroves forest. Yeasts occur in the marine shoreline as a part of a large microbial community (Chi *et al.*, 2012). The use of microorganisms as a potential food source in aquaculture systems has been reviewed by several researchers, who explored the importance of bacteria, yeasts, fungi, and microalgae for maintaining different aquatic animals. The composition of yeast suggests that it can be a reliable alternative food source for marine organisms due to the presence of polymers, polyunsaturated fatty acids, and large amounts of vitamins and minerals (Shelby *et al.*, 2019). The yeast cell wall consists of 57 %  $\beta$ -glucan, 6.6 % oligosaccharides, and 22 % glycoprotein (Meena *et al.*, 2013). Sahlmann *et al.* (2009), Chi *et al.* (2010), and Kupetz *et al.* (2015) reported that yeast has a high nutritional value for fish and shrimp in cultivation conditions. Similarly, Lara-Flores (2003) stated that yeast can effectively replace other source of protein, achieving better fish growth and development. Farzanfar (2006), Sukumaran *et al.* (2010), and Zheng (2017) reported that feeding yeast to fish and shellfish

crecimiento y desarrollo de los peces. Por su parte, Farzanfar (2006), Sukumaran *et al.* (2010) y Zheng (2017) registraron que alimentar con levadura a los peces y mariscos reduce las enfermedades al disminuir la presencia de bacterias patógenas en el tracto intestinal. El valor nutricional de las levaduras hace que sean apropiadas como alimento complementario para peces y crustáceos (Pathissery, 2016; Sarlin *et al.*, 2016). Por ejemplo, Zhao *et al.* (2017) proporcionaron extracto de levadura, mezclado con aceite de pescado, fósforo y calcio, como un reemplazo de proteína para la harina de pescado utilizada para alimentar al camarón *L. vannamei*. Una cantidad considerable de los inmunoestimulantes comerciales utilizados en la acuicultura se derivan de levadura, lo que refleja la importancia de estos microorganismos para la industria (Villamil-Díaz y Martínez-Silva, 2009). Además, debido al tamaño y a la composición de nutrientes de las levaduras, varios investigadores han propuesto el uso de levadura viva para bioenriquecer organismos de presa como los rotíferos y el camarón de salmuera (Lavens *et al.*, 1996; Patra y Mohamed, 2003), aunque esta práctica apenas se está empezando a usar en sistemas de acuicultura.

A pesar de todos los efectos positivos de las levaduras, se han realizado pocos estudios sobre su utilidad como alimento vivo para el cultivo de camarón (Villamil-Díaz y Martínez-Silva, 2009). No se han realizado estudios para evaluar la ingestión, colonización o digestibilidad de la levadura marina en el camarón blanco del Pacífico *L. vannamei*. Adicionalmente, el conocimiento sobre la eficiencia de absorción de alimentos de las larvas de camarón se limita a la ingestión de microalgas (Urabe, 1991; Evjemo, 2000). La información sobre el rendimiento de las postlarvas de camarón alimentadas exclusivamente con una dieta de levadura es escasa. El objetivo de este estudio fue obtener levadura de las marismas de manglares y probarla como fuente dietética para las postlarvas de camarón blanco del Pacífico. Se investigó el uso de la levadura marina como fuente de alimento midiendo la eficiencia de absorción de la levadura por parte de *L. vannamei* en etapas de postlarva, y empleando diferentes concentraciones de levadura. La eficiencia de absorción de los alimentos, también conocida como eficiencia digestiva o digestibilidad de los alimentos, es la proporción de materia orgánica asimilada por un organismo (Lucas y Watson, 2002). Por lo tanto, para que la levadura sea un alimento eficaz para los camarones, esta debe ser asimilada y sus compuestos orgánicos deben degradarse. Debido a que el alimento disponible para los camarones se presenta como materia orgánica, su absorción indica la capacidad del camarón de absorber sus compuestos naturales. Este estudio

reduced disease by diminishing the presence of pathogenic bacteria in the intestinal tract. The nutritional value of yeasts makes them appropriate as supplemental food for fish and crustaceans (Pathissery, 2016; Sarlin *et al.*, 2016). For example, Zhao *et al.* (2017) provided yeast extract mixed with fish oil, phosphorus, and calcium as a protein replacement for fishmeal for *L. vannamei*. A considerable number of commercial immunostimulant products used in aquaculture are derived from yeasts, which reflects the importance of these microorganisms to this industry (Villamil-Díaz and Martínez-Silva, 2009). Furthermore, due to yeast's size and nutrient composition, several researchers have proposed using live yeast to bio-enrich prey organisms such as rotifers and brine shrimp (Lavens *et al.*, 1996; Patra and Mohamed, 2003), but this practice is only beginning to be used in aquaculture systems.

Notwithstanding all the positive effects of yeasts, there has been little research on their utility as live food for shrimp cultivation (Villamil-Díaz and Martínez-Silva, 2009). No studies have been conducted to evaluate the ingestion, colonisation, or digestibility of marine yeast in the white shrimp *L. vannamei*. Moreover, the knowledge about food absorption efficiency in shrimp larvae is restricted to ingestion of microalgae (Urabe, 1991; Evjemo, 2000). Little information is available concerning the performance of shrimp post-larvae sustained exclusively on a yeast diet. The objective of this study was to obtain yeast from mangrove mudflats and test it as a dietary source for the marine white shrimp post-larvae. The use of marine yeast as a food source was investigated by measuring the absorption efficiency of yeast in *L. vannamei* post-larval stages at different yeast concentrations. The food absorption efficiency, also known as food digestive efficiency or digestibility, is the proportion of organic matter assimilated by an organism (Lucas and Watson, 2002). Hence, for the yeast to be usable for shrimp, it must be assimilated, degrading its organic compounds. Because the food available to shrimp occurs as organic matter, its absorption indicates the shrimp's ability to absorb its natural compounds. This study evaluates the absorption efficiency of marine yeast by measuring the proportion of organic matter in the yeast (food) and the faeces of the shrimp, where the organic component of the food ingested is assimilated by the process of digestion (Conover, 1966).

evalúa la eficiencia de la absorción de la levadura marina mediante la proporción de materia orgánica presente en la levadura (alimento) y en las heces del camarón, en la cual el componente orgánico del alimento ingerido es asimilado a través del proceso de digestión (Conover, 1966).

## MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación incluyó una etapa de toma de muestras (en el área de manglar-camarón) y una experimental (propagación de levaduras y alimentación de postlarvas). Para obtener la levadura se tomó una sola muestra de sedimento de una marisma de manglar en el área costera de cultivo de camarón cerca de Machala, provincia de El Oro, Ecuador (longitud 9636225, latitud 620861). Las fases de tratamiento de sedimentos, mantenimiento de postlarvas y establecimiento de las pruebas experimentales se llevaron a cabo en el laboratorio de acuicultura de la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Técnica de Machala, ubicada aproximadamente a 45 km del lugar donde se tomaron las muestras.

### Muestreo de sedimentos; aislamiento y cultivo de levadura

Utilizando una espátula estéril se recolectaron asépticamente muestras de 500 g tomadas a 10 cm de la capa superior de sedimento del bosque de manglar. La muestra de sedimento se colocó en recipientes plásticos esterilizados herméticamente cerrados, se mantuvo en condiciones frías de entre 4 y 10 °C y se transportó al laboratorio inmediatamente después de la recolección. Bajo condiciones de laboratorio, se suspendió 1g de sedimento en 10 mL de solución de peptona. Posteriormente, se colocó 1 mL de solución fresca en placas de cultivo de agar Saboraud y se incubó a 30° C durante dos días. Tras el período de incubación, después de que aparecieron colonias de microorganismos, algunas de las unidades formadoras de colonias se transfirieron a un tubo de ensayo que contenía una solución concentrada de peptona. De esta manera, obtuvimos un caldo de levadura primario. La propagación de la levadura procedió de los 250 mL de cultivo madre a etapas intermedias de 1 y 3 L. Las levaduras se cultivaron en un medio compuesto por una solución preparada con agua de mar filtrada a través de una microfibra de borosilicato (0,47 µm). El agua se enriqueció con 0,65 g/L de fosfato de sodio, 1,0 g/L de nitrato de sodio y 10 ml/L de melaza. El medio de cultivo de levadura se acidificó con ácido muriático hasta un pH de 4,5, condición recomendada para la cepa *Saccharomyces cerevisiae* (Vieira

## MATERIALS AND METHODS

This work includes a sampling stage (mangrove-shrimp area) and an experimental stage (yeast propagation and feeding of PLs). To obtain the yeast, a single sediment sample was taken from a mangrove mudflat in the coastal shrimp farming area near Machala, El Oro province, Ecuador (longitude 9636225 and latitude 620861). The phases of sediment treatment, the maintenance of post-larvae, and the set-up of the experimental tests took place in the aquaculture laboratory of the Agricultural Sciences Faculty of the Technical University of Machala, located approximately 45 km from the sampling point.

### Sampling sediments; yeast isolation and culture

Using a sterile spatula, 500 g samples were collected aseptically taken 10 cm from the upper sediment layer of the mangrove forest. The sediment sample was placed in hermetically sealed sterilised plastic containers, kept in cold conditions between 4 to 10 °C, and transported to the laboratory immediately after collection. Under fixed conditions in the laboratory, 1 g of sediment was suspended in 10 mL of peptone solution. After that, 1 mL of fresh solution was placed into Saboraud agar culture plates and incubated at 30 °C for two days. After the incubation period, when colonies of microorganisms appeared, some of the colony-forming spots were transferred to a test tube containing a concentrated peptone solution. In this way, we obtained a primary yeast stock. The propagation of the yeast proceeded from the 250 mL of stock culture to intermediate stages of 1 and 3 L. The yeasts were cultured in a medium consisting of a solution prepared with seawater filtered through a borosilicate microfibre (0.47 µm). The water was enriched with 0.65 g/L sodium phosphate, 1.0 g/L sodium nitrate, and 10 mL/L molasses. The yeast culture medium was acidified with muriatic acid to a pH of 4.5, the recommended condition for the *Saccharomyces cerevisiae* strain (Vieira *et al.*, 2013). The culture was ready for use when the 5 L of culture reached the exponential growth phase. To ensure the purity of the molasses, the sugarcane was obtained directly from a farm located in the upper lands of the province of El Oro, Ecuador.

A portion of the yeast mass was collected and transferred to a glass fibre filter. Then the yeasts were rinsed with distilled water in a vacuum filtering system. Six samples of the yeast stock were preserved for further organic matter analysis.

*et al.*, 2013). El cultivo estuvo listo para su uso cuando los 5 L de cultivo resultantes alcanzaron la fase de crecimiento exponencial. Para asegurar la pureza de la melaza, ésta se obtuvo directamente de una finca de caña de azúcar ubicada en tierras altas de la provincia de El Oro, Ecuador.

Se recolectó una porción de la masa de levadura y se transfirió a un filtro de fibra de vidrio. Luego, se enjuagaron las levaduras con agua destilada en un sistema de filtrado al vacío. Se conservaron seis muestras del caldo de levadura para posterior análisis de materia orgánica.

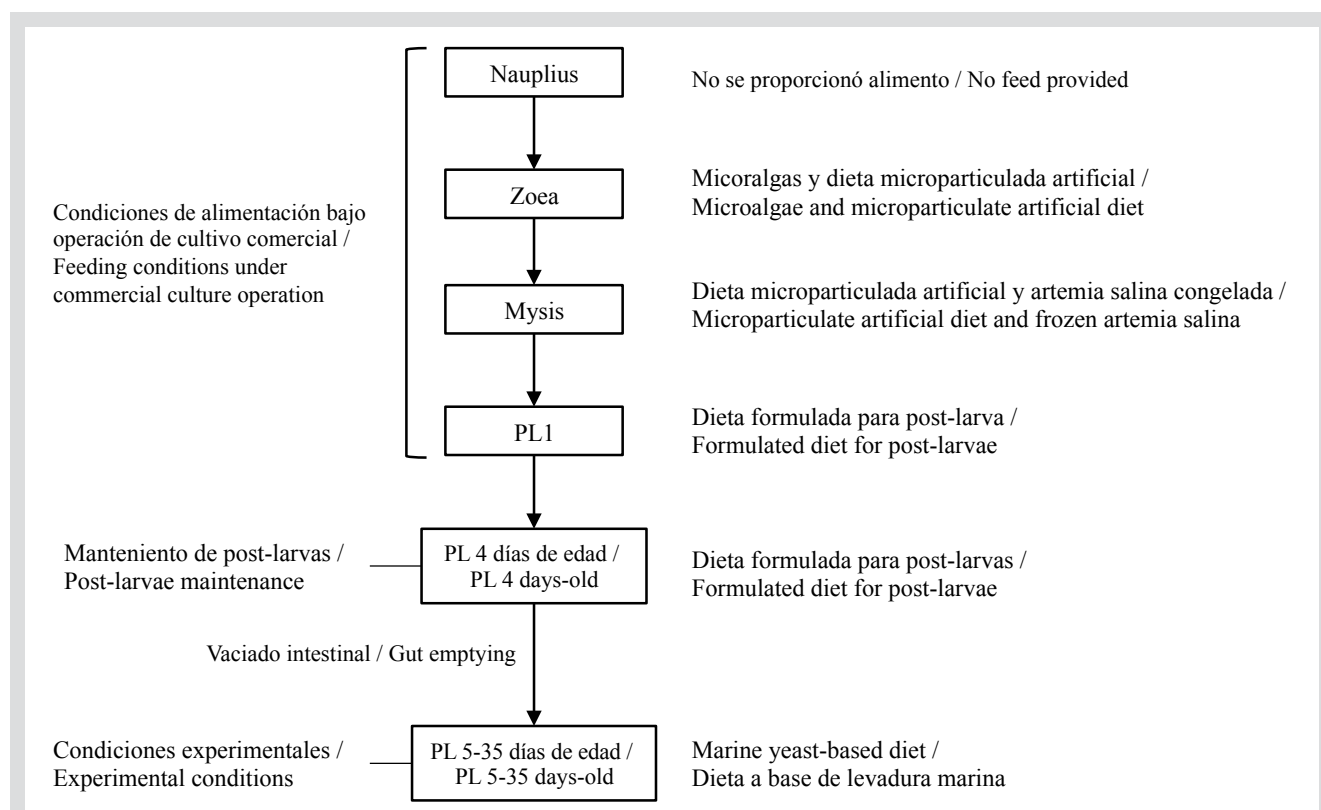
### Mantenimiento de postlarvas de *L. vannamei* y diseño experimental

Las postlarvas de *L. vannamei* (de tres a cuatro días de edad) se obtuvieron de un laboratorio comercial ubicado cerca del laboratorio de experimentos en la Universidad Técnica de Machala. Durante la operación del cultivo de larvas, los organismos fueron alimentados con fitoplancton durante la fase zoea y con una combinación de *Artemia salina* y dieta microparticulada durante la de mysis (Figura 1).

### Maintenance of *Litopenaeus vannamei* PLs and experimental design

The *L. vannamei* post-larvae (3–4 days old) were obtained from a local commercial laboratory located nearby the testing laboratory at the Technical University of Machala. During the larvae culture operation, the organisms were fed phytoplankton during the zoea phase and a combination of *Artemia salina* and microparticulate diets during the mysis phase (Figure 1).

During the post-larval stages, the food regime consisted exclusively of formulated food. When 3–4 days old, the PLs were transported to the testing laboratory's bioassay area at the Faculty of Agricultural Sciences at the Technical University of Machala for the experimental phase. The PLs were acclimatised and maintained in a 500 L culture tank. Following the feeding protocol of commercial laboratory, the PLs were fed ad libitum a diet composed of 100 % formulated food (52 % protein). The PLs were maintained in natural seawater filtered



**Figure 1.** Diagrama de flujo de larvicultura de camarón adoptado en operaciones de cultivo comercial y mantenimiento de postlarvas para experimentos de alimentación con levadura marina.

**Figure 1.** Flowchart of shrimp larviculture adopted in commercial culture operation and maintenance of post-larvae for marine yeast feeding experiments.

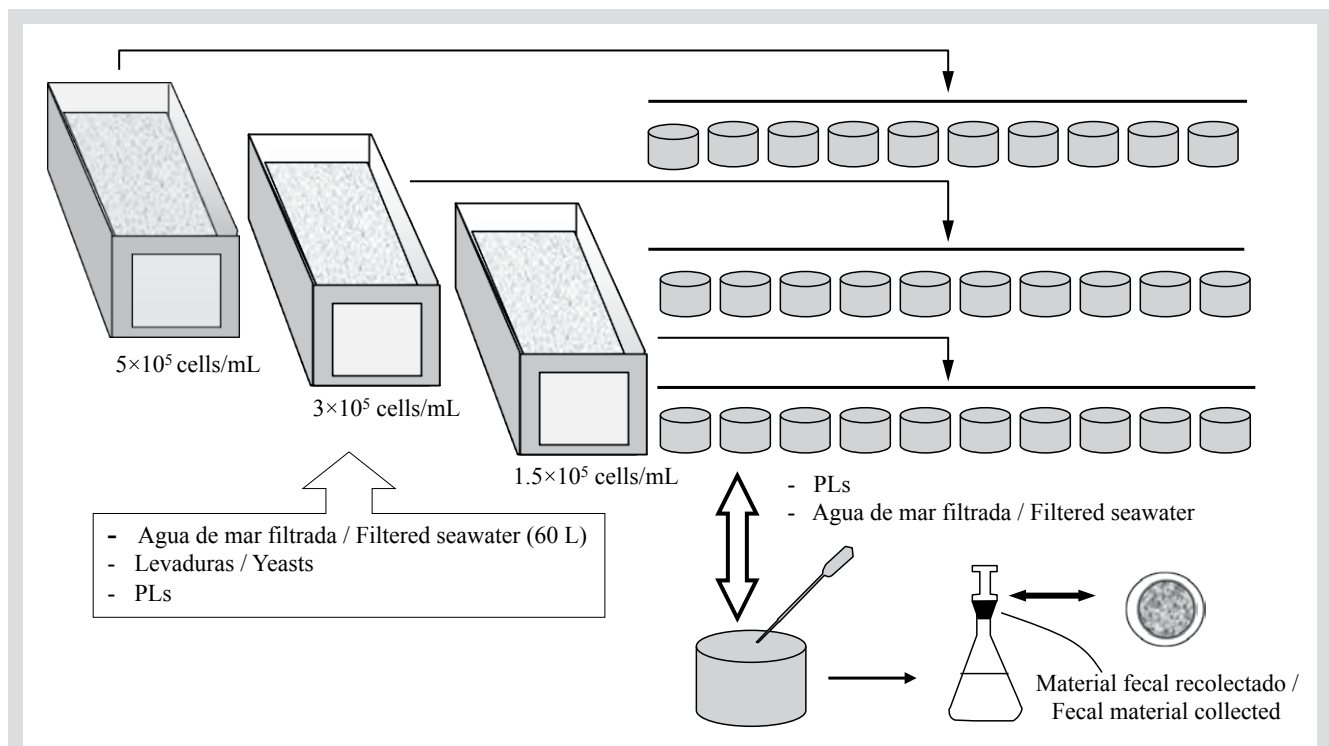
Durante las etapas de postlarva, el régimen nutricional consistió exclusivamente en alimentos formulados. A los tres o cuatro días de edad, las postlarvas fueron transportadas al área de bioensayos de la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Técnica de Machala. Las postlarvas se aclimataron y se mantuvieron en un tanque de cultivo de 500 L. Siguiendo el protocolo de alimentación del laboratorio comercial, las postlarvas fueron alimentadas con una dieta *ad libitum* compuesta por alimento 100 % formulado (52 % proteína). Las postlarvas se mantuvieron en agua de mar natural filtrada y conservada a temperatura ambiente. La salinidad del agua fue de 26 y la temperatura fluctuó entre 26 y 28° C. Las postlarvas se mantuvieron bajo estas condiciones hasta 35 días.

La Figura 2 muestra el diseño experimental del estudio. Para cada etapa de postlarva, a partir de los cinco días de edad, se seleccionaron al azar aproximadamente 5.000 postlarvas del tanque de cría y se depositaron en acuarios de fibra de vidrio con 60 L de agua de mar esterilizada. Antes de introducir el alimento (levaduras) en los acuarios, las postlarvas se mantuvieron en reposo (sin alimentación) en agua 100 % pura durante 12 h para permitir la evacuación

and maintained at an ambient temperature. The water salinity was 26 parts per thousand, and the temperature fluctuated between 26 and 28 °C. The PLs were kept at these conditions until 35 days old.

Figure 2 shows the experimental design of this study. At each PL, stage starting from fivedays old, approximately 5,000 PLs were randomly selected from the rearing tank and stocked in a fibreglass aquarium with 60 L sterilised seawater. Before food (yeasts) was placed into the fibreglass aquariums, the post-larvae were kept at rest (no feeding) in 100 % pure water for 12 hours to allow for the total evacuation of the food they had consumed in the maintenance tank. During the rest period, the water was replaced at 100 %, ensuring faecal material removal in the aquariums. Each group of post-larvae was fed differently, according to the design. At each post-larval stage (5, 10, 15, 20, and 35 days old), the organisms were placed in the aquariums for 24 h for yeast feeding exposure, starting with the 5-day-old PLs and repeating at each stage.

The PLs were fed three different concentrations of yeast:  $1.5 \times 10^5$ ,  $3 \times 10^5$ , and  $5 \times 10^5$  cells/mL. The yeast



**Figura 2.** Diagrama esquemático del diseño experimental, que muestra los tres acuarios experimentales para sembrar postlarvas de *Litopenaeus vannamei* alimentadas durante 24 h marinas con una dieta a base de levaduras, los 10 recipientes para la excreción de las post-larvas y el procedimiento de recolección de la materia fecal.

**Figure 2.** Schematic diagram of the experimental design, showing the three experimental aquariums to stock the *Litopenaeus vannamei* postlarvae fed for 24 h marine with a yeast-based diet, the 10 containers for the excretion of the post-larvae and the procedure for collecting the fecal material.





total de los alimentos que habían consumido en el tanque de mantenimiento. Durante el período de descanso, el agua se reemplazó en un 100 %, para asegurar la eliminación de la materia fecal de los acuarios. En cada etapa de postlarva (5, 10, 15, 20 y 35 días) los organismos fueron colocados en los acuarios durante 24 h para la exposición a la alimentación con levadura. Cada grupo de postlarvas se alimentó de forma diferente, según el diseño.

Las postlarvas se alimentaron con tres concentraciones diferentes de levadura:  $1,5 \times 10^5$ ,  $3 \times 10^5$  y  $5 \times 10^5$  cel/mL. La densidad de la levadura se calculó usando un hemocitómetro y un microscopio Nikon Optiphot. La densidad de la levadura se determinó cada tres horas tanto en los acuarios experimentales como en los matraces de propagación de levadura. Todos los acuarios tenían aireación permanentemente para mantener las levaduras en suspensión en la columna de agua.

Las levaduras se adicionaron utilizando el método recomendado por el Northeastern Regional Aquaculture Center (1993), y ajustando la siguiente fórmula:

$$VI = (Va \times Dy)/Dm$$

VI: volumen de levaduras para alimentar postlarvas

Va: volumen del acuario con postlarvas

Dy: densidad objetivo de levaduras en el acuario con postlarvas

Dm: densidad de levaduras en el cultivo masivo de levaduras

Las postlarvas se revisaron durante cada fase para examinar el contenido intestinal y el comportamiento general. Las levaduras se introdujeron en los recipientes de forma continua mediante inyección por goteo, utilizando un kit de suero fisiológico y ajustando la cantidad de la solución del cultivo de levadura para mantener la concentración deseada en cada fase experimental. Para determinar la eficiencia de absorción de la levadura en cada etapa, se recolectaron 10 grupos de postlarvas luego de las 24 h de alimentación, y se transfirieron a recipientes llenos de agua de mar esterilizada. Durante la hora siguiente, las postlarvas evacuaron sus heces y se retiraron de los matraces con una micropipeta de plástico. La materia fecal se colocó en pequeñas cápsulas de aluminio y se almacenaron para su posterior análisis.

#### **Determinación de la eficiencia de absorción de la levadura**

La eficiencia de absorción de la levadura se evaluó midiendo la proporción de materia orgánica en la levadura (alimento) y en las heces del camarón, en la cual

density was calculated using a hemocytometer and the Nikon Optiphot microscope. The yeast density was measured every three hours in both the experimental aquaria and the yeast propagation flasks. Constant aeration was provided in each aquarium to maintain the yeasts in suspension in the aquarium's water column.

The yeasts were added according to the method recommended by the Northeastern Regional Aquaculture Center (1993), adjusting the following formula:

$$VI = (Va \times Dy)/Dm$$

VI: volume of yeast culture to for feeding post-larvae

Va: volume of the postlarvae aquarium

Dy: target yeast density in the aquarium postlarvae

Dm: density of yeasts in the massive yeast culture

At each phase, the PLs were checked to examine gut content and overall behaviour. The yeasts were continuously fed into the containers by drip injection using a serum physiological kit and adjusting the quantity of yeast culture solution to maintain yeasts' desired concentration in each experimental phase. For the determination of yeast absorption efficiency at each stage, 10 PL groups were collected after 24 h of feeding. The PLs were collected and transferred to the vessels filled with sterilised seawater. Within approximately one hour, the PLs evacuated their faeces. The faeces were removed from the flasks using a plastic micropipette. The faecal material was placed in small aluminium caps and stored for further analysis.

#### **Determination of yeast absorption efficiency**

The absorption efficiency was evaluated by measuring the proportion of organic matter in the yeast (food) and in the shrimp faeces, where the organic component of the food ingested is assimilated (Conover, 1966). The faecal material and the yeast previously collected were separately filtered in a GF/C Whatman fibreglass filter (previously calcinated). The fibreglass filter was rinsed with distilled water while maintaining a vacuum pump filtering system. After filtration, the filters were placed into pre-weighed aluminium caps. The dry weight was determined using a Denver Instrument analytical scale (model X-100), and once the yeast and faecal products were dried in an oven at 60 °C for 48 hours and until constant weight was achieved. After that, the product was transferred to a desiccator to cool for 15 min. The dry matter resulted from the difference between the weight of the filter plus dry product (yeast or faeces)

el componente orgánico del alimento ingerido es asimilado (Conover, 1966). La materia fecal y las levaduras recolectadas se filtraron por separado en un filtro de fibra de vidrio GF/C Whatman (previamente calcinado). El filtro de fibra de vidrio se enjuagó con agua destilada, y se mantuvo un sistema de filtrado al vacío. Después del proceso de filtración, los filtros se colocaron en cápsulas de aluminio previamente pesadas. Se determinó el peso seco usando una balanza analítica Denver Instrument (modelo X-100). La levadura y los productos fecales se secaron en un horno a 60 °C durante 48 h hasta que se alcanzó un peso constante. A continuación, se transfirió el producto a un desecador para enfriarlo durante 15 min. El peso de la materia seca se calculó midiendo la diferencia entre el peso del filtro más el producto seco (levadura o heces) y el peso del filtro. El peso de los componentes inorgánicos (cenizas) se obtuvo colocando los filtros más el material seco en capsulas de aluminio e incinerándolos en una mufla a 450 °C durante cuatro horas. Luego, el material se colocó en el desecador antes de volverlo a pesar. Finalmente, se estimó la proporción de materia orgánica midiendo el peso seco y el contenido orgánico del alimento (levadura) y las heces. La eficiencia de absorción se calculó utilizando el método propuesto por Conover (1966) según la fórmula:

$$\text{Eficiencia de Absorción} = \frac{[(\text{Alimento}-\text{Heces}) / (\text{1}-\text{Alimento}) * \text{Heces}] * 100}{}$$

donde “Alimento” representa la proporción de materia orgánica y cenizas en el alimento, y “Heces” representa la proporción de materia orgánica y cenizas en las heces.

#### Captura y procesamiento de imágenes

Se obtuvieron imágenes de las células de levadura, el intestino de las postlarva y las heces usando un microscopio Nikon Optiphot equipado con una cámara Plumix modelo TMC-7. Las imágenes se digitalizaron utilizando una tarjeta de captura de imágenes (ATI All-in-Wonder). Las fotos digitalizadas se procesaron utilizando el software Scion Image 3.0b. La levadura se midió siguiendo las instrucciones incluidas con el programa.

#### Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron con el software SPSS para Windows. Se utilizó el análisis de varianza de dos vías (ANOVA) con arreglo factorial para determinar si existían diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre las diferentes concentraciones de levadura ( $1,5 \times 10^5$ ,  $3 \times 10^5$  y  $5 \times 10^5$  cel/mL) y la edad de los grupos de postlarvas. Se utilizaron múltiples rangos de la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ) para identificar tratamientos que podrían ser significativamente diferentes.

and the weight of the filter. The weight of the inorganic constituents (ashes) was obtained by placing the filters plus the dry material in aluminium caps and burning in a muffle furnace at 450 °C for 4 h. The material was then placed in the desiccator before re-weighing. Finally, the proportion of organic matter was estimated, taking into account the dry weight and the organic content of the food (yeast) and the faeces. The absorption efficiency was calculated using the method of Conover (1966) according to the formula:

$$\text{Absorption Efficiency} = \frac{[(\text{Food}-\text{Faeces}) / (\text{1}-\text{Food}) * \text{Faeces}] * 100}{}$$

where ‘Food’ represents the ratio of organic matter to ash in the food, and ‘Faeces’ represents the ratio of organic matter to ash in the faeces.

#### Capture and processing of images

Images of the yeast cell, postlarva gut, and faeces were obtained using a Nikon Optiphot microscope fitted with a Plumix Model TMC-7 camera. The images were digitised using an image capture card (ATI All-in-Wonder). The digitised photos were processed using Scion Image 3.0b software. The yeast was measured following the instructions in the program.

#### Statistical analysis

Statistical analyses were performed using SPSS for Windows. Two-way analysis of variance (ANOVA) with a factorial arrangement was used to determine whether there were significant differences ( $p < 0.05$ ) between the different concentrations of yeast ( $1.5 \times 10^5$ ,  $3 \times 10^5$ , and  $5 \times 10^5$  cells/mL) and between the PL age groups. Multiple ranges of Tukey’s test ( $p < 0.05$ ) were used to identify treatments that could be significantly different.

## RESULTS

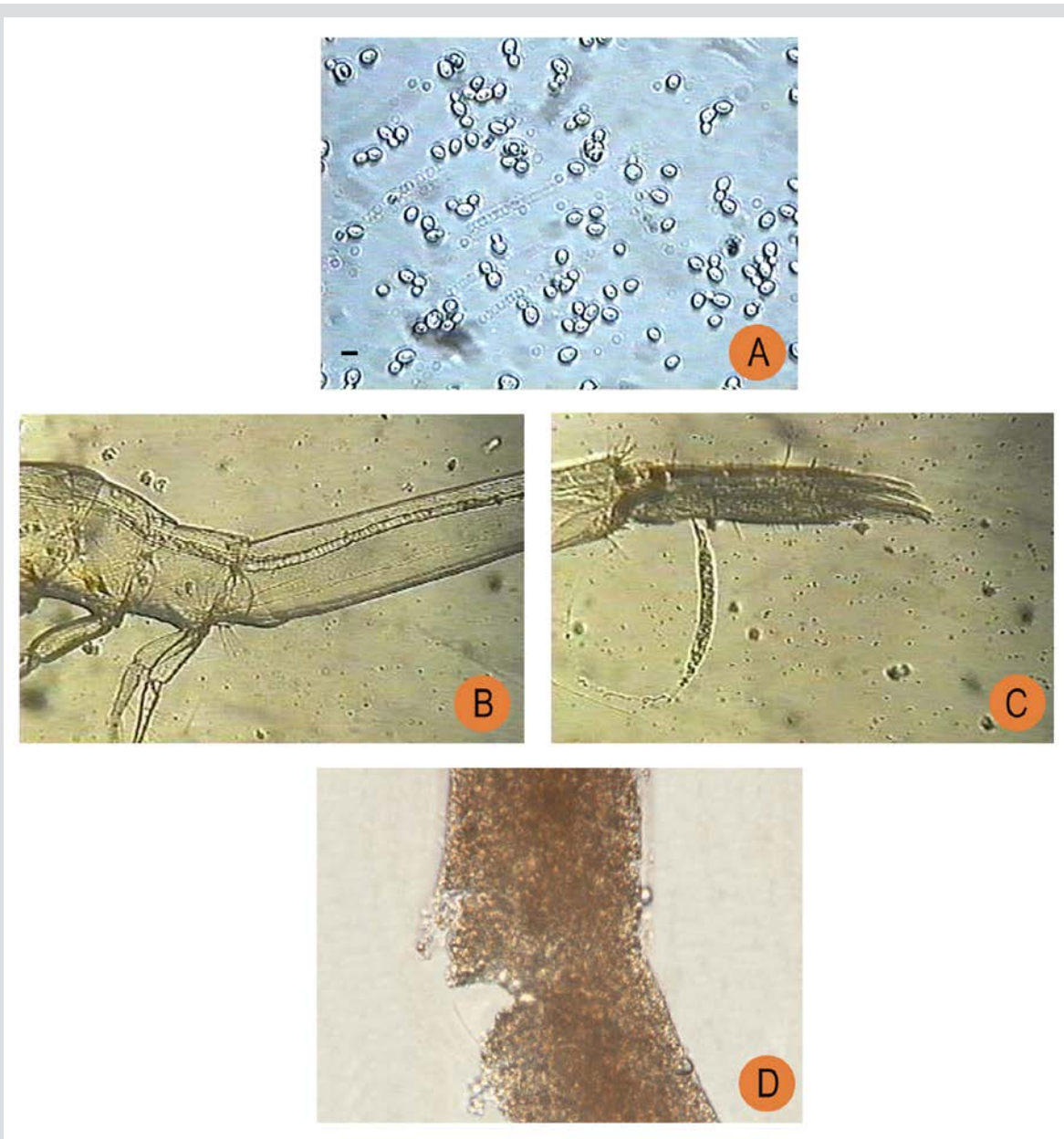
Yeasts were extracted from the mangrove mudflats around a shrimp farm located in southern Ecuador’s marine coastal zone. Under laboratory conditions the yeast cells were purified in about 10 days. The yeast colonies were recognized by their ivory colour and rounded morphology (Figure 3).

The yeast cells were proliferated using a molasses (by-product of sugar cane) as the primary growth substrate until reaching an exponential growth phase with a concentration of over  $70 \times 10^6$  cells/mL. The average size of the yeast was about  $3.56 \mu\text{m}$  with  $0.87 \pm 0.04$  % organic matter content.

## RESULTADOS

Levaduras marinas fueron obtenidas del sedimento de una marisma de manglares localizada en los alrededores de una granja camaronera de la zona costera del sur de Ecuador. Bajo condiciones de laboratorio, las células de levadura se purificaron en aproximadamente 10 días. Las colonias de levadura fueron reconocidas por su color marfil y su morfología redondeada (Figura 3).

During the trials, the microbial colonisation was observed in the gut of the post-larvae, demonstrating that yeast had been ingested and had adhered to the intestinal mucosa of the *L. vannamei*. It was observed that yeast cells were destroyed by shrimp PLs, suggesting an efficient enzymatic process during the digestion. Importantly, no cannibalism was observed during the yeast feeding experiments.



**Figura 3.** Microfotografías que muestran la absorción de levadura por las postlarvas de *Litopenaeus vannamei* durante los experimentos de alimentación. (A) Células de levadura; (B) el intestino de una postlarva de *Litopenaeus vannamei* llena de levadura; (C) la excreción de levadura; y (D) el producto o las heces (Fuente: colección de los autores).

**Figure 3.** Photomicrographs showing yeast absorption by *Litopenaeus vannamei* post-larvae during the feeding experiments. (A) Yeast cells; (B) gut of a *Litopenaeus vannamei* post-larva filled with yeast; (C) the yeast excretion; and (D) the product or faeces (Source: authors collection.)

Las células de levadura aisladas se propagaron utilizando melaza (subproducto de la caña de azúcar) como sustrato de crecimiento primario hasta que se alcanzó una fase de crecimiento exponencial, con una concentración superior a  $70 \times 10^6$  cel/mL. El tamaño medio de las levaduras fue de  $3,56 \mu\text{m}$  con un contenido de materia orgánica de  $0,87 \pm 0,04 \%$ .

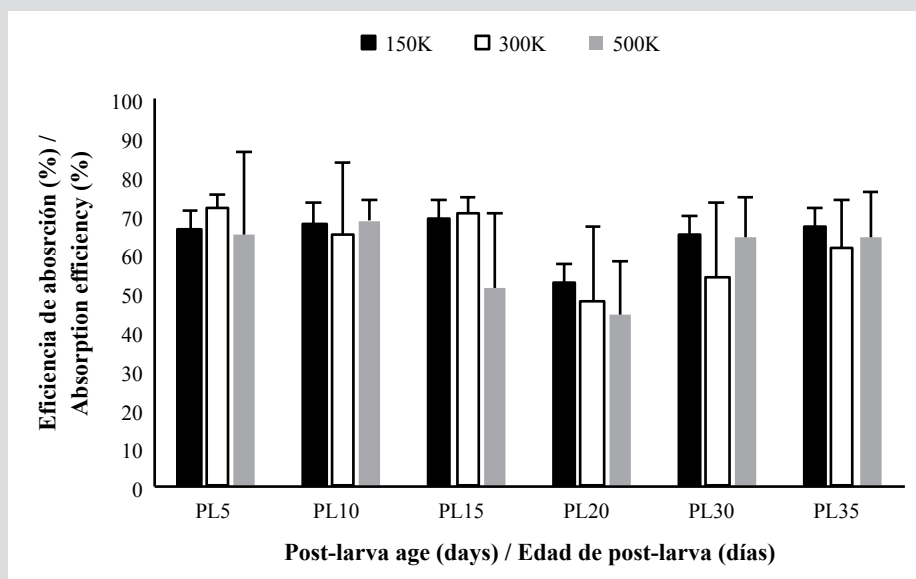
Durante los ensayos, se observó una colonización microbiana en el intestino de las postlarvas, lo que demostró que la levadura había sido ingerida y se había adherido a la mucosa intestinal. Se observó que las células de levadura fueron destruidas por las postlarvas de camarón, lo que sugiere un proceso enzimático eficiente durante la digestión. Es importante destacar que no se observó canibalismo durante los experimentos de alimentación con levadura.

Después del período de alimentación de 24 h en cada tratamiento, se recolectó el material fecal que consistía en levaduras digeridas por las postlarvas. En total, se obtuvieron 180 muestras de materia fecal de postlarvas de *L. vannamei* para determinar el contenido de materia orgánica. La Figura 4 muestra la eficiencia de absorción para diferentes etapas de postlarvas y las tres concentraciones de levadura. En general, la eficiencia de absorción de levadura de las postlarvas de *L. vannamei* fue de  $63,71 \pm 2,56 \%$ .

El análisis de varianza ( $p < 0,05$ ) mostró que la eficiencia de absorción de la levadura en diferentes

After the 24-hour feeding period in each treatment, the fecal material consisting of yeasts digested by the postlarvae was collected. In total, 180 samples of faecal material were obtained from *L. vannamei* PLs to determine the content of organic matter. Figure 4 shows the absorption efficiency of the six different PL stages at the three different yeast concentrations. Overall, the effectiveness of yeast absorption in *L. vannamei* PLs was  $63.71 \pm 2.56 \%$ .

The analysis of variance ( $p < 0.05$ ) showed that the yeast absorption efficiency between different concentrations was not significantly different. Similarly, the PL age and yeast concentration level did not have a significant interactive effect on absorption efficiency. The ANOVA test showed that absorption efficiency depended on the PL age. The statistical analysis (Tukey's test,  $p < 0.05$ ) identified two distinct groups. The first group consisted of 5-day-old ( $67.85 \pm 10.31 \%$ ), 10-day-old ( $67.22 \pm 11.25 \%$ ), and 15-day-old PLs ( $66.84 \pm 9.05 \%$ ). The second group consisted of 20-day-old ( $55.29 \pm 9.44 \%$ ), 30-day-old ( $63.71 \pm 10.65 \%$ ), and 35-day-old PLs ( $61.63 \pm 11.43 \%$ ). The young post-larvae (5 to 15 days old) had an average absorption efficiency of  $67.30 \%$ , which was significantly different from the average of  $60.21 \%$  for older post-larvae (20 to 35 days old).



**Figure 4.** Eficiencia de absorción de levadura (% media  $\pm$  DE) en seis etapas de vida de postlarvas de *L. vannamei* de camarón alimentadas con tres concentraciones de levadura marina. El eje X representa el porcentaje de eficiencia de absorción y el eje Y muestra la edad postlarva.

**Figure 4.** Yeast absorption efficiency (% mean  $\pm$  SD) in six life stages of the shrimp *L. vannamei* post-larvae fed with three concentrations of marine yeast. The X axis represent the percentage of absorption efficiency and the Y axis show the post-larvae age.



concentraciones no varió significativamente. De manera similar, los niveles de concentración de levadura y la edad de las postlarvas no tuvieron un efecto interactivo significativo sobre la eficiencia de absorción. La prueba ANOVA mostró que la eficiencia de absorción dependía de la edad de las postlarvas. El análisis estadístico (prueba de Tukey,  $p < 0,05$ ) identificó dos grupos distintos. El primer grupo estuvo conformado por postlarvas de 5 días ( $67,85 \pm 10,31$  %), 10 días ( $67,22 \pm 11,25$  %) y 15 días ( $66,84 \pm 9,05$  %). El segundo grupo estuvo conformado por postlarvas de 20 días ( $55,29 \pm 9,44$  %), 30 días ( $63,7 \pm 10,65$  %) y 35 días ( $61,63 \pm 11,43$  %). Las postlarvas jóvenes (de 5 a 15 días) tuvieron una eficiencia de absorción promedio de 67,30 %, significativamente diferente al promedio de 60,21 % registrado para las postlarvas de mayor edad (de 20 a 35 días).

## DISCUSIÓN

Las levaduras marinas son un componente esencial de la comunidad microbiana de los ambientes costeros, y contribuyen significativamente al equilibrio de los ecosistemas de manglares y a las dietas naturales de peces, crustáceos y moluscos. En los ecosistemas de manglar existen varias especies de levaduras de los géneros *Candida*, *Devaryomyces*, *Saccharomyces* y *Schizosaccharomyces* (Ahmed *et al.*, 2019). Los peces que habitan en ecosistemas marinos absorben partículas y microorganismos, incluyendo bacterias, fitoplancton y levaduras, que se encuentran en suspensión o adheridas a sustratos (Wasielisky *et al.*, 2006; Gatesoupe, 2007). Por lo tanto, las marismas de manglar que rodean las áreas de cultivo de camarón son una fuente vital de alimento vivo para las postlarvas de *L. vannamei*.

En el sur de Ecuador, la mayoría de los productores de camarón usan melaza, siguiendo diferentes protocolos para activar compuestos biológicamente activos que contienen levadura y otras cepas bacterianas como lactobacillus. Esta tendencia del uso de microorganismos en el cultivo del camarón se ha incrementado durante la última década. A la hora de producir levadura, los productores de camarón aprovechan la disponibilidad de melaza –un subproducto obtenido de la caña de azúcar en los países tropicales– como fuente de carbono (Martínez *et al.*, 2015). El uso de microorganismos comerciales y sustancias añadidas al alimento exógeno en todas las fases del sistema de cultivo estimula el crecimiento de microorganismos benéficos e inhibe la colonización de bacterias patógenas (Villamil-Díaz y Martínez-Silva, 2009). En el presente estudio, no se identificó la especie de levadura extraída y utilizada para los experimentos; sin embargo, los

## DISCUSSION

Marine yeasts are an essential component of the microbial community in coastal environments, contributing significantly to the balance of mangrove ecosystems and constituting a part of the natural diet of fish, crustaceans, and molluscs. Several yeast species of the genera *Candida*, *Devaryomyces*, *Saccharomyces*, and *Schizosaccharomyces* exist in mangrove ecosystems (Ahmed *et al.*, 2019). Fish living in marine ecosystems absorb suspended particles and microorganisms, including bacteria, phytoplankton and yeasts, either in suspension or adhered to substrates (Wasielisky *et al.*, 2006; Gatesoupe, 2007). Therefore, the mangrove mudflats surrounding the tropical shrimp farming area are a vital source of live food for *Litopenaeus vannamei* post-larvae.

In southern Ecuador, most shrimp farmers use molasses, following different protocols for the activation of bioactive compounds containing yeast and other bacterial strains such as lactobacillus; the use of molasses has increased over the last decade. When producing yeast, shrimp farmers take advantage of using cheap molasses (Martínez *et al.*, 2015), a by-product obtained from sugar cane in tropical countries, as a carbon source. The use of commercial microorganisms and substances added to exogenous feed in all phases of the culture system stimulates beneficial microbial growth and inhibits colonisation by pathogen bacteria (Villamil-Díaz and Martínez-Silva, 2009). In the present study, the yeast species used for the experiments was not identified; however, the acidic environments, the glucose saturation, and the fully aerobic conditions are ideal for the massification of *Saccharomyces cerevisiae* (Vieira *et al.*, 2011). The 5-, 10-, 15-, 20-, and 35-day-old PLs showed efficient handling and ingestion behaviour during the short-term exposure of yeast feeding. This study demonstrates that shrimp PL are able to absorb the organic components of marine yeast cells, which implies that all biological constituents, such as proteins, organic acids, carbohydrates, fatty acids, and vitamins, are incorporated by the shrimp. When shrimp process and assimilate the yeast's organic matter, the absorption efficiency measures the organic component of the food assimilated by the organism. Although the method has some limitations, it was practical for the short-term exposure experiments maintaining constant yeast concentration to estimate the absorption efficiency. Measuring absorption efficiency in combination with microscopic observation revealed



ambientes ácidos, los niveles de saturación de glucosa y las condiciones totalmente aeróbicas que se emplearon son ideales para la masificación de *Saccharomyces cerevisiae* (Vieira *et al.*, 2011).

Las postlarvas de 5, 10, 15, 20 y 35 días de edad demostraron un comportamiento eficiente en el manejo e ingestión durante la exposición a corto plazo de la alimentación con levadura. Este estudio demostró que las postlarvas de camarón son capaces de absorber componentes orgánicos de las células de levadura marina, lo que implica que todos sus constituyentes biológicos, como proteínas, ácidos orgánicos, carbohidratos y vitaminas, son incorporados por los camarones marinos. Cuando los camarones procesaron y asimilaron la materia orgánica de levaduras, la eficiencia de absorción permitió medir el componente orgánico del alimento asimilado. Si bien el método tiene algunas limitaciones, resultó práctico para experimentos de exposición a corto plazo con niveles constantes de levaduras para estimar la eficiencia de absorción. La medición de la eficiencia de absorción junto con la observación microscópica reveló las interacciones de las postlarvas de camarón y el papel de la levadura marina como componente alimenticio. En experimentos similares, Conover (1996) ha sugerido que la digestión de los alimentos en organismos acuáticos acarrea la producción de heces ricas en nutrientes que pueden volver a ser ingeridas como parte del comportamiento alimenticio de la especie. En el presente estudio, otras sustancias, como excrementos y mucosidades, pudieron estar presentes en el acuario experimental durante el período de alimentación a corto plazo. Por lo tanto, las postlarvas pudieron haber vuelto a ingerir materia orgánica, incluyendo levadura muerta o digerida.

En relación con la concentración de levadura, este estudio encontró que, en el rango analizado ( $1.5 \times 10^5$ ,  $3 \times 10^5$  y  $5 \times 10^5$  cel/mL), la eficiencia de asimilación de la levadura no dependía de la concentración. Piña *et al.* (2005) evaluaron el desarrollo y crecimiento del estadio larvario zoea de *L. vannamei* alimentados con *Chaetoceros muelleri*, y encontraron que el porcentaje de ingestión no variaba con las raciones suministradas ni con la edad de las larvas de zoea, este oscilaba entre 74 % y 86 %. Sin embargo, llegaron a la conclusión de que la ingestión de alimento depende del suministro continuo de alimento. En el presente estudio, al alimentar con levadura a las postlarvas de *L. vannamei*, la intención fue simular la estrategia de alimentación utilizada en los criaderos comerciales, donde las larvas de camarón se alimentan con fitoplancton como *Chaetoceros* sp. o *Thalassiosira* sp. Los resultados sugieren

the interactions of shrimp post-larvae and the role of marine yeast as a food component. In similar experiments, Conover (1996) has suggested that the digestion of food in aquatic organisms lead to the production of nutrient-rich faeces that can be re-ingested by the organism as part of its feeding behaviour. In the present study, other substances, such as excreta and mucus, can be present in the experimental aquarium throughout the short-term feeding. Therefore, the organic matter, including dead or digested yeast, can be re-ingested by the post-larvae.

Concerning yeast concentration, this study found that the yeast assimilation efficiency did not depend on concentration in the range tested ( $1.5 \times 10^5$ ,  $3 \times 10^5$ , and  $5 \times 10^5$  cells/mL). Piña *et al.* (2005) evaluated the development and growth of the zoea larval stage of *L. vannamei* fed with *Chaetoceros muelleri* and found that the ingestion percentage did not vary with the rations supplied or with the age of the zoea larvae, ranging from 74 % to 86 %. However, they concluded that food ingestion depends on continued food supply. In the present study, when feeding yeast to *L. vannamei* post-larvae, the intention was to simulate the feeding strategy used in commercial hatcheries, where shrimp larvae are fed phytoplankton such as *Chaetoceros* sp. or *Thalassiosira* sp. The results suggest that keeping a minimum yeast density of  $1.5 \times 10^5$  would be advantageous for shrimp post-larvae, even if yeasts are provided only as a complement to other natural or artificial food. Additional research in related crustaceans indicates that food assimilation efficiency decreases as food concentration increases. For example, Evjemo (2000), measuring the carbon content in the food, demonstrated a decrease in assimilation efficiency in several larval stages of *A. rtemia franciscana* when the concentration of *Isochrysis galvana* increased. Earlier, Urabe (1991) reported a decline in the assimilation efficiency for *Bosmia longistris* when the concentration of *Scenedesmus* sp. and *Chlorella* sp. increased. In shrimp larvae culture, the concentration of microalgae provided as food fluctuates around  $1.0 \times 10^5$  cell/mL. Using artificial diets and diatoms, Condrey *et al.* (1972) reported a range of food absorption efficiency from 55 % to 87 % for *Penaeus aztecus* and *P. setiferus*.

Regarding the absorption efficiency and PL age, early post-larval stages of *L. vannamei* assimilated the marine yeast more efficiently than older post-larval stages. The absorption efficiency in young *L. vannamei* post-larvae (5 to 15 days old) was about 7 % higher than that of older

que mantener una densidad de levadura mínima de  $1,5 \times 10^5$  resultaría ventajoso para las postlarvas de camarón, incluso si las levaduras se proporcionan solo o como complemento de otros alimentos naturales o artificiales. Investigaciones adicionales sobre crustáceos afines indican que la eficiencia de asimilación de alimentos disminuye a medida que aumenta la concentración de alimentos. Por ejemplo, Evjemo (2000), al medir el contenido de carbono de los alimentos, demostró una disminución en la eficiencia de asimilación de varios estadios larvarios de *Artemia franciscana* cuando aumentaba la concentración de *Isochrysis galvana*. Antes de esto, Urabe (1991) registró una disminución en la eficiencia de asimilación de *Bosmia longistris* cuando aumentaban las concentraciones de *Scenedesmus* sp. y *Chlorella* sp. Utilizando dietas artificiales y diatomeas, Condrey *et al.* (1972) registraron un rango de eficiencia de absorción de alimentos del 55 al 87 % para *Penaeus aztecus* y *P. setiferus*.

Con respecto a la eficiencia de absorción y la edad de las postlarvas, los estadios postlarvarios tempranos de *L. vannamei* asimilaron la levadura marina de manera más eficiente que los estadios postlarvarios de mayor edad. La eficiencia de absorción de las postlarvas jóvenes de *L. vannamei* (de 5 a 15 días) fue aproximadamente 7% mayor que en las etapas de mayor edad (de 20 a 35 días), y las postlarvas de 20 días de edad mostraron la menor eficiencia. Aunque se sugiere que 5,23  $\mu\text{m}$  es el tamaño mínimo para las postlarvas de camarón (Gelabert y Pacheco, 2011), el comportamiento del camarón blanco de alimentarse por filtración parece ser un mecanismo eficiente para la absorción de levaduras. Las etapas tempranas de postlarvas parecen ser más eficientes para digerir la levadura que las etapas posteriores de postlarvas. Esta disminución en la eficiencia de absorción de postlarvas de 20 a 35 días de edad podría atribuirse a un cambio en el comportamiento alimentario, lo que lleva a una menor ingesta de levadura durante las etapas posteriores.

Los resultados de eficiencia de absorción de levadura para las postlarvas de *L. vannamei* de  $63,71 \pm 2,56$  % concuerdan con los resultados anteriores reportados para otras especies de crustáceos y peces. El uso de levadura como fuente de proteína para *L. vannamei* fue examinado por McLean *et al.* (2006), quienes registraron un desempeño de desarrollo exitoso. Zhenming *et al.* (2006) y Rumsey *et al.* (2009) encontraron que la digestión, por parte de peces, de proteínas unicelulares provenientes de levaduras marinas generalmente es superior a 80 %. En comparación con otros productos nutricionales, varios investigadores confirmaron que para *L. vannamei* la digestibilidad de la proteína de la

stages (20 to 35 days old) with 20-day-old PLs having the lowest efficiency. Early PL stages appear to be more efficient at digesting yeast than later PL stages. Although it is suggested that 5.23  $\mu\text{m}$  is the minimal size for shrimp post-larvae (Gelabert and Pacheco, 2011), the filter-feeding behaviour of the white shrimp appears to be an efficient mechanism for yeasts uptake. The reason for the decrease in absorption efficiency in 20 to 35 days-old PLs could be attributed to a change in feeding behaviour, leading to decreased yeast intake during older stages.

The results,  $63.71 \pm 2.56$  % yeast absorption efficiency for *L. vannamei* post-larvae agree with previous results reported for other crustaceans and fish species. The use of yeast as a protein source for *L. vannamei* was examined by McLean *et al.* (2006), who reported successful developmental performance. Rumsey *et al.* (2009) and Zhenming *et al.* (2006) found that fish digestion of single-cell proteins from marine yeast is generally above 80 %. In comparison with other nutritional products, several researchers confirmed that the protein digestibility of soybean meal for *L. vannamei* fluctuates from about 80 % to 98 % (Zhou *et al.*, 2015; Fang *et al.*, 2016). In other studies, Qui and Davis (2016) examined the use of flash-dried yeast as a supplemental feed and its effects on the growth and digestive capacity of *L. vannamei*. Their results show that the apparent dry matter digestibility of soybean meal, fish meal, and flash-dried yeast fluctuated around 75 %, 68 %, and 58 %, respectively. Athitahn and Ramadhas (2000) investigated the food conversion efficiency in the white shrimp *Penaeus indicus* fed with decomposed mangrove leaves. The authors perceived that the shrimps consumed decomposed leaves and found 87.96 % of assimilation efficiency. The assimilation efficiency was attributed to the high protein content of mangrove leaves. The protein digestibility of flash-dried yeast was significantly lower than that of fish meal and soybean meal. Terrazas and Fierro (2010) also reported that the protein digestibility of fish meal for *L. vannamei* ranged from 62 % to 84 %. Likewise, Brunson *et al.* (1997) indicated that the protein digestibility of fish meal for *Penaeus setiferus* is around 75 %. Furthermore, the nutritional value of yeast has been tested by mechanical lipolysed cells or disrupted cells, showing favourable feeding efficiency in fish and shrimp. For example, Shalman *et al.* (2019) used heat-inactivated *Candida subtilis* and investigated its use as a complement for food in Atlantic salmon smolts. Their results showed that fish fed an exclusively yeast-based diet had an efficient

harina de soja fluctúa aproximadamente entre 80 % y 98 % (Zhou *et al.*, 2015; Fang *et al.*, 2016). En otros estudios, Qui y Davis (2016) examinaron el uso de levadura seca instantánea como alimento complementario para *L.vannamei*, así como sus efectos sobre el crecimiento y la capacidad digestiva. Sus resultados demostraron que la aparente digestibilidad de la materia seca de la harina de soja, la harina de pescado y la levadura seca instantánea fluctuaba alrededor de 75 %, 68 % y 58 %, respectivamente. La digestibilidad de la proteína de la levadura seca instantánea fue significativamente menor que la de la harina de pescado y la de la harina de soja. Terrazas y Fierro (2010) también registraron que la digestibilidad por parte de *L. vannamei* de las proteínas de la harina de pescado osciló entre 62 % y 84 %. Así mismo, Brunson *et al.* (1997) indicaron que la digestibilidad de las proteínas de la harina de pescado, por parte de *Penaeus setiferus*, es de alrededor de 75 %. Athitahn y Ramadhas (2000) investigaron la eficiencia de conversión alimenticia del camarón blanco de la India, *Fenneropenaeus indicus*, alimentado con hojas de manglares descompuestas. Los investigadores observaron que los camarones consumían hojas descompuestas y encontraron una eficiencia de asimilación de 87,96 %, lo cual fue atribuido al alto contenido proteico de las hojas de manglar. Adicionalmente, se ha probado el valor nutricional de la levadura mediante células que han sufrido inactivación y disrupción celular, y se ha demostrado una eficiencia de alimentación favorable en peces y camarones. Por ejemplo, Shalman *et al.* (2019) utilizaron *Candida subtilis* inactivada por calor e investigaron su uso como alimento complementario para los smolts de salmón del Atlántico. Sus resultados mostraron que los peces alimentados con una dieta basada exclusivamente en levadura tenían una tasa de crecimiento y una ingesta de alimento eficientes. En los sistemas de cultivo de camarón, comúnmente se agregan levaduras al alimento o se inocula biomasa de levadura en el sistema de cultivo. Rivera *et al.* (2018) extrajeron la levadura *Saccharomyces cerevisiae* del lodo de un estanque de camarones, y unieron las células de levadura a un portador. Sus resultados demostraron fortalecimiento del sistema inmunológico en *L. vannamei* jóvenes. Por su parte, Sarlin y Philip (2016) probaron el uso de levadura de biomasa en *F. indicus* y reportaron una mejora significativa en las tasas de crecimiento. Y descubrieron que *Candida sake*, *C. utilis* y *Debaryomyces hansenii* strains tuvieron los mejores resultados.

Los resultados del presente estudio apoyan el uso de levadura como parte de la dieta del camarón en estanques de cultivo, esencialmente su uso en criaderos y la etapa de vivero

growth rate and feed intake. In shrimp culture systems, yeasts are added to the feedstuff, or yeast biomass is inoculated into the culture system. Rivera *et al.* (2018) extracted the yeast *Saccharomyces cerevisiae* from the mud of a shrimp pond, binding the yeast cells to a carrier. Their results showed that the shrimp strengthened the immune systems of juvenile shrimp *L. vannamei*. Sarlin and Philip (2016) tested the use of biomass yeast in *Fenneropenaeus indicus* and reported a significant improvement in shrimp growth rate. They found that *Candida sake*, *C. utilis*, and *Debaryomyces hansenii* strains yielded the best results.

The outcomes of the present study support the use of yeast as part of the shrimp diet in the culture ponds, primarily in hatcheries and nursery stage. The shrimp PLs can ingest and digest the yeasts if these microorganisms are present in sufficient quantities in the water column. Although this study does not confirm that post-larvae can be fed exclusively on yeast, it shows that yeast can be used as a portion of the live food for shrimp post-larvae. For example, Liao (1985) recommended the use of live food for convenient and efficient shipping and transportation of post-larvae. Live yeast can be used as feed during PL transportation and acclimation before placement into the breeding system (Lavens *et al.*, 2000). Furthermore, in systems with high organic matter production, such as shrimp nursery culture systems, a microbial feeding approach is necessary to create organic detritus of high nutritional value (Martínez *et al.*, 2015). While yeast becomes a feasible food source for the early stages of shrimp, its use to improve digestion of exogenous food may benefit the food metabolism, enhancing productivity and decreasing adverse effects on coastal ecosystems (Bender and Philips, 2004). Yeast production as part of an integrated mangrove-shrimp farming method can help make aquaculture in tropical countries sustainable by setting standards for ecological interactions (Bush *et al.*, 2013).

Although the present study's conclusions are limited to the digestion efficiency during the organic assimilation of yeast by the *L. vannamei* post-larva, this confirms current knowledge about the benefits of marine yeast extracted from mangrove ecosystems. The assimilation of marine yeast by shrimp postlarvae, demonstrated in this study, suggests its use as a potential food alternative to maintain the early stages of shrimp life, contributing to their development and growth. More research is needed to understand other practical advantages of live yeasts and their interactions with the

es prometedor. Las postlarvas de camarón ingieren y digieren levaduras cuando estos microorganismos están presentes en cantidades suficientes en la columna de agua. Aunque este estudio no confirma que las postlarvas puedan mantenerse exclusivamente con levadura por largos periodos de tiempo, sí demuestra que la levadura puede usarse como parte del alimento vivo que se les pone a disposición. Por ejemplo, Liao (1985) recomendó el uso de alimentos vivos para el envío y transporte conveniente y eficiente de postlarvas. Por tanto, la levadura viva se puede utilizar como alimento durante el transporte y la aclimatación de las postlarvas antes de colocarlas en el sistema de cría (Lavens *et al.*, 2000). Adicionalmente, en sistemas con alta producción de materia orgánica, como los de cultivo de camarón en viveros, es necesario establecer un protocolo de alimentación microbiana para formar detrito orgánico de alto valor nutricional (Martínez *et al.*, 2015). Si bien la levadura es una fuente de alimento viable para las primeras etapas del camarón, su uso para mejorar la digestión de alimentos exógenos también puede beneficiar la metabolización de los alimentos, aumentando la productividad y disminuyendo los efectos adversos en los ecosistemas costeros (Bender y Philips, 2004). Finalmente, la producción de levadura como parte de un método integrado asociando el cultivo de camarón y el bosque de manglar, puede ayudar a establecer estándares para las interacciones ecológicas y la sostenibilidad de la acuicultura costera en los países tropicales (Bush, 2013).

Si bien las conclusiones del presente estudio se limitaron a la eficiencia de digestión de las postlarvas de *L. vannamei* durante la asimilación orgánica de la levadura, este trabajo confirmó lo que se sabe en la actualidad sobre los beneficios de la levadura marina extraída de los ecosistemas de manglar. La asimilación de la levadura marina por las postlarvas del camarón, demostrada en este estudio, sugiere su uso como una posible alternativa alimenticia para mantener las primeras etapas de la vida del camarón, contribuyendo a su desarrollo y crecimiento. Es preciso realizar más estudios para comprender otras ventajas prácticas de las levaduras vivas y sus interacciones con el medio ambiente costero cuando se utilizan como parte de la dieta en las operaciones de acuicultura.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue apoyada por la Secretaría Nacional de Educación Superior, Ciencia y Tecnología de Ecuador, bajo el auspicio del proyecto de investigación PFN-190. Los autores expresan su agradecimiento al Dr.

coastal environment when used as a portion of the diet in aquaculture operations.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by the Ecuadorian National Science and Technology Secretariat through the PFN-190 research project. The authors express their appreciation to Dr. Oscar Chaparro Navarro, professor at the Austral University of Chile, for the support provided and the knowledge shared to carry out this research work. Likewise, the commercial shrimp hatchery technicians and owners are acknowledged and thanked for the support provided in the study.



Oscar Chaparro Navarro, profesor de la Universidad Austral de Chile, por su apoyo y generosidad con su conocimiento, que benefició enormemente este trabajo de investigación. Así mismo, se reconoce y agradece a los técnicos y propietarios de los criaderos comerciales de camarón por el apoyo brindado durante la preparación del estudio.

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Ahmed, I., A. Haroon, M.N. Khan, H.S. Asadullah, H. Sahah, A. Nadeem, F. Saeed, S. Rehmat, U. Sahah, M. A. Abassi and M. A. Buzdar. 2019. Occurrence and biodiversity of marine yeast in mangrove ecosystem of Shabi Creek, Gwadar-Pakistan. *Pure App. Biol.*, 8(1): 680-687. <http://dx.doi.org/10.19045/bspab.2019.80008>
- Athitahn, S. and V. Ramadhas. 2000. Bioconversion efficiency and growth in the white shrimp, *Penaeus indicus* (Milne Edwards) fed with decomposed mangroves leaves. *ICLARM Quart.*, 23(1): 17-18.
- Bender, J. and P. Phillips. 2004. Microbial mats for multiple applications in aquaculture and bioremediation. *Biores. Technol.*, 94(3): 229-238. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.12.016>
- Breteler, W.K. 1975. Food consumption, growth and energy metabolism of juvenile shore crabs, *Carcinus maenas*. *Netherl. J. Sea Res.*, 9(3-4): 255-272. [https://doi.org/10.1016/0077-7579\(75\)90002-2](https://doi.org/10.1016/0077-7579(75)90002-2)
- Brunson, J. F., R.P. Romaire and R.C. Reigh. 1997. Apparent digestibility of selected ingredients in diets for white shrimp *Penaeus setiferus* L. *Aquacult. Nutr.*, 3(1): 9-16.
- Bush, S. R., B. Belton, D. Hall, P. Vandergeest, F. J. Murray, S. Ponte and P. Oosterveer. 2013. Certify Sustainable Aquaculture? *Science*, 341 (6150): 1067-1068. DOI: 10.1126/science.1237314
- Chi, Z., G. Liu, S. Zhao, J. Li and Y. Peng. 2010. Marine yeasts as biocontrol agents and producers of bio-products. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 86(5): 1227-1241.
- Chi, Z., T. Liu, Z. Chi, G. Liu and Z. Wang. 2012. Occurrence and diversity of yeasts in the mangrove ecosystems in Fujian, Guangdong and Hainan provinces of China. *Ind. J. Microbiol.*, 52(3): 346-353. doi:10.1007/s12088-012-0251-5
- Condrey, R. E., J. G. Gosselink and H.J. Bennett. 1972. Comprison of the assimilation of different diets by *Penaeus setiferus* and *Penaeus aztecus*. *Fish. Bull.*, 70: 1281-1291
- Conover, R. J. 1966. Factors affecting the assimilation of organic matter by zooplankton and the question of superfluous feeding. *Limnol. Oceanogr.*, 11(3): 346-354. <https://doi.org/10.4319/lo.1966.11.3.0346>
- DOI: 10.1007/s00253-010-2483-9.
- Evjemo, J. O., O. Vadstein and Y. Olsen. 2000. Feeding and assimilation kinetics of *Artemia franciscana* fed *Isochrysis galbana* (clone T. Iso). *Mar. Biol.*, 136(6): 1099-1109. <https://doi.org/10.1007/s002270000306>
- Fang, X., D. Yu, A. Buentello, P. Zeng and D. A. Davis. (2016). Evaluation of new non-genetically modified soybean varieties as ingredients in practical diets for *Litopenaeus vannamei*. Farzanfar A. 2006. The use of probiotics in aquaculture. *FEMS Immunol. Med. Microbiol.* Blackwell Pub, 48(2): 149-58. <https://doi.org/10.1111/j.1574-695X.2006.00116.x>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2019. FAO yearbook. *Fish. Aquacult. Stat. 2017/FAO*. Rome. 80 p.
- Gatesoupe, F. J. 2007. Live yeasts in the gut: natural occurrence, dietary introduction, and their effects on fish health and development. *Aquaculture*, 267(1): 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.01.005>
- Gelabert, R. and A. Pacheco. 2011. Selectivity of particle size by the shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) larvae. *Aquacult. Nutr.*, 17(3): 244-247.
- Kiatmetha, P., W. Siangdang, B. Bunnag, S. Senapin and B. Withyachumnarnkul. 2011. Enhancement of survival and metamorphosis rates of *Penaeus monodon* larvae by feeding with the diatom *Thalassiosira weissflogii*. *Aquacult. Internat.*, 19(4): 599-609. <https://doi.org/10.1007/s10499-010-9375-y>
- Kupetz, M., S. Procopio, B. Sacher and T. Becker. 2015. Critical review of the methods of  $\beta$ -glucan analysis and its significance in the beer filtration process. *Eur. Food Res. Technol.*, 241: 725. doi:10.1007/s00217-015-2498-7
- Lara-Flores, M., M. A. Olvera-Novoa, B. E. Guzmán-Méndez and W. López-Madrid. 2002. Use of the bacteria *Streptococcus faecium* and *Lactobacillus acidophilus*, and the yeast *Saccharomyces cerevisiae* as growth promoters in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*, 216: 193-201. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00277-6](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00277-6)
- Lavens, P. and P. Sorgeloos. 2000. Experiences on importance of diet for shrimp postlarval quality. *Aquaculture*, 191(1-3): 169-176. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(00\)00426-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(00)00426-9)





- Liao, I. 1985. A brief review of the larval rearing techniques of penaeid prawns. In First International Conference on the Culture of Penaeid Prawns/Shrimps, 4-7 December 1984, Iloilo City, Philippines. Aquaculture Department, Southeast Asian Fisheries Development Center. 65-78 p.
- Liu, X. H., J. D. Ye, J. H. Kong, K. Wang and A. L. Wang. 2013. Apparent digestibility of 12 protein-origin ingredients for Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. NA J. Aquacult., 75(1): 90-98.
- Lucas, A. and J. J. Watson. 2002. Bioenergetics of aquatic animals. CRC Press. 169 p.
- Martínez-Córdova, L. R., M. Emerenciano, A. Miranda-Baeza and M. Martínez-Porchas. 2015. Microbial-based systems for aquaculture of fish and shrimp: an updated review. Rev. Aquacult., 7: 131-148. doi:10.1111/raq.12058.
- McLean, E., B. Reid, D. Fegan, D. Kuhn and S. Craig. 2006. Total replacement of fishmeal with an organically certified yeast-based protein in pacific white shrimp (*Litopenaeus Vannamei*) diets: laboratory and field trials. Croatian J. Fish., 64(2): 47-58.
- Meena, D. K., P. Das, S. Kumar, S. C. Mandal, A. K. Prusty, S. K. Singh, M.S. Akhtar, B. K. Behera, K. Kumar, A.K. Pal and S. C. Mukherjee. 2013. Beta-glucan: An ideal immunostimulant in aquaculture (a review). Fish Physiol. Biochem., 39(3): 431-457. doi:10.1007/s10695-012-9710-5
- Muller-Feuga, A., R. Robert, C. Cahu, J. Robin and P. Divanach. 2003. Uses of microalgae in aquaculture. Live Feeds in Marine Aquaculture. 1: 253-299.
- Northeastern Regional Aquaculture Center NRAC. 1993. Growing microalgae to feed bivalve larvae. Univ. Massachusetts. Norht Darmouth. NRAC Fact Sheet. No. 160. 8 p.
- Pathissery J. S. and P. Rosamma. 2016. Marine yeasts as feed supplement for Indian white prawn *Fenneropenaeus indicus*: screening and testing the efficacy. Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci, 5(1): 55-70. doi:http://dx.doi.org/10.20546/ijcmas.2016.501.005
- Patra, S. and K. Mohamed. 2003. Enrichment of *Artemia* nauplii with the probiotic yeast *Saccharomyces boulardii* and its resistance against a pathogenic *Vibrio*. Aquacult. Internat., 11: 505. doi:10.1023/B:AQUI.0000004193.40039.54
- Piña, P., M. Nieves, L. Ramos-Brito, C.O. Chavira-Ortega and D. Voltolina. 2005. Survival, growth and feeding efficiency of *Litopenaeus vannamei* protozoa larvae fed different rations of the diatom *Chaetoceros muelleri*. Aquaculture, 249(1-4): 431-437.
- Qiu, X. and D.A. Davis. 2017. Evaluation of flash dried yeast as a nutritional supplement in plant-based practical diets for Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. Aquacul. Nutr., 23(6): 1244-1253.
- Rivera, L. M., L. E. Trujillo, J. M. Pais-Chanfau, J. Nunez, J. Pineda, H. Romero, O. Tinoco, C. Cabrera and V. Dimitrov. 2018. Functional foods as stimulators of the immune sSystem of *Litopenaeus vannamei* cultivated in Machala, Province of El Oro, Ecuador. It. J. Food Sci., SI: 227-232.
- Rosas, C. and C. Vanegas. 1993. Energy balance of *Callinectes ratbunae* in floating cages in a tropical coastal lagoon. J. World Aquacult. Soc., 21: 257-262
- Rumsey, G. L., S. G. Hughes, R. R. Smith, J. E. Kinsella and K. J. Shetty. 1991. Digestibility and energy values of intact, disrupted and extracts from brewer's dried yeast fed to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). An. Feed Sci. Technol., 33(3): 185-193. doi:10.1016/0377-8401(91)90059-2
- Sahlmann, C., B. Djordjevic, L. Lagos, L. T. Mydland, B. Morales-Lange, J. Hansen, R. Anestad, L. Mercado, M. Bjalonovic, C. McLean and M. Øverland. 2019. Yeast as a protein source during smoltification of Atlantic salmon (*Salmo salar*), enhances performance and modulates health. Aquaculture, 513: 734396. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734396
- Sarlin, P. J. and R. Philip. 2016. Marine yeasts as feed supplement for Indian white prawn *Fenneropenaeus indicus*: screening and testing the efficacy. Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci, 5(1): 55-70. doi: http://dx.doi.org/10.20546/ijcmas.2016.501.005
- Shelby, R. A., C. Lim, M. Yildirim-Aksoy, T. L. Welker and P. H. Klesius. 2009. Effects of yeast oligosaccharide diet supplements on growth and disease resistance in juvenile nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. J. App. Aquacult., 21(1): 61-71. doi:10.1080/10454430802694728
- Sorgeloos, P., P. Dhert and P. Candreva. 2001. Use of the brine shrimp, *Artemia* spp., in marine fish larviculture. Aquaculture, 200(1): 147-159. https://doi.org/10.1016/S0044-8486(01)00698-6
- Sukumaran, V., D. W. Lowman, T. P. Sajeevan and R. Philip. 2010. Marine yeast glucans confer better protection than that of baker's yeast in *Penaeus monodon* against white spot syndrome virus infection. Aquacult. Res., 41(12): 1799. doi:10.1111/j.1365-2109.2010.02520.x
- Terrazas-Fierro, M., R. Civera-Cerecedo, L. Ibarra-Martínez, E. Goytortúa-Bores, M. Herrera-Andrade and A. Reyes-Becerra. 2010. Apparent digestibility of dry matter, protein, and essential amino acid in marine feedstuffs for juvenile whiteleg shrimp *Litopenaeus vannamei*. Aquaculture, 308(3-4): 166-173.
- Urabe, J. 1991. Effect of food concentration on the carbon balance of *Bosmina longirostris*. Freshwat. Biol., 26: 57-68.
- Vieira, É. D., M. D. G. S. Andrietta and S. R. Andrietta. 2013. Yeast biomass production: a new approach in glucose-limited feeding strategy. Braz. J. Microbiol., 44(2): 551-558. http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822013000200035
- Villamil-Díaz, L., and M. A. Martínez-Silva. 2009. Probiotics as a biotechnological tool in shrimp culture: a review. Bol. Invest. Mar- Cost., 38(2): 165-187.
- Waselesky, W., H. Atwood, A. Stokes and C. L. Browdy. 2006. Effect of natural production in a zero exchange suspended microbial floc based super-intensive culture system for white shrimp *Litopenaeus vannamei*. Aquaculture, 258(1): 396-403. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.04.030
- Zhao, L., W. Wang, X. Huang, T. Guo, W. Wen, L. Feng and L. Wei. 2017. The effect of replacement of fish meal by yeast extract on the digestibility, growth and muscle composition of the shrimp *Litopenaeus vannamei*. Aquacult. Res., 48(1): 311-320. doi:10.1111/are.12883

- Zheng, C. N. and W. Wang. 2017. Effects of *Lactobacillus pentosus* on the growth performance, digestive enzyme and disease resistance of white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931). *Aquac. Res.*, 48: 2767–2777. doi:10.1111/are.13110
- Zhenming, C., L. Zhiqiang, G. Lingmei, G. Fang, M. A. Chunling, W. Xianghong and L. I. Haifeng. 2006. Marine yeasts and their applications in mariculture. *J. Oc. Univ. China*, 5(3): 251-256. <https://doi.org/10.1007/s11802-006-0010-5>
- Zhou, Y. G., D. A. Davis and A. Buentello. 2015. Use of new soybean varieties in practical diets for the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Aquacult. Nutr.*, 21(5): 635-643.

**RECIBIDO/RECEIVED:** 29/05/2020

**ACEPTADO/ACCEPTED:** 17/06/2021



# Diseño de una malla de muestreo oceanográfico para el Santuario de Flora y Fauna Malpelo, Pacífico de Colombia

## Design of an oceanographic sampling network for the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Pacific of Colombia

Julio César Herrera Carmona<sup>1\*</sup>, Andrés Cuéllar Chacón<sup>1,2</sup> y Alan Giraldo López<sup>1</sup>

0000-0003-0446-3275

0000-0002-3861-3668

0000-0001-9182-888X

1. Grupo de Investigación en Ciencias Oceanográficas, Departamento de Biología, Universidad del Valle, Calle 13 # 100-00, Cali, Colombia.  
julio.cesar.herrera@correounivalle.edu.co\*

2. Dirección Territorial Pacífico, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Calle 29 Norte No. 6N- 43, Cali, Colombia

\* Autor de correspondencia.

### RESUMEN

Con el objetivo de generar insumos para el manejo del Santuario de Flora y Fauna Malpelo, la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales de Colombia, inició en 2006 un monitoreo de condiciones oceanográficas en el área. En la actualidad este monitoreo cuenta con una malla de muestreo de solo seis estaciones ubicadas a 0,93 km (0,5 millas náuticas) y 1,85 km (1 milla náutica) desde la isla, por lo que es poco eficiente debido a la reducida distancia entre estaciones e insuficiente dada la gran extensión del Santuario. Por lo tanto, se diseñó una malla de muestreo con base en datos de temperatura superficial del mar (TSM) tomados *in situ*, derivados del sensor remoto MODIS-Aqua. Se analizó la estructura de autocorrelación espacial a través de una función de semivarianza. La decisión para elegir la mejor malla de muestreo entre los diferentes tamaños, fue basada en la disimilitud entre estaciones asociada al modelo de semivarianza, en la varianza del error de predicción, en el patrón de corrientes marinas predominante durante el ciclo anual, y en aspectos logísticos relacionados con las limitantes de desplazamiento de las embarcaciones que realizan los monitoreos oceanográficos en el SFF Malpelo. Como resultado de considerar estas variables, se obtuvo una malla de muestreo con estaciones cada 7,41 km (4 millas náuticas) compuesta por ocho estaciones nuevas y las seis de la malla de muestreo histórica.

**PALABRAS CLAVE:** Santuario de Fauna y Flora Malpelo, Oceanografía, Red de muestreo, Geoestadística.

### ABSTRACT

In order to generate inputs for the management of the Sanctuary, the Pacific Territorial Directorate of National Natural Parks began in 2006 a monitoring of oceanographic conditions in the area. Currently, this monitoring has a sampling network of only six stations located 0.93 km (0.5 nm) and 1.85 km (1 nm) from the island, so it is not efficient due to the reduced distance between stations, and insufficient given the large extension of the Sanctuary. Therefore, a sampling network was designed based on Sea Surface Temperature (TSM) data taken in situ and derived from the Modis-Aqua remote sensor. The spatial autocorrelation structure was analyzed through a semi-variance function. The decision to choose the best sampling network among the different sizes was based on the dissimilarity between stations associated with the semi-variance model, on the variance of the prediction error, on the predominant pattern of marine currents during the annual cycle, and on aspects logistics related to the movement limitations of the vessels that carry out oceanographic monitoring in the SFF Malpelo. As a result of considering these variables, a sampling network was obtained with stations every 7.41 km (4 nm), composed of eight new stations and six of the historical sampling network.

**KEYWORDS:** Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Oceanography, Sampling network, Geostatistics.

## INTRODUCCIÓN

Isla Malpelo y su área marina circundante albergan una gran riqueza de especies que ha permitido que sea reconocida a nivel mundial como una localidad “hot spot” de biodiversidad. Debido a esto, en 1995 el gobierno nacional reservó, alinderó y declaró la isla Malpelo como un área protegida en la categoría de Santuario de Fauna y Flora (SFF) (Ministerio del Medio Ambiente, 1995), integrándose al Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Desde su declaratoria, el área protegida ha tenido cuatro ampliaciones (1996, 2002, 2005 y 2017). En la actualidad su área es de 2 667 908 ha (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017), de las cuales solamente 63,3 ha corresponden al área emergida (isla Malpelo y 12 islotes).

Debido a su posición en la región central de la Ensenada de Panamá (EP) las aguas del SFF Malpelo tienen una gran importancia desde el punto de vista oceanográfico, ya que se ubican en un área de confluencia entre las aguas frías del sur y las aguas cálidas del norte de la ensenada. El Santuario abarca una gran parte de la dorsal de Malpelo, la cual es una estructura geomorfológica con una gran complejidad biofísica donde ocurren procesos y fenómenos de gran significancia, que le han merecido ser identificada como un Área Marina de Importancia Ecológica o Biológica (EBSA, por sus siglas en inglés). Por su parte, la EP es una zona de gran interés debido a que marca el límite oriental de las aguas de la Contracorriente Ecuatorial, y porque presenta una fuerte variabilidad interanual asociada al El Niño Oscilación del Sur (ENOS) (Fiedler y Talley, 2006). Por su posición en la concavidad ecuatorial de baja presión, la EP está fuertemente influenciada por la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), ya que esta modula el ciclo anual de las condiciones oceanográficas e hidroclimatológicas de la región (Forsbergh, 1969), y genera procesos de mesoescala que a su vez influyen de manera directa en la climatología de la EP y del SFF Malpelo, como el chorro de vientos del jet de Panamá (Chelton *et al.*, 2000; Amador *et al.*, 2006; Rodríguez-Rubio y Giraldo, 2011). Como resultado de este proceso, un evento de surgencia estacional ocurre entre diciembre y marzo en el golfo de Panamá y la porción central de la EP, donde se ubica el SFF Malpelo, lo que genera una disminución de la Temperatura Superficial del Mar (TSM) y un aumento en la concentración de clorofila-a (Chl-a) (Legeckis, 1986; Rodríguez-Rubio y Stuardo, 2002). El Santuario presenta durante este período registros de TSM con valores en superficie de 26,0 a 27,5 °C y salinidades de 32,0 a 33,0 (Rodríguez-Rubio *et al.*, 2007).

## INTRODUCTION

Malpelo Island and its surrounding marine area are home to a great species richness, leading to its worldwide recognition as a biodiversity “hotspot”. Because of this, in 1995 the Colombian government reserved, delimited, and declared Malpelo Island a protected area, with the category of Fauna and Flora Sanctuary (FFS) (Ministry of the Environment, 1995), integrating it into Colombia’s National Natural Park System. Since its declaration, the protected area has been extended four times (1996, 2002, 2005, and 2017). Currently, it has an area of 2,667,908 ha (Ministry of Environment and Sustainable Development, 2017), of which only 63.3 ha correspond to the emerged area (Malpelo Island and 12 islets).

Due to its location in the central part of the Panama Bight (PB), the waters of the Malpelo FFS are of great importance from an oceanographic point of view, since they are located in an area of confluence between the cold waters of the south of the PB and the warm waters of the north of the PB. The Sanctuary covers a considerable part of the Malpelo Ridge, a geomorphological structure of great biophysical complexity along which processes and phenomena of great significance occur, justifying its identification as an Ecologically or Biologically Significant Marine Area (EBSA). The PB is an area of considerable interest because it marks the eastern limit of the waters of the Equatorial Counter Current, and because it displays strong interannual variability associated with the El Niño Southern Oscillation (ENSO) (Fiedler and Talley, 2006). Due to its position in the low-pressure equatorial concavity, the PB is strongly influenced by the Intertropical Convergence Zone (ITCZ), since this modulates the annual cycle of oceanographic and hydroclimatic conditions in the region (Forsbergh, 1969) and generates mesoscale processes that in turn directly influence the climate of the PB and of the Malpelo FFS, such as the winds of the Panama jet (Chelton *et al.*, 2000; Amador *et al.*, 2006; Rodríguez-Rubio and Giraldo, 2011). As a result, a seasonal upwelling event occurs between December and March in the Gulf of Panama and the central portion of the PB, where the Malpelo FFS is located, which generates a decrease in Sea Surface Temperature (SST) and an increase in chlorophyll-a (Chl-a) concentrations (Legeckis, 1986; Rodríguez-Rubio and Stuardo, 2002). During this period, SST values of 26.0 to 27.5 °C are recorded for the sanctuary, alongside salinities between 32.0 to 33.0 (Rodríguez-Rubio *et al.*, 2007). However, towards the western margin of the Malpelo FFS, SST values above 27.5 °C and salinities of

No obstante, hacia el margen occidental del SFF Malpelo se observan valores de TSM por encima de los 27,5 °C y salinidades de 32,0 y 32,8 (CCO y DIMAR, 2019). El resto del año, el campo de vientos es dominado por los vientos alisios del sur lo que limita el desarrollo de la surgencia oceánica (Kessler, 2006). Durante el segundo semestre del año, la TSM presenta un gradiente de cambio menor al observado en el período enero-abril, con un predominio de registros de TSM de 27,0 a 27,2 °C y salinidades entre 32,0 y 32,2 (CCO y DIMAR, 2019).

Con el fin de generar insumos para el manejo del Santuario, la Dirección Territorial Pacífico (DTPA) de Parques Nacionales Naturales (PNN), inició en 2006 un monitoreo de condiciones oceanográficas, el cual ha sido apoyado por la Universidad del Valle desde 2012. Este monitoreo se ha llevado a cabo ininterrumpidamente hasta la actualidad (2021), con excepción de 2018, para un total de 15 años de muestreo. La malla de muestreo utilizada actualmente está constituida por seis estaciones localizadas a 0,93 km (0,5 millas náuticas) y 1,85 km (1 milla náutica) desde la isla. Se presume que este diseño es poco eficiente debido a la reducida distancia que hay entre estaciones y es insuficiente dada la gran extensión del Santuario (26 679 km<sup>2</sup>). El vértice noroccidental, en límites con el Distrito Nacional de Manejo Integrado (DNMI) Yuruparí Malpelo, se encuentra a 124,08 km (67 millas náuticas) desde la isla, mientras que el límite nororiental, que es el más alejado, se encuentra a 172,24 km (93 millas náuticas) desde la isla. Dada la necesidad actual de reformular la malla de muestreo oceanográfico, de manera que provea la mejor información posible y que sea costo-efectiva, el objetivo de este trabajo es diseñar una malla de muestreo óptima a partir del análisis de la estructura de autocorrelación espacial de la TSM en el SFF Malpelo, utilizando análisis geoestadísticos para datos *in situ* y derivados de sensores remotos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El SFF Malpelo está ubicado en la región central de la cuenca pacífica colombiana (CPC) (Figura 1), la cual se enmarca en la ensenada de Panamá (EP), y esta a su vez en el Pacífico Oriental Tropical (POT). En el centro del Santuario, se encuentra isla Malpelo, la cual es la porción de tierra más occidental de Colombia en el Pacífico, separada del territorio continental por más de 380 km, y ubicada aproximadamente a 505 km al occidente del puerto

32.0 and 32.8 are observed (CCO and Dimar, 2019). During the rest of the year the wind field is dominated by southerly trade winds that limit the development of oceanic upwelling (Kessler, 2006). During the second half of the year, SST presents a smaller gradient of change than that observed during the January-April period, where the majority of SST values are between 27.0 to 27.2 °C and salinities fall between 32.0 and 32.2 (CCO and DIMAR, 2019).

In order to produce inputs that would help it manage the sanctuary, the Pacific Territorial Direction (DTPA in Spanish), initiated a process to monitor oceanographic conditions in the area in 2006. This work has been supported by the Universidad del Valle since 2012. Monitoring has been carried out continuously from that date until the present year (2021), with the exception of 2018, resulting in a total of 15 years of sampling. The sampling network currently used consists of six stations located 0.93 km (0.5 nautical miles) and 1.85 km (1 nautical mile) from the island. This design is presumed to be inefficient, due to the small distances between stations, and insufficient, given the large size of the sanctuary (26,679 km<sup>2</sup>). The northwestern vertex, which limits with the Yuruparí Malpelo National Integrated Management District (DNMI), is 124.08 km (67 nautical miles) from the island, while the northeastern limit, the most distant, is 172.24 km (93 nautical miles) away. Given the current need to reformulate the oceanographic sampling network to ensure it is capable of providing the best possible information and is cost-effective, the objective of this paper is to design an optimal sampling network based on an analysis of the spatial autocorrelation structure of SSTs in the Malpelo FFS, using geostatistical analysis for data gathered *in situ* and from remote sensors.

## MATERIALS AND METHODS

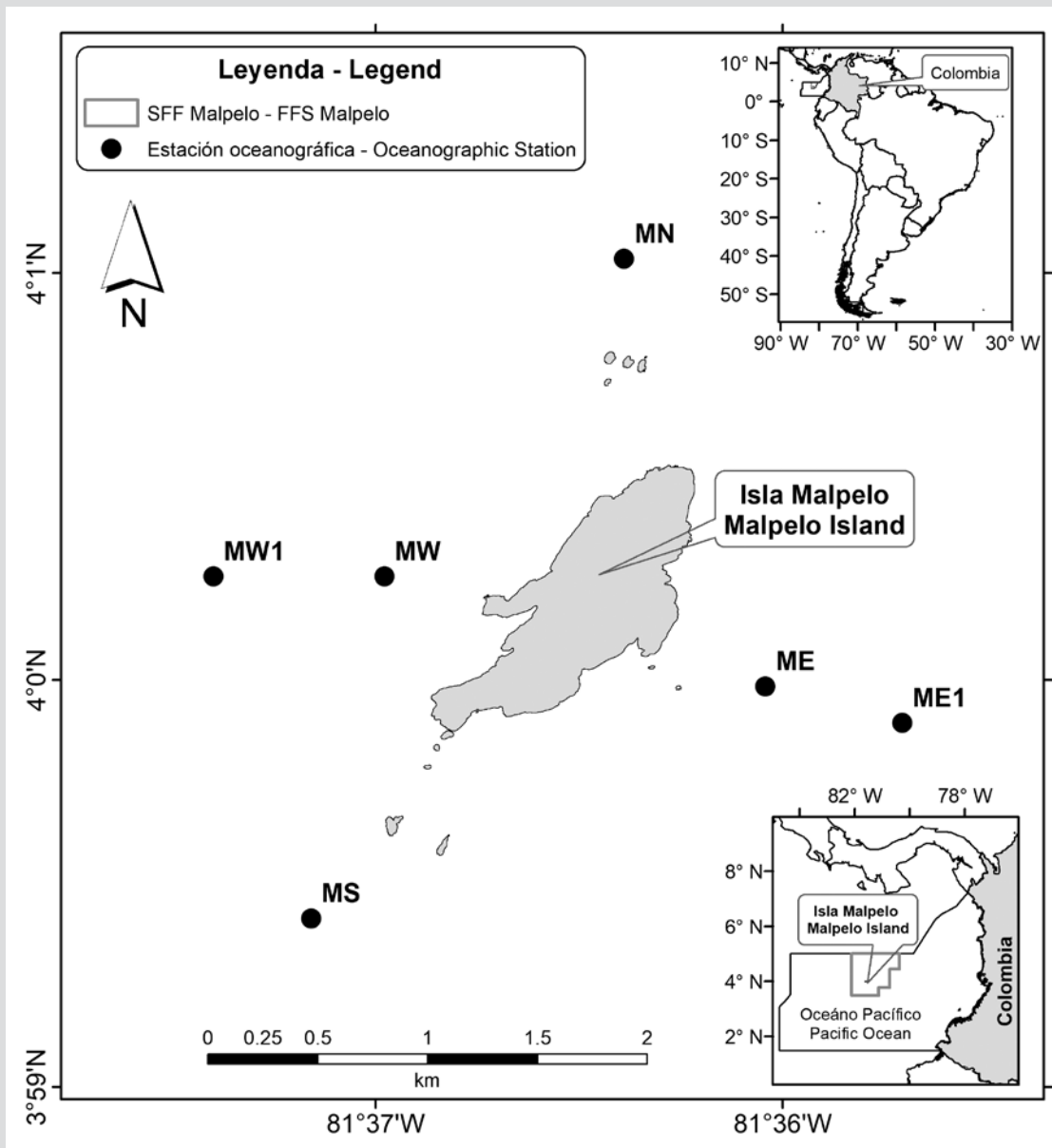
### Study area

The Malpelo FFS is located in the central section of the Colombian Pacific Basin (CPB) (Figure 1), itself contained within the Panama Bight (PB), which in turn forms part of the Eastern Tropical Pacific (ETP). Malpelo Island is located in the center of the sanctuary, which itself occupies the westernmost portion of Colombia's land territory in the Pacific. It is separated from the continental territory by more than 380 km and located approximately 505 km west of the port of Buenaventura (Department of Valle del Cauca, Colombia) of which it forms a part. The island is elongated in shape, with a length of about 1,643



de Buenaventura (Valle del Cauca). En la división político administrativa, pertenece al municipio de Buenaventura, Colombia. La forma de la isla es alargada y presenta cerca de 1643 m de longitud, un ancho variable que alcanza los 727 m y una altura máxima de 300 m. En los alrededores de la isla es posible encontrar 12 islotes. El área emergida de las islas (Malpelo y los islotes) es cerca de 0,633 km<sup>2</sup>. Sin embargo, si se considera una superficie tridimensional el área es alrededor de 1,215 km<sup>2</sup> (López-Victoria y Rozo, 2006).

m; it is of variable width (maximum 727 m) and reaches a height of 300 m. There are 12 islets in the surrounding waters. The emerged portion of the islands (Malpelo and the islets) has an area of about 0.633 km<sup>2</sup>. However, its three-dimensional surface is about 1,215 km<sup>2</sup> (López-Victoria and Rozo, 2006).



**Figura 1.** Ubicación geográfica de la zona de estudio y de la malla de muestreo actual para el monitoreo oceanográfico del Santuario de Fauna y Flora Malpelo.

**Figure 1.** Geographic location of the study area and the current sampling network for oceanographic monitoring of the Malpelo Flora and Fauna Sanctuary.

## Conjuntos de datos

Para el análisis de variabilidad espacial de la TSM del SFF Malpelo se usaron dos conjuntos de datos: uno obtenido *in situ* y otro derivado del sensor MODIS-Aqua (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer-Aqua). La temperatura superficial es una variable que ha sido usada en el diseño de redes de muestreo como la que propusieron Giraldo *et al.* (2001) para el estuario de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Además de ajustarse fácilmente a un modelo de semivarianza, en ese mismo estudio la temperatura mostró ser una variable costo eficiente y por lo tanto idónea para formular redes de muestreo mediante análisis geostatísticos de autocorrelación espacial. Los datos obtenidos *in situ*, corresponden al monitoreo oceanográfico de la Dirección Territorial Pacífico (DTPA) de Parques Nacionales Naturales (PNN) realizado entre 2012 y 2019 con apoyo de la Universidad del Valle. En este período de tiempo, se han realizado trece muestreos con una periodicidad de entre uno y tres muestreos en el. Esta malla está constituida por seis estaciones ubicadas alrededor de la isla a 0,5 mn y 1 mn (Figura 1). El segundo conjunto de datos fue obtenido del producto MODIS SST v2019 el cual es derivado del sensor MODIS-Aqua (Werdell *et al.*, 2013). El período de tiempo empleado fue julio de 2002-julio de 2019 (205 meses/17,1 años). Las imágenes usadas fueron globales, con un nivel de procesamiento L3, tomadas por el sensor durante el día, con una resolución temporal mensual, y con una resolución espacial de 4 km. Se usó la TSM derivada de las bandas térmicas infrarrojas de onda larga a 11  $\mu\text{m}$  y 12  $\mu\text{m}$  (bandas 31 y 32). Estos conjuntos de datos son distribuidos por el Physical Oceanography Distributed Active Archive Center (PO.DAAC) (<https://podaac.jpl.nasa.gov>). Para cada mes, se extrajo la información del polígono del SFF Malpelo.

## Análisis estadístico

Cuando se cuenta con múltiples variables regionalizadas (en este caso la TSM *in situ* y de sensores remotos) una alternativa para abordar el problema multivariado es utilizar un Análisis de Componentes Principales (ACP) (Giraldo, 2002). Esta técnica es ampliamente usada para particionar la varianza de un conjunto de series de tiempo espacialmente distribuidas en unos pocos modos estadísticos o Componentes Principales (CP), que no están correlacionados. El ACP, comprende el cálculo de las Funciones Empíricas Ortogonales (FEO), las cuales se pueden describir como un conjunto de vectores que maximizan la varianza de las variables empleadas y

## Data sets

Two data sets were used for the spatial variability analysis of SST in the Malpelo FFS: one obtained *in situ* and the other derived from a MODIS-Aqua (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer-Aqua) sensor. Surface temperature is a variable that has been used in the design of sampling networks such as the one proposed by Giraldo *et al.* (2001) for the estuary of the “Ciénaga Grande de Santa Marta”, Colombia. Further, to demonstrating that the technique fitted a semivariance model easily, this study showed temperature to be a cost-efficient variable and therefore suitable for formulating sampling networks using geostatistical analysis of spatial autocorrelation. The data obtained *in situ* corresponded to the oceanographic monitoring carried out by the DTPA between 2012 and 2019 with support from the Universidad del Valle. During this period, thirteen sampling were carried out with a periodicity of between one and three samplings each year. The network sampling employed consists of six stations located around the island at distances of between 0.93 km (0.5 nm) and 1.83 km (1 nm) (Figure 1). The second dataset was obtained using the MODIS SST v2019 product, derived from the MODIS-Aqua sensor (Werdell *et al.*, 2013). The time period used was July 2002-July 2019 (205 months/17.1 years). The images used were global, with a processing level L3, taken by the sensor during the day, with a monthly temporal resolution and a spatial resolution of 4 km. SST data derived from longwave infrared thermal bands at 11  $\mu\text{m}$  and 12  $\mu\text{m}$  (bands 31 and 32) were employed. These data sets are distributed by the Physical Oceanography Distributed Active Archive Center (PO.DAAC) (<https://podaac.jpl.nasa.gov>). Information was extracted from the Malpelo FFS polygon for each month.

## Statistical analysis

When multiple regionalized variables are available (in this case *in situ* and remotely sensed SST) an alternative way to address the multivariate problem is to use a Principal Component Analysis (PCA) (Giraldo, 2002). This technique is widely used to partition the variance of a set of spatially distributed time series into a few uncorrelated statistical modes, or Principal Components (PC). PCA involves the calculation of Empirical Orthogonal Functions (EOF), which may be described as a set of vectors that maximize the variance of the variables used and constitute the orthogonal basis of a set of time series at different measurement sites. After generating the principal axes in the traditional way, following Manly and Navarro (2016), these were then

constituyen la base ortogonal de un conjunto de series de tiempo en distintos sitios de medición. Después de generar los ejes principales de la forma tradicional de acuerdo a Manly y Navarro (2016), posteriormente se realiza la correspondiente interpretación de estos nuevos ejes en términos de la variabilidad explicada por cada componente respecto a cada variable original y finalmente se lleva a cabo un análisis geoestadístico a través de la estimación de la función de semivarianza y de la aplicación de algún procedimiento Kriging con base en los datos de los ejes generados (Giraldo, 2002).

Para el muestreo *in situ*, las unidades de muestreo del ACP fueron las estaciones de la malla de monitoreo oceanográfico del SFF Malpelo (seis estaciones) y las variables fueron los muestreos realizados (13). Para el análisis de la TSM de los sensores remotos, las unidades de muestreo fueron los píxeles de cada imagen de TSM del SFF Malpelo (1284), y las variables los meses de toda la serie julio 2002-julio 2019. Para derivar los vectores propios (eigenvectors) y los valores propios (eigenvalues) se usó la matriz de correlación (Emery y Thompson, 2014). El análisis numérico para los datos *in situ* fue realizado en el programa Statistica v7.0 (Statsoft, 2007) y el análisis para los datos de sensores remotos fue basado en imágenes y realizado bajo la herramienta “Principal Components” del programa ArcGis 10.5. Posteriormente, usando el componente de máxima varianza (Componente Principal 1), se realizaron los análisis geoestadísticos.

Una de las aplicaciones importantes del estudio de información georreferenciada mediante análisis geoestadísticos es el diseño de redes de muestreo (Cressie, 1989). La primera etapa en el desarrollo de un análisis geoestadístico es la determinación de la dependencia espacial entre los datos medidos de una variable. Para llevarla a cabo se pueden usar tres funciones: el semivariograma, el covariograma y el correlograma (Giraldo, 2002). Entre estas, la única función que no requiere hacer estimación de parámetros es la función de semivarianza o disimilaridad, por lo que para analizar la estructura de correlación espacial de la TSM en el SFF Malpelo se empleó el semivariograma.

La función de semivarianza caracteriza las propiedades de dependencia espacial del proceso evaluado. Esta función se calcula para varias distancias  $h$ . Para interpretar el semivariograma experimental se parte del criterio de que a menor distancia entre los sitios, mayor similitud o correlación espacial entre las observaciones. Por ello, en presencia de autocorrelación se espera que para

interpretado en términos de la variabilidad explicada por cada componente con respecto a cada variable original; finalmente, a geoestadística se le realizó un análisis de la función de semivarianza y se aplicó un procedimiento de Kriging con base en los datos de los ejes generados (Giraldo, 2002).

Para el muestreo *in situ*, las unidades de muestreo del ACP fueron las estaciones de la malla de monitoreo oceanográfico del SFF Malpelo (seis estaciones) y las variables fueron los muestreos realizados (13). Para el análisis de la TSM de los sensores remotos, las unidades de muestreo fueron los píxeles de cada imagen de TSM del SFF Malpelo (1284), y las variables los meses de toda la serie julio 2002-julio 2019. Para derivar los vectores propios (eigenvectors) y los valores propios (eigenvalues) se usó la matriz de correlación (Emery y Thompson, 2014). El análisis numérico para los datos *in situ* fue realizado en el programa Statistica v7.0 (Statsoft, 2007) y el análisis para los datos de sensores remotos fue basado en imágenes y realizado bajo la herramienta “Principal Components” del programa ArcGis 10.5. Posteriormente, usando el componente de máxima varianza (Componente Principal 1), se realizaron los análisis geoestadísticos.

One of the important applications of the study of georeferenced information using geostatistical analysis is the design of sampling networks (Cressie, 1989). The first stage in the development of a geostatistical analysis is the determination of the spatial dependence between the measured data of a variable. Three functions may be used to carry this out: the semivariogram, covariogram and correlogram (Giraldo, 2002). Of these, the only function that does not require parameter estimation is the semivariogram or dissimilarity function, and it was therefore chosen to analyze the spatial correlation structure of SST in the Malpelo FFS.

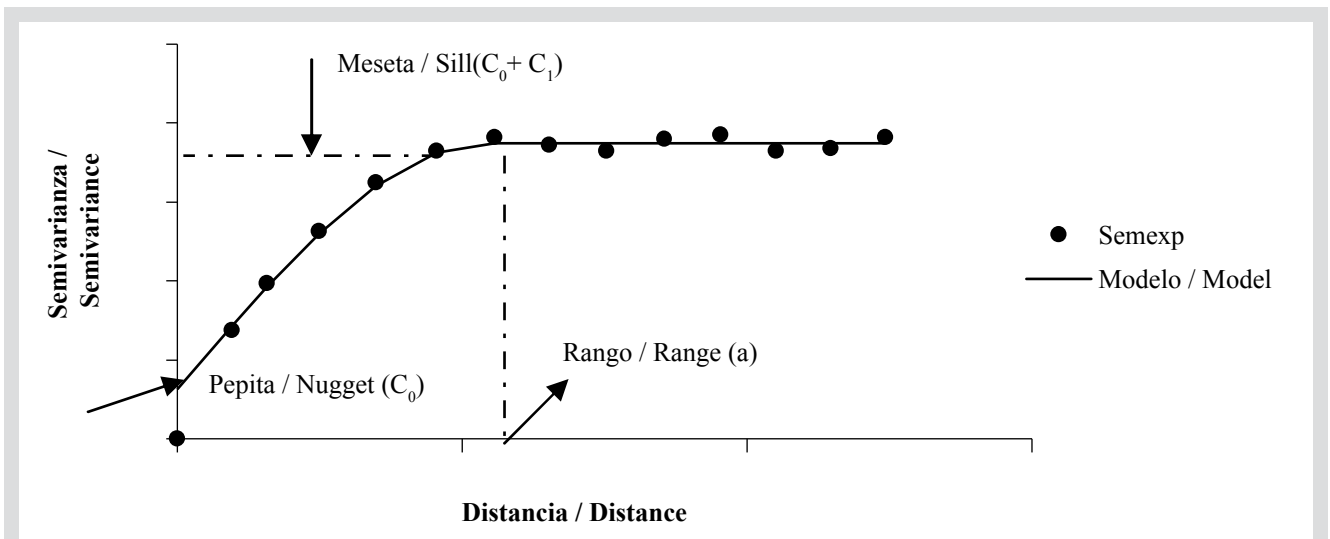
The semivariance function characterizes the spatial dependence properties of the process being evaluated. This function is calculated for various distances,  $h$ . To interpret the experimental semivariogram, it is assumed that the smaller the distance between sites, the greater the spatial similarity or correlation between observations. Therefore, in the presence of autocorrelation, it is expected that for small values of  $h$  the experimental semivariogram will have smaller magnitudes than those it takes when the distances  $h$  increase. Since the experimental semivariogram is calculated only for some average discrete distances, it is necessary to fit models that generalize the observed experimental semivariogram to any distance. In general such models can

valores de  $h$  pequeños el semivariograma experimental tenga magnitudes menores a las que esta toma cuando las distancias  $h$  se incrementan. Como el semivariograma experimental es calculado solo para algunas distancias discretas promedio, es necesario hacer el ajuste de modelos que generalicen lo observado en el semivariograma experimental a cualquier distancia. En general dichos modelos pueden dividirse en no acotados (lineal, logarítmico, potencial) y acotados (esférico, exponencial, gaussiano) (Warrick *et al.*, 1986). Los del segundo grupo garantizan que la covarianza de los incrementos es finita, por lo cual son ampliamente usados cuando hay evidencia de que presentan buen ajuste. De acuerdo con Giraldo (2002), estos modelos tienen tres parámetros comunes (Figura 2) que son descritos a continuación:

**Efecto Pepita:** Se denota por  $C_0$  y representa una discontinuidad puntual del semivariograma en el origen (Figura 2). Puede ser debido a errores de medición en la variable o a la escala de la misma. En algunas ocasiones puede ser indicativo de que parte de la estructura espacial se concentra a distancias inferiores a las observadas.

be divided into unbounded (linear, logarithmic, potential) and bounded (spherical, exponential, Gaussian) (Warrick *et al.*, 1986). Models belonging to the second group ensure that the covariance of the increments is finite, so they are widely used when there is evidence of good fit. According to Giraldo (2002), these models have three common parameters (Figure 2), which are described below:

**Nugget effect:** The Nugget effect is denoted by  $C_0$  and represents a point discontinuity of the semivariogram at origin (Figure 2). It may be the result of measurement errors in the variable or to its scale. Sometimes it may be indicative that part of the spatial structure is concentrated at distances below those observed.



**Figura 2.** Comportamiento típico de un semivariograma acotado con una representación de los parámetros básicos. SEMEXP corresponde al semivariograma experimental y MODELO al ajuste de un modelo teórico (Tomado de Giraldo, 2002).

**Figure 2.** Typical behavior of a bounded semivariogram with a representation of the basic parameters. SEMEXP corresponds to the experimental semivariogram and MODEL to the fit of a theoretical model (Taken from Giraldo, 2002).

**Meseta:** Es la cota superior del semivariograma. También puede definirse como el límite del semivariograma cuando la distancia  $h$  tiende a infinito y ya no hay correlación espacial entre los puntos de muestreo. La meseta puede ser o no finita. Los semivariogramas que tienen meseta finita cumplen con la hipótesis de estacionariedad fuerte; mientras

**Plateau:** The Plateau is the upper limit of the semivariogram. It may also be defined as the limit of the semivariogram when the distance  $h$  tends to infinity and there is no further spatial correlation between the sampling points. The plateau may or may not be finite. Semivariograms with finite plateaux comply with the strong stationarity

que cuando ocurre lo contrario, el semivariograma define un fenómeno natural que cumple sólo con la hipótesis intrínseca. La meseta se denota por  $C_1$  o por  $(C_0 + C_1)$  cuando la pepita es diferente de cero.

**Rango:** En términos prácticos, corresponde a la distancia a partir de la cual dos observaciones son independientes y no están autocorrelacionadas espacialmente. El rango se interpreta como la zona de influencia. Existen algunos modelos de semivariograma en los que no existe una distancia finita para la cual dos observaciones sean independientes. Por esto, se llama rango efectivo a la distancia para la cual el semivariograma alcanza 95 % de la meseta. Entre más pequeño sea el rango, más cerca se está del modelo de independencia espacial.

Para analizar la estructura de autocorrelación espacial mediante el semivariograma, se usó el primer componente principal (CP1), debido a que este es el de mayor varianza y el que captura la mayor variabilidad temporal del conjunto de datos. El ajuste de modelos del CP1 de la TSM *in situ* y derivada de sensores remotos del SFF Malpelo, fue realizado a través de la estimación de mínimos cuadrados ordinales y ponderados, y los modelos empleados fueron: exponencial, gaussiano y esférico. Previo a esto se verificó si la correlación presentaba direccionalidad (isotropía o anisotropía). El análisis de la direccionalidad de la correlación, los semivariogramas experimentales y el ajuste de modelos fueron realizados con la rutina GeoR del programa R (Ribeiro y Diggle, 2018). Para seleccionar el mejor modelo se usó como criterio los cuadrados medios del error. Posteriormente, usando el mejor modelo de semivarianza se realizaron las predicciones de la variable para cada malla de muestreo mediante el método Kriging, y se calculó la varianza del error de predicción para cada tamaño de red usando la aproximación de Cressie (1993). Para un mayor detalle, Giraldo (2002) resume la teoría de la estimación de la estructura de autocorrelación espacial, el método de predicción por Kriging, y el cálculo de la varianza del error de predicción.

## RESULTADOS

### Conjuntos de datos

Durante el período abril 2012 y mayo 2019, la TSM promedio *in situ* obtenida en las aguas del SFF Malpelo fue 26,89 °C. Durante el primer trimestre del año (enero-marzo) la temperatura promedio fue 25,57 °C, en el segundo (abril-junio) 28,08 °C, en el tercer (julio-septiembre) 27,38 °C y

hypothesis. When the opposite occurs, the semivariogram defines a natural phenomenon that complies only with the intrinsic hypothesis. The plateau is denoted by  $C_1$ , or by  $(C_0 + C_1)$  when the nugget is different from zero.

**Range:** In practical terms, Range corresponds to the distance beyond which two observations are independent and not spatially autocorrelated. The range is interpreted as the zone of influence. In some semivariogram models there is no finite distance for which two observations are independent. Therefore, the distance for which the semivariogram reaches 95 % of the plateau is called the effective range. The smaller the range, the closer to the spatial independence model.

The PC1 was used to analyse the spatial autocorrelation structure using the semivariogram, since this has the highest variance and captures the greatest temporal variability of the data set. Adjustment of the PC1 models of the SST *in situ* and as derived from remote sensors in the Malpelo FFS, was carried out by estimating ordinal and weighted least squares. The models used were: exponential, Gaussian and spherical. Prior to this, it was verified whether the correlation presented directionality (isotropy or anisotropy). The analysis of correlation directionality, experimental semivariograms and model-fitting were performed using the GeoR routine of the R software (Ribeiro and Diggle, 2018). Mean squared error was used as a criterion to select the best model. Subsequently, using the best semivariance model, the predictions of the variable for each sampling network were performed using a Kriging method, and the variance of the prediction error was calculated for each network size using the approximation of Cressie (1993). For greater detail, Giraldo (2002) summarizes the theory of spatial autocorrelation structure estimation, the Kriging prediction method and the calculation of the variance of prediction error.

## RESULTS

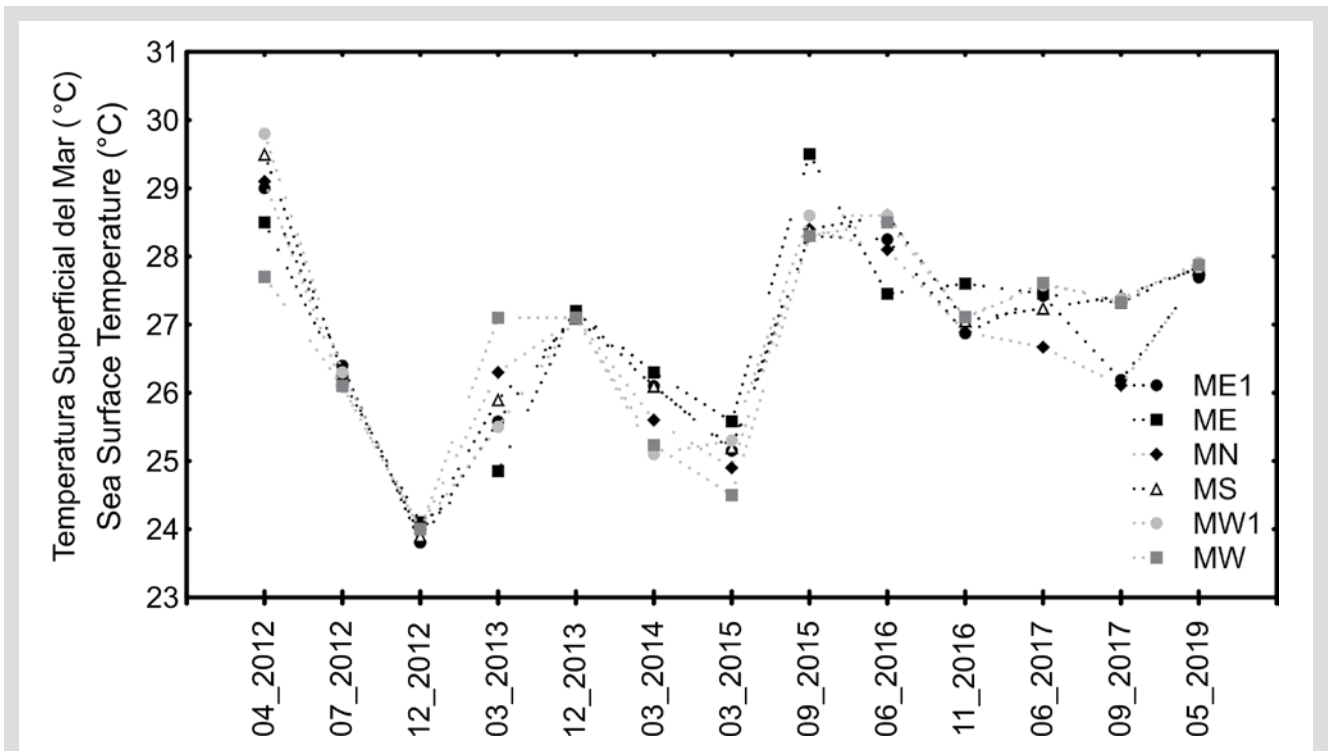
### Data sets

During the period April 2012 to May 2019, the average *in situ* SST obtained in the waters of the Malpelo FFS was 26.89 °C. During the first quarter of the year (January-March) the average temperature was 25.57 °C, during the second (April-June) 28.08 °C, during the third (July-September) 27.38 °C and during the fourth (October-December) 26.07 °C. During the 13 sampling conducted in the same period, the maximum SST levels were found in



en el cuarto (octubre-diciembre) 26,07 °C. Durante los 13 muestreos realizados en el mismo período, las máximas TSM se encontraron en abril de 2012 (28,93 °C) y septiembre de 2015 (28,58 °C). En el primer caso, coincidió con el fin de un período La Niña (2010-2012) y en el segundo con El Niño 2015-2016. De otro lado, la mínima TSM se observó en diciembre de 2012 (23,97 °C) y marzo de 2015 (25,11 °C) (Figura 1). En el primer caso, coincidió con un período neutro y en el segundo con El Niño 2015-2016.

April 2012 (28.93 °C) and in September 2015 (28.58 °C). In the first case, these temperatures coincided with the end of a La Niña period (2010-2012) and in the second with the 2015-2016 El Niño. On the other hand, the minimum SST values were observed in December 2012 (23.97 °C) and March 2015 (25.11 °C) (Figure 1). In the first case, these temperatures coincided with a neutral period and in the second with El Niño 2015-2016.



**Figura 3.** Temperatura superficial del mar de las estaciones de la malla de muestreo actual del Santuario de Fauna y Flora Malpelo, tomada entre abril de 2012 y mayo de 2019.

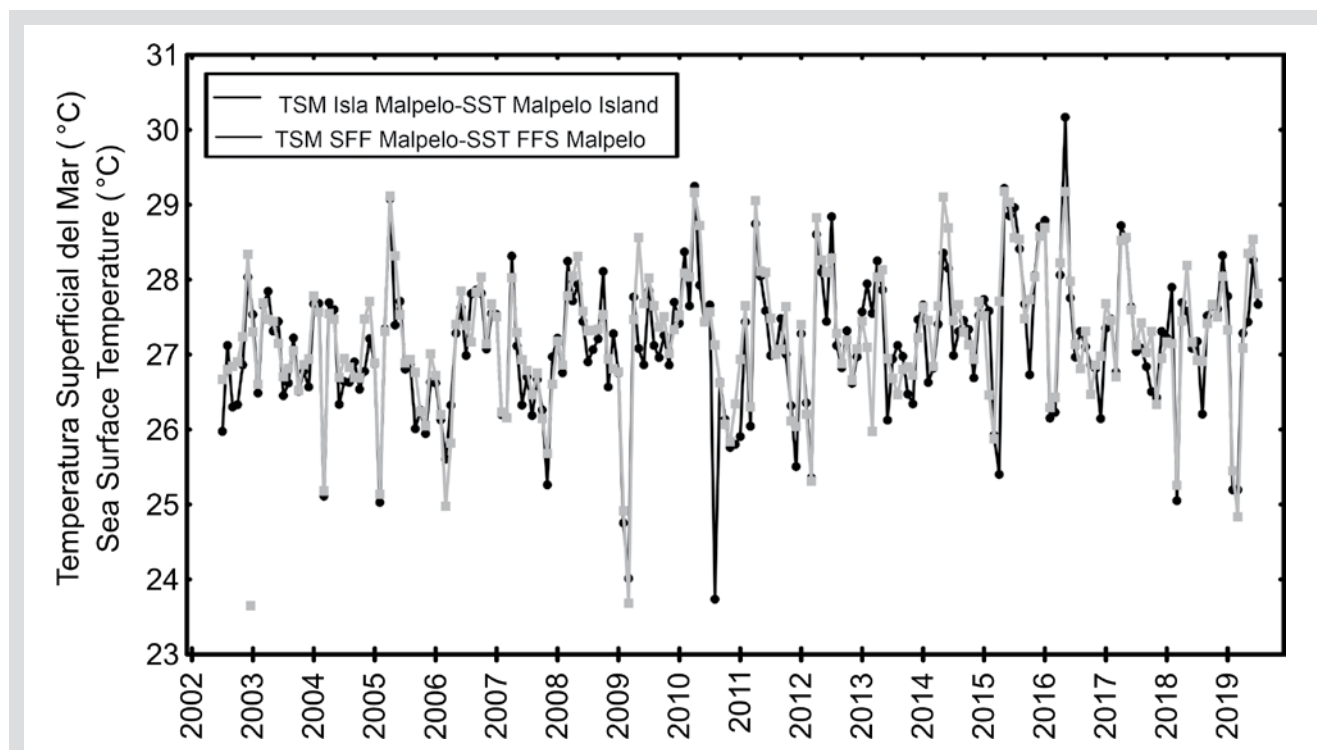
**Figure 3.** Sea surface temperature (SST) at the stations in the current sampling network of the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, recorded between April 2012 and May 2019.

El promedio de la TSM en isla Malpelo obtenida a partir del sensor Modis-Aqua (2002-2019) fue 27,11 °C. Durante el primer trimestre del año (enero-marzo) la temperatura promedio fue 26,78 °C, en el segundo (abril-junio) 27,75 °C, en el tercer (julio-septiembre) 27,03 °C y en el cuarto (octubre-diciembre) 26,89 °C. En el período 2002-2019, las máximas TSM se encontraron en mayo de 2016 (30,17 °C) y abril de 2010 (29,25 °C). En el primer caso, coincidió con el fin de El Niño 2015-2016 y en el segundo con el fin de El Niño 2009-2010. De otro lado, las mínimas TSM se observaron en agosto de 2010 (23,74 °C) y marzo de 2009 (24,01 °C) (Figura 2). En el primer caso, coincidió con La Niña 2010-2012 y en el segundo con La Niña 2009.

The average SST at Malpelo Island obtained using the MODIS-Aqua sensor (2002-2019) was 27.11 °C. During the first quarter of the year (January-March) the average temperature was 26.78 °C, in the second (April-June) 27.75 °C, in the third (July-September) 27.03 °C and in the fourth (October-December) 26.89 °C. In the period 2002-2019, the maximum SSTs were found in May 2016 (30.17 °C) and April 2010 (29.25 °C). The first case coincided with the end of El Niño 2015-2016 and the second with the end of El Niño 2009-2010. On the other hand, the lowest SST were observed in August 2010 (23.74 °C) and March 2009 (24.01 °C) (Figure 2). In the first case, these temperatures coincided with La Niña 2010-2012 and in the second with La Niña 2009. For the

Para el polígono del SFF Malpelo (línea gris en la Figura 2), durante el período 2002-2019 la TSM promedio fue 27,23 °C. Durante el primer trimestre del año (enero-marzo) la temperatura promedio fue 26,72 °C, en el segundo (abril-junio) 27,98 °C, en el tercer (julio-septiembre) 27,18 °C y en el cuarto (octubre-diciembre) 27,03 °C.

Malpelo FFS polygon (grey line in Figure 2), the average SST during the period 2002-2019 was 27.23 °C. During the first quarter of the year (January-March) the average temperature was 26.72 °C, during the second quarter (April-June) 27.98 °C, during the third quarter (July-September) 27.18 °C and during the fourth quarter (October-December) 27.03 °C.



**Figura 4.** Temperatura superficial del mar (TSM) obtenida a partir del sensor Modis-Aqua entre julio de 2002 y julio de 2019, para isla Malpelo y para el polígono del Santuario de Fauna y Flora Malpelo.

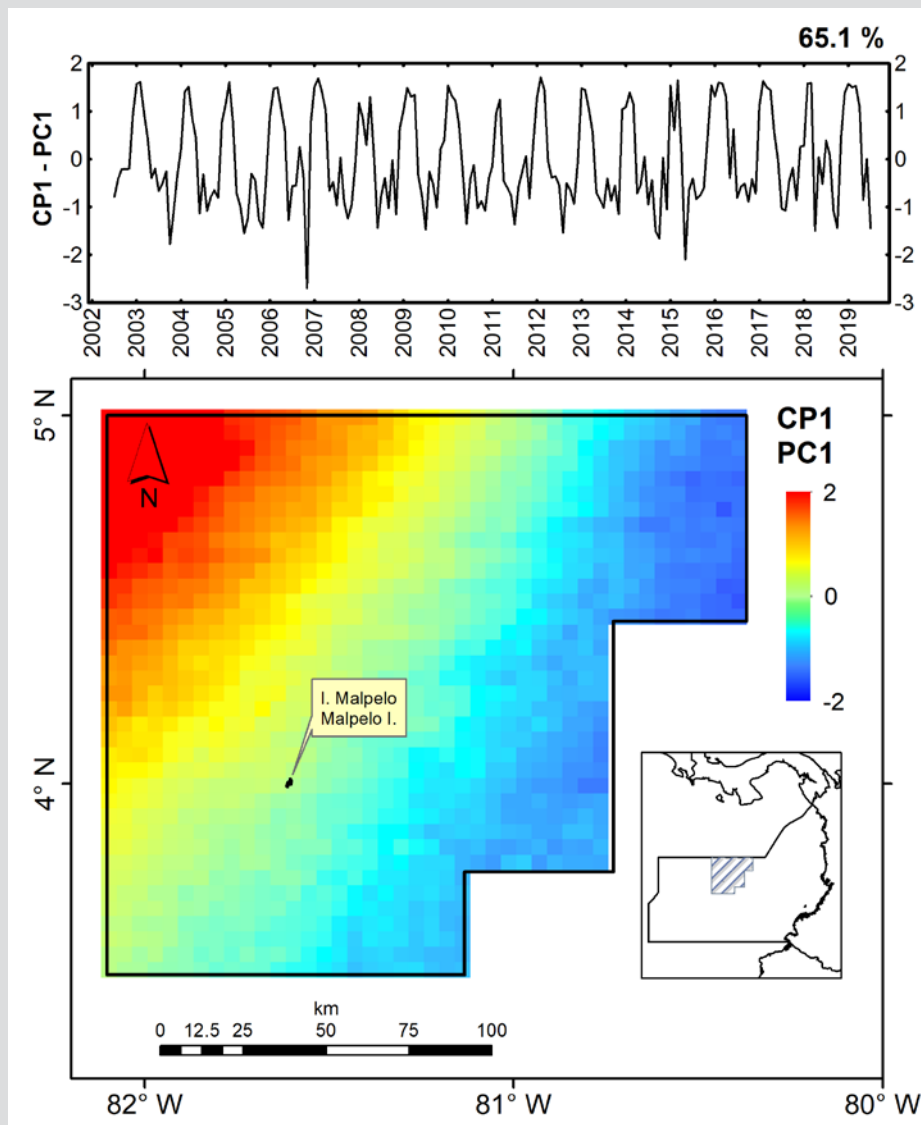
**Figure 4.** Sea surface temperature (SST) between July 2002 and July 2019, for Malpelo Island and the Malpelo Flora and Fauna Sanctuary polygon, obtained using the MODIS-Aqua sensor.

En el análisis de componentes principales (ACP) de la TSM *in situ*, el primer componente principal (CP1) presentó un aporte a la varianza total de 88,3 % con un valor propio asociado de 5,3 y el CP2 un aporte a la varianza de 5,4 % y un valor propio de 0,3. En el análisis de la TSM derivada de sensores remotos el CP1 presentó un aporte a la varianza de 65,1 % y un valor propio asociado de 21,9, y el CP2 un aporte a la varianza de 12,3 % y un valor propio de 7,6. Temporalmente, el CP1 del análisis de sensores remotos describió la variabilidad del ciclo anual de la TSM en el Santuario, y espacialmente presentó una fuerte correlación con la TSM ( $r = 0,86$ ;  $p > 0,05$ ) (Figura 3). La zona noroccidente presentó valores extremos estandarizados por encima del promedio, mientras que en el suroriente los valores se ubicaron por debajo del promedio (Figura 3). En los dos casos (datos *in situ* y de sensores

In the PCA of *in situ* SST, the PC1 made a contribution to the total variance of 88.3 %, with an associated eigenvalue of 5.3, while the PC2 contributed 5.4 %, with an eigenvalue of 0.3. In the analysis of SST derived from remote sensing, the PC1 contributed 65.1 % to variance with an associated eigenvalue of 21.9, and the PC2 a contribution of 12.3 % and an eigenvalue of 7.6. In terms of time, the PC1 of the remote sensing analysis described the variability of the annual cycle of SST in the sanctuary and, spatially speaking, presented a strong correlation with SST ( $r = 0.86$ ;  $p > 0.05$ ) (Figure 3). The north-western zone presented extreme above-average standardized values, while in the southeast the values were below average (Figure 3). In both cases (*in situ* and remote sensing of data), the first component accounted for a high percentage of the temporal variability, so a semivariance model was only adjusted to

remotos), el primer componente reunió un alto porcentaje de la variabilidad temporal por lo que se ajustó un modelo de semivarianza solo para el primer componente. El cálculo de la semivarianza en diferentes direcciones mostró que estas tienen formas similares, por lo que se consideró que el fenómeno es isotrópico.

the first component. The calculation of the semivariance in different directions showed them to have similar shapes, so the phenomenon was considered to be isotropic.

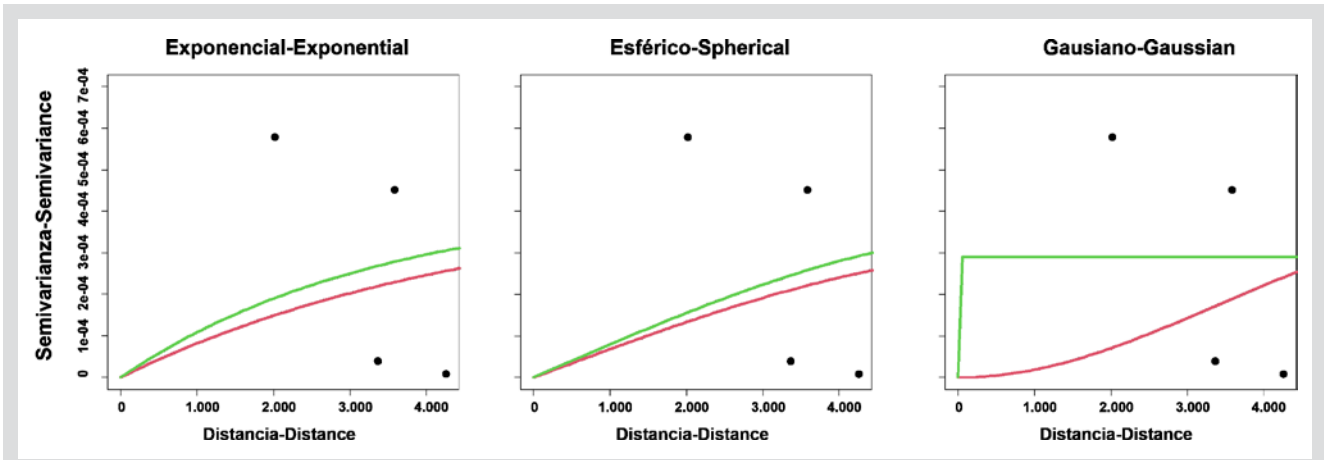


**Figura 5.** Primer componente principal estandarizado de un análisis de componentes principales de la Temperatura Superficial del Mar (TSM) en el Santuario de Fauna y Flora Malpelo, a partir de datos derivados del sensor Modis-Aqua (2002-2019).

**Figure 5.** First standardized principal component (PC1) of a principal component analysis of Sea Surface Temperature (SST) in the Malpelo Flora and Fauna Sanctuary, using data derived from the MODIS-Aqua sensor (2002-2019).

Al ajustar los modelos, exponencial, gaussiano y esférico por mínimos cuadrados ordinales y ponderados para los datos *in situ* (Figura 4), la semivarianza fue muy pequeña (meseta) y en todos los casos los cuadrados medios del error fueron iguales a cero.

When the exponential, Gaussian and spherical ordinal least squares and weighted least squares models were fitted to the *in situ* data (Figure 4), semivariance was very small (plateau) and in all cases the mean squares of the error were equal to zero.

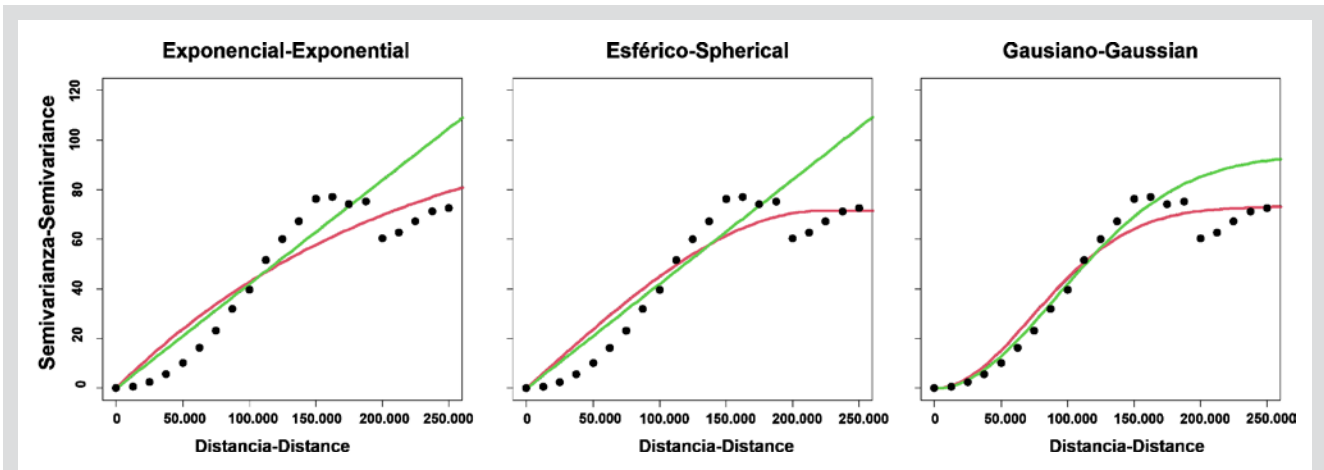


**Figura 6.** Semivariograma experimental (puntos) y modelos ajustados (línea roja: mínimos cuadrados ordinales, línea verde: mínimos cuadrados ponderados) para los datos de TSM *in situ* del SFF Malpelo. Las distancias están dadas en metros.

**Figure 6.** Experimental semi-variogram (dots) and fitted models (red line: ordinal least squares, green line: weighted least squares) for the in situ SST data of the Malpelo FFS. Distances are given in meters.

Al ajustar los modelos, exponencial, gaussiano y esférico por mínimos cuadrados ordinales y ponderados para los datos derivados de sensores remotos, los modelos de semivarianza ajustados mostraron una fuerte autocorrelación espacial de la TSM. Se encontró que el modelo de mejor ajuste (menor valor de los cuadrados medios del error), fue el modelo gaussiano calculado a través de mínimos cuadrados ordinales (Tabla 1, Figura 5). Este modelo presentó una meseta de 73,2 (máxima disimilitud) y un rango de 179 340 m.

When fitting the exponential, Gaussian and spherical ordinal least squares and weighted least squares models to the remotely sensed data, the fitted semivariance models showed a strong spatial autocorrelation for SST. The best fitting model (lowest value of error mean squares) was found to be the Gaussian model calculated using ordinal least squares (Table 1, Figure 5). This model presented a plateau of 73.2 (maximum dissimilarity) and a range of 179,340 m.



**Figura 7.** Semivariograma experimental (puntos) y modelos ajustados (línea roja: mínimos cuadrados ordinales, línea verde: mínimos cuadrados ponderados) para los datos de TSM derivada de sensores remotos del SFF Malpelo. Las distancias están dadas en metros.

**Figure 7.** Experimental semi-variogram (dots) and fitted models (red line: ordinal least squares, green line: weighted least squares) for remotely sensed SST data from the Malpelo FFS. Distances are given in meters.

**Tabla 1.** Modelos de semivarianza teóricos ajustados a los semivariogramas experimentales calculados para la TSM obtenida del sensor remoto MODIS-Aqua.

TSM Sensores / Sensors	T <sup>2</sup> (Efecto pepita) / (Nugget effect)	Σ <sup>2</sup> (Meseta parcial) (Partial plateau)	Meseta / Plateau	Rango / Range (m)	Σ <sup>2</sup> del error / Error Σ <sup>2</sup>
Exponencial - Mínimos cuadrados ordinales / Exponential - Ordinal Least Squares	0	116.0	116.0	652,624	2,159
Exponencial - Mínimos cuadrados ponderados / Exponential - Weighted Least Squares	0	587714.7	587714.7	4,197,903,612	58,431,341
Esférico - Mínimos cuadrados ordinales / Spherical - Ordinal least squares	0	71.6	71.6	222,565	1,640
Esférico - Mínimos cuadrados ponderados / Spherical - Weighted least squares	0	94.1	94.1	225,465	13,255,308
Gausiano - Mínimos cuadrados ordinales / Gaussian - Ordinal least squares	0	73.2	73.2	179,340	765
Gausiano - Mínimos cuadrados ponderados / Gaussian - Weighted Least Squares	0	94.1	94.1	225,464.7	13,255,308

**Table 1.** Theoretical semivariance models fitted to experimental semivariograms calculated for SST values obtained from the MODIS-Aqua remote sensor.

Al considerar el modelo gaussiano obtenido por mínimos cuadrados ordinales del análisis de la TSM de sensores remotos, el cual fue el modelo de mejor ajuste, 100 % de la disimilitud ocurrió cuando la semivarianza fue igual a 73,2 y el rango 179 340 m. La semivarianza puede ser también interpretada como una distancia de disimilitud. Por ejemplo, para el modelo gaussiano ajustado, una disimilitud de 20 % está dada a 28,57 km (15,43 millas náuticas) (Tabla 2). Para elegir la distancia idónea entre estaciones también se deben considerar temas logísticos, ya que una malla de muestreo con estaciones muy separadas entre sí y distantes desde la isla Malpelo requeriría grandes desplazamientos que quizás no pueden cubrirse con el tipo de embarcaciones que regularmente realizan los monitoreos oceanográficos en el SFF Malpelo, y con la logística asociada a esos muestreos. Por ejemplo, una malla de muestreo con una forma similar a la actual (Figura 1), con un distanciamiento entre estaciones de 27,78 km (15 millas náuticas) (actualmente la distancia entre estaciones es entre 0,5 y 1 mn) y con solo ocho estaciones (dos en cada eje; norte-sur, oeste-este), tomaría más de 38 horas para ser llevada a cabo, solo considerando la navegación entre estaciones, y estimando una velocidad promedio de 11 km/h (6 nudos). Actualmente, el monitoreo oceanográfico del SFF Malpelo se realiza principalmente en embarcaciones de buceo con restricciones logísticas para grandes desplazamientos debido a que se realizan otras actividades de monitoreo e investigación. Por lo tanto, es necesario adoptar una malla de muestreo con un espaciado menor entre estaciones. Un criterio adicional para elegir la

The Gaussian model obtained using ordinal least squares from remote sensing SST analysis (the best fitting model), showed that 100 % of the dissimilarity occurred when semivariance was equal to 73.2 and the range was 179,340 m. Semivariance may also be interpreted as a dissimilarity distance. For example, for the fitted Gaussian model, a dissimilarity of 20 % was found at 28.57 km (15.43 nautical miles) (Table 2). To choose the ideal distance between stations, logistical issues must also be considered, as a sampling network with stations that are too far apart and too distant from Malpelo Island would require long journeys that might be beyond the capabilities of the type of vessels that regularly carry out oceanographic monitoring in the Malpelo FFS, and the logistics associated with such sampling would be complicated. For example, a sampling network with a shape similar to the current one (Figure 1) and a distance between stations of 27.78 km (15 nm) (currently the distance between stations is between 0.5 and 1 nm) and with only eight stations (two on each axis; north-south, west-east), would take more than 38 hours to complete at an average speed of 11 km/h (6 knots). Currently, oceanographic monitoring of the Malpelo FFS is principally carried out using dive ships, which have logistical restrictions that hinder long journeys, because they also carry out other monitoring and research activities. It is therefore necessary to adopt a sampling network with shorter distances between stations. An additional criterion for choosing the gaps between stations is the prediction error (Table 3). An evaluation of this parameter in sampling



distancia entre estaciones es el error de predicción (Tabla 3). Al evaluar este parámetro en mallas de muestreo a tres distancias diferentes: 27,78, 14,82 y 7,41 km (15, 8 y 4 millas náuticas), se encontró que este aumenta de forma exponencial en función de la distancia entre los puntos de muestreo, y en todos los casos fue menor a 2 %. No obstante, la malla de muestreo con estaciones cada 7,41 km (4 millas náuticas) presentó el menor error de predicción. Este valor se aproxima al obtenido en la Tabla 2, cuando el modelo de semivarianza presenta una disimilitud entre estaciones de 5 % (7,14 km; 3,86 millas náuticas).

networks at three different distances (27.78, 14.82 and 7.41 km - 15, 8 and 4 nm) found that it increases exponentially as a function of the distance between sampling points, and was in all cases less than 2 %. However, the sampling network with stations every 7.41 km (4 nm) returned the lowest prediction error. This value is close to that obtained in Table 2, in which the semivariance model presents a dissimilarity between stations of 5 % (7.14 km, 3.86 nautical miles).

**Tabla 2.** Distancia asociada a valores discretos de disimilitud, obtenida a partir de la semivarianza de un modelo gaussiano de la TSM del SFF Malpelo.

**Table 2.** Distance associated with discrete values of dissimilarity, obtained using the Gaussian semivariance model of SST in the Malpelo FFS.

Dismilitud / Dissimilitude (%)	Distancia / Distance	
	km	millas náuticas / nautical miles
100	179.34	96.84
90	128.57	69.42
80	114.29	61.71
70	100.00	54.00
60	85.71	46.28
50	71.43	38.57
40	57.14	30.85
30	42.86	23.14
20	28.57	15.43
10	14.29	7.71
5	7.14	3.86
2.5	3.57	1.93
1	1.43	0.77
0	0.00	0.00

Por lo tanto, si se utiliza una distancia entre estaciones de 7,41 km (4 millas náuticas) (distancia con el menor error de predicción) la malla de muestreo para toda el área del Santuario tendría 598 estaciones, lo cual desde el punto de vista logístico difícilmente puede llegar a cubrirse. Considerando las limitaciones logísticas y de desplazamiento, y generando áreas de influencia alrededor de la isla de 9,26 km (5 millas náuticas) y 18,52 km (10 millas náuticas), las cuales corresponden a los dos primeros anillos de muestreo de la malla de 598 estaciones, se obtiene una malla de 8 y 24 estaciones, respectivamente (Figura 6).

Thus, if a distance between stations of 7.41 km (4 nm) is used (the distance with the smallest prediction error) the sampling network for the entire sanctuary area would contain 598 stations, which from a logistical point of view would be difficult to achieve. If the limitations associated with logistics and travel distance are considered, and areas of influence established around the island of 9.26 km (5 nm) and 18.52 km (10 nm) -corresponding to the first two sampling rings of the 598-station network- is obtained a network consisting of 8 and 24 stations, respectively (Figure 6). Although other additional sampling rings could

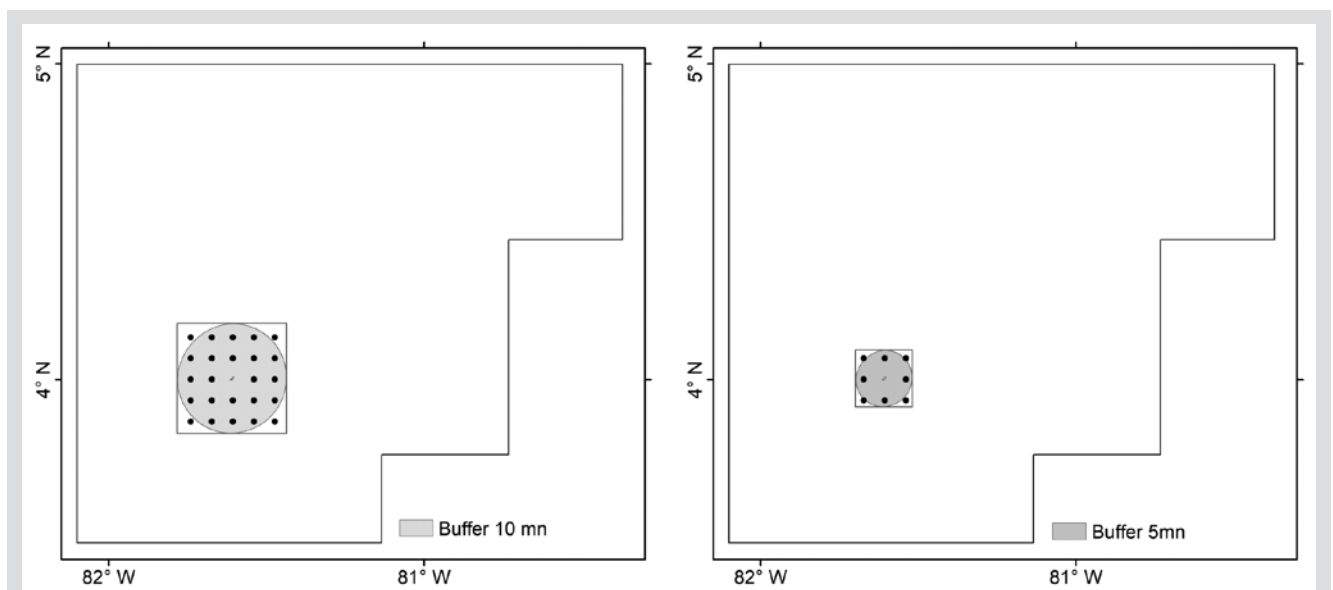
A pesar de que podrían incluirse otros anillos adicionales de muestreo, la propuesta no los ha considerado debido a que el siguiente anillo de 27,78 km (15 millas náuticas) incluiría 48 estaciones, lo cual no puede ser cubierto con las condiciones actuales en lo relacionado con desplazamiento y logística. Adicionalmente, debe considerarse que el área de Malpelo presenta una fuerte influencia del sistema de corrientes de la EP. De acuerdo con Metoceanica (2017), durante el primer trimestre del año en las aguas del SFF Malpelo hay un patrón predominante con dirección nororiente-suroccidente, mientras que durante el tercer trimestre del año el patrón es noroccidente-suroriente. Es decir, que los ejes de ubicación de las estaciones deberían tener una inclinación de 45° y -45°, formando una “X”, de manera que el muestreo y/o monitoreo pueda capturar la variabilidad generada por el patrón de corrientes.

be included, this proposal has not considered them because the next ring of 27.78 km (15 nm) would include 48 stations, implying distances and logistical challenges that current conditions would render untenable. Additionally, it should be borne in mind that the Malpelo area is subject to the powerful influence of the PB current system. According to Metoceanica (2017), during the first quarter of the year, the waters of the Malpelo FFS are dominated by northeast-southwest currents, while during the third quarter the pattern is northwest-southeast. In other words, the station location axes should have an inclination of 45° and -45°, forming an “X”, so that sampling and/or monitoring can capture the variability generated by current patterns.

**Tabla 3.** Varianza de predicción máxima de la temperatura superficial del mar obtenida a partir del sensor remoto MODIS-Aqua en diferentes mallas de muestreo con estaciones a 7,41 km (4 millas náuticas), 14,82 km (8 millas náuticas) y 27,78 km (15 millas náuticas).

**Table 3.** Maximum prediction variance of Sea Surface Temperature (SST) obtained from the MODIS-Aqua remote sensor in different sampling networks, with the following distances between stations: 7.41 km (4 nautical miles), 14.82 km (8 nm) and 27.78 km (15 nm).

	Distancia entre estaciones de muestreo en millas náuticas / Distance between sampling stations in nautical miles		
	4	8	15
Error de predicción / Prediction error	0.5961	0.8414	1.4774

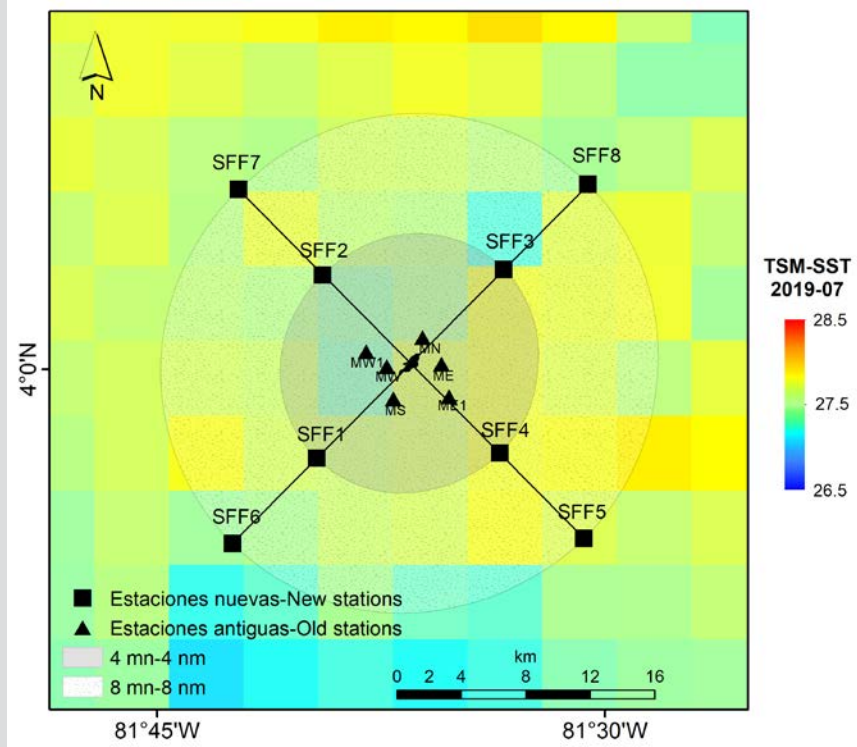


**Figura 8.** Malla de muestreo para el monitoreo oceanográfico del SFF Malpelo, con distancia entre estaciones de 7,41 km (4 millas náuticas), y para un área de influencia de 18,52 km (10 millas náuticas) y 9,26 km (5 millas náuticas).

**Figure 8.** Sampling network for oceanographic monitoring of the Malpelo FFS, with a distance between stations of 7.41 km (4 nm) and for an area of influence of 18.52 km (10 nm) (left) and 9.26 km (5 nm) (right).

Partiendo de la propuesta de 24 estaciones (Figura 6), centrándolas en relación a la isla y seleccionando solo las estaciones sobre los ejes de desplazamiento de las corrientes, se obtiene una malla de muestreo de ocho estaciones (Figura 7), la cual presenta una disimilitud entre estaciones cercana a 5 %, un error de predicción menor a 1 %, además de ajustarse a las limitaciones logísticas y de desplazamiento de las embarcaciones con las que regularmente se realizan los monitoreos oceanográficos en el SFF Malpelo. Por lo tanto, la malla de muestreo propuesta incluye ocho nuevas estaciones y plantea mantener las seis estaciones que se han venido haciendo históricamente en el monitoreo oceanográfico, para un total de 14 estaciones (Figura 7). Sin embargo, este número podría reducirse a cuatro y mantener solo las más cercanas a los ejes de desplazamiento de las corrientes (MS, ME1, MN, y MW1). Debido a la poca distancia que hay entre las estaciones de la malla de muestreo actual, las posiciones en las que se han realizado históricamente los muestreos, no coinciden con la posición esperada (Figura 1). Por lo tanto, fue necesario, ajustarlas de acuerdo a la posición más frecuente en la que se realizó cada estación durante el período 2012-2019 y se reubicaron como lo muestra la Figura 7. La Tabla 4 presenta las posiciones en coordenadas geográficas (Sistema de referencia WGS84) y en coordenadas planas (Magna Colombia Oeste), de la malla óptima de muestreo de 14 estaciones para realizar el monitoreo de condiciones oceanográficas en el SFF Malpelo. Al sobreponer una imagen de TSM del sensor Modis-Aqua (julio de 2019) y realizar un muestreo virtual para las estaciones de la malla antigua ( $n = 6$ ) y de la malla propuesta (incluyendo las estaciones antiguas;  $n = 14$ ), se encuentra que para la malla antigua el promedio es  $27,54\text{ }^{\circ}\text{C}$ , el rango (valor máximo menos valor mínimo) es  $0,26\text{ }^{\circ}\text{C}$ , la desviación estándar es  $0,12$  y el coeficiente de variación es  $0,29$ . De otro lado, estas mismas medidas para la malla propuesta son  $27,57\text{ }^{\circ}\text{C}$ ;  $0,49\text{ }^{\circ}\text{C}$ ;  $0,33$  y  $0,50$ , respectivamente.

Starting from a proposed 24 stations (Figure 6) centred on the island, and selecting only the stations on the displacement axes of the currents, a sampling network of eight stations is obtained (Figure 7), producing a dissimilarity between stations close to 5 %, a prediction error of less than 1 % and an arrangement that responds to the logistical and range limitations of the vessels that regularly carry out oceanographic monitoring in the Malpelo FFS. Therefore, the proposed sampling network includes eight new stations and proposes maintaining the six stations that have historically been used for oceanographic monitoring, for a total of 14 stations (Figure 7). However, the number of existing stations retained could be reduced from six to four, by preserving only those closest to the displacement axes of the currents (MS, ME1, MN, and MW1). Due to the short distances between the stations in the current sampling network, the positions at which sampling has been historically performed do not coincide where in which the station should have been made positioned (Figure 1). It was therefore, necessary to adjust the station positions according to the most frequent position in which each station was realized established during the period 2012-2019. These were relocated as shown in Figure 7. Table 4 presents these positions using geographic and plan coordinates (WGS84 reference system and MAGNA Colombia West, respectively), setting out the optimal sampling network of 14 stations for monitoring oceanographic conditions in the Malpelo FFS. By superimposing a SST image derived from the MODIS-Aqua sensor (July 2019) and performing a virtual sampling procedure for the stations of the old network ( $n = 6$ ) and of the one proposed here (including the old stations;  $n = 14$ ), it is found that for the old network the average is  $27.54\text{ }^{\circ}\text{C}$ , the range (maximum value minus minimum value) is  $0.26\text{ }^{\circ}\text{C}$ , standard deviation is  $0.12$  and the coefficient of variation is  $0.29$ . On the other hand, the equivalent measurements for the proposed network are  $27.57\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $0.49\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $0.33$  and  $0.50$ , respectively.



**Figura 9.** Propuesta de malla de muestreo para el monitoreo oceanográfico del SFF Malpelo, con distancia entre estaciones de 7,41 km (4 millas náuticas) alrededor de isla Malpelo y considerando los ejes de desplazamiento de las corrientes. De fondo se presenta una imagen de Temperatura Superficial del Mar (TSM) del sensor Modis-Aqua de julio de 2019.

**Figure 9.** Sampling network proposed for the oceanographic monitoring of the Malpelo FFS, with a distance between stations of 7.41 km (4 nm) around Malpelo Island and taking into consideration the displacement axes of the currents. A Sea Surface Temperature (SST) image from the MODIS-Aqua sensor of July 2019 is superimposed.

**Tabla 4.** Posiciones en coordenadas geográficas (GCS\_WGS\_1984) y planas (MAGNA Colombia Oeste), de las estaciones de la malla de muestreo para el muestreo oceanográfico en el SFF Malpelo.

**Table 4.** Positions in geographic (GCS\_WGS\_1984) and planar coordinates (MAGNA Colombia West) of the stations of the sampling network for oceanographic sampling in the Malpelo FFS.

Estación / Station	Longitud / Length	Latitud / Latitude	Estes / East	Nortes / North
MS	-81.61786	3.98344	495256.38405	933632.30082
MN	-81.60153	4.01762	497096.54098	937413.48901
ME	-81.59109	4.00290	498250.56670	935773.78473
ME1	-81.58680	3.98460	498716.56997	933741.96198
MW	-81.62152	4.00156	494859.91177	935644.04388
MW1	-81.63303	4.00986	493582.62663	936571.78572
SFF1 / FFS1	-81.66067	3.95023	490466.55100	929974.77300
SFF4 / FFS4	-81.55844	3.95325	501857.22200	930247.82200
SFF2 / FFS2	-81.65745	4.05258	490889.33200	941326.06500
SFF3 / FFS3	-81.55626	4.05571	502162.78800	941611.10400
SFF8 / FFS8	-81.50915	4.10322	507438.15000	946850.54500
SFF7 / FFS7	-81.70433	4.10035	485696.72900	946656.11200
SFF5 / FFS5	-81.51155	3.90556	507052.17700	924930.13800
SFF6 / FFS6	-81.70776	3.90272	485190.49900	924732.93300

## DISCUSIÓN

El esfuerzo que ha hecho la dirección territorial Pacífico (DTPA) de Parques Nacionales Naturales (PNN) para mantener un monitoreo de condiciones oceanográficas en el SFF Malpelo a través del tiempo es inmenso. Desde su inicio en 2006 han tenido que sortear las dificultades logísticas que implica realizar muestreos en una zona oceánica y remota, haciendo uso de plataformas de oportunidad como los barcos de buceo. No obstante, los muestreos se han realizado sobre una malla de muestreo con un reducido número de estaciones, y con una distancia muy corta entre ellas, por lo que la variabilidad espacial capturada por esta malla de muestreo es limitada. No se tiene conocimiento de cuáles fueron los criterios usados para disponer las estaciones en la malla de muestreo actual, pero se ha hecho así desde el comienzo. En términos de la variabilidad temporal, la cobertura también es insuficiente debido a la dificultad de mantener un monitoreo continuo o mensual en esa zona remota. Sin embargo, siempre se ha buscado realizar los muestreos en al menos uno de los meses de las dos temporadas contrastantes. Entre febrero-abril, cuando predominan los vientos alisios del norte y ocurre la surgencia estacional y una disminución de la TSM, la cual es generada por el chorro de vientos de jet de Panamá (Chelton *et al.*, 2000) y entre septiembre-octubre, cuando predominan los vientos alisios del sur y la TSM es mayor que durante el primer semestre del año.

Un monitoreo de condiciones biológicas u oceanográficas en sistemas marinos o acuáticos, debe permitir tener un punto de vista integrador y capturar la mayor variabilidad posible en diferentes escalas espaciales y temporales. También debe garantizar que la disposición de las estaciones no sea redundante, debido a que esto incrementaría los costos innecesariamente. En el arreglo espacial de estaciones de muestreo, la aproximación más común para el diseño de una red o malla de muestreo incluye los cuadrantes y los transectos, bajo el supuesto de que las muestras son independientes. Sin embargo, otra alternativa que puede llegar a ser más robusta, es asumir que el fenómeno a ser estudiado representa un proceso estocástico en el cual la variable medida es regionalizada y se estudia su estructura de autocorrelación espacial. Al respecto, Giraldo *et al.* (2001) y Giraldo (2002) proponen procedimientos que son basados en criterios asociados con la distancia entre pares de puntos de manera que se pueda calcular un semivariograma, y esa ha sido la aproximación abordada en este trabajo.

## DISCUSSION

The efforts of the Pacific Territorial Directorate (DTPA in spanish) of the National Natural Parks (NNP) to maintain monitoring of oceanographic conditions in the Malpelo FFS over time have been immense. Since the initiation of the process in 2006, the DTPA has had to overcome the logistical difficulties of sampling in a remote oceanic area and been obliged to make use of available platforms, such as dive ships. However, the surveys have been conducted on a sampling network with a small number of stations, separated by very short distances, with the result that the spatial variability captured by the network is limited. It is not known what criteria were used to arrange the stations in the current sampling network, but it has remained unchanged since the beginning. In terms of temporal variability, the coverage is also insufficient, due to the difficulty of maintaining continuous or monthly monitoring in this remote area. However, sampling has always been attempted in at least one of the months of the two contrasting seasons, namely between February and April, when the northern trade winds predominate and seasonal upwelling and SST decrease because of the winds of the Panama jet (Chelton *et al.*, 2000) and between September-October, when the southern trade winds predominate and SST is higher than during the first half of the year.

The monitoring of biological or oceanographic conditions in marine or aquatic systems should allow for a unifying approach and capture as much variability as possible along different spatial and temporal scales. It should also ensure that the arrangement of stations is not redundant, as this unnecessarily increases costs. In the spatial arrangement of sampling stations, the most common approach to the design of a sampling network involves the use of quadrats and transects, according to the assumption that the samples are independent. However, a possibly more robust alternative is to assume that the phenomenon to be studied represents a stochastic process in which the measured variable is regionalized which allows making it possible to study its spatial autocorrelation structure. In this regard, Giraldo *et al.* (2001) and Giraldo (2002) propose procedures that are based on criteria associated with the distance between pairs of points, such that a semivariogram can be calculated. This has been the approach used in this paper.

When fitting the semivariograms for the *in situ* SST data, the mean squares of the error were equal to zero. This



Al ajustar los semivariogramas para los datos de TSM *in situ*, los cuadrados medios del error fueron iguales a cero. Esto es un indicador de que la distancia entre las estaciones del muestreo *in situ* no es lo suficiente para que haya una variabilidad o disimilitud considerable de la TSM, o el número de estaciones es insuficiente. Por lo tanto, a partir de este conjunto de datos no fue posible construir un modelo de semivarianza robusto que permitiera brindar información para el ajuste de la malla de muestreo en el SFF Malpelo. Lo anterior, refuerza la necesidad de ampliar el número de estaciones de la malla de muestreo oceanográfico del SFF Malpelo.

El rango encontrado en el modelo de mejor ajuste (179.340 m para el análisis con los datos de la TSM derivada de sensores remotos, es relativamente alto si se tiene en cuenta que la distancia máxima entre los extremos suroccidental y nororiental del Santuario es de 255,3 km (137,8 millas náuticas). Es decir que, en el SFF Malpelo dos valores de TSM son independientes a una distancia de 179,3 km (96,8 millas náuticas). A distancias menores los valores estarán autocorrelacionados espacialmente. De acuerdo con Giraldo *et al.* (2001), esta condición es ideal debido a que las predicciones obtenidas por interpolaciones geoestadísticas tendrán una menor varianza y un menor error de predicción, como el encontrado en la malla de muestreo con estaciones cada 7,41 km (4 millas náuticas), por lo que se requerirá un reducido número de sitios de muestreo y se podrán obtener intervalos de confianza reducidos al estimar la variable. La malla de muestreo propuesta, la cual incluye los dos primeros anillos de la malla de 7,41 km, considera además de la variabilidad espacial estudiada mediante los semivariogramas, el sistema de corrientes predominante en el área el cual es dominado durante el primer trimestre del año por el giro ciclónico asociado al efecto del chorro de viento del jet de Panamá y por el desarrollo, durante el dominio de los alisios del suroeste, de un giro anticiclónico en el sector oriental de la EP y un giro ciclónico en el sector oeste (Rodríguez-Rubio y Giraldo, 2011).

Dado que la malla de muestreo propuesta ha considerado las limitaciones logísticas y ha limitado el número de estaciones a los dos primeros anillos de una malla ideal de 598 estaciones, la propuesta para monitorear las condiciones oceanográficas del SFF Malpelo puede ser modificada en la medida en que las condiciones de muestreo puedan mejorarse. Si se pudiera contar con una embarcación apropiada para las exigencias de la zona oceánica y con una dedicación exclusiva para el monitoreo

is an indicator either that the distance between the *in situ* sampling stations is insufficient for there to be considerable SST variability or dissimilarity, or that there are too few stations. Therefore, from this data set it was not possible to construct a robust semivariogram model that would provide information useful for adjusting the sampling network in the Malpelo FFS. This reinforces the need to increase the number of stations in the oceanographic sampling network of the Malpelo FFS.

The range found in the best fit model (179,340 m for the analysis with remotely sensed SST data) is relatively high considering that the maximum distance between the southwestern and north-eastern ends of the sanctuary is 255.3 km (137.8 nm). In other words, in the Malpelo FFS two SST values are independent at 179.3 km (96.8 nm). At shorter distances the values will be spatially autocorrelated. According to Giraldo *et al.* (2001), this condition is ideal because the predictions obtained by geostatistical interpolations will have a lower variance and a lower prediction error, as found in the sampling network with stations every 7.41 km (4 nm). Therefore, a reduced number of sampling sites will be required and reduced confidence intervals might be obtained when the variable is estimated. In addition to the spatial variation examined with reference to semivariograms, the proposal for the new sampling network presented here -which includes the first two rings of the 7.41 km network – takes into account the dominant effects during the first quarter of the year of the cyclonic gyre associated with the effect of the Panama jet and the development, during the period of dominance of the southwest trade winds, of an anticyclonic gyre in the eastern sector of the PB and a cyclonic gyre in the western sector (Rodríguez-Rubio and Giraldo, 2011).

Since the proposed sampling network took logistical limitations into account and limited the number of stations to the first two rings of an ideal network of 598 stations, the proposal to monitor the oceanographic conditions of the Malpelo FFS may be modified to the extent that the sampling conditions might improve. If a vessel appropriate to the demands of the oceanic zone and dedicated exclusively to oceanographic monitoring were available, a third sampling ring could be added. It should be clear that in either case the area of coverage is still insufficient. Of the 2,709,612.8 ha that currently make up the sanctuary, the proposed expansion of the sampling network only covers 49,568 (1.83 % of the protected area). Therefore, in a sector such as the Malpelo FFS, whose vast marine area represents

oceanográfico se podría incluir el tercer anillo de muestreo. Se debe tener claro que en cualquiera de los casos el área de cobertura sigue siendo insuficiente. De las 2 709 612,8 ha con las que actualmente cuenta el Santuario, la propuesta de ampliación de la malla de muestreo solo cubre 49,568 ha (1,83 % del área protegida). Por lo tanto, en un sector como la del SFF Malpelo, la cual cuenta con una vasta área marina que representa grandes desafíos logísticos y económicos para realizar un muestreo continuo en el tiempo y con una malla de estaciones adecuada para capturar la variabilidad de los procesos, es necesario complementar los monitoreos *in situ*, con sensoramiento remoto. Esto permitirá evaluar la variabilidad en diferentes escalas espaciales y temporales, y guiar de una manera más acertada la toma de decisiones de manejo.

## CONCLUSIONES

La malla de muestreo actual para el monitoreo oceanográfico del SFF Malpelo, la cual cuenta con estaciones cada 0,93 km (0,5 millas náuticas) y 1,85 km (1 milla náutica), presentó una variabilidad espacial reducida que evidencia que durante el período 2006-2019 el monitoreo se realizó sobre un cuerpo de agua con características similares en superficie, por lo que se podría presumir que fue redundante. Además de haber cubierto un área muy reducida, los modelos de semivarianza indicaron que se hubiera podido lograr los mismos resultados con un número menor de estaciones. Por lo tanto, la propuesta de ampliación de la malla de muestreo responde a una necesidad del área protegida, ya que la nueva malla de muestreo permitirá capturar una mayor variabilidad de los procesos asociados a la temperatura del mar. En este sentido, la decisión para proponer una nueva malla de muestreo se basó en la disimilitud entre estaciones asociada al modelo de semivarianza, en la varianza del error de predicción, en el patrón de corrientes marinas predominante durante el ciclo anual, y en aspectos logísticos relacionados con las limitantes de desplazamiento de las embarcaciones que realizan los monitoreos oceanográficos en el SFF Malpelo. La malla de muestreo propuesta cuenta con ocho estaciones nuevas y se plantea adicionalmente la posibilidad de mantener las seis estaciones históricas, aunque este número podría reducirse a solo cuatro, para un total de 12 estaciones.

De acuerdo al Plan de Manejo del área protegida (Parques Nacionales Naturales, 2015), el componente oceanográfico es de gran importancia para comprender

great logistical and economic challenges to maintaining continuous sampling over time using a network of stations that is sufficient to capture the variability of the processes involved, *in situ* monitoring should be complemented with remote sensing. This would make it possible to evaluate variability at different spatial and temporal scales and to guide management decisions more accurately.

## CONCLUSIONS

The current sampling network used for the oceanographic monitoring of the Malpelo FFS, which has stations located at 0.93 km (0.5 nm) and 1.85 km (1 nm), from the island, presented reduced spatial variability, showing that during the period 2006-2019 the monitoring was conducted over a body of water with similar surface characteristics, allowing it to be assumed that the sampling was redundant. In addition to it covering a very small area, the semivariance models indicated that the same results could have been achieved with a smaller number of stations. Therefore, the proposal to expand the sampling network responds to the needs of the protected area, since the new sampling network will permit the capture of a greater variability of the processes associated with sea temperature. In this sense, the decision to propose a new sampling network was based on the dissimilarity between stations associated with the semivariance model, the variance of the prediction error, the predominant marine current pattern during the annual cycle and logistical aspects related to the limitations of the distances covered by the vessels that carry out oceanographic monitoring in the Malpelo FFS. The proposed sampling network has eight new stations. The possibility of maintaining the six historical stations is also considered, although this number could be reduced to only four, for a total of 12 stations.

According to the Management Plan of the protected area (Parques Nacionales Naturales, 2015), the oceanographic component is of great importance to ensuring understanding of the distribution and abundance of the protected area's conservation assets and guiding management strategies. This is why it is important to maintain a continuous record of physical, chemical and biological variables in the area. This requires a specific work platform that can remain in the area long enough to carry out the required sampling, something that may not be possible due to logistical and economic restrictions. Therefore, given the challenge of monitoring oceanographic conditions in the



la distribución y la abundancia de los valores objeto de conservación del área protegida y para orientar las estrategias de manejo, por lo cual es necesario mantener un registro continuo de variables físicas, químicas y biológicas en el área. Para esto se requiere de una plataforma de trabajo específica que pueda permanecer en el área el tiempo necesario para llevar a cabo los muestreos requeridos, lo cual puede no lograrse debido a restricciones logísticas y económicas. Por lo tanto, ante el desafío que representa el monitoreo de las condiciones oceanográficas en el SFF Malpelo, por su tamaño y por su distancia desde la costa, el sensoramiento remoto es una alternativa costo-eficiente que permite tener un monitoreo continuo en el espacio y el tiempo, y se constituye como una herramienta alternativa para generar información complementaria a los muestreos que se hacen ocasionalmente *in situ*.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue realizado en el marco del convenio interadministrativo 002 de 2019 suscrito entre la Dirección Territorial Pacífico de Parques Nacionales Naturales y la Universidad del Valle. Se agradece a Katherine Muñoz, coordinadora oficina de extensión, Facultad de Ciencias, Universidad del Valle, por su eficiente gestión en la ejecución del convenio.

Malpelo FFS associated with its size and its distance from the coast, remote sensing is a cost-effective alternative that allows continuous monitoring in space and time, and is an alternative tool that could be used to generate information complementary to occasional *in situ* sampling.

## ACKNOWLEDGMENTS

This study was conducted within the framework of Inter-Administrative Agreement 002 of 2019, signed between the Pacific Territorial Directorate of the National Natural Parks and the Universidad del Valle. Thanks are due to Katherine Muñoz, extension office coordinator, Faculty of Sciences, Universidad del Valle, for her efficient management of the implementation of the agreement.

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Amador, J., E.J. Alfaro, O.G. Lizano and V.O. Magaña. 2006. Atmospheric forcing of the eastern tropical Pacific: A review. *Prog. Oceanogr.*, 69: 101-142. doi:10.1016/j.pocean.2006.03.007
- CCO y Dimar. 2019. Malpelo es Colombia, maravilla estratégica. CCO, Bogotá, D.C.
- Chelton, D.B., M. H. Freilich and S.K. Esbensen. 2000. Satellite observations of the wind jets off the Pacific coast of Central America. Part II: Relationships and dynamical considerations. *Month. Weath. Rev.*, 128: 2019–2043. doi:10.1175/1520-0493(2000)128<2019:SOOTWJ>2.0.CO;2
- Cressie, N. 1989. *Geostatistics*. *Am. Statistic.*, 43(4): 611-623.
- Cressie, N. 1993. *Statistical for spatial data*. Wiley, 900 p. doi:10.1002/9781119115151
- Emery, W.J. and R.E. Thompson. 2014. *Data analysis methods in physical oceanography*. 3rd ed. Elsevier Science, 654 p. doi.org/10.1016/B978-0-444-50756-3.X5000-X
- Fiedler, P. and L. Talley. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progr. Oceanogr.*, 69: 143-180. doi:10.1016/j.pocean.2006.03.008
- Forsbergh, E.D. 1969. Estudio sobre la climatología, oceanografía y pesquerías del Panamá Bight. *Bull. Inter. Am. Trop. Tuna Comm.*, 14: 49-365.
- Giraldo, R. 2002. *Introducción a la geoestadística: teoría y aplicación*, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D.C., 94 p.
- Giraldo, R., N. Méndez and D. Ospina. 2001. Design of a sampling network for an estuary in the Colombian Caribbean. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 25(97): 509-518.
- Kessler, W. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progr. Oceanogr.*, 69: 181-217.
- Legeckis, R. 1986. A satellite time series of sea surface temperatures in the eastern equatorial Pacific Ocean, 1982–1986. *J. Geophys. Res.*, 91 (C11): 12879–12886.
- López-Victoria, M. and D.M. Rozo. 2006. Model-based geomorphology of Malpelo island and spatial distribution of breeding seabirds. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 35: 111-131.

- Manly, B. and J.A. Navarro. 2016. *Multivariate statistical methods. A primer*. 4<sup>th</sup> ed. Chapman-Hall, London, 253 p.
- Metoceanica. 2017. Caracterización preliminar de la circulación oceánica estacional en la zona de influencia del parque Santuario de Fauna y Flora Malpelo usando modelos numéricos oceánicos. Metoceanica Colombia SAS. 39 p.
- Ministerio del Medio Ambiente. 1995. Resolución 1292 de 1995 por la cual se alinda y declara el Santuario de Fauna y Flora Malpelo. Bogotá, D.C. 3 p.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2017. Resolución 1907 de 2017 por medio de la cual se reserva, delimita, alindera y declara como parte del Santuario de Fauna y Flora Malpelo un área ubicada en la región central de la cuenca Pacífica colombiana. Bogotá, D.C. 16p.
- Parques Nacionales Naturales. 2015. Plan de manejo del Santuario de Fauna y Flora Malpelo. Malpelo punta de lanza del Pacífico colombiano. Cali, 163 p.
- Ribeiro, P. and P. J. Diggle. 2018. Package 'geor'. Version 1.7-5.2.1.
- Rodríguez-Rubio, E., and J. Stuardo. 2002. Variability of photosynthetic pigments in the Colombian Pacific Ocean and its relationship with the wind field using ADEOS-I data. *J. Earth Syst. Sci.*, 111: 227-236. doi:10.1007/BF02701969
- Rodríguez-Rubio, R. y A. Giraldo. 2011. Características oceanográficas en la isla Malpelo y su relación con la cuenca oceánica del Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40 (Supl. Esp.): 19-32.
- Rodríguez-Rubio, E., J. Ortiz and J. Rueda. 2007. Aspectos oceanográficos. En: DIMAR-CCCP y UAESPNDTISO. Santuario de Fauna y Flora Malpelo: descubrimiento en marcha, (Ed.) DIMAR, Bogotá, pp. 29-44.
- Statsoft. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8. www.statsoft.com. Warrick, A.W., D.E. Myers and D. R. Nielsen. 1986. Geostatistical Methods Applied to Soil Science. *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods- Agronomy Monograph*, 9: 53-81.
- Werdell, P. J., B.A. Franz, S.W. Bailey, G.C. Feldman, E. Boss, V.E. Brando, *et al.* 2013. Generalized ocean color inversion model for retrieving marine inherent optical properties. *Appl. Opt.*, 52: 2019-2037. doi:10.1364/AO.52.002019

**RECIBIDO/RECEIVED:** 22/08/2020




**ACEPTADO/ACCEPTED:** 30/06/2021



# Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano

## Increase in microplastic pollution in the surface waters of Buenaventura Bay, Colombian Pacific

Laura Vidal<sup>1</sup>, Andrés Molina<sup>1</sup> y Guillermo Duque<sup>2\*</sup>

 0000-0002-1033-4317  0000-0003-1954-4393  0000-0002-2468-529X

1. Grupo de Investigación Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero- vía Candelaria, Palmira, Colombia. [lvidalt@unal.edu.co](mailto:lvidalt@unal.edu.co), [aemolinas@unal.edu.co](mailto:aemolinas@unal.edu.co)
  2. Facultad de Ingeniería y Administración, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero- vía Candelaria, Palmira, Colombia. [gduquen@unal.edu.co](mailto:gduquen@unal.edu.co)\*
- \* Autor de correspondencia.

### RESUMEN

La contaminación por microplásticos (MP) en los ecosistemas costeros es un grave problema alrededor del mundo. En Colombia existe poca información sobre este contaminante, especialmente para la costa pacífica. Por lo anterior, se determinó la densidad, distribución y tipos de MP en la superficie del agua del estuario de la bahía de Buenaventura, principal puerto de Colombia. Se recolectaron 36 muestras en dos sectores: Estuario Interno (EI), más cercano a la principal zona urbana y la desembocadura de ríos y el Estuario Externo (EE), más alejado de ambas influencias; el trabajo se llevó a cabo durante tres épocas: lluvia, transición y seca, en 2015 y 2019. En promedio, la densidad de MP aumentó anualmente un 28,7 % en las aguas superficiales de la bahía de Buenaventura. La densidad de los MP aumentó en ambos años al incrementar la distancia desde la zona interna de la bahía, observándose una menor densidad en el EI ( $271\,928,6 \pm 60\,734,9$  partículas/km<sup>2</sup>) y una mayor densidad en el EE ( $492\,106,2 \pm 98\,467,1$  partículas/km<sup>2</sup>). Así mismo, se encontraron las mayores densidades de MP en las épocas de lluvia ( $664\,766,7 \pm 129\,828,1$  partículas/km<sup>2</sup>) y transición ( $320\,386,5 \pm 59\,313,7$  partículas/km<sup>2</sup>), mientras que en la época seca se presentaron en menores concentraciones ( $160\,899 \pm 43\,606$  partículas/km<sup>2</sup>), lo cual se asocia al incremento de la escorrentía en épocas con mayor precipitación. Los MP hallados se clasificaron según su forma en fragmentos, fibras y pellets. En el EI las fibras se presentaron en mayor cantidad, mientras que en el EE predominaron los fragmentos. Los tipos de MP que más abundaron en la superficie fueron los fragmentos (62,2 %) y las fibras (37,4 %), posiblemente por su poca densidad en comparación a la densidad del agua estuarina.

**PALABRAS CLAVE:** Bahía de Buenaventura, microplástico, variación espacial, épocas climáticas, monitoreo.

### ABSTRACT

Microplastic (MP) pollution in coastal ecosystems is a serious problem throughout the world. In Colombia, there is little information on this issue, especially for the Pacific coast. For these reasons, the density, distribution, and types of MP on the surface of the water were studied in the bay of Buenaventura estuary, Colombia's main seaport. A total of 36 samples were collected in two estuarine areas: the inner estuary (IE), closest to the main urban area and river mouths, and the external estuary (EE), further away from both areas, during three seasons: rainy, transition, and dry, in 2015 and 2019. On average, the density of the MP increases annually by 28.7 % in the surface waters of Buenaventura Bay. It was also found that the highest densities of MP occurred mainly in the rainy season ( $664,766.7 \pm 129,828.1$  particles/km<sup>2</sup>) and transition ( $320,386.5 \pm 59,313.7$  particles/km<sup>2</sup>), while in the dry season the densities were lower ( $160,899 \pm 43,606$  particles/km<sup>2</sup>), due to increased runoff in times of higher rainfall. In both years, MP concentration increased the further from the inner zone of the bay the sample was taken, with a lower density observed in the IE ( $271,928.6 \pm 60,734.9$  particles/km<sup>2</sup>) and a higher density in the EE ( $492,106.2 \pm 98,467.1$  particles/km<sup>2</sup>). The MP found were classified into fragments, fibers, and pellets, according to their shape. In the IE, there was a greater quantity of fibers, while in the EE, fragments were the most common MP shape. The types of MP that were more abundant on the surface were fragments (62.2 %) and fibers (37.4 %), possibly due to their low density compared to the density of the estuarine water.

**KEYWORDS:** Buenaventura Bay, microplastics, spatial variation, climate seasons, monitoring.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1032>

Publicado por INVEMAR

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC

Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by INVEMAR

This is an open Access article under the CC BY-NC-SA



## INTRODUCCIÓN

Los plásticos son productos que se generan en grandes cantidades, cerca de 400 millones de toneladas de plástico se producen anualmente alrededor del mundo (Devasahayam *et al.*, 2019). En su mayoría, son dispuestos de manera inadecuada, por falta de eficientes sistemas de gestión de residuos sólidos y una inadecuada planificación de los asentamientos urbanos e industriales (Das *et al.*, 2019; Vanapalli *et al.*, 2019). Su acumulación está generando graves problemas ambientales ya que estos productos llegan a distintos ecosistemas acuáticos y terrestres, afectando las diversas formas de vida que en ellos habitan (Caruso, 2019). Los plásticos presentan una degradación lenta, la cual se produce a partir de la acción mecánica, biodegradación y fotooxidación (Ma *et al.*, 2019). A pesar de que la probabilidad de biodegradación de estos productos sea muy baja, su descomposición se refleja en los cambios de las características mecánicas, ópticas o eléctricas, lo cual genera grietas, erosión, decoloración y la fragmentación de los mismos (Singh y Sharma, 2008). Debido a la fragmentación de los plásticos, se originan objetos de menor tamaño. Aquellos que poseen un tamaño inferior a 5 mm de diámetro se conocen como microplásticos (MP) (Alimba y Faggio, 2019). Los MP se clasifican como primarios y secundarios. Los primarios son aquellos que están diseñados y fabricados con éstos tamaños para un fin en específico, por ejemplo, se encuentran usualmente presentes en limpiadores faciales y corporales (exfoliantes), cosméticos y microfibras sintéticas de ropa (Pan *et al.*, 2019). Los secundarios hacen referencia a aquellos que se originan a partir de la fragmentación de objetos plásticos de un tamaño superior (Cole *et al.*, 2011).

Actualmente, se estima que alrededor de 245 millones de toneladas anuales de MP ingresan al medio marino a través del turismo, aguas residuales, pesca y/o derrames industriales (Alimba y Faggio, 2019). Se han encontrado MP en los ecosistemas marinos alrededor del mundo con diferentes características y en concentraciones considerables (Lima *et al.*, 2016; Invemar y MADS, 2017; Schmidt *et al.*, 2018; Nie *et al.*, 2019; Kor y Mehdinia, 2020). Su abundancia en el mar ha traído consigo importantes afectaciones negativas en los organismos marinos y en los procesos ecológicos, debido a que su existencia en las superficies oceánicas es ubicua (Pan *et al.*, 2019). Por su pequeño tamaño, los MP se encuentran disponibles para la ingestión de muchos organismos vivos de diferentes niveles tróficos, provocando efectos nocivos, ya que la mayoría de los organismos marinos no metabolizan los MP a causa de la inexistencia de una enzima especializada en

## INTRODUCTION

Plastics are produced in huge quantities, with about 400 million tons of plastic produced annually across the world (Devasahayam *et al.*, 2019). The majority is disposed of improperly, due to a lack of efficient solid waste management systems and inadequate planning of urban and industrial settlements (Das *et al.*, 2019; Vanapalli *et al.*, 2019). The accumulation of plastics in different aquatic and terrestrial ecosystems is causing serious environmental problems and affecting the various forms of life that inhabit them (Caruso, 2019). Plastics degrade slowly through mechanical action, biodegradation and photo-oxidation (Ma *et al.*, 2019). The likelihood that these products will biodegrade is very low, and so when they decompose, their mechanical, optical, or electrical characteristics start to change, leading to cracking, erosion, discoloration and fragmentation (Singh and Sharma, 2008). Smaller objects are created as plastics start to fragment. Pieces smaller than 5 mm in diameter are termed microplastics (MP) (Alimba and Faggio, 2019), and can be classified as primary or secondary MP. Primary MP are designed and manufactured at these sizes for a specific purpose, *e.g.*, those usually found in facial and body cleansers (exfoliants), cosmetics and synthetic microfibers in clothing (Pan *et al.*, 2019). Secondary MP are those that originate from the fragmentation of larger plastic objects (Cole *et al.*, 2011).

Currently, it is estimated that around 245 million tons of MP enter the marine environment annually via tourism, sewage, fisheries and/or industrial spills (Alimba and Faggio, 2019). Considerable concentrations of MP with different characteristics have been found in marine ecosystems around the world (Lima *et al.*, 2016; Invemar and MADS, 2017; Schmidt *et al.*, 2018; Nie *et al.*, 2019; Kor and Mehdinia, 2020). The abundance of MP in the sea has resulted in significant negative impacts on marine organisms and ecological processes, due to their pervasive presence on ocean surfaces (Pan *et al.*, 2019). Due to their small size, MP can be ingested by many living organisms at different trophic levels and cause them harm, as most marine organisms do not metabolize MP, lacking an enzyme that specializes in the decomposition of synthetic polymers (microplastics) (Guzzetti *et al.*, 2018).

In vertebrate organisms, the ingestion of plastic debris causes obstruction of the intestines, resulting in intestinal lesions, morbidity, and mortality. It has also been found that these elements lead to mechanical obstruction of

la descomposición de polímeros sintéticos (microplásticos) dentro de sus organismos (Guzzetti *et al.*, 2018).

En organismos vertebrados la ingestión de desechos plásticos genera la obstrucción de los intestinos, provocando lesiones intestinales, morbilidad y mortalidad. Asimismo, se ha encontrado que estos elementos generan obstrucciones mecánicas de movimiento, atrapamiento, ahogamiento, restringe la alimentación y produce daños en la piel y el sistema esquelético de estos organismos (Alimba y Faggio, 2019). Los MP, por su parte, después de ser ingeridos y acumulados dentro del organismo pueden movilizarse entre tejidos o también ser eliminados a través de la excreción. La acumulación de este material puede generar lesiones al interior o exterior del organismo, bloqueos intestinales, alteraciones alimenticias, problemas de fertilidad y disminución de la supervivencia de las crías (Guzzetti *et al.*, 2018). Por otro lado, los MP juegan un papel importante como vectores de contaminantes biológicos y químicos dentro de las cadenas tróficas (Carbery *et al.*, 2019; Caruso, 2019). Se han encontrado MP en organismos pequeños como zooplankton (Botterell *et al.*, 2019), mejillones (Giacomo *et al.*, 2015), pepinos de mar (Mohsen *et al.*, 2019), entre otros; así como en organismos muchos más grandes tales como peces (Chan *et al.*, 2019), aves (alimentadas con organismos contaminados) (Provencher *et al.*, 2018), tortugas (Caron *et al.*, 2018), cetáceos (Zhu *et al.*, 2019) y otros mamíferos marinos.

En el medio marino se lleva a cabo la mitad de la producción primaria del planeta, la cual proporciona energía necesaria para albergar una importante biodiversidad (Sarma y Delabehera, 2019). Así mismo, los ecosistemas marinos funcionan como importantes sumideros de carbono y son la base del sustento económico de muchos países a través del turismo y de la producción pesquera. Sin embargo, cada día las actividades antrópicas, incluyendo la contaminación por MP, deterioran estos ecosistemas, impidiendo que se lleven a cabo de forma eficiente los procesos naturales y se vea afectada la vida silvestre, el sistema ecológico y la salud humana a través de las vías de alimentación (Alimba y Faggio, 2019). A causa de este constante deterioro, se han desarrollado distintas investigaciones con el objetivo de identificar los sitios prominentes por donde ingresan los MP al medio marino y han encontrado que uno de los mayores aportes se realiza a partir de los estuarios (Zhao *et al.*, 2019), los cuales son áreas importantes debido a la diversidad de especies que alberga, a su producción biológica y como fuente o sumidero de distintos materiales de los ecosistemas costeros (Invemar, 2017a). Por otro lado, brindan una gran variedad de servicios

movement, entrapment, drowning, restricted feeding and damage to the skin and skeletal system of these organisms (Alimba and Faggio, 2019). Furthermore, after being ingested and having started to accumulate inside the organism, MP can move between tissues or also be eliminated through excretion. The accumulation of this material can cause lesions to the inside or outside of the organism, intestinal blockages, changes in feeding, fertility problems and decreased survival of offspring (Guzzetti *et al.*, 2018). MP also play an important role as vectors of biological and chemical contaminants within food webs (Carbery *et al.*, 2019; Caruso, 2019). They have been found in small organisms such as zooplankton (Botterell *et al.*, 2019), mussels (Giacomo *et al.*, 2015), and sea cucumbers (Mohsen *et al.*, 2019) among others; as well as in much larger organisms such as fish (Chan *et al.*, 2019), birds (having fed on contaminated organisms) (Provencher *et al.*, 2018), turtles (Caron *et al.*, 2018), cetaceans (Zhu *et al.*, 2019) and other marine mammals.

Half of the planet's primary production takes place in the marine environment, and provides the energy needed to support important biodiversity (Sarma and Delabehera, 2019). Marine ecosystems also function as important carbon sinks and are the basis of the economic livelihood of many countries through tourism and fisheries production. However, these ecosystems are being deteriorated every day by anthropogenic activities including MP pollution, which prevent natural processes from occurring efficiently and affect wildlife, the ecological system and human health by means of food pathways (Alimba and Faggio, 2019). In light of this constant deterioration, research has been carried out to identify the main sites through which MP enter the marine environment, finding estuaries to be one of the major sources (Zhao *et al.*, 2019). These are important environments as hosts of a diversity of species, their biological production, and their role as sources or sinks of different materials in coastal ecosystems (Invemar, 2017a). On the other hand, they provide a wide variety of ecosystem services, such as recreation, tourism, nutrient recycling, food and raw material production, carbon sequestration, and coastal protection from extreme weather events (García *et al.*, 2018).

Buenaventura Bay is an estuary, through which the Dagua, Caimán, Limones, Anchicayá and Raposo rivers drain into the sea, home to communities of benthos, macroinvertebrates and fish that are vulnerable to diverse types of pollution (Gamboa *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2019; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020), including

ecosistémicos, tales como recreación, turismo, reciclaje de nutrientes, producción de alimento y materia prima, captación de carbono y protección de las costas ante eventos climáticos extremos (García *et al.*, 2018).

La bahía de Buenaventura es un estuario, formado por la desembocadura de los ríos Dagua, Caimán, Limones, Anchicayá y Raposo, que alberga comunidades de bentos, macroinvertebrados y peces vulnerables a diferentes tipos de contaminación (Gamboa *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2019; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020), incluyendo los microplásticos (Tafurt, 2020; Vásquez *et al.*, 2021). En Buenaventura, la calidad de las redes hídricas ha sido deteriorada por el vertimiento de aguas residuales domésticas. Otras fuentes de contaminación son los residuos de minería, las escorrentías agrícolas y ganaderas, así como los residuos de la industria pesquera y del puerto de Buenaventura. Como consecuencia se ha afectado la calidad ambiental de este ecosistema estuarino (Troncoso *et al.*, 2009; Invemar, 2018). Además de la carga contaminante que llega a partir del medio fluvial también muchos sectores del estuario han sido usados como sitios de descarga de sustancias contaminantes tales como sólidos domésticos e industriales, MP y derrames de derivados del petróleo (Invemar, 2005; Invemar, 2018). Los estuarios son un foco de interés para el estudio de MP dado a que funcionan como un medio de ingreso de este material contaminante a los medios marinos desde las aguas continentales (Zhang *et al.*, 2019). Debido a lo anterior, el propósito de este estudio fue realizar una determinación espaciotemporal de la densidad, distribución y tipos de MP en la superficie del agua de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano.

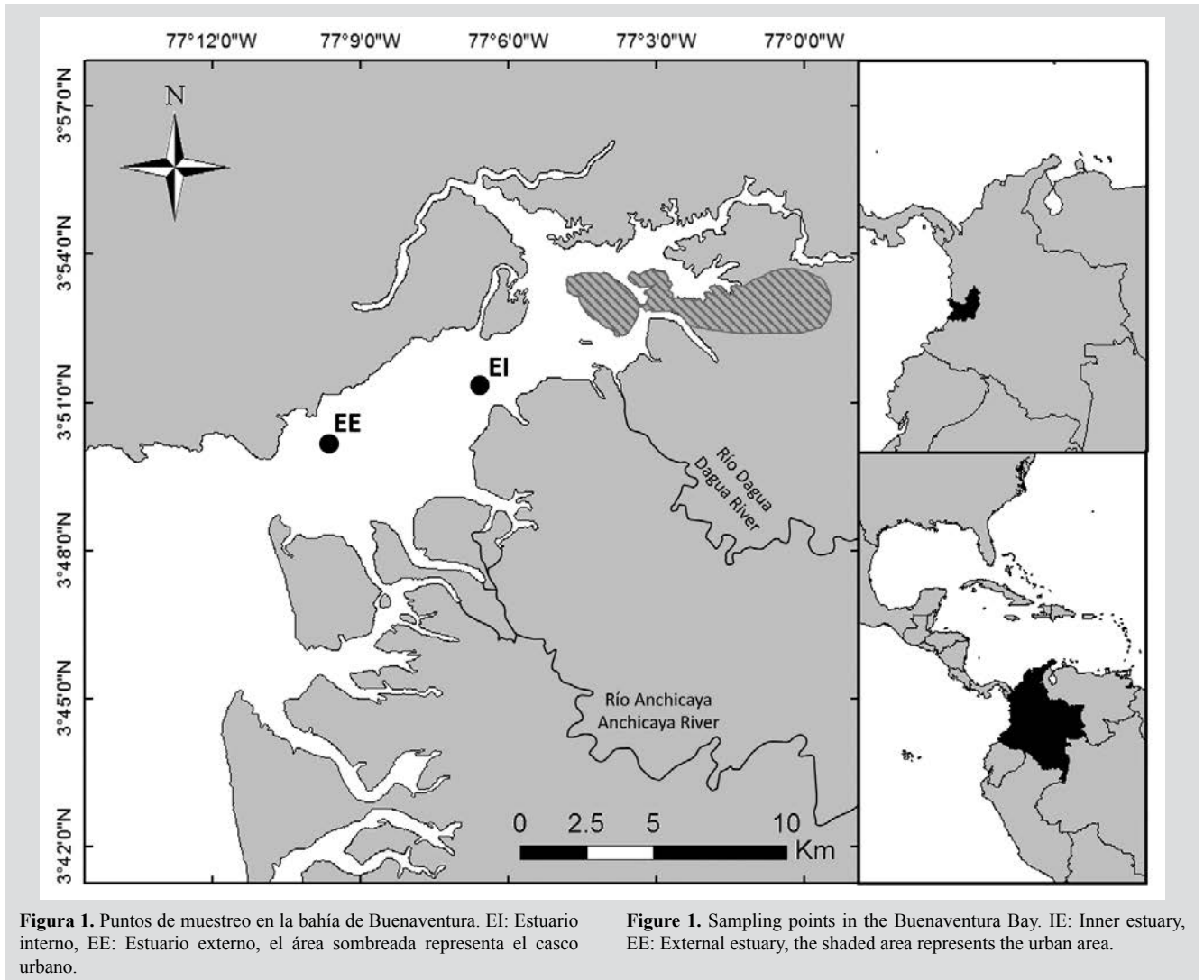
## ÁREA DE ESTUDIO

La presente investigación se realizó en la bahía de Buenaventura, la cual se encuentra ubicada entre las latitudes  $3^{\circ} 44' - 56' N$  y las longitudes  $77^{\circ} 01' - 20'$  (Figura 1). Posee un ancho aproximado de 3,4 km en la entrada del mar y 5,5 km en la parte interna. Su extensión es de 30 km lo que le confiere una forma estrecha y alargada (Otero, 2005) y su profundidad promedio es 5 m. Las épocas hidroclimáticas en la bahía de Buenaventura se pueden clasificar como bimodales, con mayores precipitaciones de septiembre a octubre, y menores entre febrero y marzo (Otero *et al.*, 2007; Guzmán *et al.*, 2014). Adicionalmente, tiene una ubicación próxima a la Cordillera Occidental del territorio colombiano, lo que genera un enfriamiento de las corrientes de aire cálido y húmedo, causando intensas precipitaciones (Cantera y Blanco, 2001).

microplásticos (Tafurt *et al.*, 2021; Vásquez *et al.*, 2021). In Buenaventura, the discharge of domestic wastewater has lowered the water quality of river networks. Other sources of contamination include mining waste, agricultural and livestock runoff, as well as waste from the fishing industry and the port of Buenaventura. This has affected the environmental quality of this estuarine ecosystem (Invemar, 2018; Troncoso *et al.*, 2009). In addition to the pollution brought downriver, many zones of the estuary have also been used to dump pollutants such as domestic and industrial solids, MP, and oil byproducts (Invemar, 2005; Invemar, 2018). Estuaries are of interest for the study of MP since they transport this pollutant into the marine environment from inland waters (Zhang *et al.*, 2019). For all these reasons, this study sought to carry out a spatiotemporal determination of the density, distribution and types of MP in the surface waters of Buenaventura Bay in the Colombian Pacific.

## STUDY AREA

This research was conducted in Buenaventura Bay, situated between latitudes  $3^{\circ} 44' - 56' N$  and longitudes  $77^{\circ} 01' - 20'$  (Figure 1). It is approximately 3.4 km wide at the sea mouth and the inner bay is 5.5 km across. It is 30 km long, which gives it a narrow and elongated shape (Otero, 2005), and its average depth is 5 m. The hydroclimatic seasons in Buenaventura Bay can be classified as bimodal, with higher rainfall from September to October, and lower rainfall between February and March (Otero *et al.*, 2007; Guzmán *et al.*, 2014). It is also positioned close to Colombia's Cordillera Occidental mountain range, which cools the warm and humid air currents, causing intense precipitation (Cantera and Blanco, 2001). The average annual sea surface temperature is  $28.2^{\circ} C$ , with average monthly minimum temperatures of  $27.8^{\circ} C$  in November and maximums of  $28.5^{\circ} C$  in March (Otero, 2005). The bay is made up of two large, well-defined sectors: the external bay and the inner bay (Invemar and CVC, 2015). The external bay has direct communication with the open sea, and is therefore strongly influenced by it. The inner bay is considered a well-mixed estuary and is greatly affected by freshwater from the rivers and estuaries that flow into it (Invemar and CVC, 2015).



La temperatura promedio anual de la superficie del mar es de 28,2 °C, con valores promedios mensuales mínimos de 27,8 °C en noviembre y máximos de 28,5 °C en marzo (Otero, 2005). Esta bahía está conformada por dos grandes sectores bien definidos: la bahía exterior y la bahía interior (Invemar y CVC, 2015). La bahía exterior tiene comunicación directa con el mar abierto, por lo que se ve fuertemente influenciada por el mismo. La bahía interior se considera como un estuario bien mezclado y tiene una fuerte influencia del agua dulce de los ríos y esteros que en ella desembocan (Invemar y CVC, 2015).

## METODOLOGÍA

### Fase de Campo

Para este estudio se colectó agua superficial en seis muestreos realizados en los meses de abril, julio y noviembre de 2015, y marzo, junio y octubre de 2019,

## METHODOLOGY

### Fieldwork phase

For this study, six surface water samples were collected during the months of April, July and November 2015, and March, June and October 2019, corresponding to the region's predominant climatic periods: dry season (March-April), transition season (June-July) and rainy season (October-November). In each season, three replicates were taken in two zones of the estuary, one from the inner estuary (IE) and another from the external estuary (EE). Station IE (77° 6' 33.1" W and 3° 50' 51.5" N) is an area affected by the mouth of the river Dagua and is closer to the urban center and possible sources of contamination. Station EE (77° 9' 35.9" W and 3° 50' 58.7" N) is farther away from the main urban area and is more affected by the sea (Figure 1). The spatial distribution of the sampling points follows



correspondientes a los periodos climáticos predominantes en la región: época seca (marzo-abril), época de transición (junio-julio) y época de lluvia (octubre-noviembre). En cada época, se tomaron tres réplicas en dos zonas del estuario, una estación en el estuario interno (EI) y otra en el estuario externo (EE). La estación EI (77° 6' 33,1" W y 3° 50' 51,5" N) es un área influenciada por la desembocadura del río Dagua y más cercana al casco urbano y a posibles fuentes de contaminación. La estación EE (77° 9' 35,9" W y 3° 50' 58,7" N) se encuentra más alejada de la principal zona urbana y presenta mayor influencia marina (Figura 1). La distribución espacial de los puntos de muestreo representa un posible gradiente de concentración de MP que se encuentra en la bahía. También, los muestreos en las épocas secas, transición y lluvia, permiten evaluar el efecto de los cambios de la precipitación y la escorrentía sobre la concentración de los MP.

En cada punto (EI y EE) y época del año (seca, transición y lluvia) se recolectaron muestras de agua superficial, mediante una red de arrastre horizontal de 250 micras, con un diámetro de abertura de 29,5 cm. Los arrastres se hicieron en una distancia de  $600,4 \pm 50,7$  m (promedio  $\pm$  DE), con una duración de 10 minutos, a una velocidad constante. Cada una de las muestras recolectadas tuvo tres réplicas para un total de 36 muestras. Estas muestras se transfirieron a recipientes limpios y posteriormente se refrigeraron a una temperatura de 4 °C.

#### Fase de laboratorio

Para el tratamiento de las muestras se adaptaron las metodologías para el análisis de MP propuestas por Masura *et al.* (2015) e Invemar (2017a). Inicialmente se hizo un proceso de separación, donde cada muestra recolectada se transfirió con ayuda de agua destilada a una disposición apilada de tamices en acero inoxidable de 5 mm y 0,25 mm de diámetro. Los elementos retenidos en el tamiz de 5 mm y aquellos que pasaron por el tamiz de 0,25 mm fueron desechados, ya que no corresponden al tamaño del material en estudio. Los sólidos tamizados se transfirieron a vasos precipitados y se introdujeron a un horno de secado Merment modelo 30-750 a 90 °C, durante 24 horas o hasta que las muestras estuvieran secas. Posteriormente, se realizaron oxidaciones con el propósito de eliminar el contenido de materia orgánica presente en las muestras y reducir la interferencia en la identificación de los MP; para ello, se adicionaron de 20 a 30 mL de hipoclorito de sodio al 10 % a cada muestra y se dejó reposar durante 24 a 48 h. Después de observar una disminución considerable de la materia orgánica, se procedió a retirar el hipoclorito, lavando los MP

a possible MP concentration gradient across the bay. Also, sampling during the dry, transition and rainy seasons allows the effect that changes in precipitation and runoff have on MP concentrations to be evaluated.

Surface water samples were collected at both points (IE and EE) for each season (dry, transition and rainy), using a 250-micron horizontal trawl with a 29.5 cm mouth diameter. The trawls were towed over a distance of  $600.4 \pm 50.7$  m (mean  $\pm$  SD), for 10 minutes, at a constant speed. Each of the collected samples were replicated three times making a total of 36 samples. These samples were transferred to clean containers and subsequently refrigerated at a temperature of 4 °C.

#### Laboratory phase

Methodologies for PM analysis proposed by Masura *et al.* (2015) and Invemar (2017a) were adapted for the treatment of the samples. First, each sample collected underwent a separation process, in which they were transferred with the help of distilled water to a tower of stacked stainless-steel sieves with apertures of 5 mm and 0.25 mm in diameter. The elements collected on the 5 mm sieve and those that passed through the 0.25 mm sieve were discarded, since they did not fall within the size of material to be studied. The sieved solids were transferred to beakers and placed in a Merment drying oven model 30-750 at 90 °C for 24 hours or until the samples were dry. Subsequently, the material was oxidized in order to eliminate any organic matter present in the samples and reduce any interference they might present in the identification of the MP; for this, 20 to 30 mL of 10 % sodium hypochlorite were added to each sample and they were left to stand for 24 to 48 h. After a significant decrease in organic matter was observed, the hypochlorite was removed by washing the MP with distilled water in a 0.25 mm sieve. The washed solids were then transferred to a density separator, which contained a 5M saline solution, and the mixture was left to stand for one hour. Once the solids were separated by density, those that had settled were drained from the separator and inspected to ensure they contained no MP. Finally, all floating and suspended solids were collected in a Petri dish and subsequently heated in the oven at 80 °C until the samples were dry. Once dry, the samples were first inspected under a stereoscope to eliminate elements identified as not being MP due to their morphology. Finally, all MP were classified according to size and shape using a ZEISS AxioCam microscope.



en un tamiz de 0,25 mm con agua destilada, los sólidos lavados se transfirieron a un separador de densidad, el cual contenía solución salina 5M y se dejó reposar la mezcla durante una hora. Una vez que los sólidos fueron separados por densidades, se drenaron del separador aquellos que sedimentaron y se inspeccionaron con el fin de asegurar la inexistencia de MP. Por último, se recolectaron en una caja Petri todos los sólidos flotantes y suspendidos y posteriormente se secaron en el horno a 80 °C hasta que las muestras estuvieran secas. Una vez que los ejemplares estuvieron secos, se inspeccionaron inicialmente mediante un estereoscopio, para depurar aquellos que no se consideraban como MP según su morfología. Por último, todos los MP se clasificaron según su tamaño y forma mediante un microscopio ZEISS AxioCam.

### Análisis estadístico

Para identificar la dinámica de la densidad de los diferentes tipos MP hallados (fragmentos, fibras y pellets) en los años estudiados (2015-2019), las diferentes épocas del año (seca, lluvia y transición) y las zonas de muestreo (estuario interno y externo), se desarrolló un Escalamiento Multidimensional No Métrico (nMDS), basado en matrices de similitud a partir de distancias euclidianas y datos sin transformar (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014). Así mismo, se evaluaron posibles diferencias en los grupos de datos mediante un Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (Permanova), en donde se calcularon los valores de significación [p(PERM)] a partir de 9999 permutaciones, tomando  $\alpha < 0,05$  como diferencias estadísticamente significativas. Además, se realizaron pruebas *pos hoc*, Permanova pair-wise test, para identificar grupos significativamente diferentes (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014; Anderson, 2017), también basadas en Distancias Euclidianas y datos sin transformar. Por último, se realizó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), con distancia euclidiana a dos vías para identificar los tipos de MP como fuentes de similitud entre las variables estudiadas (años, épocas y ubicación) (Nie *et al.*, 2019; Ribeiro *et al.*, 2019).

## RESULTADOS

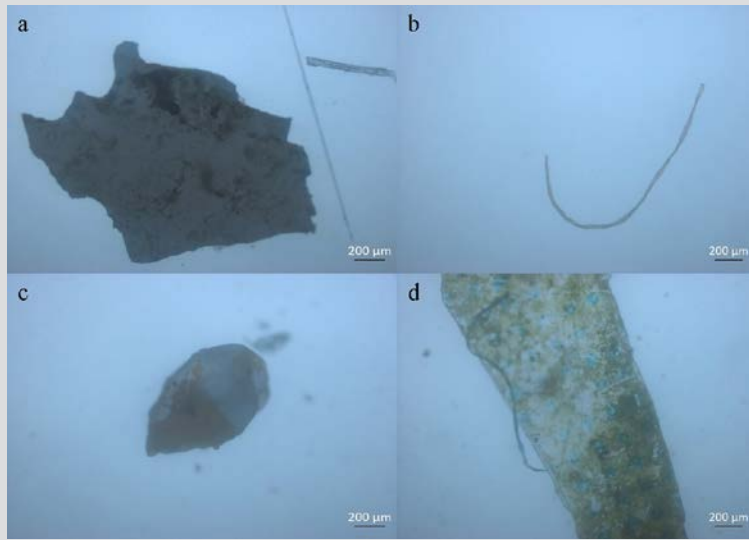
Los MP encontrados en los años analizados (2015-2019), en las diferentes épocas y puntos del estuario, correspondieron a fragmentos, fibras y pellets (Figura 2). El total promedio hallado fue  $382\ 017,4 \pm 59\ 973,3$  partículas/km<sup>2</sup> (promedio  $\pm$  error estándar), en donde la mayor cantidad correspondió a fragmentos con  $237\ 584,7 \pm 49\ 757,5$  partículas/km<sup>2</sup> (62,2 %), seguido de fibras con  $143\ 021,3 \pm 19\ 804,9$  partículas/km<sup>2</sup> (37,4 %) y por último pellets con  $1411,4 \pm 791,2$  partículas/km<sup>2</sup> (0,4 %).

### Statistical analysis

A Nonmetric Multidimensional Scaling (nMDS) method was developed, based on similar matrices constructed from Euclidean distances and untransformed data (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014), to identify the density dynamics of the different MP types found (fragments, fibers and pellets) in the years studied (2015 and 2019), in the different seasons (dry, rainy and transition) and sampling location (inner and external estuary). Possible differences in the data groups were also evaluated using a Permutational Multivariate Analysis of Variance (Permanova), where significance values [p(PERM)] were calculated from 9999 permutations, considering  $\alpha < 0.05$  as statistically significant differences. Additional post hoc tests, the Permanova pair-wise test, were performed to identify significantly different groups (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014; Anderson, 2017), also using Euclidean Distances and untransformed data. Finally, a similarity percentage analysis (SIMPER) was performed using the two-way Euclidean distance formula to identify whether the studied variables (years, seasons and location) have similarities regarding MP type collected (Nie *et al.*, 2019; Ribeiro *et al.*, 2019).

## RESULTS

The shapes of MP found in the different seasons of the years analyzed (2015 and 2019), and at different locations in the estuary, consisted of fragments, fibers, and pellets (Figure 2). The average of total MP found was  $382\ 017.4 \pm 59\ 973.3$  particles/km<sup>2</sup> (average  $\pm$  standard error), with the largest proportion of this being fragments, at  $237\ 584.7 \pm 49\ 757.5$  particles/km<sup>2</sup> (62.2 %), followed by fibers at  $143\ 021.3 \pm 19\ 804.9$  particles/km<sup>2</sup> (37.4 %) and finally pellets at  $1411.4 \pm 791.2$  particles/km<sup>2</sup> (0.4 %). The average sizes of the MP ranged from 88.6  $\mu$ m to 5878.163099  $\mu$ m, specifically,  $1075.6 \pm 116$   $\mu$ m,  $1741.9 \pm 215.2$   $\mu$ m and  $353.6 \pm 115$   $\mu$ m for fragments, fibers and pellets, respectively.



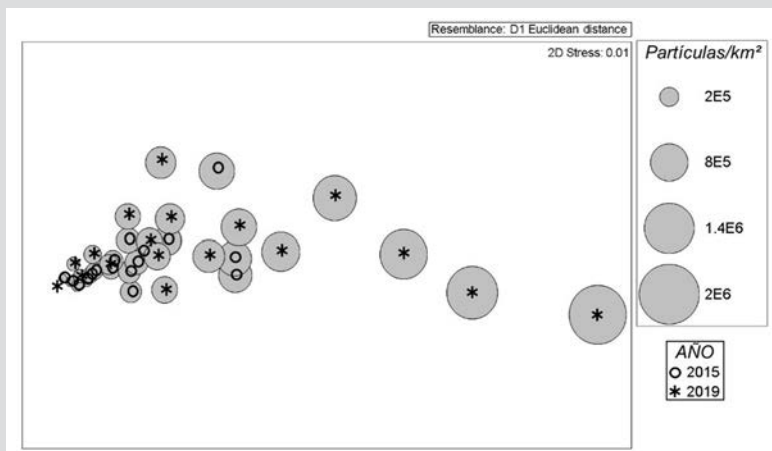
**Figura 2.** Tipos de microplásticos hallados en las muestras de agua superficial. (A) Fragmento, (B) Fibra, (C) Pellets, (D) Unión de fibra y fragmento.

**Figure 2.** Types of microplastics found in surface water samples. (A) Fragment, (B) Fiber, (C) Pellets, (D) Union of fiber and fragment.

Los MP presentaron tamaños promedios que oscilaron entre  $88,6 \mu\text{m}$  y  $5878,163099 \mu\text{m}$ , específicamente,  $1075,6 \pm 116 \mu\text{m}$ ,  $1741,9 \pm 215,2 \mu\text{m}$  y  $353,6 \pm 115 \mu\text{m}$  para fragmentos, fibras y pellets, respectivamente.

La abundancia de los distintos tipos de MP estudiados fue mayor en 2019 ( $521\,275 \pm 103\,671,2$  partículas/ $\text{km}^2$ ) en comparación de 2015 ( $242\,759,8 \pm 42\,203,2$  partículas/ $\text{km}^2$ ), observándose una acumulación progresiva de estos elementos en la superficie del agua (Figura 3). Así mismo, se encontraron diferencias en las densidades y tamaños de los mismos entre las diferentes épocas hidrolimáticas y los sectores estudiados del estuario.

The abundance of the different types of MP studied was higher in 2019 ( $521\,275 \pm 103\,671.2$  particles/ $\text{km}^2$ ) compared to 2015 ( $242\,759.8 \pm 42\,203.2$  particles/ $\text{km}^2$ ), showing a progressive accumulation of these elements on the water's surface (Figure 3). Also, differences in the densities and sizes of these elements were found for the different hydroclimatic seasons and locations of the estuary chosen for the study.



**Figura 3.** Densidad total de los microplásticos en 2015 y 2019.

**Figure 3.** Total density of microplastics in 2015 and 2019.



### Microplásticos en 2015

Para 2015 los MP que estuvieron presentes en mayor cantidad fueron los fragmentos con  $143\,962.2 \pm 27\,935.8$  partículas/km<sup>2</sup> (59,3 %) y las fibras con  $97\,856.7 \pm 23\,057$  partículas/km<sup>2</sup> (40,3 %); las menores cantidades las obtuvieron los pellets con  $940.9 \pm 940.9$  partículas/km<sup>2</sup> (0,4 %) (Tabla 1). Los tamaños de los MP para este año variaron desde 88,6 µm a 5878,2 µm, sus tamaños promedios fueron  $1103.3 \pm 129$  µm para fragmentos,  $1862.6 \pm 230.1$  µm para las fibras y 88,6 µm para pellets (Tabla 2).

**Tabla 1.** Densidad promedio de microplásticos en 2015 y 2019 (partículas/km<sup>2</sup>) (promedio ± error estándar), en función de las épocas y zonas de muestreo. Estuario Interno (EI), Estuario Externo (EE). Los resultados de las pruebas pos hoc, permanova pair-wise test, se representan con letras (p(PERM) < 0,05).

### Microplastics in 2015

In 2015, MP fragments dominated the samples with  $143\,962.2 \pm 27\,935.8$  particles/km<sup>2</sup> (59.3 %), followed by fibers with  $97\,856.7 \pm 23\,057$  particles/km<sup>2</sup> (40.3 %); pellets were the least common MP type with  $940.9 \pm 940.9$  particles/km<sup>2</sup> (0.4 %) (Table 1). MP sizes for this year ranged from 88.6 µm to 5878.2 µm, with an average size of  $1103.3 \pm 129$  µm for fragments,  $1862.6 \pm 230.1$  µm for fibers and 88.6 µm for pellets (Table 2).

**Table 1.** Average density of microplastics in 2015 and 2019 (particles/km<sup>2</sup>) (average ± standard error), depending on the seasons and sampling location. Inner Estuary (IE), External Estuary (EE). The results of the post hoc tests, the Permanova pair-wise test, are represented by letters (p (PERM) < 0.05).

Año / Year			Total	Fragmentos / Fragments	Fibras/ Fibers	Pellets
2015	Época / Season	Seca / Dry	90329.2 ± 27542.1 b	67746.9 ± 28676	22582.3 ± 3570.6 b	0
		Transición / Transition	268164.9 ± 67664.5 a	177835.7 ± 56975.6	90329.2 ± 20355.4 a	0
		Lluvia / Rain	369785.3 ± 69477.3 a	186304.1 ± 46280	180658.5 ± 49796.4 a	2822.8 ± 2822.8
	Zona / Zone	EI / IE	197595.2 ± 57643.0	94093.0 ± 16726.3	101620.4 ± 42247.6	1881.9 ± 1881.9
		EE / EE	287924.4 ± 61131.5	193831.5 ± 49145.0	94093 ± 21702.7	0
	EI / IE	Seca / Dry	73392.5 ± 14936.8	50810.2 ± 9778.4	22582.3 ± 5645.6	0
		Transición / Transition	146785 ± 20355.4	84683.7 ± 16936.7	62101.4 ± 5645.6	0
		Lluvia / Rain	372608.1 ± 122132.5	146785 ± 24608.5	220177.5 ± 102089.8	5645.6 ± 5645.6
	EE / EE	Seca / Dry	107266 ± 57296.4	84683.7 ± 61066.3	22582.3 ± 5645.6	0
		Transición / Transition	389544.8 ± 88005.8	270987.7 ± 85246.3	118557.1 ± 35256.6	0
		Lluvia / Rain	366962.5 ± 95974.8	225823.1 ± 92422.1	141139.4 ± 20355.4	0
	<b>Total</b>	<b>General</b>	<b>242759.8 ± 42203.2</b>	<b>143962.2 ± 27935.8</b>	<b>97856.7 ± 23057</b>	<b>940.9 ± 940.9</b>
2019	Época / Season	Seca / Dry	231468.7 ± 74939.6 b	135493.9 ± 61066.3 b	93152 ± 27222.0 b	2822.8 ± 2822.8
		Transición / Transition	372608.1 ± 99047.3 b	208886.4 ± 77078.2 b	160899 ± 34084.5 b	2822.8 ± 2822.8
		Lluvia / Rain	959748.2 ± 185824.4 a	649241.4 ± 212021.3 a	310506.8 ± 41868.7 a	0
	Zona / Zone	EI / IE	346262.1 ± 104752.1 b	163721.7 ± 80585.5 b	180658.5 ± 46124.7	1881.9 ± 1881.9
		EE / EE	696287.9 ± 164460.9 a	498692.7 ± 148729.4 a	195713.4 ± 37988.4	1881.9 ± 1881.9
	EI / IE	Seca / Dry	186304.1 ± 70513.2	107266 ± 90857	79038.1 ± 24608.5	0
		Transición / Transition	191949.6 ± 63622.4	62101.4 ± 20355.4	124202.7 ± 57296.4	5645.6 ± 5645.6
		Lluvia / Rain	660532.6 ± 220394.6	321797.9 ± 223624.7	338734.6 ± 48892.1	0
	EE / EE	Seca / Dry	276633.3 ± 145147.4	163721.8 ± 97947.1	107266 ± 53855.4	5645.6 ± 5645.6
		Transición / Transition	553266.6 ± 111205	355671.4 ± 88005.8	197595.2 ± 34341.7	0
		Lluvia / Rain	1258963.8 ± 185876	976684.9 ± 259880.5	282278.9 ± 74684	0
	<b>Total</b>	<b>General</b>	<b>521275.0 ± 103671.2</b>	<b>331207.2 ± 521275</b>	<b>188185.9 ± 29042.7</b>	<b>1881.9 ± 1290.9</b>

**Tabla 2.** Tamaños de microplásticos en 2015 y 2019 ( $\mu\text{m}$ ) (promedio  $\pm$  error estándar), para el total de cada año y en función de las zonas de muestreo.

Año / Year	Tamaño / Size ( $\mu\text{m}$ )	Microplásticos totales / Total microplastics	Fragmentos / Fragments	Fibras / Fibers	Pellets	
2015	Promedio / Average	1356.6 $\pm$ 110.4	1103.7 $\pm$ 129	1862.6 $\pm$ 230.1	88.6	
	Total	Máximo / Maximum	5878.2	5607.3	5878.2	-
	Mínimo / Minimum	88.6	232.91	425.3	-	
	Estuario interno / Internal estuary	Promedio / Average	1611.5 $\pm$ 213.4	1406.9 $\pm$ 277	1929.8 $\pm$ 329.8	88.6
	Estuario externo / External estuary	Promedio / Average	1120.8 $\pm$ 122.6	911.7 $\pm$ 107.4	1748.2 $\pm$ 286.4	0
2019	Promedio / Average	1048.8 $\pm$ 258.8	903.5 $\pm$ 222.9	1334.8 $\pm$ 538	486.1 $\pm$ 139.2	
	Total	Máximo / Maximum	4904.7	1898.7	4904.7	625.3
	Mínimo / Minimum	88.6	88.6	197.5	346.8	
	Estuario interno / Internal estuary	Promedio / Average	978.4 $\pm$ 397.1	685.6 $\pm$ 56.4	1341.9 $\pm$ 896.2	625.3
	Estuario externo / External estuary	Promedio / Average	1898.4 $\pm$ 267.5	1266.7 $\pm$ 589.5	1323.1 $\pm$ 156	346.8

**Table 2.** Sizes of microplastics in 2015 and 2019 ( $\mu\text{m}$ ) (average  $\pm$  standard error), for each year's total and for each sampling location.

La densidad de los MP tuvo diferencias significativas solo entre las épocas analizadas ( $p$  (PERM) = 0,012), en donde se presentó una mayor acumulación total en la época de lluvia (369 785,3  $\pm$  69 477,3 partículas/km<sup>2</sup>) y en la época de transición (268 164,9  $\pm$  67 664,5 partículas/km<sup>2</sup>), y menor en la época seca (90 329,2  $\pm$  27 542,1 partículas/km<sup>2</sup>) (Tabla 1). Es importante destacar que, en todas las épocas muestreadas para 2015 los fragmentos fueron el tipo de MP que predominó, respecto a los demás (Tabla 1). Por medio del Análisis Simper, se evidenció que el tipo de MP que mayor contribución tuvo para que se presentaran diferencias en la distribución fueron los fragmentos en época seca (98,5 %).

Los MP aumentaron del estuario interno hacia el estuario externo, presentándose menor cantidad estimada en el EI (197 595,2  $\pm$  57 643 partículas/km<sup>2</sup>) y mayor en el EE (287 924,4  $\pm$  61 131,5 partículas/km<sup>2</sup>) (Tabla 1). A pesar de que los fragmentos predominaron en 2015, su presencia varió en las zonas del estuario, en EI predominaron las fibras con 101 620,4  $\pm$  42 247,6 partículas/km<sup>2</sup> (51,4 %), mientras que en EE los fragmentos con 193 831,5  $\pm$  49 145 partículas/km<sup>2</sup> (67,3 %) (Tabla 1). Por otro lado, los mayores tamaños de los MP se obtuvieron para fibras 1929,8  $\pm$  329,8  $\mu\text{m}$  en EI y 1748,2  $\pm$  286,4  $\mu\text{m}$  en EE (Tabla 2). El análisis Simper sugiere que la mayor contribución para las diferencias de la distribución de los MP fue en el EE para los fragmentos (92,04 %).

Para el EI, las mayores concentraciones de los MP totales se presentaron en la época lluvia, seguida por la de transición y finalmente la época seca, con

MP density only showed significant differences depending on the season analyzed ( $p$ (PERM) = 0.012), with a higher total accumulation in the rainy season (369 785.3  $\pm$  69 477.3 particles/km<sup>2</sup>) and the transition season (268 164.9  $\pm$  67 664.5 particles/km<sup>2</sup>), and a lower accumulation in the dry season (90 329.2  $\pm$  27 542.1 particles/km<sup>2</sup>) (Table 1). It is important to highlight that, in all the seasons studied for 2015, fragments were the predominant type of MP compared to the others (Table 1). The Simper analysis showed that the type of MP that contributed the most to the differences between variables were fragments collected in the dry season (98.5 %).

The amount of MP increased the further from the inner estuary and closer to the external estuary the samples were taken, with the lowest estimated amount in the IE (197 595.2  $\pm$  57 643 particles/km<sup>2</sup>) and the highest in the EE (287 924.4  $\pm$  61 131.5 particles/km<sup>2</sup>) (Table 1). Although fragments predominated overall in 2015, their presence varied depending on the area of the estuary, in the IE fibers predominated with 101 620.4  $\pm$  42 247.6 particles/km<sup>2</sup> (51.4 %), while in the EE fragments were the most common MP type with 193 831.5  $\pm$  49 145 particles/km<sup>2</sup> (67.3 %) (Table 1). Meanwhile, fibers had the largest MP sizes at 1929.8  $\pm$  329.8  $\mu\text{m}$  in the IE and 1748.2  $\pm$  286.4  $\mu\text{m}$  in the EE (Table 2). Simper analysis suggests that the MP type that made the greatest contribution to the differences in MP distribution was fragments found in the EE (92.04 %).

promedios de  $372608,1 \pm 122132,5$  partículas/km<sup>2</sup>, seguido  $146785,0 \pm 20355,4$  partículas/km<sup>2</sup> y  $73392,5 \pm 14936,8$  partículas/km<sup>2</sup>, respectivamente (Tabla 1). En esta localización todos los tipos de MP se presentaron en mayor medida durante la época de lluvia. Los MP que estuvieron en mayor concentración fueron las fibras ( $220177,5 \pm 102089,8$  partículas/km<sup>2</sup>) y los fragmentos ( $146785,0 \pm 24608,5$  partículas/km<sup>2</sup>), por el contrario, los pellets se hallaron en menor cantidad respecto a los demás y sólo se encontraron en la época de lluvia (Tabla 1). En cuanto al EE, la mayor cantidad de MP se presentaron durante la época de transición ( $389544,8 \pm 88005,8$  partículas/km<sup>2</sup>), seguido por época de lluvia ( $366962,5 \pm 95974,8$  partículas/km<sup>2</sup>) y por último época seca ( $107266 \pm 57296,4$  partículas/km<sup>2</sup>) (Tabla 1). Los tipos de MP que predominaron fueron los fragmentos, durante la época de transición ( $270987,7 \pm 85246,3$  partículas/km<sup>2</sup>) y las fibras durante la época de lluvia ( $141139,4 \pm 20355,4$  partículas/km<sup>2</sup>). No se encontraron pellets en ninguna época del año (Tabla 1).

#### Microplásticos en 2019

En cuanto a 2019 los MP que se presentaron en mayor cantidad fueron los fragmentos, con una densidad promedio de  $331207,2 \pm 91558,2$  partículas/km<sup>2</sup> (63,5 %), posteriormente, las fibras con  $188185,9 \pm 29042,7$  partículas/km<sup>2</sup> (36,1 %), y finalmente los pellets con  $1881,9 \pm 1290,9$  partículas/km<sup>2</sup> (0,4 %) (Tabla 1). Los tamaños de los MP presentes oscilaron entre  $88,6 \mu\text{m}$  y  $4904,7 \mu\text{m}$ . (Tabla 2).

Por otro lado, se encontraron diferencias significativas en la cantidad de MP encontrada entre las diferentes épocas estudiadas (lluvia, transición y seca) ( $p(\text{PERM}) = 0,0011$ ) y entre las zonas muestreadas ( $p(\text{PERM}) = 0,0133$ ). Para las épocas, las mayores cantidades de MP totales se registraron en el periodo de lluvia ( $959748,2 \pm 185824,4$  partículas/km<sup>2</sup>) y las menores en transición y el periodo seco, con densidades promedio de  $372608,1 \pm 99047,3$  partículas/km<sup>2</sup> y  $231468,7 \pm 74939,6$  partículas/km<sup>2</sup>, respectivamente (Tabla 1). Las mayores cantidades según el tipo de MP correspondieron a los fragmentos ( $649241,4 \pm 212021,3$  partículas/km<sup>2</sup>) y las fibras ( $310506,8 \pm 41868,7$  partículas/km<sup>2</sup>), en época de lluvia (Tabla 1). Por medio del análisis Simper, se evidenció que el tipo de MP que mayor contribución tuvo para que se presentaran diferencias en la distribución fueron los fragmentos en época lluvia (93,6 %).

Para 2019, al igual que para 2015, se encontró que las concentraciones de MP aumentaron a medida que la distancia a la zona urbana y de desembocadura de ríos fue mayor, esto se evidenció con las cantidades de MP halladas, en donde fue menor en el EI ( $346262,1 \pm 104752,1$  partículas/km<sup>2</sup>) y mayor en el

The highest concentrations of total MP in the IE occurred during the rainy season, followed by the transition and finally the dry season, with averages of  $372608.1 \pm 122132.5$  particles/km<sup>2</sup>, followed by  $146785.0 \pm 20355.4$  particles/km<sup>2</sup> and  $73392.5 \pm 14936.8$  particles/km<sup>2</sup>, respectively (Table 1). At this location, there were more of all types of MP during the rainy season. The most common type of MP were fibers ( $220177.5 \pm 102089.8$  particles/km<sup>2</sup>) and fragments ( $146785.0 \pm 24608.5$  particles/km<sup>2</sup>), whereas pellets were found in lower quantities compared to the others and were only found in the rainy season (Table 1). In the EE, the largest amount of MP was found during the transition period ( $389544.8 \pm 88005.8$  particles/km<sup>2</sup>), followed by the rainy season ( $366962.5 \pm 95974.8$  particles/km<sup>2</sup>) and the least amount in the dry season ( $107266 \pm 57296.4$  particles/km<sup>2</sup>) (Table 1). The most common MP types during the transition period were fragments ( $270987.7 \pm 85246.3$  particles/km<sup>2</sup>) and during the rainy season more fibers were collected ( $141139.4 \pm 20355.4$  particles/km<sup>2</sup>). No pellets were found at any time of year (Table 1).

#### Microplastics in 2019

In 2019, the most common type of MP were fragments, with an average density of  $331207.2 \pm 91558.2$  particles/km<sup>2</sup> (63.5 %), followed by fibers with  $188185.9 \pm 29042.7$  particles/km<sup>2</sup> (36.1 %), and finally pellets with  $1881.9 \pm 1290.9$  particles/km<sup>2</sup> (0.4 %) (Table 1). The sizes of the MP ranged from  $88.6 \mu\text{m}$  to  $4904.7 \mu\text{m}$ . (Table 2).

There were significant differences in the amount of MP found in each of the different seasons studied (rainy, transition and dry) ( $p(\text{PERM}) = 0.0011$ ) and between the locations sampled ( $p(\text{PERM}) = 0.0133$ ). For the seasons, the highest amounts of total MP were recorded in the rainy season ( $959748.2 \pm 185824.4$  particles/km<sup>2</sup>) and the lowest in the transition and dry seasons, with average densities of  $372608.1 \pm 99047.3$  particles/km<sup>2</sup> and  $231468.7 \pm 74939.6$  particles/km<sup>2</sup>, respectively (Table 1). The most common MP type were fragments ( $649241.4 \pm 212021.3$  particles/km<sup>2</sup>) and fibers ( $310506.8 \pm 41868.7$  particles/km<sup>2</sup>), in the rainy season (Table 1). The Simper analysis showed that the type of MP that contributed the most to the differences in distribution were fragments collected in the rainy season (93.6 %).

In 2019, as in 2015, MP concentrations increased the further the sample was taken from urban areas and river mouths, evidenced by smaller quantities of MP found in the



EE ( $696\,287.9 \pm 164\,460.9$  partículas/km<sup>2</sup>) (Tabla 1). En el EI predominaron las fibras con  $180\,658.5 \pm 46\,124.7$  partículas/km<sup>2</sup> (52,2 %) y en EE los fragmentos con  $498\,692.7 \pm 148\,729.4$  partículas/km<sup>2</sup> (71,6 %) (Tabla 1). Los mayores tamaños de MP encontrados, para ambas zonas, fueron los de las fibras (Tabla 2). El análisis Simper sugiere que la mayor contribución para las diferencias de la distribución de los MP fue en el EI por los fragmentos (90,3 %).

También se observaron diferencias significativas de la concentración de los MP en la interacción de zonas y épocas de muestreo. Se encontró que para el EI las mayores concentraciones totales de MP se presentaron en época de lluvia, seguida por la época de transición ( $660\,532.6 \pm 220\,394.6$  partículas/km<sup>2</sup>,  $191\,949.6 \pm 63\,622.4$  partículas/km<sup>2</sup>, respectivamente) y que en la época seca se presentaron un menor número de partículas ( $186\,304.1 \pm 70\,513.2$  partículas/km<sup>2</sup>) (Tabla 1). Además, se encontró que las fibras se presentaron con mayor concentración respecto a los demás MP ( $338\,734.6 \pm 48\,892.1$  partículas/km<sup>2</sup>) en época de lluvia, seguido por los fragmentos en esta misma época ( $321\,797.9 \pm 223\,624.7$  partículas/km<sup>2</sup>). Los pellets sólo se presentaron en época de transición para el EI ( $5645.6 \pm 5645.6$  partículas/km<sup>2</sup>) (Tabla 1). Para el EE, al igual que el EI; la época de mayor concentración de MP fue la de lluvia  $1\,258\,963.8 \pm 185\,876$  partículas/km<sup>2</sup>, seguida de transición con  $553\,266.6 \pm 111\,205$  partículas/km<sup>2</sup> y la época seca  $276\,633.3 \pm 145\,147.4$  partículas/km<sup>2</sup> (Tabla 1). Los MP que se presentaron en mayores concentraciones fueron los fragmentos y las fibras durante la época de lluvia ( $976\,684.9 \pm 259\,880.5$  partículas/km<sup>2</sup>,  $282\,278.9 \pm 74\,684$  partículas/km<sup>2</sup>, respectivamente) (Tabla 1).

#### **Aumento en la contaminación por microplásticos de 2015 a 2019**

Teniendo en cuenta ambos años, se encontró que para 2019 hubo un aumento 114,7 % de la densidad total de los MP con relación al 2015, pasando de  $242\,759.8 \pm 42\,203.2$  partículas/km<sup>2</sup> en 2015 a  $521\,275 \pm 103\,671.2$  partículas/km<sup>2</sup> en 2019, sugiriendo una tasa de aumento promedio anual del 28,7 %. Así mismo, se observó que para los tres tipos de MP analizados hubo un incremento de sus cantidades de 2015 a 2019 (Figura 4a). Adicionalmente, se encontraron diferencias en las densidades de los MP entre épocas y zonas del estuario. Para los dos años estudiados, las mayores concentraciones de MP se observaron en las épocas de lluvia ( $664\,766.7 \pm 129\,828.1$  partículas/km<sup>2</sup>) y transición ( $320\,386.5 \pm 59\,313.7$  partículas/km<sup>2</sup>), mientras que en la época seca se presentaron en menores cantidades ( $160\,899 \pm 43\,606$  partículas/km<sup>2</sup>) (Figura 4b). La concentración de los MP aumentó en ambos años al

IE ( $346\,262.1 \pm 104\,752.1$  partículas/km<sup>2</sup>) and larger quantities in the EE ( $696\,287.9 \pm 164\,460.9$  partículas/km<sup>2</sup>) (Table 1). In the IE, fibers were the most common type of MP with  $180\,658.5 \pm 46\,124.7$  partículas/km<sup>2</sup> (52.2 %) and in the EE, fragments were most common with  $498\,692.7 \pm 148\,729.4$  partículas/km<sup>2</sup> (71.6 %) (Table 1). In both zones, fibers were found to have the largest MP sizes (Table 2). The Simper analysis suggests that the MP type with the greatest contribution to the differences in the distribution of MPs was fragments collected in the IE (90.3 %).

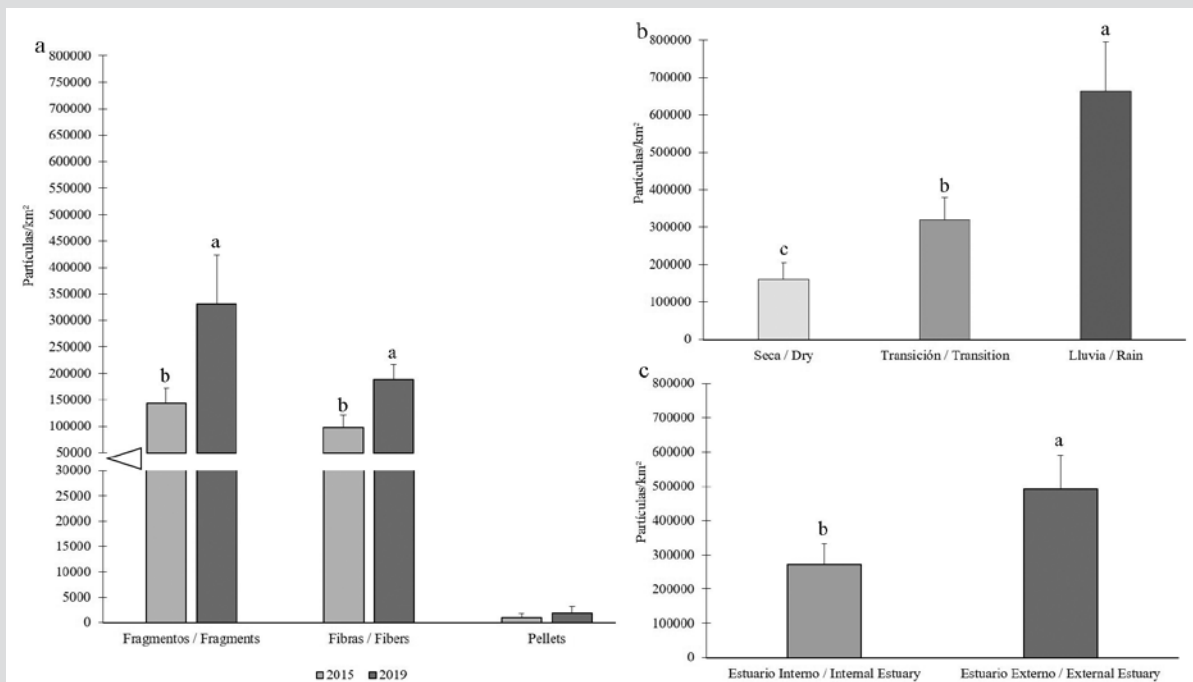
There were also significant differences in the concentration of MP between the zones and seasons sampled. The highest total concentrations of MP were found in the rainy season, followed by the transition season ( $660\,532.6 \pm 220\,394.6$  partículas/km<sup>2</sup>,  $191\,949.6 \pm 63\,622.4$  partículas/km<sup>2</sup>, respectively) and the lowest number of particles in the dry season ( $186\,304.1 \pm 70\,513.2$  partículas/km<sup>2</sup>) (Table 1). Also, there was a higher concentration of fibers than other MP ( $338\,734.6 \pm 48\,892.1$  partículas/km<sup>2</sup>) in the rainy season, followed by fragments in this same season ( $321\,797.9 \pm 223\,624.7$  partículas/km<sup>2</sup>). In the IE, pellets were only found during the transition season ( $5645.6 \pm 5645.6$  partículas/km<sup>2</sup>) (Table 1). For the EE, similar to the IE, the season with the highest concentration of MP was the rainy season with  $1\,258\,963.8 \pm 185\,876$  partículas/km<sup>2</sup>, followed by the transition with  $553\,266.6 \pm 111\,205$  partículas/km<sup>2</sup> and the dry season with  $276\,633.3 \pm 145\,147.4$  partículas/km<sup>2</sup> (Table 1). The highest concentrations of MPs were found to be fragments and fibers during the rainy season ( $976\,684.9 \pm 259\,880.5$  partículas/km<sup>2</sup>,  $282\,278.9 \pm 74\,684$  partículas/km<sup>2</sup>, respectively) (Table 1).

#### **Increase in microplastic pollution from 2015 to 2019**

The results for both years show an increase of 114.7 % in total MP density in 2019 compared to 2015, from  $242\,759.8 \pm 42\,203.2$  partículas/km<sup>2</sup> in 2015 to  $521\,275 \pm 103\,671.2$  partículas/km<sup>2</sup> in 2019, indicating an average annual rate of increase of 28.7 %. Similarly, it was observed that for the three types of MP analyzed there was an increase in each from 2015 to 2019 (Figure 4a). Additionally, differences in MP densities were found depending on the season and estuary zone. For both years studied, the highest MP concentrations were observed in the rainy ( $664\,766.7 \pm 129\,828.1$  partículas/km<sup>2</sup>) and transition seasons ( $320\,386.5 \pm 59\,313.7$  partículas/km<sup>2</sup>), while in the dry season they occurred in lower amounts ( $160\,899 \pm 43\,606$  partículas/km<sup>2</sup>) (Figure 4b). In both years, concentrations of MP increased the further away from the

incrementarse la distancia desde la zona urbana y de la zona de ingreso de los ríos hacia al mar, observándose una menor densidad de MP en el EI ( $271\,928,7 \pm 60\,734,9$  partículas/km<sup>2</sup>) y una mayor densidad de MP en el EE ( $492\,106,2 \pm 98\,467,1$  partículas/km<sup>2</sup>) (Figura 4c). En el EI, las fibras predominaron durante la época de lluvia ( $279\,456,1 \pm 57\,143,2$  partículas/km<sup>2</sup>) y transición ( $93\,152 \pm 29\,253,7$  partículas/km<sup>2</sup>), respecto a los demás MP, mientras en el EE los fragmentos predominaron durante las épocas lluvia, transición y seca ( $211\,709,2 \pm 208\,340,2$  partículas/km<sup>2</sup>,  $158\,076,2 \pm 57\,973,8$  partículas/km<sup>2</sup> y  $64\,924,1 \pm 54\,560,9$  partículas/km<sup>2</sup>, respectivamente). En el EI se presentó una mayor cantidad de MP totales durante la época de lluvia ( $516\,570,3 \pm 129\,780,8$  partículas/km<sup>2</sup>), seguido por la época de transición ( $169\,367,3 \pm 31\,534,5$  partículas/km<sup>2</sup>) y seca ( $129\,848,3 \pm 40\,945$  partículas/km<sup>2</sup>), del mismo modo ocurrió en el EE con promedios de  $812\,963,1 \pm 220\,307,8$  partículas/km<sup>2</sup>,  $471\,405,7 \pm 73\,229,5$  partículas/km<sup>2</sup>,  $191\,949,6 \pm 79\,400,2$  partículas/km<sup>2</sup> para las épocas lluvia, transición y seca, respectivamente. De manera general, los MP que predominaron en el estudio fueron los fragmentos (62,2%), seguido de las fibras (37,4%). Cabe destacar que se presentó un aumento significativo de los fragmentos hallados en el estuario desde 2015 a 2019 (130,1%) (Figura 4a).

urban area and the river inlets and the closer to the sea the samples were taken, with a lower density of MP in the IE ( $271\,928.7 \pm 60\,734.9$  particles/km<sup>2</sup>) and a higher density of MP in the EE ( $492\,106.2 \pm 98\,467.1$  particles/km<sup>2</sup>) (Figure 4c). In the IE, the most common type of MP were fibers during the rainy season ( $279\,456.1 \pm 57\,143.2$  particles/km<sup>2</sup>) and the transition ( $93\,152 \pm 29\,253.7$  particles/km<sup>2</sup>), while in the EE, fragments were most common during the rainy, transition and dry seasons ( $211\,709.2 \pm 208\,340.2$  particles/km<sup>2</sup>,  $158\,076.2 \pm 57\,973.8$  particles/km<sup>2</sup> and  $64\,924.1 \pm 54\,560.9$  particles/km<sup>2</sup>, respectively). In the IE, the highest amount of total MP was recorded during the rainy season ( $516\,570.3 \pm 129\,780.8$  particles/km<sup>2</sup>), followed by the transition ( $169\,367.3 \pm 31\,534.5$  particles/km<sup>2</sup>) and dry seasons ( $129\,848.3 \pm 40\,945$  particles/km<sup>2</sup>). The same occurred in the EE with averages of  $812\,963.1 \pm 220\,307.8$  particles/km<sup>2</sup>,  $471\,405.7 \pm 73\,229.5$  particles/km<sup>2</sup>,  $191\,949.6 \pm 79\,400.2$  particles/km<sup>2</sup> for the rainy, transition and dry seasons, respectively. Overall, MP fragments dominated the study (62.2%), followed by fibers (37.4%). It should be noted that there was a significant increase in fragments found in the estuary from 2015 to 2019 (130.1%) (Figure 4a).



**Figura 4.** a) Densidad promedio de los tipos de microplásticos para 2015 (gris claro) y 2019 (gris oscuro). b) Densidad promedio del total de los microplásticos para las épocas analizadas. c) Densidad promedio del total de los microplásticos para los sectores analizados. Los resultados de las pruebas *post hoc*, permanova pair-wise test, se representan con letras (p(PERM) < 0,05).

**Figure 4.** a) Average density of the types of microplastics for 2015 (light gray) and 2019 (dark gray). b) Average density of the total microplastics for the seasons analyzed. c) Average density of all microplastics for the locations analyzed. The results of the *post hoc* tests, the Permanova pair-wise test, are represented by letters (p (PERM) < 0.05).

**Tabla 3.** Densidad de microplásticos presentes en cuerpos de aguas naturales superficiales de diferentes partes del mundo (promedios  $\pm$  desviación estándar). Los valores mencionados en el apartado a, fueron convertidos en potencias de 10 a la 6 para fines comparativos.

**Table 3.** Density of microplastics in natural bodies of surface water in different parts of the world (average  $\pm$  standard deviation). The values included in section a, were converted into powers of 10 to 6 for comparative purposes.

	Localización del estudio/ Study location	Año / Year	Densidad (Partículas/km <sup>2</sup> ) / Density (Particles/km <sup>2</sup> )	Referencia/ Reference
Internacional/ International	Sistemas de estuarios de Solent, Reino Unido / Solent estuarine system, UK	2018	5.00 x10 <sup>6</sup>	Anderson <i>et al.</i> (2018)
	Bahía de Tokio, Japón / Tokyo Bay, Japan	2017	3.20x10 <sup>6</sup>	Matsuguma <i>et al.</i> (2017)
	Bahía Skenderun, Turquía / Skenderun Bay, Turkey	2017	1.10x10 <sup>6</sup>	Gündoğdu (2017)
	<b>Bahía de Buenaventura, Colombia / Buenaventura Bay, Colombia</b>	<b>2019</b>	<b>0.50x10<sup>6</sup></b>	<b>Este estudio</b>
	Bahía de Hiroshima, Japón / Hiroshima Bay, Japan	2018	0.20x10 <sup>6</sup>	Sagawa <i>et al.</i> (2018)
	Océano Atlántico / Atlantic Ocean	2014	0.10x10 <sup>6</sup>	Eriksen <i>et al.</i> (2014)
	Océano Pacífico noroccidental / Northwest Pacific Ocean	2014	0.10x10 <sup>6</sup>	Eriksen <i>et al.</i> (2014)
	Mar Mediterráneo noroccidental / Northwest Mediterranean Sea	2018	0.10x10 <sup>6</sup>	Schmidt <i>et al.</i> (2018)
	Isla de Pascua, Pacífico sur / Easter Island, South Pacific	2017	0.06x10 <sup>6</sup>	Eriksen <i>et al.</i> (2014)
	Bahía de Bengala, India / Bay of Bengal, India	2014	0.02x10 <sup>6</sup>	Ory <i>et al.</i> (2017)
Colombia	<b>Bahía de Buenaventura, Valle del Cauca / Buenaventura Bay, Valle del Cauca</b>	<b>2019</b>	<b>2.80 <math>\pm</math> 1.90</b>	<b>Este estudio</b>
	Bahía de Cartagena y Barú, Bolívar / Cartagena Bay and Barú, Bolívar	2017	2.46 $\pm$ 3.87	Invemar y MADS (2017)
	Bahía de Buenaventura y bahía Málaga, Valle del Cauca / Buenaventura and Málaga Bays, Valle del Cauca		0.73 $\pm$ 0.93	
	Capurganá y Sapzurro, Chocó / Capurganá and Sapzurro, Chocó		0.49 $\pm$ 0.58	
	Bahía de Tumaco, Nariño / Tumaco Bay, Nariño		0.47 $\pm$ 0.58	
	Golfo de Urabá, Antioquia / Gulf of Urabá, Antioquia		0.37 $\pm$ 0.30	
	Bahía de Santa Marta, El Rodadero y Taganga, Magdalena / Bay of Santa Marta, El Rodadero and Taganga, Magdalena		0.29 $\pm$ 0.27	
	Spratt Bight y Jhonny Cay, San Andrés Isla / Spratt Bight and Jhonny Cay, San Andrés Island		0.15 $\pm$ 0.23	
Bahía Solano y Golfo de Tribugá, Chocó / Bahía Solano and Gulf of Tribugá, Chocó		0.11 $\pm$ 0.09		

Al comparar las concentraciones de los MP en aguas superficiales del estuario de la bahía de Buenaventura ( $0,5 \times 10^6$  partículas/km<sup>2</sup>), con las concentraciones registradas en aguas superficiales de otras regiones costeras, se podría sugerir que Buenaventura tiene un nivel de contaminación intermedio, con tendencia a alto (Tabla 3), especialmente si se tiene en cuenta la tasa de aumento en la concentración de microplásticos promedio anual fue de 28,7 %. Por otra parte, a nivel local, al comparar las concentraciones de los MP en aguas superficiales del estuario de la bahía de Buenaventura (2,8 partículas/m<sup>3</sup>) con las concentraciones encontradas en diferentes ambientes marino-costeros de Colombia, se encontró que la bahía de Buenaventura presenta una mayor cantidad de microplásticos en el agua, que los registrados para otras áreas costeras de Colombia.

Comparing the concentrations of MP in surface waters of the Buenaventura Bay estuary ( $0.5 \times 10^6$  particles/km<sup>2</sup>) with the concentrations recorded in surface waters of other coastal regions suggests that Buenaventura has an intermediate level of contamination, with a tendency to high (Table 3), especially if the rate of increase of the average annual concentration of microplastics is considered, which is 28.7 %. On the other hand, at the local level, when comparing the concentrations of MP in surface waters of the Buenaventura Bay estuary (2.8 particles/m<sup>3</sup>) with the concentrations found in different marine-coastal environments in Colombia, it was found that Buenaventura Bay has a higher amount of microplastics in the water than those recorded for other coastal areas of Colombia.

## DISCUSIÓN

La cantidad de MP presentes en agua superficial de la bahía de Buenaventura se incrementó un 114,7 % desde 2015 a 2019; este incremento es un posible resultado de distintas características que posee el lugar de estudio y sus alrededores. Buenaventura es una de las ciudades portuarias más reconocidas de Sudamérica, la cual duplicó la población en los últimos 30 años, alcanzando a albergar 423,927 personas (Ávila Arias y Toro Cárdenas, 2003). Sólo estas características, sumando al ineficiente manejo de residuos sólidos y a la poca o ausente cultura de cuidado ambiental que poseen sus habitantes (Suárez Manzano y Suárez Montaña, 2015), hacen que las cantidades de residuos depositadas a los cuerpos de agua que confluyen en los estuarios, sean cada vez mayores, explicando el gran aumento de los MP encontrados en la bahía.

También es importante considerar que el puerto de Buenaventura, por su cercanía a la línea del ecuador, es cercano a las principales rutas marítimas que atraviesan el planeta, lo cual le permite ser un puerto concentrador y de transbordo (Sociedad Portuaria Regional de Buenaventura S.A, 2017). Debido a esto, sus aguas, y por ende las de la bahía, podrían estar expuestas a la contaminación por MP, generada por los buques de tránsito internacional, a través de las aguas de lastre. A pesar de que el agua de lastre optimiza la seguridad y estabilidad de las embarcaciones, es una importante fuente de contaminación. Cuando se aprovecha el agua del medio marino del puerto en que se encuentre la embarcación y luego se descargan en el puerto de destino, se liberan en éste de forma involuntaria diferentes elementos y organismos que no son propios del ecosistema (García-Mendoza, 2015).

Los fragmentos fueron el tipo de MP que se presentó con mayor concentración durante 2015 y 2019 (59,3 % y 63,5 % del total de los MP, respectivamente). Esta dinámica coincide con un estudio realizado en el golfo Pérsico (Kor y Mehdinia, 2020), en donde se encontró que los fragmentos predominaron en dicha investigación con 41 % del total de MP. Por otro lado, en el océano Pacífico noroccidental, los fragmentos representaron 80 % de los MP totales analizados (Pan *et al.*, 2019). Así mismo, en Colombia, en un estudio realizado en el manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta los fragmentos fueron uno de los MP que predominaron (Invemar y MinAmbiente, 2018), del mismo modo, los fragmentos predominaron en investigaciones realizados en los departamentos de Nariño,

## DISCUSSION

The amount of MP in the surface waters of Buenaventura Bay increased by 114.7 % from 2015 to 2019; this increase possibly results from the characteristics of the study site and its surroundings. Buenaventura is one of the most well-known port cities in South America, and its population has doubled in the last 30 years, and is now home to 423,927 people (Ávila Arias and Toro Cárdenas, 2003). These factors alone, together with the inefficient management of solid waste and its inhabitants' limited or lack of culture of environmental protection (Suárez Manzano and Suárez Montaña, 2015), mean that the amount of waste deposited in the bodies of water that flow into the estuaries is increasing, explaining the large increase in the amount of MP found in the bay.

It is also important to consider that the port of Buenaventura's proximity to the equator means that the world's principal shipping routes run close by, and it is therefore a hub and transshipment port (Sociedad Portuaria Regional de Buenaventura S.A., 2017). Owing to this, its waters, and those of the bay, could be exposed to MP pollution generated by the ballast water of international transit vessels. Ballast water is used to improve the safety and stability of ships, but it is also a major source of pollution. Vessels take on sea water from their port of origin and then discharge it at the destination port, unintentionally releasing different substances and organisms that do not belong to that ecosystem (García-Mendoza, 2015).

Fragments were the type of MP that occurred with the highest concentration during 2015 and 2019 (59.3 % and 63.5 % of total MP, respectively). This is in line with a study carried out in the Persian Gulf (Kor and Mehdinia, 2020), where fragments were found to predominate, representing 41 % of total MP. In the northwestern Pacific Ocean, too, fragments accounted for 80 % of the total MP analyzed (Pan *et al.*, 2019). Likewise, in Colombia, in a study conducted in the mangrove swamp of the Ciénaga Grande de Santa Marta, fragments were one of the most common MP recovered (Invemar and MinAmbiente, 2018), and similarly, fragments predominated in research conducted in the departments of Nariño, Valle del Cauca, Bolívar and Chocó (Caribbean) (42 %, 69 %, 83 % and 58 %, respectively) (Invemar and MADS, 2017).

Due to the irregular shape of these MP, it can be inferred that they are secondary MP, i.e., they are derived from the fragmentation of larger pieces. A possible reason

Valle del Cauca, Bolívar y Chocó (Caribe) (42 %, 69 %, 83 % y 58 %, respectivamente) (Invemar y MADS, 2017).

Debido a la forma irregular que presentaron estos MP se puede inferir que son secundarios, es decir, que provienen de la fragmentación de elementos de mayor tamaño. Una posible razón de la gran presencia de estos MP en la superficie es su menor densidad en comparación a la del agua estuarina, por lo cual no sólo los fragmentos, sino también las fibras (tipo de MP que también presentan altas concentraciones en este estudio), por su amplia superficie y su pequeña masa, flotan y se acumulan rápidamente en la superficie (Pan *et al.*, 2019). Esto también puede explicar la abundancia de los MP en EE en los dos años estudiados; zona del estuario que tiene una mayor densidad al presentar una fuerte influencia marina, lo cual favorece que los MP se presenten en mayor medida sobre la superficie del agua y no en el fondo.

La precipitación tuvo una clara influencia en la cantidad de MP. En la época de lluvia, la escorrentía y el caudal de los ríos aumenta (Támalo *et al.*, 2016), finalizando su recorrido en el océano Pacífico. En el municipio de Buenaventura se evidencian prácticas en donde el manejo de los residuos sólidos es inadecuado, no solo por la ausencia de educación ambiental, sino también porque carecen de sistemas de correcta disposición de residuos (Suárez Manzano y Suárez Montaña, 2015), presentándose un aporte directo y mezcla continua de los cuerpos de agua dulce que transportan materiales contaminantes y llegan a los estuarios. Adicionalmente, la región no cuenta con un sistema adecuado de tratamiento de aguas residuales, lo cual aumenta el riesgo de contaminación. Debido a esto, por la acción de la escorrentía los MP son transportados hasta el océano, proceso que se ve intensificado con un incremento de las lluvias en la zona del estuario y en la cuenca de los ríos afluentes.

Por último, el considerable aumento de los MP en el estuario de la bahía de Buenaventura sugiere que se tomen medidas pertinentes para que se evite un continuo incremento de las concentraciones a través de tiempo y se contrarresten los posibles efectos nocivos sobre la vida marina y en la salud humana. Los MP, específicamente los fragmentos, representan una grave amenaza a nivel ecológico. En primer lugar, por su pequeño tamaño, lo cual hace que muchos organismos los ingieran de forma más fácil, aumentando su biodisponibilidad a través de las redes tróficas y, en segundo lugar, porque los fragmentos concentran y magnifican los contaminantes orgánicos

for the large amount of these MP on the surface is that they have a lower density than the estuary water. Fragments, as well as fibers (a MP type that this study found in high concentrations), have large surface areas and small mass, and so float and accumulate quickly on the surface (Pan *et al.*, 2019). This may also explain the abundance of MP in the EE in the two years studied; this part of the estuary has a higher density due to its proximity to the open sea, resulting in a greater presence of MP on the surface of the water rather than on the bottom.

Precipitation had a clear influence on the amount of MP collected. During the rainy season, runoff and river flows increase (Támalo *et al.*, 2016), ending their journey in the Pacific Ocean. In the municipality of Buenaventura, it has been shown that much of the solid waste management is inadequate, not only due to the absence of environmental education, but also because of the lack of proper waste disposal systems (Suárez Manzano and Suárez Montaña, 2015), resulting in a direct contribution to and continuous mixing of freshwater bodies that carry polluting materials to the estuaries. Furthermore, the region does not have an adequate wastewater treatment system, which increases the risk of contamination. As a result, MP are washed into the ocean by runoff, a process that is intensified by increased rainfall in the estuary zone and in the tributary river basins.

Finally, the considerable increase of MP in the Buenaventura Bay estuary prompts the adoption of corresponding measures to avoid a continuous increase in levels of MP over time and to counteract the possible harmful effects on marine life and human health. MP, specifically MP fragments, represent a serious ecological threat. First, this is due to their small size, which makes them more easily ingested by many organisms, meaning their bioavailability through the food webs increases, and second, because fragments concentrate and magnify persistent organic pollutants in water (Saeed *et al.*, 2020), affecting various organisms. A greater effort to study and protect estuarine ecosystems is needed not only in Buenaventura Bay, but also around the world, since it is through these ecosystems that most MP enter the marine environment (Zhang *et al.*, 2019). Furthermore, estuaries provide environmental services such as the regulation of imbalances and disturbances, nutrient recycling, habitats, and shelter for various organisms (many of commercial interest), not to mention the recreational, aesthetic and educational services they offer to human populations.





persistentes en el agua (Saeed *et al.*, 2020), afectando a diversos organismos. Estos ecosistemas necesitan ser estudiados y preservados con mayor detalle no sólo en la bahía de Buenaventura, sino también alrededor de todo el mundo, ya que a través de éstos ingresan la mayoría de MP al medio marino (Zhang *et al.*, 2019); además, los estuarios brindan servicios ambientales como regulación de desequilibrios y perturbaciones, reciclaje de nutrientes, es hábitat y refugio de diversos organismos (muchos son de interés comercial), sin mencionar los servicios de recreación, estéticos y de educación que ofrecen a las poblaciones humanas.

## CONCLUSIONES

En el periodo de estudio, la concentración de MP creció 114,7 % de 2015 a 2019, que representa en promedio un aumento de 28,7 % anual en la densidad de MP en las aguas superficiales de la bahía de Buenaventura. Así mismo, se evidenció un aumento en la densidad de MP hacia la zona externa de la bahía, debido probablemente al gradiente de densidad (debido a la salinidad), que permite que las partículas, en especial los fragmentos, floten por más tiempo y se puedan desplazar mayores distancias en el estuario externo. El incremento de la escorrentía, debido al aumento de las precipitaciones, contribuyó al aumento de la concentración de MP en la época de lluvia. El incremento de los microplásticos confirma la necesidad de profundizar en el estudio de la problemática de contaminación por plásticos en la bahía de Buenaventura. La presencia de los microplásticos en los ecosistemas estuarinos representa un riesgo para el ecosistema y los servicios ecosistémicos derivados.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia por el apoyo institucional y económico mediante el proyecto “Efectos de operaciones de dragado en la comunidad de organismos estuarinos de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano” (código 34779) y el proyecto “Efectos de los cambios en la calidad del agua en las comunidades de macroinvertebrados y peces del estuario bahía de Buenaventura” (código 42118). Así mismo, se agradece al grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática por el apoyo en el campo y laboratorio.

## CONCLUSIONS

In the timeframe of the study, from 2015 to 2019, the concentration of MP grew 114.7 %, which represents a 28.7 % annual increase on average in the density of MP on the surface waters of Buenaventura Bay. There was also evidence of an increase in MP density towards the outer zone of the bay, probably due to the density gradient (due to salinity), which allows particles, especially fragments, to float longer and travel greater distances in the external estuary. Increased runoff, due to increased rainfall, contributed to the increase in MP concentration in the rainy season. The increase in microplastics confirms the need to further study the problem of plastic pollution in Buenaventura Bay. The presence of microplastics in estuarine ecosystems represents a risk to the ecosystem itself and to the ecosystem services derived from it.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Universidad Nacional de Colombia for its institutional and financial support through the project “Effects of dredging operations on estuarine organism communities in Buenaventura Bay, Colombian Pacific” (code 34779) and the project “Effects of changes in water quality on macroinvertebrate and fish communities in the Buenaventura Bay estuary” (code 42118). We also wish to thank the Aquatic Ecology and Contamination research group for their support both in the field and in the laboratory.

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alimba, C.G. and C. Faggio. 2019. Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 68: 61–74. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.001>
- Anderson, M.J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA): 1-15. In: Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. Wiley, Chichester, UK. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Anderson, Z.T., A.B. Cundy, I.W. Croudace, P.E. Warwick, O. Celis-Hernández and J.L. Stead. 2018. A rapid method for assessing the accumulation of microplastics in the sea surface microlayer (SML) of estuarine systems. *Sci. Rep.*, 8: 9428. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27612-w>
- Ávila Arias, S.E. y J.C. Toro Cárdenas. 2003. Entre lo vernáculo y lo contemporáneo reinterpretación de la vivienda palafítica en Buenaventura. Degree project, Univ. Nal. Col., Manizales.
- Botterell, Z.L., N. Beaumont, T. Dorrington, M. Steinke, R.C. Thompson and P.K. Lindeque. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environ. Pollut.*, 245: 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Cantera, J.R. and J.F. Blanco. 2001. The estuary ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia: 265-280. In: Seeliger, U. and B. Kjerfve (Eds.) Coastal marine ecosystems of Latin America. Ecosystems of Latin America. Springer, Berlin, Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7\\_19](https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_19)
- Carbery, M., W.O. Connor and P. Thavamani. 2019. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environ. Int.*, 115: 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Caron, A., C. Thomas, K. Berry, C. Motti, E. Ariel and J. Brodie. 2018. Ingestion of microplastic debris by green sea turtles (*Chelonia mydas*) in the Great Barrier Reef: Validation of a sequential extraction protocol. *Mar. Pollut. Bull.*, 127: 734–751. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.062>
- Caruso, G. 2019. Microplastics as vectors of contaminants. *Mar. Pollut. Bull.*, 146: 921–924. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.052>
- Chan H.S.H., C. Dingle and C. Not. 2019. Evidence for non-selective ingestion of microplastic in demersal fish. *Mar. Pollut. Bull.*, 149: 110523. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110523>
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral. Ecol.*, 18: 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K.R., R.N. Gorley, P.J. Somerfield and R.M. Warwick. 2014. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 3rd ed. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK.
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband and T.S. Galloway. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull.*, 62:2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Das, S., S. Lee, P. Kumar and K. Kim. 2019. Solid waste management: Scope and the challenge of sustainability. *J. Clean. Prod.*, 228: 658–678. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.323>
- Devasahayam, S., G.B. Raju and C.M. Hussain. 2019. Utilization and recycling of end of life plastics for sustainable and clean industrial processes including the iron and steel industry. *Mater. Sci. Energy Technol.*, 2: 634–646. <https://doi.org/10.1016/j.mset.2019.08.002>
- Díaz, J.M. 2007. Deltas y estuarios de Colombia. Imprelibro, Cali.
- 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. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 27: 25740-25753. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>
- Eriksen, M., L.C.M. Lebreton, H.S. Carson, M. Thiel, C.J. Moore, J.C. Borerro, F. Galgani, P.G. Ryan and J. Reisser. 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS One.*, 9: 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- García, D.E.G., 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. <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2018.47.1.738>
- García Mendoza, R.E. 2015. Regulación para el control y prevención de la contaminación marina ocasionada por las aguas de lastre en el puerto marítimo del distrito de Cartagena. Degree project, Univ. Cart.
- Giacomo, C., S. Gorbi, M. Milan, M. Benedetti, D. Fattorini, M. Paoletto, L. Bargelloni and F. Regoli. 2015. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ. Pollut.*, 198: 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.021>
- Gündoğdu, S. 2017. High level of micro-plastic pollution in the Iskenderun Bay NE Levantine coast of Turkey. *Aegean J. Fish. Aquat. Sci.*, 34: 401–408. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2017.34.4.06>
- Guzmán, D., J. Ruíz y M. Cadena. 2014. Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través análisis de componentes principales (ACP). IDEAM, 55 p.
- Guzzetti, E., A. Sureda, S. Tejada and C. Faggio. 2018. Microplastic in marine organism: environmental and toxicological effects. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 64: 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.10.009>
- Invenmar. 2005. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2005. Serie Publ. Per. Invenmar, 8, 360 p.
- Invenmar. 2018. Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Bayona-Arenas, M. y O. Garcés-Ordóñez. (Eds.) Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia - Redcam: Invenmar, MinAmbiente, Coralina, Corpogujaira, Corpamag, CRA, Cardique, Carsucre, CVS, Corpourabá, Codechocó, CVC, CRC y Corponariño. Inf. Téc. Serie Publ. Per. Invenmar, 4, 336 p.



- Invemar y MinAmbiente. 2018. Cuarto Informe técnico. Convenio Interadministrativo 659 de 2017. Santa Marta, Colombia. 374 p.
- Invemar y MADS. 2017. Resolución No. 646 de 2017 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. Invemar, Santa Marta. 278 p.
- Invemar. 2017a. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2016. Serie Publ. Per., 3, 200 p.
- Invemar. 2017b. Protocolo de muestreo y análisis de microplásticos en aguas marinas superficiales, sedimentos de playas y tracto digestivo de peces. Componente 5: Diagnóstico de microplásticos en zonas costeras de Colombia, Resolución 646 MinAmbiente. Invemar, Santa Marta. 21 p.
- Invemar y CVC. 2015. Proyecto determinación de objetivos de calidad por usos del recurso hídrico en la bahía de Buenaventura – sector Cascajal, a través de la modelación de coliformes y dbp para definir diferentes escenarios de calidad del agua. Invemar, Santa Marta. 116 p.
- Kor, K. and A. Mehdinia. 2020. Neustonic microplastic pollution in the Persian Gulf. *Mar. Pollut. Bull.*, 150: 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110665>
- Lima, A.R.A., M. Barletta, M.F. Costa, J.A.A. Ramos, D.V. Dantas, P.A.M.C. Melo, A.K.S. Justino and G.V.B. Ferreira. 2016. Changes in the composition of ichthyoplankton assemblage and plastic debris in mangrove creeks relative to moon phases. *J. Fish Biol.*, 89: 619–640. <https://doi.org/10.1111/jfb.12838>
- Ma, B., W. Xue, Y. Ding and C. Hu. 2019. Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *J. Environ. Sci.*, 78: 267–275. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.10.006>
- Martínez, O., 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. In: Campos Campos, N.H. y A. Acero P. (Eds.) *Ciencias del mar - Una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia*. Univ. Nal. Col., Bogotá. 228 p.
- Masura, J., J. Baker, G. Foster, C. Arthur and C. Herring. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. *Natl. Ocean. Atmos. Adm.*, 18 p.
- Matsuguma, Y., H. Takada, H. Kumata, H. Kanke, S. Sakurai, T. Suzuki, M. Itoh, Y. Okazaki, B. Ruchaya, M. Pauzi Zakaria and S. Weerts. 2017. Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 73: 230–239. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0414-9>
- Mohsen, M., Q. Wang, I. Zhang, L. Sun, C. Lin and H. Yang. 2019. Microplastic ingestion by the farmed sea cucumber *Apostichopus japonicus* in China. *Environ. Pollut.*, 245: 1071–1078.
- Molina, A., G. Duque and P. Cogua. 2020. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Mar. Biodivers.*, 50: 5. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>
- Nie, H., J. Wang, X. Kaihang, Y. Huang and M. Yan. 2019. Microplastic pollution in water and fish samples around Nanxun Reef in Nansha. *Sci. Total Environ.*, 696: 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134022>
- Ory, N., P. Sobral, J., Ferreira and M. Thiel. 2017. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Sci. Total Environ.*, 586: 430–437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.175>
- Otero, L.J. 2005. Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. *Bol. Cient. CCCP*, 9-21. <https://doi.org/10.26640/01213423.12.9>
- Pan, Z., Q. Liu, Y. Sun, X. Sun and H. Lin. 2019. Environmental implications of microplastic pollution in the northwestern Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, 146: 215–224. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.031>
- Provencher, J.F., J.C. Vermaire, S. Avery-Gomm, B.M. Braune and M.L. Mallory. 2018. Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics. *Sci. Total Environ.*, 664: 1477–1484. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.101>
- Ribeiro, I.E., L. Neves dos Santos and A. Filippo González. 2019. Effects of temperature and salinity on bilateral symmetry of *Eugerres brasiliensis* (Cuvier, 1830) larvae: Implications for Brazilian mojarra rearing. *Aquaculture.*, 512: 734327. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734327>
- Saeed, T., N. Al-Jandal, A. Al-Mutairi and H. Taqi. 2020. Microplastics in Kuwait marine environment: Results of first survey. *Mar. Pollut. Bull.*, 152: 110880. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110880>
- Sagawa, N., K. Kawaai and H. Hinata. 2018. Abundance and size of microplastics in a coastal sea: Comparison among bottom sediment, beach sediment, and surface water. *Mar. Pollut. Bull.*, 133: 532–542. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.036>
- Sarma, V.V. and H. Delabehera. 2019. New and primary production in the western Indian Ocean during fall monsoon. *Mar. Chem.*, 215: 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2019.103687>
- Schmidt, N., D. Thibault, F., Galgani, A., Paluselli and R. Sempéré. 2018. Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). *Prog. Oceanogr.*, 163: 214–220. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.11.010>
- Singh, B. and N. Sharma . 2008. Mechanistic implications of plastic degradation. *Polym. Degrad. Stab.*, 93: 561–584. <https://doi.org/10.1016/j.polydegradstab.2007.11.008>
- Sociedad Portuaria Regional de Buenaventura S.A. 2017. Ubicación geográfica. URL <http://www.sprbun.com/web/portal/ubicacion-del-puerto>
- Suárez Manzano, H.G. y G. Suárez Montaña, G. 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. Degree project, Univ. Icesi., Cali.

- Tafurt, D., Molina, A., and Duque, G. (2021). Hábitos alimentarios de tres especies de peces lenguados (Pleuronectiformes : Achiridae) en la Bahía de Buenaventura , Pacífico Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 69, 1055-1068. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i3.41922>
- Támalo, A., R. Bermudez, L. Garibaldi y A. Chavez. 2016. Erosión y escorrentía en respuesta a lluvias simuladas e incendios en bosques secos de montaña. *Cienc. Suelo*, 34, 105–111.
- Troncoso, W., L. Vivas, L. Narváez, J. Sánchez, S. Narváez, L. Echeverry y J. Parra. 2009. Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia-REDCAM. Inf. Téc. Invemar, Santa Marta. 185 p.
- Vanapalli, K.R., B.K. Dubey and J. Bhattacharya. 2019. Emissions and environmental burdens associated with plastic solid waste management: 313-342. In: *Plastics to Energy*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813140-4.00012-1>
- Vásquez, D., A. Molina and G. Duque. 2021. Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 50: 27–42. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1>
- Zhang, J., C. Zhang, Y. Deng, R. Wang, J. Wang, J. Bai, J. Wu and Y. Zhou. 2019. Microplastics in the surface water of small-scale estuaries in Shanghai. *Mar. Pollut. Bull.*, 149, 110569. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110569>
- Zhao, S., T. Wang, L. Zhu, P. Xu, X. Wang, L., Gao and D. Li. 2019. Analysis of suspended microplastics in the Changjiang estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean. *Water Res.*, 161: 560–569. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.019>
- Zhu, J., X. Yu, Q. Zhang, Y. Li, S. Tan, D. Li, Z. Yang and J. Wang. 2019. Cetaceans and microplastics: First report of microplastic ingestion by a coastal delphinid, *Sousa chinensis*. *Sci. Total Environ.*, 659: 649–654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.389>

**RECIBIDO/RECEIVED:** 04/12/2020


**ACEPTADO/ACCEPTED:** 05/07/2021



## Hábitos tróficos del lenguado *Citharichthys gilberti* (Paralichthyidae) y su variabilidad espaciotemporal en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano

### Trophic habits of the flounder *Citharichthys gilberti* (Paralichthyidae) and its spatiotemporal variability in Buenaventura Bay, Colombian Pacific

Evelin García-Cardona<sup>1</sup>, Andrés Molina<sup>1</sup> y Guillermo Duque<sup>2\*</sup>

 0000-0003-2118-1982

 0000-0003-1954-4393

 0000-0002-2468-529X

1. Grupo de Investigación Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero, vía Candelaria, Palmira, Colombia. [evgarcia@unal.edu.co](mailto:evgarcia@unal.edu.co), [aemolinas@unal.edu.co](mailto:aemolinas@unal.edu.co)

2. Facultad de Ingeniería y Administración, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero, vía Candelaria, Palmira, Colombia. [gduquen@unal.edu.co](mailto:gduquen@unal.edu.co)\*

\* Autor de correspondencia.

#### RESUMEN

Los lenguados pertenecientes al orden Pleuronectiformes son peces aplanados que habitan fondos estuarinos blandos. Son importantes ya que proporcionan un intercambio energético entre el hábitat demersal y la columna de agua, reflejando los efectos de las variaciones ambientales del ecosistema y la dinámica de especies relacionadas tróficamente. Esta investigación evalúa la influencia que tienen algunas variaciones ambientales (espaciotemporales) en la dieta de *Citharichthys gilberti* en la bahía de Buenaventura. Se examinaron 92 estómagos correspondientes a sitios con diferentes características ambientales dentro de la bahía. Se determinaron índices de alimentación para hacer una caracterización trófica y evaluar las interacciones entre los hábitos tróficos y las variables ambientales. Las presas con mayor importancia relativa en la dieta de *C. gilberti* fueron los crustáceos y los peces. El consumo de crustáceos fue mayor en la época seca y en el sector externo, siendo influenciado significativamente por variaciones de pH y transparencia. Por otra parte, el consumo de peces fue constante todo el año, independientemente de las variaciones ambientales. Se logró determinar que *C. gilberti* es un carnívoro generalista, oportunista según la disponibilidad de alimento, con adaptabilidad al medio y que puede llegar a presentar competencia intraespecífica con otros consumidores de crustáceos.

**PALABRAS CLAVE:** lenguados, estuarios, hábitos alimentarios, factores ambientales

#### ABSTRACT

Fishes belonging to the order Pleuronectiformes, are flattened and inhabit estuarine bottoms. They are important because they provide an energy exchange between the demersal habitat and the water column, reflecting the effects of environmental variations in the ecosystem and the dynamics of trophic relation between species. This research evaluates the influence that some space-time variations have on the diet of *Citharichthys gilberti* in Buenaventura Bay. 92 stomachs corresponding to sites with different environmental characteristics within the Bay were examined. Feeding indices were determined to make a trophic characterization and evaluate the interactions between trophic habits and environmental variables. The prey with the highest relative importance in the diet of *C. gilberti* were crustaceans and fish. The consumption of crustaceans was higher in the dry season and in the external zone, being significantly influenced by variations in pH and transparency. On the other hand, fish consumption was constant throughout the year, regardless of environmental variations. It was possible to determine that *C. gilberti* is a generalist carnivore, opportunistic according to the availability of food, with adaptability to the environment and that it can present intraspecific competition with other consumers of crustaceans.

**KEYWORDS:** flatfishes, estuaries, foodhabits, environmental factors.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1078>

Publicado por INVEMAR

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by INVEMAR

This is an open Access article under the CC BY-NC-SA



## INTRODUCCIÓN

Los peces habitan en un medio con el que tienen interacción de forma permanente, cualquier variación o cambio en dicho medio, tiene influencia en su desarrollo (Romano, 1996; Gamboa *et al.*, 2008). En los peces, los hábitos tróficos son susceptibles de perturbación bajo variaciones en las condiciones ambientales del medio (Ruíz, 2018), lo que ocurre a través de la disponibilidad de alimentos. Por ejemplo: una disminución en la transparencia del agua podría impedir la visualización de algunas presas, reduciendo la capacidad de los peces para alimentarse (Botero, 2004). Además, la forma en que los peces se alimentan genera un intercambio de materia y energía dentro de la red trófica, sosteniendo así un nicho ecológico en el ecosistema (Guevara *et al.*, 2007). Por esta razón, la comprensión de la ecología trófica aporta información relevante sobre la dinámica y la estructura de la comunidad (Cogua *et al.*, 2013), proporcionando información para mitigar y contrarrestar los impactos potenciales a los que una comunidad podría estar expuesta (Amezcuza y Portillo, 2010).

Los peces de la familia Paralichthyidae son lenguados izquierdos que usualmente se encuentran en hábitats costeros (Robertson y Allen, 2015), principalmente sobre los fondos marinos y estuarinos (Lopez *et al.*, 2014), donde tienen condiciones apropiadas para la alimentación y crecimiento de lenguados juveniles (Flores *et al.*, 2013). Los estuarios son el lugar de encuentro de aguas dulces y saladas, con características fisicoquímicas y biológicas diferentes (Acha y Mianzan, 2003). Se caracterizan por ser altamente productivos, generadores de detritus, nutrientes y organismos a ecosistemas vecinos, incluso hacen parte del sustento de ecosistemas de la plataforma continental (Arancibia, 1987). Adicionalmente, los estuarios pueden verse afectados directamente por el desarrollo urbano ya que se localizan en zonas costeras donde actúan estresores múltiples como industrialización y sobrepesca, entre otros (Marcovecchio y Freije, 2013). Estos factores de origen antrópico, junto con otros de origen natural como la dinámica fluvial, pueden condicionar la dinámica ambiental, produciendo variaciones en la salinidad, nutrientes, temperatura y materia orgánica, los cuales influyen en los procesos biológicos de las especies dependiente o relacionadas con estos ecosistemas (Sánchez-Gil *et al.*, 2008).

La ecología trófica de *Citharichthys gilberti* Jenkins y Evermann, 1889 (Robertson y Allen, 2015b) ha sido poco estudiada; sin embargo, son abundantes en los estuarios tropicales (Moraes *et al.*, 2009). En cuanto a sus hábitos alimentarios, se ha determinado que la dieta de la familia

## INTRODUCTION

Fish live in an environment with which they are in permanent interaction and in which any variation or change will affect their development (Romano, 1996; Gamboa *et al.*, 2008). The trophic habits of fish are susceptible to perturbation caused by variations in the environmental conditions of their surroundings (Ruíz, 2018), which are reflected in the availability of food. For example: decreased water transparency might make it harder to see certain prey items, reducing the ability of predators to feed themselves (Botero, 2004). In addition, the way in which fish feed produces an exchange of materials and energy within the trophic web, thereby sustaining an ecological niche in the ecosystem (Guevara *et al.*, 2007). For this reason, an understanding of trophic ecology provides important information on the dynamics and structure of the community (Cogua *et al.*, 2013), making it possible to mitigate and counter the potential impacts to which a community might be susceptible (Amezcuza and Portillo, 2010).

Fish of the Paralichthyidae family are lefteye flounders and generally found in coastal environments (Robertson and Allen, 2015), usually on ocean and estuarine bottoms (Lopez *et al.*, 2014), where juvenile flounders encounter appropriate conditions to feed and grow (Flores *et al.*, 2013). Estuaries are places in which fresh and salt water meet. They have distinct physico-chemical and biological characteristics (Acha and Mianzan, 2003) and are highly productive, generating detritus, nutrients and organisms that are available to neighboring ecosystems, including those of the continental shelf (Arancibia, 1987). In addition, estuaries may be directly affected by urban development, since they are found in coastal zones affected by multiple stress factors, including industrialization and overfishing (Marcovecchio and Freije, 2013). These factors of anthropic origin, along with others that are natural, such as river dynamics, are capable of conditioning the environmental dynamic by producing variations in salinity and nutrient levels, temperature and organic materials, which may in turn influence the biological processes of species that depend on, or that relate to, these ecosystems (Sánchez-Gil *et al.*, 2008).

The trophic ecology of *C. gilberti* Jenkins and Evermann, 1889 (Robertson and Allen, 2015b) has been little studied. However, the species is abundant in tropical estuaries (Moraes *et al.*, 2009). It has been determined

Paralichthyidae se compone principalmente por crustáceos y peces (Guedes *et al.*, 2004; Marques *et al.*, 2009; Santos, 2014). Del mismo modo, se ha evidenciado que las especies del género *Citharichthys* se alimentan principalmente de crustáceos, seguidos de poliquetos y peces como ítems principales de alimento (Guedes *et al.*, 2004). Finalmente, para la especie *C. gilberti* se ha registrado una alimentación compuesta por crustáceos (camarones/cangrejos) y gusanos móviles bentónicos y peces óseos (Robertson y Allen, 2015b). En la bahía de Buenaventura *C. gilberti*, ha sido clasificada como residente permanente del estuario (Molina *et al.*, 2020). Esta especie no es considerada de valor comercial; sin embargo, su captura se presenta con frecuencia de forma incidental en la pesca de arrastre. El presente estudio tuvo como objetivo identificar los hábitos tróficos de *C. gilberti* y la influencia que tienen las variaciones ambientales de la bahía de Buenaventura sobre su dinámica trófica en diferentes épocas del año y en diferentes puntos del estuario.

## ÁREA DE ESTUDIO

La bahía de Buenaventura se encuentra ubicada en la costa Pacífica de Colombia, en el departamento del Valle del Cauca. Se caracteriza por ser uno de los lugares más lluviosos del planeta, con precipitaciones de 6980 mm anuales y altas temperatura (Cantera y Blanco, 2001). En este estuario la precipitación es bimodal, presentando sus mayores valores en septiembre y octubre y los más bajos en febrero y marzo (Otero *et al.*, 2007), pudiéndose identificar dos épocas climáticas principales, una seca que se caracteriza por precipitaciones mensuales < 500 mm de enero a junio, y una época de lluvia con precipitaciones mensuales > 500 mm de julio a diciembre (Molina *et al.*, 2020). A su vez en la bahía desembocan ríos como el Dagua y el Anchicayá, concediendo al lugar la condición de estuario y generando un gradiente de salinidad fuertemente marcado, siendo más dulce sobre la costa y más salado en dirección al mar (Pérez, 2007). En el puerto de Buenaventura, como en la mayoría de zonas costeras del mundo, se ha venido presentando un incremento en la población, demandando necesidades básicas como agua dulce, vivienda y alimentos, lo cual genera un aumento de la presión antrópica (Correa y Zamora, 2017; Martínez *et al.*, 2019; Vásquez *et al.*, 2021).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los especímenes se recolectaron usando pesca de arrastre artesanal en embarcaciones de fibra de vidrio con motor 15 HP, utilizando una red con un ojo de malla

that the diet of the Paralichthyidae consists primarily of crustaceans and fish (Guedes *et al.*, 2004; Marques *et al.*, 2009; Santos, 2014). Similarly, the principal food of the genus *Citharichthys* is crustaceans, followed by polychaetes and fish (Guedes *et al.*, 2004). Finally, the diet of *C. gilberti* in particular has been recorded to consist of crustaceans (shrimp/crabs), mobile benthic worms and bony fish (Robertson and Allen, 2015b). *C. gilberti*, is classified as a permanent resident of the Buenaventura Bay estuary (Molina *et al.*, 2020). It is not considered to have commercial value but is a frequent by-catch of commercial trawling. The objective of the current research was to identify the trophic habits of *C. gilberti* and the influence exerted on its trophic dynamics by seasonal environmental variations in the bay and by different locations within it.

## STUDY AREA

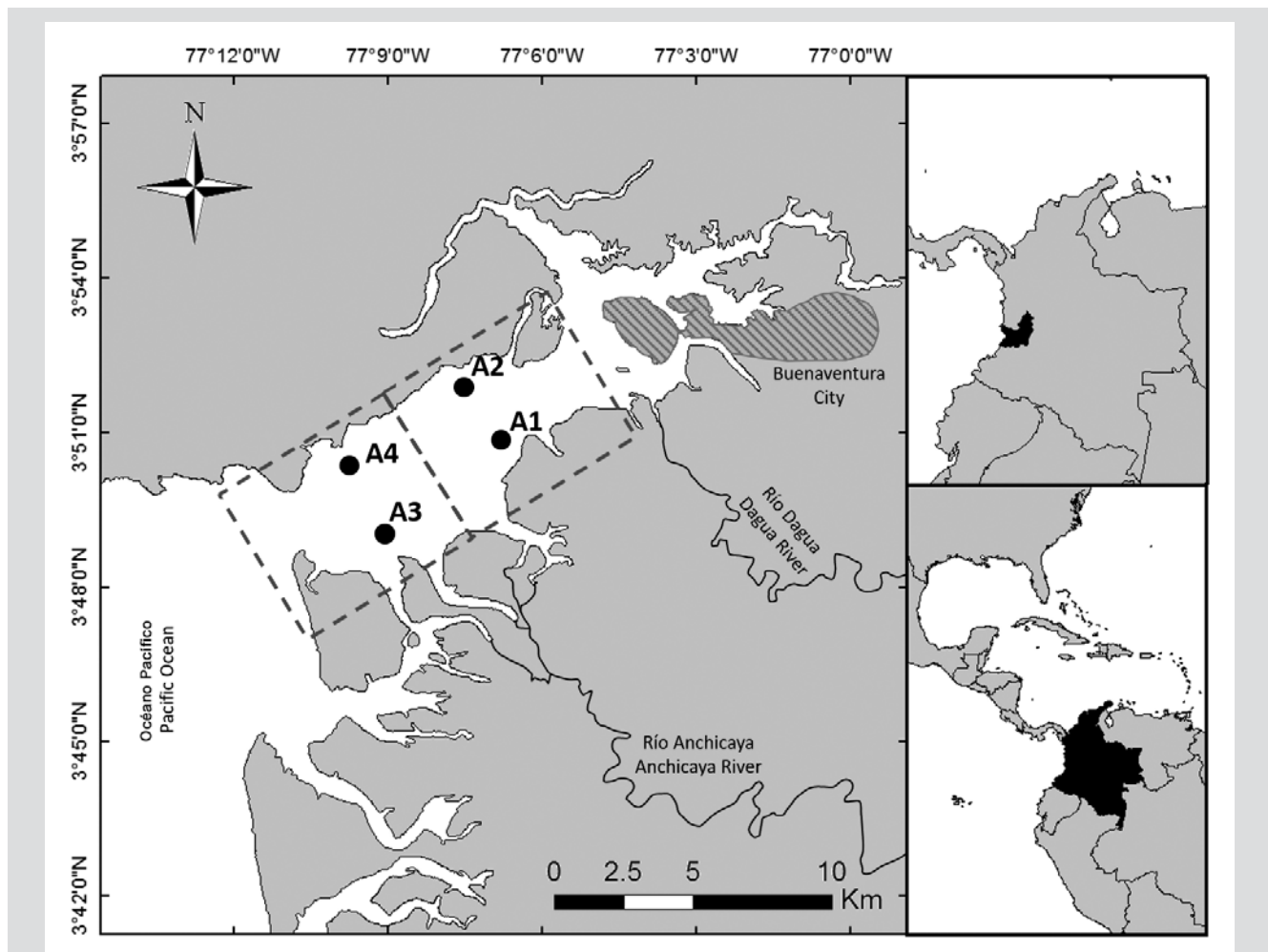
Buenaventura Bay is located on Colombia's Pacific coast in the department of Valle del Cauca. It is one of the wettest places on the planet, with an annual rainfall of 6,980 mm, and high temperatures (Cantera and Blanco, 2001). Precipitation in the estuary is bimodal, with the highest levels recorded in September and October and the lowest in February and March (Otero *et al.*, 2007). Two principal climatic periods have been identified: a dry season between January and June, with monthly rainfall < 500 mm and a rainy season between July and December, with average rainfall > 500 mm (Molina *et al.*, 2020). Two rivers, the Dagua and the Anchicayá, drain into the bay conferring on it the status of estuary and resulting in distinct levels of salinity, fresher in the coastal areas and saltier further out to sea (Pérez, 2007). In common with other coastal areas of the world, the port of Buenaventura has experienced population growth, with increased demand for basic needs such as fresh water, housing and food increasing the levels of anthropic pressure (Correa and Zamora, 2017; Martínez *et al.*, 2019; Vásquez *et al.*, 2021).

## MATERIALS AND METHODS

The species samples were collected using artisanal trawl methods using glass fiber boats with 15 HP motors, with a net gauge of 25.4 mm. Trawl speed was between 3.1 and 4.0 km/h. This type of fishing is not selective and is used traditionally to capture shrimp (Salazar, 2014). Sampling was carried out in two distinct areas of the bay.

de 25,4 mm. La velocidad de arrastre estuvo entre 3,1 y 4,0 km/h. Este tipo de pesca tiene baja selectividad y es utilizada tradicionalmente para la captura de camarones (Salazar, 2014). Los muestreos se realizaron en dos sectores definidos dentro de la bahía: el Estuario Interno. con los puntos de muestreo A1 ( $3^{\circ} 50' 32,36'' - 3^{\circ} 50' 56,29''$  N;  $77^{\circ} 06' 33,29'' - 77^{\circ} 07' 09,50''$  W) y A2 ( $3^{\circ} 50' 22,15'' - 3^{\circ} 52' 00,51''$  N;  $77^{\circ} 07' 08,82'' - 77^{\circ} 09' 14,00''$  W), se encuentra al interior de la bahía, presenta influencia del río Dagua y tiene la mayor presión antrópica por su cercanía al centro urbano. Por su parte, Estuario Externo. con los puntos de muestreo A3 ( $3^{\circ} 48' 50,69'' - 3^{\circ} 49' 14,51''$  N;  $77^{\circ} 08' 46,41'' - 77^{\circ} 09' 24,74''$  W) y A4 ( $3^{\circ} 50' 21,99'' - 3^{\circ} 50' 46,35''$  N;  $77^{\circ} 09' 03,18'' - 77^{\circ} 09' 35,92''$  W), presenta una mayor influencia marina (Figura 1). Cabe resaltar que en toda la bahía ocurre un tráfico constante de embarcaciones y eventuales operaciones de dragado.

The Inner Estuary, with sample points A1 ( $3^{\circ} 50' 32,36'' - 3^{\circ} 50' 56,29''$  N;  $77^{\circ} 06' 33,29'' - 77^{\circ} 07' 09,50''$  W) and A2 ( $3^{\circ} 50' 22,15'' - 3^{\circ} 52' 00,51''$  N;  $77^{\circ} 07' 08,82'' - 77^{\circ} 09' 14,00''$  W) comprises the inner part of the estuary and is influenced by the waters of the River Dagua; it experiences the highest levels of anthropic pressure, due to its proximity to the urban center. For its part, the External Estuary, with sample points A3 ( $3^{\circ} 48' 50,69'' - 3^{\circ} 49' 14,51''$  N;  $77^{\circ} 08' 46,41'' - 77^{\circ} 09' 24,74''$  W) and A4 ( $3^{\circ} 50' 21,99'' - 3^{\circ} 50' 46,35''$  N;  $77^{\circ} 09' 03,18'' - 77^{\circ} 09' 35,92''$  W), is more influenced by the sea (Figure 1). It is important to bear in mind that the entire area experiences the constant passage of ships and periodic dredging activities.



**Figura 1.** Áreas de estudio dentro de la bahía de Buenaventura. Las líneas punteadas representan las dos zonas de muestreo, Estuario Interno (EI) y Estuario Externo (EE). Los puntos representan los sitios de muestreo.

**Figure 1.** Research areas within Buenaventura Bay. The dotted lines represent the two sampling zones, the Internal Estuary (IE) and the External Estuary (EE). The points represent the sampling sites.

En cada punto de muestreo se realizaron tres arrastres, cada uno con una duración de 10 min, almacenando los individuos en una nevera con hielo. En cada estación se realizaron muestreos de variables ambientales del agua (salinidad, oxígeno disuelto, transparencia, pH y temperatura) con ayuda de una sonda multiparamétrica (Thermo Scientific Orion Five Stars Probe) a una profundidad de 50 cm, Lo anterior, excepto para la prueba de transparencia la cual se hizo con disco Secchi. Este estuario puede considerarse un sistema bien mezclado, debido a que presenta diferencias entre la salinidad del fondo y la superficie menor a 2 (Otero, 2005).

Los muestreos se llevaron a cabo en la época seca (primer semestre) en marzo y junio y en época de lluvia (segundo semestre) en septiembre y noviembre de 2015 y 2016. En el laboratorio, los lenguados fueron separados del resto de la captura y se procedió a identificarlos taxonómicamente siguiendo a Fischer *et al.* (1995), Nelson (2006), Robertson y Allen (2015), y Froese y Pauly (2017). Se les extrajeron los estómagos conservándolos en formol al 4 %, determinando luego el contenido estomacal por medio de un estereoscopio, separándolo en grandes grupos (Flores *et al.*, 2013; Robertson y Allen, 2015). Las presas fueron clasificadas y contadas y se determinó el peso seco de los ítems alimentarios secándolos en un horno a 70 °C. Se construyeron pruebas Permanova con base en matrices de similaridad a partir de distancias euclidianas y datos sin transformar de cada uno de los parámetros ambientales (oxígeno disuelto (mg/l), temperatura (°C), pH, transparencia (cm) y salinidad) con el fin de evaluar diferencias significativas entre las épocas (lluvia-seca) y los sectores de muestreo (interno: A1-A2 y externo: A3-A4) (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014).

En los estudios de alimentación se observa una gran variedad de aspectos tenidos en cuenta en las evaluaciones del número mínimo de muestras para poder describir satisfactoriamente la dieta de una especie. Sin embargo, debido a la dificultad de identificar cada ítem del contenido estomacal, en muchos estudios se ha determinado que analizar de forma agrupada las presas permite alcanzar una buena representatividad (Shark y Lucia, 2008; Belleggia, 2009; Garay *et al.*, 2018;). En este estudio, todos los análisis a continuación descritos se hicieron con la agrupación de presas en seis grupos tróficos compuestos así: nematodos, moluscos (bivalvos y calamares), crustáceos (larvas de camarón, camarón Squillidae, camarón Penaeidae, cangrejos e isópodos), huevos, peces y poliquetos.

Para analizar la dinámica trófica se utilizaron la Frecuencia de Ocurrencia (% F), el porcentaje en peso de cada

Three trawls were carried out at each sampling point, each of which lasted 10 min: the individuals collected were stored in cold boxes, on ice. Samples of environmental water variables (salinity, dissolved oxygen, transparency, pH and temperature) were taken at each station using a multiparametric meter (Thermo Scientific Orion Five Stars Probe) at a depth of 50 cm, with the exception of water transparency, which was measured using a Secchi disk. The estuary may be considered a well-mixed system, because the difference between salinity at the bottom and the surface is less than two (Otero, 2005).

The samples were taken in 2015 and 2016 during the dry season (first semester, March and June) and the rainy season (second semester, September and November). The flounders were separated from the rest of the catch in the laboratory before being identified taxonomically using the method described by Fischer *et al.* (1995), Nelson (2006), Robertson and Allen (2015), and Froese and Pauly (2017). The stomachs were extracted and preserved in formaldehyde at 4 % and the stomach contents were then ascertained and separated into broad groups using a stereoscope (Flores *et al.*, 2013; Robertson and Allen, 2015). The prey items were classified and counted, and their dry weights determined by drying in an oven at 70 °C. Permanova samples were established using similarity matrices, constructed on the basis of Euclidian distances of untransformed data for each of the environmental parameters - dissolved oxygen (mg/l), temperature (°C), pH, transparency (cm) and salinity - in order to evaluate significant differences between the seasons (rainy/dry) and the different sampling sectors (internal: A1-A2 and external: A3-A4) (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014).

Existing research on feeding habits differs markedly in the aspects taken into account when considering the minimum number of samples required to describe the diet of a species satisfactorily. However, given the difficulty of identifying each item found in the stomach contents, there is a degree of consensus in the literature that analyzing prey items by group produces representative results (Shark and Lucia, 2008; Belleggia, 2009; Garay *et al.*, 2018;). All the analyses described below were conducted by grouping prey items in six trophic groups, as follows: nematodes, mollusks (bivalves and squid), crustaceans (shrimp larvae, Squillidae and Penaeidae shrimps, crabs and isopods), eggs, fish and polychaetes.

Trophic dynamics were analyzed using frequency of occurrence (% F), percentage weight of each prey item (% W) and percent number (% N) for the total number of

ítem de presa (% P) y la frecuencia porcentual numérica (% N), correspondiente al número total de individuos de cada ítem de presa sobre el número total que suman los individuos de todos los ítems. Estos tres porcentajes son comúnmente usados en estudios tróficos de peces (Sá *et al.*, 2006; Navia *et al.*, 2014; Garay *et al.*, 2018 ). Sin embargo, cada uno de los porcentajes mencionados no representa un análisis completo, debido a que ítems muy numerosos y pequeños podrían influir en la importancia de ítems grandes y poco abundantes; así mismo, en el análisis gravimétrico se le podría dar mayor relevancia a un organismo pesado, por esa razón, es necesario el análisis conjunto de varios indicadores, para representar de forma más completa los procesos tróficos (Duque *et al.*, 1996; Labbé y Arana, 2001; Ortaz *et al.*, 2006 ). Para ello, se utilizaron los siguientes índices:

**1) Coeficiente de alimentación (Q):** Permite evaluar las relaciones otorgando la misma importancia relativa al número y al peso de presas. Siendo presas preferenciales ( $Q > 200$ ), presas secundarias ( $20 < Q < 200$ ) y presas accidentales ( $Q < 20$ ) (Hureau, 1970).

$$Q = \% N \times \% P$$

**2) Índice de Importancia Relativa (IRI):** Permite evaluar las relaciones entre los diferentes ítems de presa. Siendo presas principales ( $20000 > IRI > 200$ ), presas secundarias ( $200 > IRI > 20$ ) y presas accidentales ( $20 > IRI > 0$ ) (Pinkas *et al.*, 1971).

$$IRI = (\% N + \% PESO) \times \% FO$$

También se tuvo en cuenta el índice de vacuidad, correspondiente a la proporción de estómagos vacíos de la muestra evaluada. (Molinero y Flos, 1992)

$$\text{Índice de vacuidad} = (\text{número de estómagos vacíos} / \text{total del número de estómagos}) \times 100$$

El análisis de la estrategia alimentaria se realizó basado en el método gráfico planteado por (Amundsen *et al.*, 1996) que consiste en representar en un plano cartesiano la abundancia específica % Pi (y) que corresponde a:

$$\% Pi = (\sum Si / \sum STi) \times 100$$

donde, Si = número de estómagos que contienen la presa i como alimento único, STi = total de estómagos donde la presa i se encuentra presente.

Adicionalmente, se determinó la frecuencia de ocurrencia % F (x) de la presa. Lo anterior permitió interpretar la importancia de cada presa, la estrategia alimentaria (generalista o especialista) y la contribución intra e inter

individuos de cada prey item divided by the total number of individuals. These three percentages are commonly used in trophic studies of fish (Sá *et al.*, 2006; Navia *et al.*, 2014; Garay *et al.*, 2018 ). However, taken alone, none provides a complete analysis because very numerous, small, items might obscure the significance of large, scarce, items. In addition, a gravimetric analysis might exaggerate the importance of a heavy organism. For this reason, several indicators should be analyzed together in order to represent the trophic processes in the most complete way possible (Duque *et al.*, 1996; Labbé and Arana, 2001; Ortaz *et al.*, 2006 ). The following indicators were used for the purpose:

**1) Feed coefficient (Q),** which makes it possible to evaluate relations, granting the same relative importance to the number and weight of prey items. The categories used are preferential prey items ( $Q > 200$ ), secondary prey items ( $20 < Q < 200$ ) and accidental prey items ( $Q < 20$ ) (Hureau, 1970).

$$Q = \% N \times \% P$$

**2) Index of relative importance (IRI),** used to evaluate relations between different prey items. The categories used are preferential prey items ( $20000 > IRI > 200$ ), secondary prey items ( $200 > IRI > 20$ ) and accidental prey items ( $20 > IRI > 0$ ) (Pinkas *et al.*, 1971).

$$IRI = (\% N + \% WEIGHT) \times \% FO$$

An emptiness index was also used, corresponding to the proportion of empty stomachs found in the sample examined (Molinero and Flos, 1992).

$$\text{Emptiness index} = (\text{Number of empty stomachs} / \text{empty stomachs total}) \times 100$$

The analysis of feeding strategy was carried out using the graphic method proposed by Amundsen *et al.*, (1996), a process consisting in representing specific abundance % Pi (y) using a Cartesian plane, as follows:

$$\% Pi = (\sum Si / \sum STi) \times 100$$

where, Si = number of stomachs that contain prey item i as sole food source, STi = total of stomachs in which prey item i is present

Additionally, the frequency of the occurrence % F (x) of the prey item was determined. Using this approach it was possible to interpret the importance of each prey item, feeding strategy (generalist or specialist) and the intra- and inter-specific contribution to the size of the amplitude of



específica a la amplitud del nicho trófico (Ferriz y Iwaszkiw, 2014). Para lo anterior, se utilizó la interpretación gráfica propuesta por Sánchez *et al.* (2013).

Para el análisis de la influencia de variables espaciotemporales en los hábitos tróficos se llevó a cabo una comparación por época y sector de muestreo de la composición de la dieta de *C. gilberti*, basada en las bases de datos de pesos y de números de ítems, así como en los descriptores % P, % N, y Q para identificar diferencias significativas, usando un análisis Permanova ( $p$  (PERM) = 0,05). Las bases de datos de % F e IRI se utilizaron para complementar dicha comparación. Finalmente, con el fin de determinar la influencia de las variables fisicoquímicas sobre los hábitos tróficos de la especie, se usaron correlaciones por rangos de Spearman (Ortega *et al.*, 2009; Martínez *et al.*, 2019).

## RESULTADOS

### Dinámica ambiental

La salinidad presenta diferencias significativas ( $p$  (PERM) = 0,0003) entre la época seca y de lluvia (Tabla 1). En ambas épocas los valores de salinidad en el sector interno fueron menores con respecto al externo. En la época de lluvia se presentan valores más bajos de salinidad con respecto a la época seca. Para la época de lluvia en el sector externo la salinidad fue mayor ( $19,42 \pm 1,19$ ), mientras que para el interno fue menor ( $15,87 \pm 0,81$ ). Se presentó la misma tendencia con respecto a la época seca, ya que la salinidad fue menor en el sector interno ( $23,47 \pm 0,78$ ) que en el externo ( $25,92 \pm 0,47$ ). Por otra parte, la variable pH presentó diferencia significativa ( $p$  (PERM) = 0,0332) en la interacción época/sector (Tabla 1). Para la época de lluvia en el sector externo el promedio de pH fue de  $7,72 \pm 0,07$ , mientras que para el sector interno fue de  $7,77 \pm 0,02$ . Sin embargo, ocurrió lo contrario en la época seca, en la cual el promedio de pH en el sector interno fue de  $7,62 \pm 0,05$ , menor que en el externo, donde fue de  $7,98 \pm 0,03$ .

Respecto a la temperatura, no se presentaron diferencias significativas espacial ni temporalmente ( $p$  (PERM) > 0,05). Se observó una tendencia de menores temperaturas en época de lluvia y mayores temperaturas en época seca. Para la época de lluvia en el sector externo el promedio fue de  $28,36 \pm 0,33$  °C, mientras que para el interno fue de  $28,47 \pm 0,37$  °C. En época seca en el sector interno la temperatura promedio fue de  $28,69 \pm 0,78$  °C y en el externo fue de  $28,87 \pm 0,08$  °C (Tabla 1). Por otro lado, hubo una tendencia de aguas más transparentes en época seca que en época de lluvia, sin encontrarse diferencias significativas

the trophic niche (Ferriz and Iwaszkiw, 2014). The graphic interpretation method proposed by Sánchez *et al.* (2013) was used for this purpose.

To analyze of the influence of spatio-temporal variables in trophic habits, a comparison by season and sampling sector was carried out of the dietary composition of *C. gilberti*, based on the databases of prey weights and number of prey items and of the descriptors % W, % N, and Q in order to identify significant differences, using Permanova ( $p$  (PERM) = 0.05) analysis. The % F and IRI databases were used to complement this comparison. Finally, Spearman rank correlations (Ortega *et al.*, 2009; Martínez *et al.*, 2019) were used to determine the influence of physico-chemical variables on the trophic habits of the species.

## RESULTS

### Environmental dynamics

Salinity varied significantly ( $p$  (PERM) = 0.0003) between the dry and rainy seasons (Table 1). In both periods, the values for salinity were lower in the inner sector than the external. In the rainy season, salinity values were lower than in the dry season. Salinity values were higher during the rainy season in the external sector ( $19.42 \pm 1.19$ ) and lower in the internal sector ( $15.87 \pm 0.81$ ). The same tendency occurred in the dry season, when salinity was lower in the internal sector ( $23.47 \pm 0.78$ ) than the external ( $25.92 \pm 0.47$ ). In addition, the variable pH showed significant differences ( $p$  (PERM) = 0.0332) in the interaction period/sector (Table 1). Average pH in the external sector during the rainy season was  $7.72 \pm 0.07$  and for the internal sector  $7.77 \pm 0.02$ . However, the opposite was the case during the dry season, during which average pH in the internal sector was  $7.62 \pm 0.05$ , lower than in the external sector, where it was measured as  $7.98 \pm 0.03$ .

No significant spatial or temporal differences were observed in temperature ( $p$  (PERM) > 0.05). There was a tendency for temperatures to be lower during the rainy season and higher in the dry period, with an average in the external sector in the rainy season of  $28.36 \pm 0.33$  °C and of  $28.47 \pm 0.37$  °C in the internal sector. In the dry season average temperatures in the internal sector were  $28.69 \pm 0.78$  °C compared to  $28.87 \pm 0.08$  °C in the external (Table 1). On the other hand, waters tended to be more transparent in the dry than in the rainy season, though no significant differences were found ( $p$  (PERM) < 0.05). During the rainy season, average transparency for

( $p$  (PERM) < 0,05). Para la época de lluvia en el sector externo el promedio fue de  $51,67 \pm 3,61$  cm mientras que para el sector interno fue de  $44,94 \pm 3,38$  cm, un poco menor. Sin embargo, ocurrió lo contrario en la época seca, ya que la transparencia fue un poco mayor en el sector interno ( $67,87 \pm 5,62$  cm) que en el externo ( $65,42 \pm 2,61$  cm) (Tabla 1). En cuanto al oxígeno disuelto, hubo una tendencia de valores mayores en época de lluvia con respecto a la época seca. Para la época de lluvia en el sector externo el promedio fue de  $6,52 \pm 0,29$  mg/l mientras que para el sector interno fue de  $6,21 \pm 0,30$  mg/l, un poco menor. De igual manera, se presentó la misma tendencia en la época seca, ya que la salinidad fue un poco menor en el sector interno ( $5,45 \pm 0,09$  mg/l) que en el externo ( $6,05 \pm 0,08$  mg/l). Las diferencias encontradas no fueron significativas (Tabla 1).

**Tabla 1.** Variables ambientales (promedios  $\pm$  error estándar) en función de las épocas (seca y lluvia) y los sectores de muestreo (interno (Int) y externo (Ext)). Salinidad (Sal), pH, temperatura (T), transparencia (Trans) y oxígeno disuelto (OD). Los resultados de las pruebas pos hoc, Permanaova pair-wise test, se representan con letras diferentes cuando existen diferencias significativas ( $p$  (PERM) < 0,05) siendo a mayor que b.

		Sal	pH	T (°C)	Trans (cm)	OD (mg/l)
Lluvia / Rainy	Int	15.87 $\pm$ 0.81 b	7.77 $\pm$ 0.02 b	28.47 $\pm$ 0.37	44.94 $\pm$ 3.38	6.21 $\pm$ 0.3
	Ext	19.42 $\pm$ 1.19 b	7.72 $\pm$ 0.07 b	28.36 $\pm$ 0.33	51.67 $\pm$ 3.61	6.52 $\pm$ 0.29
Seca / Dry	Int	23.47 $\pm$ 0.78 a	7.62 $\pm$ 0.05 c	28.69 $\pm$ 0.78	67.87 $\pm$ 5.62	5.45 $\pm$ 0.09
	Ext	25.92 $\pm$ 0.47 a	7.98 $\pm$ 0.03 a	28.87 $\pm$ 0.08	65.42 $\pm$ 2.61	6.05 $\pm$ 0.08

### Contenido estomacal e influencia espacio temporal

Se analizaron 92 estómagos de *C. gilberti*, de los cuales 71,7 % se encontró con contenido identificable, 17,3 % contenía detritos y 10,9 % se encontró sin contenido (índice de vacuidad). Se lograron identificar 12 tipos de presas: calamares, peces, cangrejos, camarones de la familia Squillidae, camarones de la familia Penaeidae, larvas de camarón, larvas de cangrejo, isópodos, bivalvos, nematodos, poliquetos y huevos.

*Citharichthys gilberti* se alimenta principalmente de crustáceos y peces (Tabla 2). Estos ítems fueron las presas más importantes dentro de la composición total de su dieta, categorizados según el coeficiente de alimentación (Q) y el índice de relativa importancia (IRI) como presas principales o preferenciales. Según los dos índices estudiados, los nematodos y los poliquetos fueron presas secundarias y los huevos y moluscos presas secundarias o accidentales (Tabla 2).

the external sector was  $51.67 \pm 3.61$  cm compared to  $44.94 \pm 3.38$  cm – a little less – for the internal sector. However, the opposite was the case in the dry season, as transparency was a little greater in the internal sector ( $67.87 \pm 5.62$  cm) than the external ( $65.42 \pm 2.61$  cm) (Table 1). In terms of dissolved oxygen, the tendency was for levels to be higher in the rainy than in the dry season. The average for the external sector during the former was  $6.52 \pm 0.29$  mg/l compared to the slightly lower reading of  $6.21 \pm 0.30$  mg/l for the internal sector. The same occurred in terms of salinity, as during the dry season salt levels were a little lower in the internal sector ( $5.45 \pm 0.09$  mg/l) than the external ( $6.05 \pm 0.08$  mg/l). The differences found, however, were not significant (Table 1).

**Table 1.** Environmental variables (means  $\pm$  standard error) by season (dry and rainy) and sampling sector (internal (Int) and external (Ext)). Salinity (Sal), pH, temperature (T), transparency (Trans) and dissolved oxygen (DO). The results of the post hoc tests and the Permanaova pair-wise test, are represented with different letters when there are significant differences ( $p$  (PERM) < 0.05), a being greater than b.

### Stomach contents and spatiotemporal influence

Of the 92 *C. gilberti* stomachs examined, the contents of 71.7 % were identifiable. Of these, 17.3 % contained detritus and 10.9 % had no contents (emptiness index). Twelve varieties of prey were found: squid, fish, crabs, Squillidae and Penaeidae shrimps, shrimp and crab larvae, isopods, bivalves, nematodes, polychaetes and eggs.

*C. gilberti* feeds principally on crustaceans and fish (Table 2). These were the most significant prey items found in its overall diet, categorized according to feed coefficient (Q) and index of relative importance (IRI) as principal or preferential prey. According to these indices, nematodes and polychaetes were secondary prey, while eggs and mollusks might be either secondary or accidental prey (Table 2).



**Tabla 2.** Composición de la dieta de *Citharichthys gilberti* en general, por sectores de muestreo y por épocas. Descriptores de las presas: peso de las presas (P), número de las presas (n), porcentaje peso (% P), porcentaje número (% N), frecuencia de ocurrencia (% F), índice de relativa importancia (IRI) y coeficiente de alimentación (Q). Los resultados de las pruebas pos hoc, Permanova pair-wise test, se representan con letras diferentes cuando existen diferencias significativas ( $p$  (PERM) < 0,05) siendo a mayor que b. Las categorías de presa se contemplaron bajo las siguientes escalas: Para Q = presas preferenciales ( $Q > 200$ ), presas secundarias ( $20 < Q < 200$ ) y presas accidentales ( $Q < 20$ ) Para IRI = presas principales ( $20000 > IRI > 200$ ), presas secundarias ( $200 > IRI > 20$ ) y presas accidentales ( $20 > IRI > 0$ ).

**Table 2.** Composition of the diet of *C. gilberti* overall, by sector, sampling area, and by season. Prey descriptors: prey weight (P), prey number (n), weight percentage (% W), number percentage (% N), frequency of occurrence (% F), index of relative importance (IRI) and feed coefficient (Q). The results of the Permanova post hoc tests pair-wise test, are represented with different letters when significant differences occur ( $p$  (PERM) < 0.05), a being greater than b. The prey categories were established using the following scales: For Q = preferential prey ( $Q > 200$ ), secondary prey ( $20 < Q < 200$ ) and accidental prey ( $Q < 20$ ) For IRI = main prey ( $20000 > IRI > 200$ ), secondary prey ( $200 > IRI > 20$ ) and accidental prey ( $20 > IRI > 0$ ).

		Crustáceos / Crustaceans	Peces / Fishes	Nematodos / Nematodes	Huevos / Eggs	Poliquetos / Polychaetes	Moluscos / Mollusks	
<b>P (g)</b>	Época / Season	Seca / Dry	19.0 a	8.0	2.0	1.0	1.6	0.7
		Lluvia / Rainy	10.5 b	1.9	0.4	0.3	0.3	0.0
	Sector / Sector	Interno / Internal	2.9 b	3.8	1.0	0.4	0.4	0.1
		Externo / External	26.7 a	6.0	1.5	1.0	1.6	0.6
	<b>General / General</b>		29.5	9.9	2.5	1.4	1.9	0.7
<b>n</b>	Época / Season	Seca / Dry	194.0	32.0	14.0	13.0	10.0	2.0
		Lluvia / Rainy	24.0	6.0	3.0	4.0	7.0	0.0
	Sector / Sector	Interno / Internal	26.0	13.0	6.0	10.0	1.0	1.0
		Externo / External	192.0	25.0	11.0	7.0	16.0	1.0
	<b>General / General</b>		218.0	38.0	17.0	17.0	17.0	2.0
<b>% P</b>	Época / Season	Seca / Dry	58.6	24.7	6.2	3.2	5.0	2.2
		Lluvia / Rainy	77.9	13.9	3.3	2.6	2.4	0.0
	Sector / Sector	Interno / Internal	33.3	44.4	11.7	4.5	4.3	1.7
		Externo / External	71.4	16.2	3.9	2.7	4.2	1.5
	<b>General / General</b>		64.3	21.5	5.4	3.0	4.2	1.6
<b>% N</b>	Época / Season	Seca / Dry	73.2	12.1	5.3	4.9	3.8	0.8
		Lluvia / Rainy	54.5	13.6	6.8	9.1	15.9	0.0
	Sector / Sector	Interno / Internal	45.6	22.8	10.5	17.5	1.8	1.8
		Externo / External	76.2	9.9	4.4	2.8	6.3	0.4
	<b>General / General</b>		70.6	12.3	5.5	5.5	5.5	0.6
<b>% F</b>	Época / Season	Seca / Dry	81.3	41.7	16.7	12.5	8.3	4.2
		Lluvia / Rainy	77.8	22.2	11.1	11.1	11.1	0.0
	Sector / Sector	Interno / Internal	71.4	47.6	14.3	14.3	4.8	4.8
		Externo / External	84.4	31.1	15.6	11.1	11.1	2.2
	<b>General / General</b>		80.3	36.4	15.2	12.1	9.1	3.0

			Crustáceos / Crustaceans	Peces / Fishes	Nematodos / Nematodes	Huevos / Eggs	Poliquetos / Polychaetes	Moluscos / Mollusks
<b>Q</b>	Época / Season	Seca / Dry	4293.2	297.8	33.0	15.8	18.9	1.7
		Lluvia / Rainy	4248.5	189.3	22.2	23.5	37.9	0.0
	Sector / Sector	Interno / Internal	3258.1	1086.0	150.4	250.6	8.4	8.4
		Externo / External	6433.9	308.6	67.9	30.9	70.5	0.9
	<b>General / General</b>		4537.3	264.2	29.5	16.7	23.3	1.0
<b>IRI</b>	Época / Season	Seca / Dry	10712.9	1530.8	192.1	101.6	73.2	12.4
		Lluvia / Rainy	10299.5	611.5	112.0	129.7	203.2	0.0
	Sector / Sector	Interno / Internal	5640.3	3200.7	318.1	314.4	28.8	16.6
		Externo / External	12467.0	812.9	128.5	60.9	117.5	4.3
	<b>General / General</b>		10829.6	1228.4	164.7	103.4	88.5	6.7

Se observa tendencia en los valores de cada descriptor para el ítem crustáceos de ser mayor en la época seca y en el sector externo. De forma contraria, se destaca que los peces fueron consumidos en mayor proporción en peso en el sector interno (Tabla 2). Se encontraron diferencias significativas en el peso de la suma de todos los ítems entre épocas ( $p$  (PERM) $<0,05$ ), siendo mayor en época seca. También se encontró diferencia significativa para el peso de crustáceos entre épocas y sectores de muestreo ( $p$  (PERM) $<0,05$ ), siendo mayor en época seca (19 g) y en el zona sector externo (10,5 g) (Tabla 2). Los peces y demás categorías tróficas no presentaron diferencias significativas (n, % P, % N, y Q) en el análisis por época y sector ( $p$  (PERM)  $> 0,05$ ).

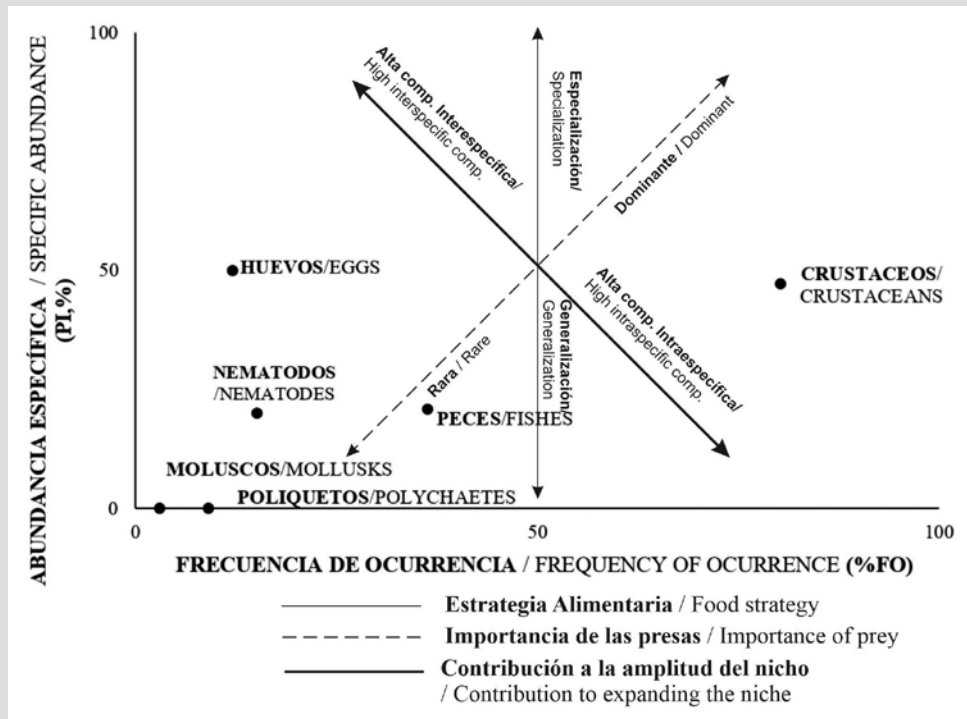
#### Estrategia alimentaria

Se pudo determinar que *C. gilberti* presentó una estrategia alimentaria de tipo generalista (Figura 2). De igual forma, se evidenció que los crustáceos y los peces tuvieron una importancia de presas dominantes. Con respecto al ítem crustáceos como alimento principal, se sugiere que la especie posee una amplitud de nicho con competencia intraespecífica sin embargo, con respecto a los ítems de presa menos importantes, *C. gilberti* presenta competencia interespecífica en el hábitat. Por último, cabe resaltar que el ítem peces (segundo con mayor % IRI y Q) presenta la mayor tendencia en sentido dominante después de los crustáceos, por encima de los ítems huevos, nematodos, moluscos y poliquetos.

It may be observed that there is a tendency in the case of crustaceans for the values of each descriptor to be higher in the dry season and in the external sector. By contrast, note that consumption of fish was greater by weight in the internal sector (Table 2). Significant differences were found in the weight of total catch between seasons ( $p$  (PERM) $<0.05$ ), which was heavier in the dry season. A significant difference was also found in the weight of the crustacean catch between seasons and sample sites ( $p$  (PERM) $<0.05$ ), which was greater in the dry season (19 g) and in the external sector (10.5 g) (Table 2). Fish and other trophic categories did not display any significant variation (n, % W, % N, and Q) by season or by location ( $p$  (PERM)  $> 0.05$ ).

#### Feeding strategy

It was established that *C. gilberti* follows a generalist feeding strategy (Figure 2). Similarly, it was demonstrated that crustaceans and fish were significant as the dominant prey. Since crustaceans were identified as the principal prey item, it is suggested that the species has a broad niche and displays intra-specific competition. However, in terms of the less significant prey in the habitat, *C. gilberti* engages in inter-specific competition. Finally, it should be stressed that the prey item fish (second, with the highest IRI and Q %) is second in dominance after crustaceans, ahead of eggs, nematodes, mollusks and polychaetes.



**Figura 2.** Relación entre la frecuencia de ocurrencia (% FO) y la abundancia específica de presas (% PI) en *C. gilberti* para cada uno de los ítems de presa.

**Figure 2.** Relationship between the frequency of occurrence (% FO) and the specific abundance of prey (% Pi) in *C. gilberti* for each prey item.

### Influencia de variables fisicoquímicas en los hábitos tróficos

El análisis de correlación entre los ítems alimentarios y las variables ambientales, determinó que el porcentaje en peso (% P) de los crustáceos, se correlaciono positivamente con la transparencia y negativamente con el pH. Los peces y demás ítems alimentarios no presentaron correlaciones significativas con las variables ambientales (Tabla 3).

**Tabla 3.** Correlaciones por rangos de Spearman entre el porcentaje en peso (% P) de los grupos tróficos y las variables ambientales.

Ítem de presa / Prey item	OD (mg/l)	Transp. (cm)	Sal (ppt)	Temp (°C)	pH
Crustáceos / Crustaceans	0.2153	0.4102***	0.0913	0.4102	-0.3938*
Peces / Fishes	0.0699	0.0595	0.173	0.1951	-0.0816
Nematodos / Nematodes	-0.0732	0.0456	0.0922	0.0685	-0.0218
Poliquetos / Polychaetes	-0.0734	0.0158	-0.0354	-0.0633	0.0122
Huevos / Eggs	0.0694	-0.0012	0.0013	0.0221	-0.0196
Moluscos / Mollusks	0.0018	0.0517	0.128	0.128	-0.0517

Los asteriscos representan el nivel de significancia \*p < 0,05 \*\*p < 0,01 \*\*\*p < 0,005.

### Influence of physico-chemical variables on trophic habits

The correlation analysis of the prey items and environmental variables showed that the weight (% W) of crustaceans was positively correlated with water transparency and negatively with pH. Fish and other food items showed no significant correlations with the environmental variables (Table 3).

**Table 3.** Spearman rank correlations between the weight percentage (% W) of trophic groups and environmental variables.

The asterisks represent the level of significance \*p < 0.05 \*\*p < 0.01 \*\*\*p < 0.005.



## DISCUSIÓN

### Hábitos tróficos y estrategia de alimentación

El análisis del contenido estomacal de *C. gilberti* mostró que se trata de un pez generalista que se alimenta preferencialmente de crustáceos y peces. Estos resultados coinciden con lo registrado para la familia Paralichthyidae y el género *Citharichthys* en estudios anteriores (Vargas *et al.*, 1999; Flores *et al.*, 2013), en los cuales también se ha encontrado a los poliquetos como presas importantes. En este sentido, algunos estudios evidencian que las especies de lenguados de menores tallas, como la estudiada en este caso, se caracterizan por ser carcinófagos principalmente (Labbé y Arana, 2001; Amezcua y Portillo, 2010) a diferencia de especies de lenguados de grandes tamaños que incluyen también en igual o mayor proporción a los peces dentro de los ítems principales de alimento (Latour *et al.*, 2008).

La importancia de los crustáceos como presa dominante en la dieta de *C. gilberti* podría estar relacionada con su abundancia en épocas y sitios determinados dentro de la bahía de Buenaventura. En este estuario se han encontrado dentro del grupo de crustáceos las familias Portunidae, Penaeidae y Squillidae como características del mismo y a *Callinectes arcuatus* como la especie más abundante (Gamboa *et al.*, 2018). En el Pacífico colombiano, *C. arcuatus* constituye un recurso pesquero importante (Álvarez, 2015), es por ello que cabe mencionar que una afectación a la población de crustáceos en la bahía podría afectar la ecología de *C. gilberti*. Por otra parte, la importancia de los peces en la dieta posiblemente esté relacionada con la disponibilidad de esta presa en el estuario de manera constante. Para la bahía de Buenaventura se ha registrado que la mayor parte de las especies de peces más abundantes son residentes permanentes del estuario, estando presentes durante todo el año y en todas las zonas del estuario (Molina *et al.*, 2020), permitiendo su consumo constante.

Por otro lado, *C. gilberti* presentó una alta competencia intraespecífica en cuanto al ítem de presa crustáceos (dominante). En la bahía de Buenaventura, además de *C. gilberti*, se encuentran otras especies de lenguados como *Achirus mazatlanus* y *A. klunzingeri* (Molina *et al.*, 2020), los cuales basan su alimentación en crustáceos y peces (Tafurt *et al.*, 2021) al igual que *C. gilberti* aumentando la competencia y generando posiblemente una repartición de recursos. En otro sentido, *C. gilberti* mostró una estrategia de alimentación generalista, característica observada en otras especies de lenguados (Marques *et al.*, 2009; Tafurt,

## DISCUSSION

### Trophic habits and feeding strategies

The analysis of the stomach contents of *C. gilberti* showed that it is a generalist feeder that preys preferentially on crustaceans and fish. These results coincide with those recorded for the family Paralichthyidae and the genus *Citharichthys* in previous research (Vargas *et al.*, 1999; Flores *et al.*, 2013), which also found polychaetes to be important prey items. In this sense, some studies have shown that smaller flounder species, such as that examined in this case, are principally characterized as eaters of crabs (Labbé and Arana, 2001; Amezcua and Portillo, 2010) in contrast to larger species, which include an equal or greater percentage of fish among their principal prey (Latour *et al.*, 2008).

The importance of crustaceans as the dominant prey items of *C. gilberti* might be related to their abundance at particular times and at certain locations in Buenaventura Bay. Crustaceans from the families Portunidae, Penaeidae and Squillidae have been found to be characteristic of the estuary, *Callinectes arcuatus* being the most abundant (Gamboa *et al.*, 2018). In the Colombian Pacific, *C. arcuatus* is an important fisheries resource (Álvarez, 2015). It is for this reason important to note that changes in the crustacean population in the Bay might affect the ecology of *C. gilberti*. In addition, the importance of fish in its diet might be associated with the unwavering availability of this prey item in the estuary. It has been recorded that in Buenaventura Bay the majority of the most abundant fish species are permanent residents of the estuary, with a year-round presence in all zones (Molina *et al.*, 2020), with the result that they are available to be consumed at all times.

On the other hand, *C. gilberti* is marked by high levels of intra-specific competition for crustaceans (the dominant prey). Other flounder species are found in Buenaventura Bay, in addition to *C. gilberti*, including *Achirus mazatlanus* and *A. klunzingeri* (Molina *et al.*, 2020), whose diet, like that of *C. gilberti* is also based on crustaceans and fish (Tafurt *et al.*, 2021). This increases competition levels, creating a situation in which resources might have to be shared. On the other hand, in common with other flounder species, *C. gilberti* displays a generalist feeding strategy (Marques *et al.*, 2009; Tafurt *et al.*, 2021), which enables it to adapt and survive easily to the changing availability of resources that characterizes its environment (Flores *et al.*, 2013). In contrast to this,

2021) y que les permite adaptarse y sobrevivir fácilmente a la cambiante disponibilidad de recursos en el medio (Flores *et al.*, 2013). En contraste, se ha encontrado que los lenguados pueden tener ciertas especializaciones en su dieta según su entorno (Guaratuba *et al.*, 1998) y que posiblemente existan adaptaciones locales que permitan optimizar el uso de los recursos y sobrevivir en un ecosistema que presenta grandes variaciones ambientales. Por ejemplo, Marques *et al.* (2009) sugieren en su investigación que el lenguado *S. micrurum* (familia Paralichthyidae) relaciona la composición de su dieta con la disponibilidad de especies en la comunidad bentónica. Es así como se sugiere que *C. gilberti* es un generalista con preferencia por los crustáceos si se encuentran disponibles y que se alimenta de peces de manera constante, los cuales serían su base de alimentación estable, como se evidenció en los resultados de los índices de alimentación donde el ítem peces correspondió a presa principal, sin diferencias espaciales o temporales en su consumo.

La tendencia observada para el ítem de presa crustáceos de mayores valores en la época seca y en el sector externo para todos los descriptores usados en este estudio (P, N, % FO, % IRI y Q), coincide con las abundancias registradas en el estudio de Gamboa *et al.* (2018), en donde para la época seca y en el sector externo se presentó la mayor abundancia y riqueza de crustáceos. Raedemaeker *et al.* (2011) mencionan que el comportamiento de alimentación de los lenguados se concentra esencialmente en la disponibilidad de los recursos y la capacidad de captura de presas de cada especie. A su vez, Flores *et al.* (2013) concluyen que aunque los lenguados tienden a alimentarse de los recursos disponibles y abundantes en el medio, el análisis de las presas no logra tener relación con las condiciones ambientales. Es así como podría decirse que si bien las variaciones ambientales espaciotemporales condicionan la disponibilidad de recursos para la especie, gracias a su estrategia alimentaria se adaptan a dichos limitantes, ampliando su espectro trófico y volviendo compleja la posibilidad de encontrar patrones o tendencias que relacionen sus hábitos tróficos con variaciones ambientales. Esta característica es una de las posibles razones de que esta especie sea clasificada como residente permanente del estuario, mostrando estar adaptada a un amplio rango de variaciones ambientales (Molina *et al.*, 2020). Por otra parte, se ha observado que especies estuarinas pueden presentar selectividad, buscando y consumiendo activamente las presas más apetecidas, aunque su densidad disminuya en algunos momentos (Duque y Acero, 2006), lo cual podría explicar porque los crustáceos son presa preferencial aun no siendo la más abundante, al ser consumidos de manera activa.

it has been found that flounder species may exhibit a degree of specialization in their diets depending on their surroundings (Guaratuba *et al.*, 1998) and that local adaptations might exist that permit individuals to optimize the use of resources and survive in ecosystems characterized by large environmental variations. For example, in their research Marques *et al.* (2009) suggest that the flounder *S. micrurum* (of the Paralichthyidae family) adjusts its dietary composition according to the availability of species in the benthic community. It is thus suggested that *C. gilberti* is a generalist with a preference for crustaceans, when available, and that it feeds constantly on fish, which thereby forms the basis of its regular diet, as may be seen from the results of the feed coefficients, where fish were the principle prey item when spatial and seasonal differences in their consumption were not factored in.

The tendency observed in the case of crustaceans - that values for all the descriptors used in this study (P, N, % FO, % IRI y Q) are higher in the dry season and in the external sector - coincides with the results of Gamboa *et al.* (2018), who found that crustaceans were more abundant and rich in variety during the dry season and in the external sector. Raedemaeker *et al.* (2011) mention that the feeding behavior of flounders responds fundamentally to the availability of resources and the hunting ability of each species. For their part, Flores *et al.* (2013) conclude that, although flounders tend to feed on the abundant and available resources found in their surroundings, the analysis of their prey does not suggest a response to environmental conditions. Thus, it might be said that while the spatiotemporal environmental variables condition the availability of resources for the species, its feeding strategy adapts to these limiting factors, increasing its trophic spectrum and making it harder to uncover patterns or tendencies that link the fish's trophic habits to environmental variables (Molina *et al.*, 2020). On the other hand, estuarine species have been observed to possess the ability to display selectivity, actively seeking out and consuming their favorite prey even though these may at times be scarce (Duque y Acero, 2006). This could explain why crustaceans are the favorite prey item despite the fact they are not always the most abundant, given that they are actively sought out.

### Influencia de variables fisicoquímicas en los hábitos tróficos

En cuanto a los parámetros ambientales, se encontró una correspondencia significativa positiva entre los crustáceos y la transparencia del agua. Se ha encontrado que en hábitats de peces generalistas uno de los factores relacionados principalmente con la abundancia de crustáceos son niveles de transparencia altos, ya que favorecen el desarrollo de camarones (Pereira *et al.*, 2004). En la bahía de Buenaventura las mayores transparencias registradas en época seca podrían relacionarse con la mayor presencia de sedimentos medios y gruesos (Molina, 2020) que tienden a precipitarse más fácilmente lo cual puede aumentar la transparencia. Con base en lo anterior, se podría inferir que la transparencia es un factor que influye en la disponibilidad de alimento para *C. gilberti*. Se ha expuesto que los principales responsables del transporte de sedimento al estuario de Buenaventura son los ríos, riachuelos, quebradas y esteros que en el desembocan, del mismo modo, en la bahía se presentan actividades que incrementan la sedimentación y la turbidez como la remoción del manglar, los dragados y las construcciones alrededor del puerto (Invemar, 2015).

Referente al pH, se evidenció una correspondencia significativa de forma negativa con los crustáceos, lo cual se puede relacionar con la cantidad de sustancias disueltas, especialmente nutrientes, los cuales tienen efectos sobre peces y macroinvertebrados estuarinos, afectando su abundancia y disponibilidad como presas (Day *et al.*, 1989; Duque *et al.*, 2020). También se ha encontrado que el océano Pacífico colombiano tiene una tendencia a largo plazo de disminuir el pH en los sectores marino costeros (Rojas y Pabón, 2015), relacionada con factores como la absorción de CO<sub>2</sub> presente en la atmósfera por los océanos. Por otro lado, se debe tener en cuenta que, contrario a lo que sucede en mar abierto, cuando se habla de variación de pH en ecosistemas estuarinos es difícil atribuir únicamente dicho efecto al proceso global ya que esta puede ser influenciada por procesos que se estén desarrollando en la línea costera y al interior del continente, como los flujos de agua dulce, sedimentos, materia orgánica, nutrientes y contaminantes (Feely *et al.*, 2010). Finalmente, el ítem peces no presentó diferencias significativas entre épocas ni entre zonas. Es un ítem de disponibilidad constante, que sin importar la variación de las condiciones ambientales actuales, se encuentra siempre presente en el estuario, acorde con Molina *et al.* (2020). Lo anterior, sugiere que tanto crustáceos como peces representan un papel importante en la dieta de *C. gilberti*, complementándose y demostrando la adaptabilidad de la especie con su entorno.

### Influence of physico-chemical variables on trophic habits

In the case of the environmental parameters, a positive correspondence was found between crustaceans and water transparency. In the habitats of generalist fish, one of the principal factors associated with crustacean abundance is high transparency levels, as these favor shrimp development (Pereira *et al.*, 2004). In Buenaventura Bay, the highest levels of transparency registered during the dry season appear to be associated with a greater presence of medium and large sediments (Molina, 2020) as these tend to precipitate more readily, which can increase transparency. Accordingly, it is possible to infer that transparency is a factor that influences the availability of food to *C. gilberti*. It has been postulated that the principal agents responsible for transporting sediments to Buenaventura Bay are the rivers, streams gullies and lagoons that drain into it, while other processes occur in the bay itself that increase sedimentation and turbidity, such as mangrove clearance, dredging and construction in the port area (Invemar, 2015).

Turning to pH, a clear and significant negative correspondence was found between this variable and crustaceans, which may be associated with the quantity of dissolved substances - especially nutrients - that affect estuarine fish and macroinvertebrates, affecting their abundance and their availability as prey (Day *et al.*, 1989; Duque *et al.*, 2020). It has also been found that the Colombian Pacific is experiencing a long-term tendency to reduced pH levels in coastal areas (Rojas y Pabón, 2015), a phenomenon related to factors such as the absorption of atmospheric CO<sub>2</sub> by the oceans. Additionally, it should be borne in mind that – in contrast to what happens in the open sea – variations of pH in ecosystems are difficult to assign merely to global phenomena, as they respond also to local processes occurring along the coastline and inland, such as fresh water flows, sediments, organic materials and pollutants (Feely *et al.*, 2010). Finally, the prey item fish did not display significant differences either by season or location. It is a prey item of constant availability, according to Molina *et al.* (2020) permanently present in the in the estuary regardless of prevailing environmental conditions at any given time. This suggests that both crustaceans and fish constitute an important part of the diet of *C. gilberti*, complementing each other and demonstrating the ability of the species to adapt to its environment.

## CONCLUSIONES

En la bahía de Buenaventura, *C. gilberti* es un carnívoro generalista que se alimenta principalmente de crustáceos y peces. Los crustáceos, presentaron variaciones espaciotemporales en su consumo, siendo mayor en la época seca y en el sector externo del estuario. Por otra parte, los peces fueron importantes en el sector interno cuando la proporción de crustáceos fue menor. Los nematodos y los poliquetos fueron presas secundarias y los huevos, así como los moluscos presas secundarias o accidentales y no presentaron diferencias espaciotemporales. Los crustáceos fueron ingeridos principalmente en aguas más claras y a pH más bajos, mientras que los peces, aunque consumidos en menor proporción, fueron el ítem constante en todas las épocas y sectores independientemente de las condiciones ambientales. Este estudio permitió determinar los hábitos tróficos de *C. gilberti*, generando un aporte científico al entendimiento de la dinámica y estructura de las comunidades estuarinas, especialmente considerando que son escasas las investigaciones documentadas sobre algunas especies de peces en el Pacífico. Se sugiere complementar la información aquí expuesta, con datos de otras áreas de estudio, así como de variaciones tróficas ontogénicas, ya que en otros estudios se ha demostrado que los lenguados pueden tener comportamientos diferentes con respecto a su estado ontogénico.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia, por el apoyo institucional y económico mediante el proyecto “Efectos de operaciones de dragado en la comunidad de organismos estuarinos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano” código Hermes 34779. Así mismo, se agradece al grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática por el apoyo en el campo y laboratorio.

## CONCLUSIONS

In Buenaventura Bay, *C. gilberti* is a generalist carnivore that feeds primarily on crustaceans and fish. Several spatiotemporal variations affect the consumption of crustaceans, the most important of which were the dry season and location in the external sector of the estuary. On the other hand, fish were an important food source in the internal sector when the number of crustaceans was lower. Nematodes and polychaetes were secondary prey items and eggs and mollusks were either secondary or accidental prey whose consumption displayed no spatiotemporal variation. Crustaceans were ingested principally in clearer waters with lower pH readings, whereas fish – though eaten less frequently – were a constant prey item regardless of season or location, and independently of environmental variables. This study was able to establish the trophic habits of *C. gilberti*, and constitutes a scientific contribution to understanding of the dynamics and structures of estuarine communities. It is of particular importance given that documented research into some fish species in the Pacific are rare. The authors suggest complementing the information presented here with data from other geographical areas and on other ontogenetic trophic variations, as other studies have shown that flounders may exhibit different behaviors according to their ontogenetic status.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank the Universidad Nacional de Colombia for the institutional and financial support provided under the auspices of the project “Effects of dredging on the community of organisms of Buenaventura Bay, Colombian Pacific” Hermes code 34779. Similarly we are grateful to the “Ecology and Aquatic Pollution” research group, both in the field and in the laboratory.

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Acha, E. M. y H.W. Mianzan. 2003. El estuario del Plata: donde el río se encuentra con el mar. *Ciencia Hoy*, 13(73): 10-20. [http://aquaticcommons.org/16704/2/CienciaHoy2003\\_13\\_73\\_10.pdf](http://aquaticcommons.org/16704/2/CienciaHoy2003_13_73_10.pdf)
- Álvarez, R. 2015. Los Portunidae en las pesquerías de Colombia : mar Caribe y océano Pacífico. *Cienc. Pesq.*, 23: 115-134. [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/194913/12\\_lvarez\\_2015\\_23\\_especial\\_pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/194913/12_lvarez_2015_23_especial_pdf)
- Amezcuza, F. y A. Portillo. 2010. Hábitos alimenticios del lenguado panámico *Cyclopsetta panamensis* (Paralichthyidae) en el sureste del Golfo de California. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 45: 335-340. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/revbiolmar/v45n2/art16.pdf>
- Amundsen, P. A., H.M. Gabler and F.J. Staldvik. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data—modification of the Costello (1990) method. *J. Fish Biol.*, 48(4): 607-614. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1095-8649.1996.tb01455.x#accessDenialLayout>
- Arancibia, A. Y. 1987. Lagunas costeras y estuarios: cronología, criterios y conceptos para una clasificación ecológica de sistemas costeros. *Rev. Soc. Mex. His. Nat.* 38: 35-54. <https://pdfs.semanticscholar.org/3184/f8c1c92e5973857bde292753feb7cfd10abc.pdf>
- Belleggia, M. 2009. Food habits of the broad nose skate, *Bathyraja brachyurops* (Chondrichthyes, Rajidae), in the south-west Atlantic. *72: 701-710*. <https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72n4701>
- Botero, M. 2004. Comportamiento de los peces en la búsqueda y la captura del alimento. *Rev. Col. Cienc. Pec.*, 17:1. <https://aprendeenlinea.udea.edu.co/revistas/index.php/rccp/article/view/323926/20781106>
- Cantera, J. R. y J.F. Blanco. 2001. The estuary ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia: 265-280 In Seeliger, U. and B. Kjerfve (Eds.) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer, Berlin, Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7\\_19](https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_19)
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Eco.*, 18(1): 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K. R., R.N. Gorley, P.J. Somerfield, P. J. and R.M. Warwick. 2014. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* 3rd ed.. PRIMER-E: Plymouth.
- Cogua, P., M.F. Jiménez-Reyes y G. Duque. 2013. Relaciones tróficas de cinco especies de peces de interés comercial en la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 42: 185-192. <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2013.42.1.68>
- Day, J. W. J., C.A.S. Hall, W.M. Kemp and A. Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine ecology*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118412787>
- Duque, G. y A. Acero P. 2006. Ración diaria y consumo de alimento de la población de *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 35. <http://www.scielo.org.co/pdf/mar/v35n1/v35n1a12.pdf>
- Duque, G., A. Acero P., A. Santos-Martínez and E.A. Rubio. 1996. Food habits of the species of the genus *Oligoplites* (Carangidae) from the Ciénaga Grande de Santa Marta-Colombian Caribbean. *Cybiurn*, 20: 251-260. [https://www.researchgate.net/publication/295779077\\_Food\\_habits\\_of\\_the\\_species\\_of\\_the\\_genus\\_Oligoplites\\_carangidae\\_from\\_the\\_Cienaga\\_Grande\\_De\\_Santa\\_Marta-Colombian\\_Caribbean](https://www.researchgate.net/publication/295779077_Food_habits_of_the_species_of_the_genus_Oligoplites_carangidae_from_the_Cienaga_Grande_De_Santa_Marta-Colombian_Caribbean)
- 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. *Environ. Sci. Poll. Res.*, 14. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>
- Feely, R. A., S.R. Alin, J. Newton, C.L. Sabine, M. Warner, A. Devol, C. Krembs, and C. Maloy. 2010. The combined effects of ocean acidification, mixing, and respiration on pH and carbonate saturation in an urbanized estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 88(4): 442-449. <https://doi.org/10.1016/j.eccs.2010.05.004>
- Ferriz, R. A. and J.M. Iwazskiw. 2014. Alimentación de *Gymnotus omarorum* (Gymnotiformes: Gymnotidae) en Laguna Blanca (Parque Nacional Río Pilcomayo), Formosa, Argentina. *Mus. Arg. Cienc. Nat.*, 16: 115-122. <http://revista.magn.gov.ar/ojs/index.php/RevMus/article/view/395/366>
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V.H. Niem. 1995. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados - Parte 1*. FAO
- Flores, J. R., E. Godínez Domínguez, S. Gaspar González, J. Rojo Vázquez, A. López Prado y M. Morales Jauregui. 2013. Abundancia, distribución, hábitos alimentarios e interacciones tróficas de cinco especies de lenguados (Pleuronectiformes) en el Pacífico central mexicano. *Latin Am. J. Aqu. Sci.*, 41(3): 423-439. <https://doi.org/103856/vol41-issue3-fulltext-6>
- Froese, R. and D. Pauly. 2017. *Fishbase*. World Wide Web electronic publication.
- Gamboa, D., 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(1): 67-83. <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2018.47.1.738>
- Gamboa, M., R. Reyes y J. Arrivillaga. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Bol. Malar. Sal. Amb.*, 48(2). [https://www.researchgate.net/publication/239586192\\_Macroinvertebrados\\_benticos\\_como\\_bioindicadores\\_de\\_salud\\_ambiental](https://www.researchgate.net/publication/239586192_Macroinvertebrados_benticos_como_bioindicadores_de_salud_ambiental)
- Garay, L. S., A.S. Pacheco and X.V. Zuazo. 2018. First assessment of the diet composition and trophic level of an assemblage of poorly known chondrichthyans off the central coast of Peru. *Environ. Biol. Fishes*, 101: 1525–1536. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0797-0>





- Guaratuba, B. de, P. de Tarso, C. Chaves y A. Serenato, A. 1998. Diversidade de dietas na assembléia de linguados. 46(1): 61-68. <http://www.scielo.br/pdf/rboce/v46n1/05.pdf>
- Guedes, A. P. P., F.G. Araújo y M. Costa de Azevedo. 2004. Estrategia trófica de *Citharichthys spilopterus* Günther y *Symphurus tessellatus* (Quoy & Gaimard) (Actinopterygii, Pleuronectiformes) en la bahía de Sepetiba, Río de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 21(4). [https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0101-81752004000400020](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-81752004000400020)
- Guevara, E., H. Álvarez, M. Mascaró, C. Rosas y A. Sánchez. 2007. (Pisces: Lutjanidae) asociado a la vegetación sumergida en la Laguna de Términos, Campeche, México. 55: 989-1004. [https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442007000300022](https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442007000300022)
- Hureau, J.-C. 1970. Biologie comparée de quelques poissons antarctiques (Notothenidae). *Inst. Océanogr. Monaco*, 1-224.
- Invemar. 2015. Informe diagnóstico de la situación ambiental marina de la bahía de Buenaventura-Isla Cascajal y las playas de Juanchaco, Ladrilleros y La Bocana. [http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/4cd23255-42e6-4035-9509-daac879c1488/Informe diagnóstico de la situación ambiental marina de la Bahía de Buenaventura-isla cascajal y las playas de Juanchaco, Ladrilleros y la Bocana?ticket=TI](http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/4cd23255-42e6-4035-9509-daac879c1488/Informe%20diagn%C3%B3stico%20de%20la%20situaci%C3%B3n%20ambiental%20marina%20de%20la%20Bah%C3%ADa%20de%20Buenaventura-Islla%20Cascajal%20y%20las%20playas%20de%20Juanchaco,%20Ladrilleros%20y%20La%20Bocana?ticket=TI)
- Labbé, J. y P.M. Arana. 2001. Alimentación de orange roughy, *Hoplostethus atlanticus* (Pisces: Trachichthyidae), en el archipiélago de Juan Fernández, Chile. 36(1): 75-82. [https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0718-19572001000100007&script=sci\\_arttext](https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0718-19572001000100007&script=sci_arttext)
- Latour, R. J., J. Gartland and C.F. Bonzek. 2008. The trophic dynamics of summer flounder (*Paralichthys dentatus*) in Chesapeake Bay. *Fish. Bull.*, 106(1). <https://scholarworks.wm.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1559&context=vimsarticles>
- López, L. N., A. González Solís y D. Torruco. 2014. Peces bentónicos y demersales de la Sonda de Campeche: Sur del Golfo de México. *CONABIO Biodiversitas*, 113: 12-16. <https://www.biodiversidad.gob.mx/Biodiversitas/Articulos/biodiv113art3.pdf>
- Marceniuk, A. P., R. Betancur-R and A. Acero P. 2009. A new species of Cathorops (Siluriformes) of four species from the Eastern Pacific. *Bull. Mar. Sci.*, 85(3): 245-280. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4571823>
- Marceniuk, A. P., A. Acero P., R. Cooke and R. Betancur-R. 2017. Taxonomic revision of the New World genus *Ariopsis* Gill (Siluriformes: Ariidae), with description of two new species. *Zootaxa*, 4290(1): 1-42. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4290.1.1>
- Marcovecchio, J. y R.H. Freije. 2013. Procesos químicos en estuarios *Univ. Tecnol. Nal.*-. [https://www.researchgate.net/profile/Vanesa\\_Negrin/publication/288833495\\_Humedales\\_en\\_los\\_estuarios/links/5970125aaca27244e352ff56/Humedales-en-los-estuarios.pdf#page=288](https://www.researchgate.net/profile/Vanesa_Negrin/publication/288833495_Humedales_en_los_estuarios/links/5970125aaca27244e352ff56/Humedales-en-los-estuarios.pdf#page=288)
- Marques, J., C. Teixeira, A. Pinheiro, K. Peschke y H. Cabral. 2009. Análisis multivariado de la ecología alimenticia del lenguado anillado, *Syacium micrurum* (Pisces, Pleuronectiformes), en Cabo Verde, Atlántico oriental. *Cienc. Mar.*, 35: 15-27. <http://www.scielo.org.mx/pdf/ciemar/v35n1/v35n1a2.pdf>
- Martínez, O., A.E. Molinay G. Duque. 2019. Influencia de la materia orgánica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. En: Campos Campos, N.H. y A. Acero P. (Eds.) *Ciencias del mar - Una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia*. Univ. Nal. Col., Bogotá. 228 p. [https://www.researchgate.net/publication/338775273\\_Influencia\\_de\\_la\\_materia\\_organica\\_en\\_la\\_abundancia\\_de\\_poliquetos\\_Annelida\\_Polychaeta\\_de\\_la\\_bahia\\_de\\_Buenaventura\\_Pacifico\\_colombiano](https://www.researchgate.net/publication/338775273_Influencia_de_la_materia_organica_en_la_abundancia_de_poliquetos_Annelida_Polychaeta_de_la_bahia_de_Buenaventura_Pacifico_colombiano)
- Molina, A., G. Duque and P. Cogua. 2020. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Mar. Biodiv.*, 50: 5. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s12526-019-01023-0.pdf>
- Molina Sandoval, A. E. 2020. Influencia de los ensamblajes de peces bentónicos en la dinámica del mercurio en un estuario tropical. *Dis. Doct. Biol. Mar. Univ. Nal. Col. s. Caribe, Santa Marta.* <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/79261>
- Molinero, A. and R. Flos. 1992. Influence of season on the feeding habits of the common sole *Solea solea*. *Mar. Biol.*, 113: 499-507. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00349177>
- Moraes, L. E., R.D.M. Romero, G. Rodrigues, A. Rocha, C.I. Brasil y P. Marinho. 2009. Ictiofauna demersal da plataforma continental interna ao largo de Ilhéus, Bahia, Brasil. 9(4). [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_abstract&pid=S1676-06032009000400016&lng=en&nrm=iso&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1676-06032009000400016&lng=en&nrm=iso&tlng=pt)
- Navia, A. F., V.R. Luna and E.A. Rubio. 2014. Food habits and feeding ecology of an estuarine fish assemblage of northern Pacific coast of Ecuador. *Pan-Am. J. Aq. Sci.*, 3(3): 361. [https://www.researchgate.net/publication/241740384\\_Food\\_habits\\_and\\_feeding\\_ecology\\_of\\_an\\_estuarine\\_fish\\_assemblage\\_of\\_Northern\\_Pacific\\_Coast\\_of\\_Ecuador](https://www.researchgate.net/publication/241740384_Food_habits_and_feeding_ecology_of_an_estuarine_fish_assemblage_of_Northern_Pacific_Coast_of_Ecuador)
- Nelson, J. S. 2007. *Fishes of the World, Fourth Edition (4.ª ed.)*. John Wiley & Sons.
- Ortiz, M., P.B.v. Bach y R. Candía. 2006. Alimentación del pez insectívoro neotropical *Creagrutus bolivari* (Pisces: Characidae) según los métodos gráfico y de importancia relativa. *Rev. Biol. Trop.*, 54(4). [https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442006000400021&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442006000400021&script=sci_arttext)
- Ortega, R. M. M., L.C.T.P. Avenida, M.M. Ortega, A.P. Abreu y A.M. Cánovas. 2009. El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman caracterización. *Cienc Méd La Habana*, 8(2). [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1729-519X2009000200017](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1729-519X2009000200017)
- Otero, E., L. Mosquera, G. Silva y J. Guzmán. 2007. Deltas y estuarios de ColombiaCol. *Ecol. Banco de Occidente*. <https://www.imeditores.com/banocc/deltas/cap7.htm>
- Otero, L. J. 2005. Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. *Bol. Cient. CCCP*, 12: 9-21. <https://doi.org/10.26640/01213423.12.9>

- Pereira, C., W.S. Smith and E.L.G. Espíndola. 2004. Feeding habits of nine species of fish in Três Irmãos reservoir, São Paulo, Brazil. *Univ.Cienc.*, 1: 33-38. <https://www.redalyc.org/pdf/154/15409905.pdf>
- Pérez, G. J. 2007. Historia, geografía y puerto como determinantes de la situación social de Buenaventura. *Doc. Trab. Econ. Reg.*, 91. [http://repositorio.banrep.gov.co/bitstream/handle/20.500.12134/3220/Historia, geografía y puerto como determinantes de la situación social de Buenaventura.pdf?sequence=1](http://repositorio.banrep.gov.co/bitstream/handle/20.500.12134/3220/Historia,%20geograf%C3%ADa%20y%20puerto%20como%20determinantes%20de%20la%20situaci%C3%B3n%20social%20de%20Buenaventura.pdf?sequence=1)
- Pinkas, L., M.S. Oliphant and I. Iverson. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Mar. Res. Reg.*
- Raedemaeker, F. de, I.O. Connor, D. Brophy and A. Black. 2011. Macrobenthic prey availability and the potential for food competition between 0 year group *Pleuronectes platessa* and *Limanda limanda*. *Fish Biol.*, 79: 1918-1939. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.03134.x>
- Robertson, D. R. y G.R. Allen. 2015. Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: Sistema de información en línea. *Inst. Smithson. Invest. Trop.*
- Rojas, P. J. y J.D. Pabón. 2015. Sobre el calentamiento y la acidificación del océano mundial y su posible expresión en el medio marino costero colombiano. *39(151): 201-217*. <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/135/116>
- Romano, L. A. 1996. Bioindicadores de contaminación acuática en peces. *Aquatic*, 7. <http://www.revistaaquatic.com/ojs/index.php/aquatic/article/view/53/44>
- Ruiz, M. N. E. 2018. Variación temporal de los hábitos alimentarios de *Istiophorus platypterus* (Shaw,1792) y *Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758, en la franja costera de Oaxaca. Tesis Maestría Inst. Politecn. Nal. [http://literatura.ciidiroaxaca.ipn.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/LITER\\_CIIDIROAX/360/Ruiz Pérez%2C N. E.%2C 2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://literatura.ciidiroaxaca.ipn.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/LITER_CIIDIROAX/360/Ruiz%20P%C3%A9rez%20N.%20E.%202018.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Sá, R., C. Bexiga, P. Veiga, L. Vieira and K. Erzini. 2006. Feeding ecology and trophic relationships of fish species in the lower Guadiana River Estuary and Castro Marim e Vila Real de Santo António Salt Marsh. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 70(1-2): 19-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.05.038>
- Salazar, E. R. 2014. Artes, métodos e implementos de pesca. *Fundación MarViva*, 86. <http://www.marviva.net/Publicaciones/guia.pdf>
- Sánchez-Gil, P., A. Yáñez-Arancibia, M.Tapia, J.W. Day, C.A. Wilson and J.H. Cowan Jr. 2008. Ecological and biological strategies of *Etropus crossotus* and *Citharichthys spilopterus* (Pleuronectiformes: Paralichthyidae) related to the estuarine plume, southern Gulf of Mexico. *J. Sea Res.*, 59(3): 173-185. <https://www.sciencedirect-com.ezproxy.unal.edu.co/science/article/pii/S1385110107001153?via%3Dihub>
- Sánchez-Hernández, J., M.J. Servia, R. Vieira-Lanero y F. Cobo. 2013. Resultados preliminares sobre la dieta de juveniles de salmón en el río Landro (NO España ). *Chioglossa*, 5. [https://www.researchgate.net/publication/258508584\\_Resultados\\_preliminares\\_sobre\\_la\\_dieta\\_de\\_juveniles\\_de\\_salmon\\_en\\_el\\_rio\\_Landro\\_NO\\_Espana](https://www.researchgate.net/publication/258508584_Resultados_preliminares_sobre_la_dieta_de_juveniles_de_salmon_en_el_rio_Landro_NO_Espana)
- Santos, J. D. P. 2014. Comparative trophic ecology of two sympatric flounders [*Cyclopsetta querna* and *Cyclopsetta panamensis* (Paralichthyidae)] in the south eastern Gulf of California. *West. Divis. Am. Fish. Soc. Meet., Mazatlán*. [https://www.researchgate.net/publication/322701862\\_Comparative\\_trophic\\_ecology\\_of\\_two\\_sympatric\\_flounders\\_Cyclopsetta\\_querna\\_and\\_Cyclopsetta\\_panamensis\\_Paralichthyidae\\_in\\_the\\_South\\_East\\_Gulf\\_of\\_California](https://www.researchgate.net/publication/322701862_Comparative_trophic_ecology_of_two_sympatric_flounders_Cyclopsetta_querna_and_Cyclopsetta_panamensis_Paralichthyidae_in_the_South_East_Gulf_of_California)
- Shark, Q. and S. Lucia. 2008. Cephalopod dietary specialization and ontogenetic partitioning of the Australian weasel shark *Hemigaleus australiensis* White, Last & Compagno. *Fish Biol.*, 72: 917-936. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01771.x>
- Tafurt, D., Molina, A. y Duque, G. 2021. Hábitos alimentarios de tres especies de peces lenguados (Pleuronectiformes : Achiridae) en la Bahía de Buenaventura , Pacífico Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 69: 1055–1068. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i3.41922>
- Tavera, J., A. Acero P. and P.C. Wainwright. 2018. Multilocus phylogeny, divergence times, and a major role for the benthic-to-pelagic axis in the diversification of grunts (Haemulidae). *Mol. Phylogen. Evol.*, 121: 212-223. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2017.12.032>
- Vargas, M., S. Cifuentes y E. Empanza. 1999. Espectro trófico de peces concurrentes al área de crianza Playa Chipana (21°19'S - 70°04'W) del norte de Chile. *Rev. Biol. Trop.*, 47(3). [https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77441999000300034](https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77441999000300034)
- Vásquez, D., A. Molina and G. Duque. 2021. Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 50(1): 29-44.
- Vivas-Aguas, J. L., M. Vargas-Morales, K.G. Oñate, M. Villarraga y D. Sánchez. 2014. Vulnerabilidad de la población costera frente a la contaminación orgánica y microbiológica en la bahía de Buenaventura. *Invemar*, 76, 24 p. [http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/b489b58e3437-4593-bfb8-5705e9a71e66/Inf-fin\\_CC\\_Buenaventura-.pdf?ticket=TICKET\\_f7a79ef72132531446b0c07ecfab081c1577153c](http://cinto.invemar.org.co/alfresco/d/d/workspace/SpacesStore/b489b58e3437-4593-bfb8-5705e9a71e66/Inf-fin_CC_Buenaventura-.pdf?ticket=TICKET_f7a79ef72132531446b0c07ecfab081c1577153c)

RECIBIDO/RECEIVED: 04/11/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 08/07/2021





## NOTA/NOTE

# Respuesta a corto plazo de parámetros fisicoquímicos del agua a la rehabilitación hidrológica de caños en manglares de Cispatá, Caribe colombiano

## Short-term response of water physicochemical parameters to the hydrological rehabilitation of channels in mangroves from Cispatá, Colombian Caribbean

Ostín Garcés-Ordóñez<sup>1,2,3\*</sup>, Jenny Alexandra Rodríguez-Rodríguez<sup>1</sup>, Luisa Espinosa Díaz<sup>1,3</sup>,  
 0000-0001-7942-0371  0000-0001-8082-8374  0000-0003-1452-3104

Fabián Escobar Toledo<sup>1</sup> y Denise Delvalle Borrero<sup>4</sup>  
 0000-0003-2479-6755  0000-0002-7696-9710

1. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" –Invemar. Santa Marta, Colombia. [ostin.garcés@invemar.org.co](mailto:ostin.garcés@invemar.org.co)\*; [alexandra.rodríguez@invemar.org.co](mailto:alexandra.rodríguez@invemar.org.co); [luisa.espinosa@invemar.org.co](mailto:luisa.espinosa@invemar.org.co); [fabian.escobar@invemar.org.co](mailto:fabian.escobar@invemar.org.co)
  2. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Programa de Maestría en Gestión Ambiental de Sistemas Marinos y Costeros. Santa Marta, Colombia.
  3. Red de Vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia –REDCAM, Santa Marta, Colombia.
  4. Universidad Tecnológica de Panamá, Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas. Ciudad de Panamá, Panamá. [denise.borrero@utp.ac.pa](mailto:denise.borrero@utp.ac.pa)
- \* Autor de correspondencia

## RESUMEN

Se evaluó la respuesta en el corto plazo (< seis meses) de parámetros fisicoquímicos del agua a la rehabilitación hidrológica (RH) de caños colmatados en manglares de Cispatá, Caribe colombiano. Entre septiembre 2018 y septiembre 2019 se midieron parámetros fisicoquímicos antes y después de la RH. Se calculó el Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras (ICAM<sub>PF</sub>) en caños y ciénagas. La calidad del agua antes de la RH en algunas estaciones era pésima, en otras inadecuada y aceptable; después de cinco meses de la RH, la calidad fue aceptable en todas las estaciones. Después de la RH la salinidad y temperatura del agua dentro del manglar disminuyeron a valores adecuados para las plántulas de mangles. En el corto plazo, la RH mejoró significativamente las condiciones fisicoquímicas del agua en caños, ciénagas y dentro del manglar para la preservación de fauna y plántulas de mangles. Los resultados son aplicables en la gestión de la restauración de manglares y su manejo adaptativo.

**PALABRAS CLAVE:** rehabilitación de manglar, calidad del agua, regeneración natural, indicadores de restauración.

## ABSTRACT

The present study evaluated the short-term response (< six months), of water physicochemical parameters to hydrological rehabilitation (HR) of clogged channels in mangrove of Cispatá, Colombian Caribbean. Between September 2018 and September 2019, we measure the water physicochemical parameters before and after the HR. The index of marine and coastal water quality (ICAM<sub>PF</sub>) in channels and swamps was calculated. Before the HR, in some stations, water quality was very poor, in other inadequate, and in other acceptable; after five months of HR in all stations, water quality became acceptable. After HR, the salinity and temperature of the water within the mangrove decreased to adequate values for the mangrove seedlings. In the short term, HR significantly improved the physicochemical conditions of the water required for the preservation of fauna and seedlings in the channels, swamps, and within the mangrove forest. Our findings are applicable in the mangrove restoration management and their adaptive handling.

**KEYWORDS:** mangrove rehabilitation, water quality, natural regeneration, restoration indicators.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1106>

Publicado por INVEMAR

Este es un manuscrito de acceso abierto bajo la licencia CC Reconocimiento-No Comercial-Compartir Igual

Published by INVEMAR

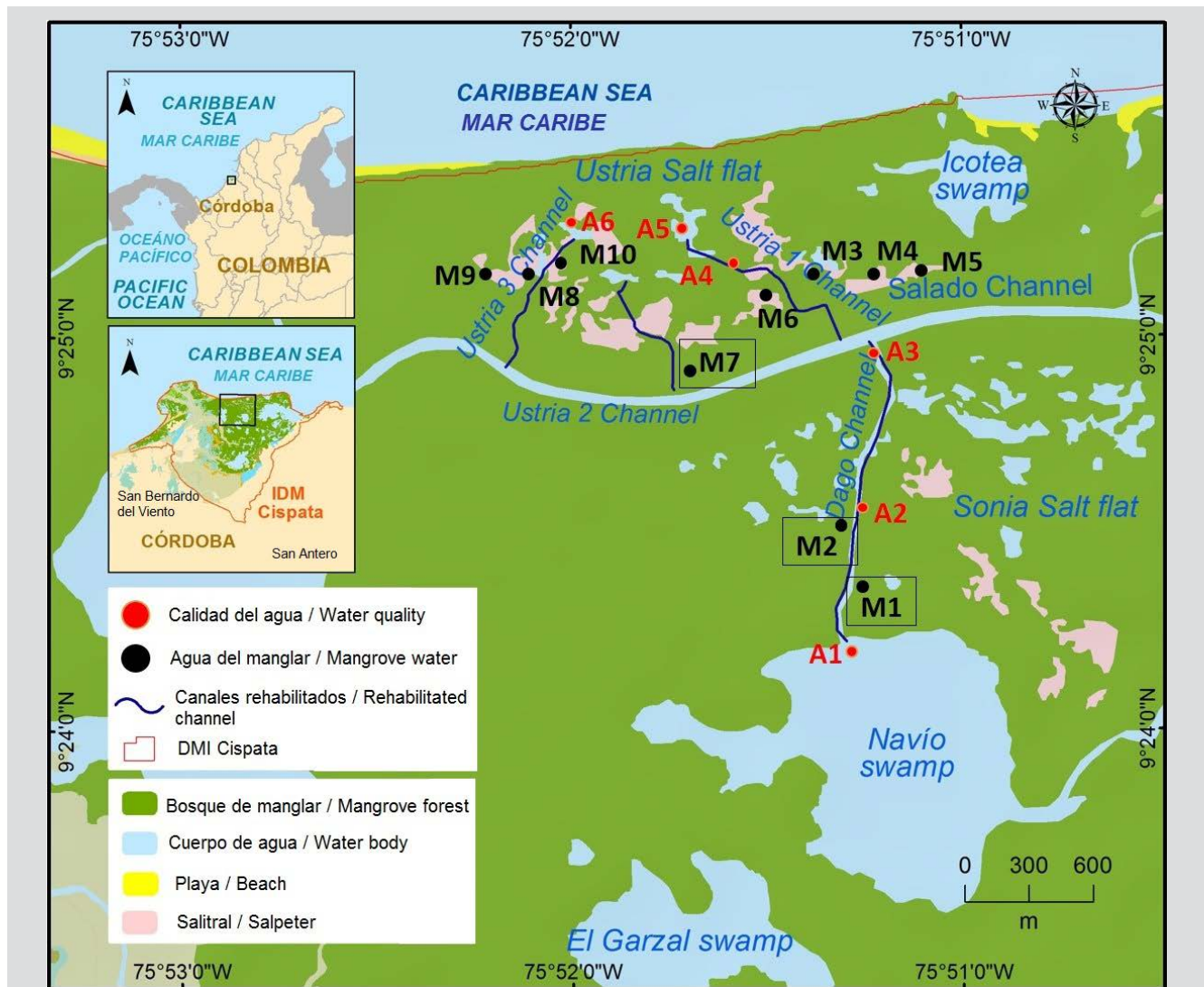
This is an open Access article under the CC BY-NC-SA

La rehabilitación hidrológica (RH) es una técnica de la restauración ecológica que busca reparar los procesos y la funcionalidad de la hidrología en ecosistemas donde su alteración ha causado la degradación (Lewis, 2005). Esta técnica se ha implementado en manglares centroamericanos y colombianos (Sánchez-Páez *et al.*, 2004; Teutli y Herrera, 2016).

El Distrito de Manejo Integrado Cispata (DMI Cispata) es un área protegida de ~ 27 171 ha del Caribe colombiano, donde algunas áreas del manglar, como el sector Dago-Ustria (Figura 1), se han deteriorado por la colmatación de caños, interrupción de flujos hídricos y salitral, que afectan la calidad del agua (CVS e Invemar, 2010; Invemar, 2017). En 2019, instituciones ambientales

Hydrological rehabilitation (HR) is an ecological restoration technique that aims to repair the processes and functionality of hydrology in ecosystems where its alteration has caused degradation (Lewis, 2005). Different authors have implemented this technique in Central American and Colombian mangroves (Sánchez-Páez *et al.*, 2004; Teutli and Herrera, 2016).

The Cispata Integrated Management District (DMI Cispata) is a protected area of ~ 27 171 ha on the Colombian Caribbean coast, where some mangrove areas, such as the Dago-Ustria sector (Figure 1), have deteriorated due to the clogging of channels, interruption of water flows, and salt crust formation, which affect water quality (CVS and Invemar, 2010; Invemar, 2017). In 2019, environmental



**Figura 1.** Área de estudio. Puntos rojos (A1–A6) y negros (M1–M10): estaciones de calidad del agua en caños–ciénagas y dentro manglar. Estaciones M1, M2 y M7: en manglares conservados (referencia).

**Figure 1.** Study area. Red (A1–A6) and black (M1–M10) points are the water quality stations in channels and swamps and within mangroves. Stations M1, M2, and M7 are in preserved mangroves used as a reference.



y la comunidad local rehabilitaron 3267 m de caños colmatados/taponados para restablecer la conectividad hidrológica (Invemar, 2017).

El objetivo de este estudio fue evaluar las respuestas en el corto plazo (< seis meses) de parámetros fisicoquímicos del agua en los caños rehabilitados y dentro del manglar en el sector Dago–Ustria. El manglar del sector Dago está conformado por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* (Rojas–Aguirre *et al.*, 2018). El clima es tropical lluvioso de sabana con invierno seco; los promedios multianuales (1981–2010) de precipitación oscilan entre 1000–1500 mm (mayores precipitaciones en mayo y septiembre), de temperatura entre 26–28 °C, de humedad relativa entre 80–85 % y de evapotranspiración entre 1200–1400 mm (IDEAM, 2014a, 2014b).

La dinámica hidrológica está modulada por los caudales del río Sinú (regulados desde 1999 por la Hidroeléctrica Urrá I), las épocas lluviosas y la acción del mar Caribe (Ruíz–Ochoa *et al.*, 2008). Históricamente, el río Sinú ha formado los deltas Venados (antes de 1762), Mestizos (1762–1849), Cispata (1849–1938) y Tinajones (1938–actual) (Serrano, 2004; Ramos *et al.*, 2015). En el DMI Cispata se presentan aguas bajas (enero–mayo) y aguas altas (junio–diciembre) con el descenso o aumento del caudal del río Sinú respecto al promedio anual (389 m<sup>3</sup>/S), con un desfase de uno o dos meses de las épocas secas y lluviosas (Ramos *et al.*, 2015).

Considerando lo anterior, los muestreos se realizaron en septiembre 2018 (antes de la RH, época lluviosa), marzo 2019 (antes de la RH, época seca), junio 2019 (después de dos meses de la RH, época seca) y septiembre 2019 (después de cinco meses de la RH, época lluviosa). Desde agosto 2018 a julio 2019 se presentaron condiciones Niño y desde agosto a diciembre de 2019 condiciones normales (NOAA, 2020).

En abril 2019, se realizó la RH de los caños Dago (1500 m), Ustria–1 (602 m), Ustria–2 (700 m) y Ustria–3 (465 m; Figura 1), usando machetes, hachas y palas, removiendo el material vegetal y el sedimento hasta 1 m de profundidad y mínimo 1 m de ancho (Figura 2). En los caños Ustria–1 y Ustria–3 se realizaron aperturas de dos canales secundarios de 40 m de largo, 50 cm de profundidad y 1 m de ancho, para la entrada de agua a los salitrales (Figura 1).

Para evaluar la calidad del agua en caños y ciénagas se establecieron seis estaciones de muestreo (A1–A6; Figura 1). Se midieron *in situ* la temperatura,

institutions and the local community rehabilitated 3267 m of clogged/plugged channels to restore hydrological connectivity (Invemar, 2017).

The objective of this study was to evaluate the short–term responses (< six months) of the water physicochemical parameters in the rehabilitated channels and within the mangrove forests in the Dago–Ustria sector. Species *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, and *Laguncularia racemosa* make up the mangrove forest in Dago sector (Rojas–Aguirre *et al.*, 2018). The climate is tropical rainy savanna with a dry season; multiannual averages (1981–2010) of precipitation range between 1000–1500 mm (heavier rainfall in May and September), temperature between 26–28 °C, relative humidity between 80–85 %, and evapotranspiration between 1200–1400 mm (IDEAM, 2014a, 2014b).

The hydrological dynamics are modulated by the flows of the Sinú River (regulated since 1999 by Urrá I hydroelectric dam), the rainy seasons and the action of the Caribbean Sea (Ruíz–Ochoa *et al.*, 2008). Historically, the Sinú River has formed the deltas Venados (before 1762), Mestizos (1762–1849), Cispata (1849–1938), and Tinajones (1938–present) (Serrano, 2004; Ramos *et al.*, 2015). In the DMI Cispata, low waters (January–May) and high waters (June–December) correspond to a decrease or increase in the flow of the Sinú River with respect to the annual average (389 m<sup>3</sup>/S), lagging by one or two months from the dry and rainy seasons (Ramos *et al.*, 2015).

Considering the above, the samplings were carried out in September 2018 (before HR, rainy season), March 2019 (before HR, dry season), June 2019 (after two months of HR, dry season), and September 2019 (after five months of HR, rainy season). From August 2018 to July 2019, Niño conditions were present, the condition were normal from August to December 2019 (NOAA, 2020).

In April 2019, the HR of the Dago (1500 m), Ustria–1 (602 m), Ustria–2 (700 m), and Ustria–3 (465 m) channels were carried out (Figure 1), using machetes, axes, and shovels removing plant material and sediment up to 1 m deep and at least 1 m wide (Figure 2). In the Ustria–1 and Ustria–3 channels, we made two secondary channels of 40 m long, 50 cm deep, and 1 m wide, to enable water to flow into the salt planes (Figure 1).

To evaluate the water quality in channels and swamps, we established six sampling stations (A1–A6; Figure 1). We measure *in situ* temperature, salinity, pH,





**Figura 2.** Rehabilitación de los Caños Dago **a)** y Ustria 1 **b)** en el DMI Cispatá. Fotos: ASOMAPESCA e Invemar.

**Figure 2.** Rehabilitation of the Dago **a)** and Ustria-1 **b)** channels in the DMI Cispatá. Photos: ASOMAPESCA and Invemar.

salinidad, pH y oxígeno disuelto (OD) del agua superficial, tres veces en cada estación, usando un multiparámetro HACH. Además, se recolectó una muestra de agua a 30 cm de profundidad, con testigo de campo, blanco viajero y réplicas, para medir los parámetros descritos en la Tabla 1. Antes de la RH en época lluviosa, no fue posible realizar las mediciones en la estación A6.

and dissolved oxygen (DO) of the surface water, three times at each station, using a HACH multiparameter. Additionally, we collected a water sample at a depth of 30 cm, with field control, traveling control sample, and replicas, to measure the parameters described in Table 1. Before HR in the rainy season, we were unable to perform measurements at station A6.

**Tabla 1.** Métodos de laboratorio utilizados para el análisis de parámetros de calidad de agua.

**Table 1.** Laboratory methods used for the analysis of water

Parámetros / Parameters	Unidad de medida / Measurement unit	Métodos de Análisis / Analysis methods
Nitratos / Nitrates	µg N-NO <sub>3</sub> /L	<b>Método colorimétrico, reducción con cadmio</b> / Colorimetric method, reduction with cadmium (Strickland and Parsons, 1972).
Ortofosfatos / Orthophosphates	µg P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> /L	<b>Método colorimétrico del ácido ascórbico</b> / Ascorbic acid colorimetric method (Strickland and Parsons, 1972).
Clorofila <i>a</i> / Chlorophyll <i>a</i>	µg Chl <i>a</i> /L	<b>Filtración en membrana de fibra de vidrio Whatman GF/F (tamaño de poro 0.7 µm), secado a 20 °C, extracción con acetona al 90 % y medición en espectrofotómetro</b> / Filtration on a Whatman GF/F glass fiber membrane (0.7 µm pore size), drying at 20 °C, extraction with 90 % acetone and measurement in a spectrophotometer (APHA <i>et al.</i> , 2017).
Sólidos suspendidos totales-SST / Total Suspended Solids-TSS	mg SST/L	<b>Filtración en membrana de fibra de vidrio de 47 mm (tamaño de poro &lt;1,2 µm) previamente tratadas y pesadas, secado 103-105 °C y gravimetría</b> / Filtration on a 47 mm glass fiber membrane (<1.2 µm pore size) previously treated and weighed, drying 103-105 °C and gravimetry (APHA <i>et al.</i> , 2017).
Demanda bioquímica de oxígeno-DBO <sub>5</sub> / Biochemical oxygen demand-BOD <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	<b>Incubación sin dilución durante 5 días a 20 °C</b> / Incubation without dilution for 5 days at 20 °C (Garay <i>et al.</i> , 2003).

Dentro del manglar se seleccionaron diez estaciones (M1–M10; Figura 1), de las cuales M1–M2 y M7 se ubicaron en el manglar conservado como referencia. Las estaciones M3–M6, M8–M10 se ubicaron en el manglar degradado por salitres. En cada estación se midieron en tres puntos la salinidad, temperatura y pH en el agua superficial e intersticial (profundidad: 0,5 m), usando el multiparámetro HACH y el nivel del agua utilizando una regla. Para obtener las muestras de agua intersticial se utilizó la metodología de Invemar (2018a). En la estación M7 no fue posible realizar las mediciones antes de la RH en época lluviosa.

Los resultados se compararon con los criterios nacionales de preservación de flora y fauna en aguas estuarinas (MinAmbiente, 2015) y con valores de referencia. Se calculó el Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras para la Preservación de Flora y Fauna (ICAM<sub>PF</sub>) en caños y ciénagas, con los datos de OD, pH, nitratos, ortofosfatos, SST, clorofila *a* y DBO<sub>5</sub> (Invemar, 2018b), y un margen de confianza de 86 %. El ICAM<sub>PF</sub> califica la calidad del agua en óptima, adecuada, aceptable, inadecuada y pésima (Invemar, 2018b). Se determinaron las diferencias significativas entre los cuatro muestreos realizados antes y después de la RH con la prueba de Kruskal–Wallis, en InfoStat<sup>®</sup> profesional versión 2016, con un intervalo de confianza de 95 %.

En el agua superficial de caños y ciénagas disminuyeron los valores de temperatura, salinidad y pH después de la RH (Figura 3a–c), presentando diferencias significativas entre los muestreos antes y después de la RH (Temperatura:  $P = 0,006$ ; Salinidad:  $P = 0,004$ ; pH,  $P = 0,011$ ). El OD aumentó ligeramente después de la RH en algunas estaciones (Figura 3d), sin presentar diferencias significativas. La DBO<sub>5</sub>, nitratos y nitritos aumentaron y los SST disminuyeron después de la RH (Figura 3e–h), mostrando diferencias significativas antes y después de la RH (DBO<sub>5</sub>:  $P = 0,006$ ; SST:  $P = 0,005$ ; nutrientes:  $P = 0,001$ ). La concentración de clorofila *a* no presentó diferencias significativas.

El ICAM<sub>PF</sub> mostró que antes de la RH en época de lluvias, la calidad del agua fue pésima e inadecuada en las estaciones A2 y A6 respectivamente, y aceptable en las demás estaciones; y en la época seca, la calidad fue inadecuada en las estaciones A4–A6 y aceptable en las estaciones A1–A3 (Figura 4). Después de dos meses de la RH, la calidad del agua mejoró en todas las estaciones, con excepción de A1 y A4; y después de cinco meses la calidad fue aceptable en todas las estaciones (Figura 4).

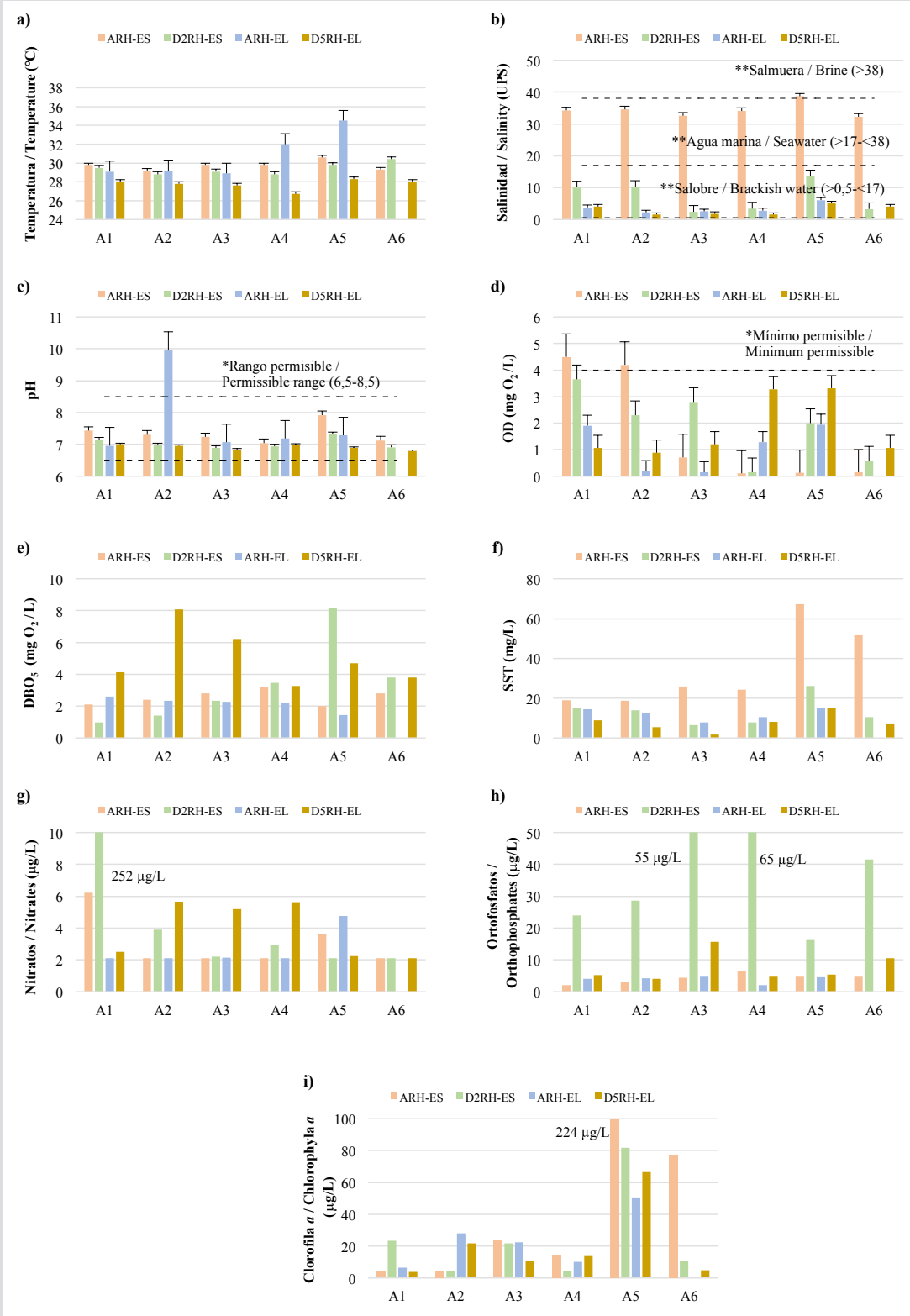
quality parameters.

We selected ten stations within the mangrove forest (M1–M10; Figure 1), of which M1–M2 and M7 were located in the preserved mangrove as reference stations. Stations M3–M6, M8–M10 were located in the mangrove forest degraded by the salt crust formation. At each station, the salinity, temperature, and pH in the surface and interstitial waters (depth: 0.5 m) were measured at three points, using the HACH multiparameter, and the water level was determined using a ruler. We use the methodology Invemar (2018a) to obtain the interstitial water samples. At station M7, it was not possible to perform measurements before HR in the rainy season.

We compared our results with the national criteria for flora and fauna preservation in estuarine waters (MinAmbiente, 2015) and with reference values. The Index of Marine and Coastal Waters Quality for Flora and Fauna Preservation (ICAM<sub>PF</sub>) was calculated in channels and swamps, with data of DO, pH, nitrates, orthophosphates, TSS, chlorophyll *a*, and BOD<sub>5</sub> (Invemar, 2018b), and with a confidence margin of 86 %. The ICAM<sub>PF</sub> qualifies the water quality as optimal, adequate, acceptable, inadequate, and poor (Invemar, 2018b). The significant differences between the four samplings carried out before and after the HR were determined with the Kruskal–Wallis test, in InfoStat<sup>®</sup> professional version 2016, with a 95 % confidence interval.

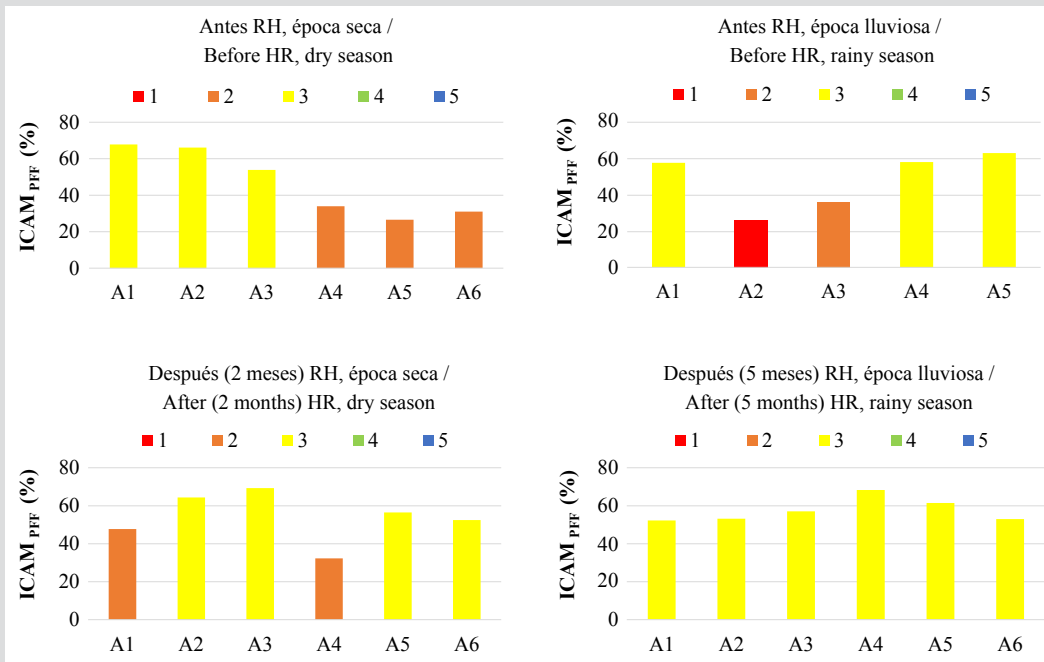
In the surface water of channels and swamps, the values of temperature, salinity, and pH decreased after the HR (Figure 3a–c), showing significant differences between the samplings before and after the HR (Temperature:  $P = 0.006$ ; Salinity:  $P = 0.004$ ; pH,  $P = 0.011$ ). The DO increased slightly after HR in some stations (Figure 3d), without significant differences. BOD<sub>5</sub>, nitrates and nitrites increased and TSS decreased after HR (Figure 3e–h), showing significant differences before and after HR (BOD<sub>5</sub>:  $P = 0.006$ ; TSS:  $P = 0.005$ ; nutrients:  $P = 0.001$ ). The chlorophyll-*a* concentration did not show significant differences.

The ICAM<sub>PF</sub> showed that before the HR in the rainy season the water quality was poor and inadequate at stations A2 and A6 respectively, and acceptable in the other stations; and in the dry season, the water quality was inadequate at stations A4–A6 and acceptable at stations A1–A3 (Figure 4). After two months of the HR, water quality improved at all the stations, except for A1 and A4; and after five months, the water quality was acceptable at all stations (Figure 4).



**Figura 3.** Resultados de los parámetros fisicoquímicos del agua en caños y ciénagas: ARH-ES (antes RH, época seca), D2RH-ES (después de dos meses RH, época seca), ARH-EL (antes RH, época lluviosa) y D5RH-EL (después de cinco meses RH, época lluviosa). \*\*Referencia para clasificación del agua según salinidad (Knox, 2001). \*Límites permisibles de la legislación colombiana para la preservación de flora y fauna en aguas estuarinas (MinAmbiente, 2015).

**Figure 3.** Results of the water physicochemical parameters in channels and swamps: ARH-ES (before HR, dry season), D2RH-ES (after two months of HR, dry season), ARH-EL (before HR, rainy season) and D5RH-EL (after five months of HR, rainy season). \*\*Reference for water classification according to salinity (Knox, 2001). \*Permissible limits of Colombian legislation for flora and fauna preservation in estuarine waters (MinAmbiente, 2015).



**Figura 4.** Resultados del ICAM<sub>PFF</sub> antes y después de la RH en el sector Dago–Ustria, DMI Cispata. Clasificación de la calidad del agua según el ICAM<sub>PFF</sub>: 1) pésima, 2) inadecuada, 3) aceptable, 4) adecuada y 5) óptima.

**Figure 4.** ICAM<sub>PFF</sub> results before and after HR in the Dago–Ustria sector, DMI Cispata. Classification of water quality according to ICAM<sub>PFF</sub>: 1) poor, 2) inadequate, 3) acceptable, 4) adequate, and 5) optimal.

Después de la RH aumentó la inundación dentro del manglar (Figura 5a), mostrando diferencias significativas antes y después de la RH ( $P = 0,0001$ ). Las mayores salinidades, temperatura y pH se registraron en las estaciones del manglar degradado, las cuales disminuyeron después de la RH (Figura 5b–d), mostrando diferencias significativas antes y después de la RH (Salinidad:  $P = 0,0028$ ; temperatura:  $P = 0,0001$ ; pH:  $P = 0,0005$ ). Entre las estaciones de referencia y las del manglar degradado, la salinidad, temperatura y pH del agua después de la RH no fueron significativamente diferentes.

La RH mejoró las condiciones fisicoquímicas del agua en el área de estudio, resultando en condiciones aceptables para la preservación de fauna y mangles. La temporada climática puede acelerar o limitar los cambios en los parámetros fisicoquímicos del agua (Invemar, 2018a); por lo cual, el monitoreo de la calidad del agua a largo plazo es necesario.

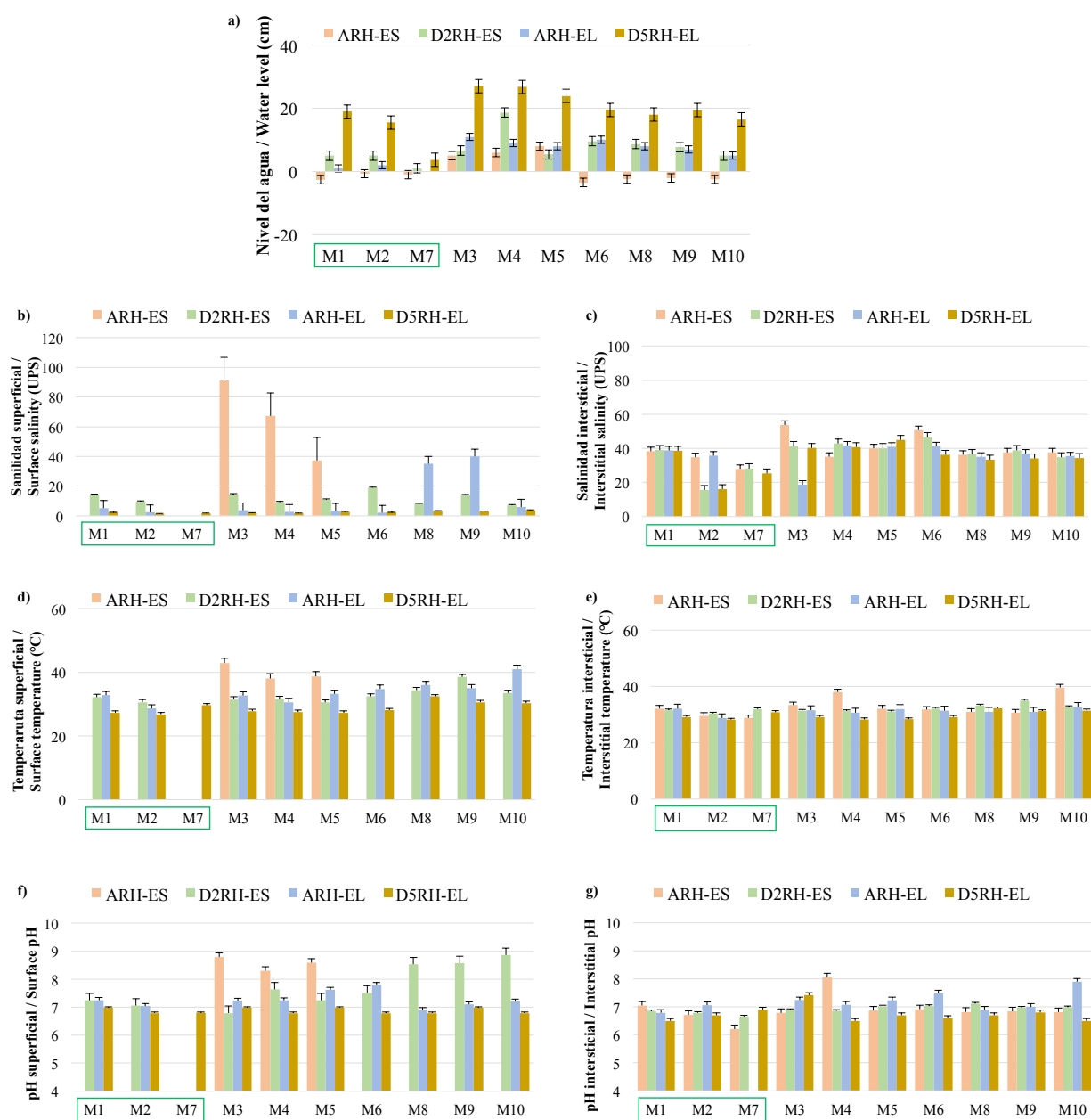
La RH permitió el ingreso de agua dulce hacia los caños, ciénaga y dentro del manglar de Ustria en la época seca, disminuyendo la salinidad a  $< 10$ . Esta salinidad es característica de aguas salobres oligohalinas ( $> 0,6–10$ ; Knox, 2001), óptima para el crecimiento de las plántulas ( $3–27$ ; Krauss *et al.*, 2008). Asimismo, la temperatura

After the HR, flooding within the mangrove forest increased (Figure 5a), showing significant differences before and after the HR ( $P = 0.0001$ ). The highest salinities, temperature, and pH were recorded at the degraded mangrove stations, which decreased after HR (Figure 5b–d), showing significant differences before and after HR (Salinity:  $P = 0.0028$ ; temperature:  $P = 0.0001$ ; pH:  $P = 0.0005$ ). Between the reference stations and those of the degraded mangrove, salinity, temperature, and pH of the water after the HR were not significantly different.

The HR improved the physicochemical conditions of the water in the study area, resulting in acceptable conditions for the preservation of fauna and mangrove plants. The climatic season can accelerate or limit the changes in the water physicochemical parameters (Invemar, 2018a); therefore, long-term water quality monitoring is necessary.

The HR allowed freshwater to enter the channels, swamp, and within the mangrove forest of the Ustria sector in the dry season, reducing salinity to  $< 10$ . This salinity is characteristic of oligohaline brackish waters ( $> 0.6–10$ ; Knox, 2001) and is optimal for seedling growth ( $3–27$ ; Krauss *et al.*, 2008). Likewise, the temperature of the surface water decreased. At the M3 station,  $43\text{ }^{\circ}\text{C}$  were recorded in the





**Figura 5.** Resultados de los parámetros fisicoquímicos del agua dentro del manglar. Muestras: ARH-ES (antes de la RH, época seca), D2RH-ES (después de dos meses de la RH, época seca), ARH-EL (antes de la RH, época lluviosa) y D5RH-EL (después de cinco meses de la RH, época lluviosa). Los recuadros verdes señalan las parcelas de referencia (M1, M2 y M7).

**Figure 5.** Results of the physicochemical parameters of the water within the mangrove forest. Sampling: ARH-ES (before HR, dry season), D2RH-ES (after two months of HR, dry season), ARH-EL (before HR, rainy season), and D5RH-EL (after five months of HR, rainy season). The green boxes indicate the reference plots (M1, M2, and M7).

del agua superficial disminuyó. En la estación M3 se registraron 43 °C en el agua superficial antes de la RH, la cual supera 35 °C y puede afectar el crecimiento de propágulos (Febles *et al.*, 2007), además provocar lesiones necróticas en las hojas al superar 40 °C (Krauss *et al.*, 2008) e influir sobre otros parámetros fisicoquímicos relacionados con la nutrición (Reef *et al.*, 2010). Después de la RH la

surface water before the HR, which exceeds 35 °C and can affect the growth of propagules (Febles *et al.*, 2007), besides causing necrotic lesions on the leaves by overcoming 40 °C (Krauss *et al.*, 2008) and influencing other physicochemical parameters related to nutrition (Reef *et al.*, 2010). After HR, the water temperature ranged between 28–32 °C, adequate for the growth of mangrove seedlings (Krauss *et al.*, 2008).



temperatura del agua osciló entre 28–32 °C, adecuada para el crecimiento de las plántulas (Krauss *et al.*, 2008).

El pH del agua en caños y ciénagas estuvo dentro del rango permisible para la preservación de flora y fauna (Figura 3c). Dentro del manglar, el pH del agua fue similar al registrado en las estaciones de referencia, y estuvo dentro del rango típico reportado para manglares del Caribe colombiano (5,0–8,2; Garcés–Ordóñez y Vivas–Aguas, 2014), que favorecen la disponibilidad de nutrientes esenciales (Reef *et al.*, 2010). El OD en la mayoría de las estaciones fue menor al límite permisible para la preservación de flora y fauna en aguas estuarinas (Figura 3d) y por debajo de 2 mg O<sub>2</sub>/L (condición subóxica), asociado a la DBO<sub>5</sub> que aumentó, posiblemente por la remoción de materia orgánica durante la RH.

En conclusión, en el corto plazo, la RH en el sector Dago–Ustria, indujo cambios rápidos en las condiciones fisicoquímicas del agua en caños, ciénagas y dentro del manglar degradado, mejorando la calidad del agua para la preservación de fauna y mangles. Es necesario el monitoreo de la calidad del agua a largo plazo (> cinco años) para evidenciar cambios significativos ajustados a las variaciones ambientales temporales, así como la inclusión y seguimiento de indicadores biológicos (peces y regeneración natural) que respondan a las mejoras de las condiciones del hábitat. Este monitoreo a largo plazo contribuirá con información para el manejo adaptativo de la restauración de manglares en el DMI Cispatá y de otras áreas en Colombia.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo hace parte de la Acción MAPCO, cofinanciada por la Unión Europea, Invemar y Fundación Natura. Gracias al Invemar y a la Universidad Jorge Tadeo Lozano por el soporte institucional, al investigador Felipe Valencia por el apoyo cartográfico y a la comunidad de San Antero por el apoyo en los trabajos de campo. Contribución científica del Invemar No. 1299.

The pH of the water in channels and swamps was within the permissible range for flora and fauna preservation (Figure 3c). Within the mangrove forest, the pH of the water was similar to that registered at the reference stations and was within the typical range reported for mangroves from the Colombian Caribbean (5.0–8.2; Garcés–Ordóñez and Vivas–Aguas, 2014). This pH favors the availability of essential nutrients (Reef *et al.*, 2010). At most stations, the DO was lower than the permissible limit for flora and fauna preservation in estuarine waters (Figure 3d) and below 2 mg O<sub>2</sub>/L (suboxic condition), associated with the increased BOD<sub>5</sub>, possibly due to the removal of organic matter during the HR.

In conclusion, in the short term, the HR in the Dago–Ustria sector induced rapid changes in the physicochemical conditions of the water in the channels, swamps, and within the degraded mangrove forest, improving the water quality for the preservation of fauna and mangrove plants. Long-term water quality monitoring (> five years) is necessary to show significant changes adjusted to temporary environmental variations. In addition, it is equally necessary to include and monitor of biological indicators (fish and natural regeneration) that respond to improvements in the habitat conditions. This long-term monitoring will yield information for the adaptive management of mangrove restoration in the Cispatá DMI and in other mangrove areas of Colombia.

## ACKNOWLEDGMENTS

This work is part of the MAPCO Action, co-financed by the European Union, Invemar, and Natura Foundation. Thanks to Invemar and Universidad Jorge Tadeo Lozano for the institutional support, to the researcher Felipe Valencia for the cartographic support and to the San Antero community for the support in the fieldwork. Scientific contribution of Invemar No. 1299.

## BIBLIOGRAFÍA/ LITERATURE CITED

- APHA, AWWA and WEF. 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23 rd ed. Am. Public Health Assoc., Am. Water Works Assoc., Water Environ. Fed., Washington. 1400 p.
- CVS e Invemar. 2010. Plan integral de manejo del Distrito de Manejo Integrado (DMI) bahía de Cispatá – La Balsa – Tinajones y sectores aledaños del delta estuarino del río Sinú, departamento de Córdoba. Rojas, G. X y P. Sierra–Correa (eds.). Serie de Publicaciones Especiales 18 Invemar. 141 p.
- Febles, J. L., J. Novelo López y E. Batllori Sampedro. 2007. Efecto de factores abióticos en el desarrollo de raíces primarias, crecimiento y supervivencia de propágulos en *Rhizophora mangle*. Madera y bosques, 13(2): 15–27. <https://dx.doi.org/10.21829/myb.2007.1321226>
- Garay, J., G. Ramírez, J. M. Betancourt, B. Marín, B. Cadavid, L. Panizzo, L. Lesmes, J. E. Sánchez, S.H. Lozano y A. Franco. 2003. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos: Aguas, sedimentos y organismos. Invemar, Santa Marta. 148 p.

- Garcés–Ordóñez, O. y L.J. Vivas–Aguas. 2014. Calidad del agua en áreas priorizadas de manglar en el Caribe y Pacífico colombianos. Convenio No. 190 de 2014 MADS–Invemar, Santa Marta. 137 p.
- IDEAM. 2014a. Clasificaciones climáticas. Inst. Hidrol., Met., Est. Amb. <http://atlas.ideam.gov.co/cclimatologicas/info/clasifclim.html>
- IDEAM. 2014b. Atlas climatológico de Colombia 1981–2010. Inst. Hidrol., Met., Est. Amb.. <http://atlas.ideam.gov.co/visorAtlasClimatologico.html>
- Invemar. 2017. Plan básico de restauración y monitoreo para 150 ha de manglar en el distrito de manejo integrado de Cispatá, Córdoba. Inf. técn. final. Santa Marta, 43 p.
- Invemar. 2018a. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Inf. Técn. Final 2017. Vol.16. Santa Marta 174 p.+ anexos. <http://www.invemar.org.co/inf-cgsm>
- Invemar. 2018b. Indicador de calidad de aguas marinas y costeras para la preservación de flora y fauna. Disponible desde internet en: <http://siam.invemar.org.co/redcam-icam> (con acceso el 27/01/2018).
- Knox, G.A. 2001. The ecology of seashore. CRC Press, Boca Raton, EE. UU. 557 p.
- Krauss, K., C. Lovelock, K. Mckee, L. López–Hoffman, S. Ewe and W. Sousa. 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: a review. *Aquat. Bot.*, 89: 105–127. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>.
- Lewis, R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecol. Eng.*, 24(4): 403–418. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.10.003>
- MinAmbiente. 2015. Decreto 1076 de 26 de mayo de 2015. Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, 653 p. <https://www.suin-juriscol.gov.co/viewDocument.asp?id=30019960>
- NOAA. 2020. Historical El Nino / La Nina episodes (1950–present). [https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ONI\\_v5.php](https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php)
- Ramos, L., C. Giraldo, J. Beltran, H. Bustos, H. Castillo, R. Acevedo, C. Ruiz, F. Valencia y J. Bolaño. 2015. Plan de seguimiento y monitoreo de la zona deltaico estuarina del río Sinú (noviembre 2000 – diciembre 2015). Invemar. Inf. Técn. Final, fase XVIII empresa URRÁ S.A. E.S.P., Santa Marta. 388 p + anexos y mapas.
- Reef, R., I. Feller and C. Lovelock. 2010. Nutrition of mangroves. *Tree Physiol.*, 30 (9): 1148–1160. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq048>
- Rojas–Aguirre, S., L. Cardona, O. Garcés–Ordóñez y J. Beltran. 2018. Monitoreo ambiental de los manglares de Cispatá, Córdoba, para el fortalecimiento del Sistema de Información para la Gestión de los manglares de Colombia–SIGMA. Informe técnico final convenio 032–2017 CVS–URRÁ S.A. E.S.P. e Invemar. Código PRY–CAM–017–17, Santa Marta. 48 p.
- Ruiz–Ochoa, M., G. Bernal y J. Polanía. 2008. Influencia del río Sinú y el mar Caribe en el sistema lagunar de Cispatá. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 37(1): 29–49. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2008.37.1.180>
- Sánchez–Páez, H., G. Ulloa y H. Tavera. 2004. Manejo integral de los manglares por comunidades locales, Caribe de Colombia. Proyecto PD 60/01 Rev. 1. (F): manejo sostenible y restauración de los manglares por comunidades locales del Caribe de Colombia. MAVDT, CONIF y OIMT. Bogotá. 335 p.
- Serrano, B. 2004. The Sinú river delta on the northwestern Caribbean coast of Colombia: Bay infilling associated with delta development. *J. SA Earth Sci.*, 16(7): 623–631. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2003.10.005>
- Strickland, J.D.H. and T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2nd Ed. Fish. Res. Board Canada, Ottawa. 328 p. [https://epic.awi.de/id/eprint/39262/1/Strickland-Parsons\\_1972.pdf](https://epic.awi.de/id/eprint/39262/1/Strickland-Parsons_1972.pdf)
- Teutli, C. y J. Herrera–Silveira. 2016. Capítulo 20: Estrategia de restauración de manglares de México: el caso Yucatán. 459–484. En: Ceccon, E. y C. Martínez (Eds.) Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas. Prim. Ed. UNAM, UAEM Conabio, Cuernavaca. 577 p. <https://www.crim.unam.mx/web/sites/default/files/Experiencias%20mexicanas.pdf>

**RECIBIDO/RECEIVED:** 15/08/2020

**ACEPTADO/ACCEPTED:** 11/04/2021





## NOTA/NOTE


# La recuperación ambiental de los principales destinos de interés turístico del Caribe colombiano que generó la cuarentena del Covid-19

## The environmental recovery of the main tourist destinations in the Colombian Caribbean during the Covid-19 quarantine

Marco Correa-Ramirez\*, Wilberto Pacheco y Constanza Ricaurte-Villota

 0000-0002-4714-9553

 0000-0002-1044-7848

 0000-0003-1554-4994

*I. Programa de Geociencias, Instituto de investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" (Invemar), Santa Marta D.T.H.C., Colombia. marco.correa.r@gmail.com\*, wilberto.pacheco@invemar.org.co, constanza.ricaurte@invemar.org.co*

\* Autor de correspondencia.

## RESUMEN

Para contrarrestar la propagación de la enfermedad pandémica del Covid-19, el gobierno de Colombia decretó un periodo de cuarentena de marzo 24 a julio 1 de 2020, que obligó al cese de las actividades turísticas y al cierre de los principales destinos turísticos del Caribe colombiano: Santa Marta, Cartagena y San Andrés. Durante este periodo se percibió un incremento significativo en la calidad ambiental de estas zonas costeras. Para cuantificar los cambios ambientales en la zona costera, se analizó la variación en la concentración de la clorofila y los sólidos suspendidos totales de la misión satelital Sentinel-3, 30 días antes y después del inicio de la cuarentena. Los resultados mostraron una disminución en la concentración de clorofila (> 20 %) y sólidos suspendidos (> 40 %) frente a Santa Marta y Cartagena, pero ningún cambio significativo en San Andrés. Aunque parte de esta reducción estuvo vinculada a cambios estacionales en forzantes locales, los resultados sugieren que la recuperación ambiental podría ser un efecto remoto del cese de actividades contaminantes en el territorio continental. Así, la cuarentena Covid-19 proporciona un referente para observar efectos de las actividades productivas y turísticas, potencialmente útil para establecer la capacidad de carga y recuperación de ecosistemas costeros.

**PALABRAS CLAVE:** Zona costera, indicadores ambientales, sensoramiento remoto, calidad ambiental, Covid-19

## ABSTRACT

To counteract the spread of the Covid-19 pandemic disease, the Colombian government decreed a quarantine period from March 24 to July 1, 2020, which forced the cessation of tourist activities and the closure of the main tourist destinations of the Colombian Caribbean: Santa Marta, Cartagena, and San Andrés. During this period, a significant increase in the environmental quality of these coastal zones was perceived. To quantify environmental changes in the coastal zone, the variation in chlorophyll concentration and total suspended solids observed by the Sentinel-3 satellite mission, 30 days before and after the start of the quarantine, was analyzed. The results showed a decrease in the concentration of chlorophyll (> 20 %) and suspended solids (> 40 %) in Santa Marta and Cartagena, but no significant change in San Andrés. Although part of this reduction was linked to seasonal changes in local forces, the results suggest that environmental recovery could be a remote effect of the cessation of polluting activities in the continental territory. Thus, the Covid-19 quarantine provides a reference to observe the effects of productive and tourist activities, potentially useful to establish the carrying capacity and recovery of coastal ecosystems.

**KEYWORDS:** Coastal zone, environmental indices, remote sensing, environmental quality, Covid-19

El Covid-19 es una enfermedad altamente infecciosa causada por un nuevo tipo de coronavirus que fue notificado por primera vez en Wuhan (China) el 31 de diciembre de 2019 (OMS, 2020). Las primeras alertas de la enfermedad del Covid-19 fueron emitidas a principios de enero de 2020 pero debido a la rapidez de su propagación el 11 marzo es declarada pandemia por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Según el Ministerio de Salud, el primer brote en Colombia se presentó el 6/3/2020. Para disminuir el contagio y evitar el colapso de los servicios de salud, el 17/3/2020 la presidencia de Colombia declaró el estado de Emergencia Económica, Social y Ecológica en todo el territorio nacional (Decreto 417) y ordenó el primer periodo de Aislamiento Preventivo Obligatorio entre el 25/3/2020 al 13/4/2020 (Decreto 457), el cual fue prolongado sucesivamente del 13-27/4/2020 (Decreto 531), del 27/4/2020-11/5/2020 (Decreto 539), del 11-25/5/2020 (Decreto 636), del 25-31/5/2020 (Decreto 639) y del 1/6/2020-1/7/2020 (Decreto 749). Durante este periodo de cuarentena se restringió la libre movilización de las personas y vehículos en el territorio nacional, se cancelaron los vuelos nacionales e internacionales, se cerraron las vías nacionales, se prohibió el tráfico marítimo nacional e internacional y se cerraron las playas turísticas.

La cuarentena del Covid-19 ha tenido un profundo impacto en la industria turística de Colombia. El aislamiento obligatorio y el cierre de aeropuertos y terminales terrestres y marítimos, ha bajado la ocupación hotelera hasta en 94 % respecto al mismo periodo de 2019 (DANE, 2020a, 2020b). En los últimos años el turismo se había consolidado como un renglón promisorio para la economía nacional, contribuyendo a 3,83 % del PIB de Colombia, siendo las ciudades caribeñas de Cartagena, San Andrés y Santa Marta los principales destinos turísticos de Colombia (DANE, 2018). Para 2018 Cartagena fue la segunda ciudad del país más visitada por turistas extranjeros, fue la tercera con más turistas nacionales y se consolidó como el principal receptor de cruceros turísticos (Tabla 1). Igualmente, en Santa Marta y San Andrés el arribo de turismo nacional e internacional ha incrementado en los últimos años (Mincit, 2018). Con la declaración de cuarentena la actividad turística en estas ciudades fue paralizada, mientras se desarrollan nuevas medidas que contemplan la adopción de protocolos de bioseguridad para la reapertura de un nuevo tipo turismo post Covid-2019.

La industria del turismo inició en Colombia en los años setenta de manera espontánea sin planificación, con la construcción de grandes edificaciones hoteleras en áreas muy cercanas a la línea de costa, que incrementaron el vertimiento de residuos sin tratamiento al mar, generando la mayor parte de

The Covid-19 is a highly infectious disease caused by a new type of coronavirus that was first reported in Wuhan (China) on December 31, 2019 (OMS, 2020). The first alerts of the disease were issued in early January 2020 but due to the speed of its spread, on March 11 it was declared a pandemic by the World Health Organization (WHO). According to the Ministry of Health, the first outbreak in Colombia occurred on 3/6/2020. To reduce contagion and prevent the collapse of health services, on 3/17/2020 the Presidency of Colombia declared an Economic, Social and Ecological Emergency (Decree 417) and ordered the first period of Mandatory Preventive Isolation between 25/3/2020 to 13/4/2020 (Decree 457), which was extended successively from 13 to 27/4/2020 (Decree 531), from 04/27/2020 to 11/5/2020 (Decree 539), from 11-25/5/2020 (Decree 636), from 25-31/5/2020 (Decree 639) and from 1/6/2020-1/7/2020 (Decree 749). During the quarantine period, the free movement of people and vehicles was restricted, national and international flights were canceled, national roads were closed, maritime traffic was prohibited, and tourist beaches were closed.

The Covid-19 quarantine had a profound impact on Colombia's tourism industry. The mandatory isolation and closure of airports, land and maritime terminals, has reduced hotel occupancy by up to 94 % compared to the same period in 2019 (DANE, 2020a, 2020b). In recent years, tourism had established itself as a promising line for the national economy, contributing 3.83 % of Colombia's GDP, with the Caribbean cities of Cartagena, San Andrés and Santa Marta being the most dynamic tourist destinations (DANE, 2018). For 2018 Cartagena was the second city in the country most visited by foreign tourists, it was the third with the most national tourists and it was consolidated as the main recipient of tourist cruises (Table 1). Likewise, in Santa Marta and San Andrés the arrival of national and international tourism has increased in recent years (Mincit, 2018). With the declaration of quarantine, the tourist activity in these cities is paralyzed, while new measures are being developed that contemplate the adoption of biosafety protocols for the reopening of a new type of post-Covid-2019 tourism.

The tourism industry began in Colombia in the 1970s spontaneously and without planning, with the construction of large hotel buildings in areas very close to the coast line, which increased the dumping of untreated waste into the sea, generating the majority of current environmental problems observed in coastal ecosystems. Since 2016, the growing influx of tourists has generated overcrowding events on the most popular beaches such as Barú (Cartagena) and El

**Tabla 1.** Arribo de turistas a los principales destinos turísticos del Caribe colombiano entre 2017-2019 (Citur, 2019).

Destino / Destination	Transporte / Transportation	2017	2018	2019
Cartagena	Vuelos nacionales / Domestic flights	1,901,786	2,133,115	1,085,803
	Vuelos internacionales / International flights	361,824	485,464	262,071
	Cruceros / Cruises	331,335	360,489	193,182
Santa Marta	Vuelos nacionales / Domestic flights	820,046	977,562	566,775
	Vuelos internacionales / International flights	0	1,855	8,090
	Cruceros / Cruises	13,289	17,592	12,637
San Andrés	Vuelos nacionales / Domestic flights	943,570	944,013	510,172
	Vuelos internacionales / International flights	52,616	45,594	23,965
	Cruceros / Cruises	0	0	551

**Table 1.** Tourists arrival to the main tourist destinations in the Colombian Caribbean between 2017-2019 (Citur,2019).

los problemas actuales de degradación ambiental observados en los ecosistemas costeros del país (Williams *et al.*, 2016). Desde 2016 la creciente afluencia de turistas ha generado eventos de sobreocupación de las playas de mayor demanda como Barú (Cartagena) y El Rodadero (Santa Marta), en las cuales más de 7 000 turistas por día acuden sin control a las playas durante las temporadas vacacionales, acelerando los procesos erosivos, la contaminación y la degradación de los ecosistemas costeros (El Tiempo, 2017; Rangel *et al.*, 2018).

La interrupción súbita de la presión turística determinada por la cuarentena del Covid-19 ha hecho notoria una rápida recuperación ambiental de las zonas costeras durante las primeras semanas de la cuarentena. La publicación de fotos y videos en varios medios de comunicación, donde se observa el regreso de delfines, tortugas y aves playeras, junto con el renovado color azul de las aguas demuestran el efecto benéfico de la cuarentena en la calidad ambiental de las zonas costeras (Botero *et al.*, 2020). Sin embargo, más allá de estas primeras observaciones se desconoce aún la magnitud y los factores que propician esta recuperación ambiental.

Ante la escasez de plataformas observacionales e información actualizada de los principales destinos turísticos del Caribe colombiano (Cartagena, Santa Marta y San Andrés), para describir los cambios ambientales durante la cuarentena se analizaron datos satelitales de Clorofila-a (Chl-a) y de Sólidos Suspendedos Totales (SST) durante 30 días antes (21/2/2020-23/3/2020) y 30 días después (24/3/2020-21/4/2020) del inicio de la cuarentena (24/3/2020), registrados por el Instrumento de Color de Océano y la Tierra (OLCI) nivel-2 (L2) abordo de la misión satelital SENTINEL-3 a una resolución de 300 m (<https://coda.eumetsat.int/#/home>). Tanto la Chl-a y los SST son parámetros frecuentemente utilizados para monitorear la calidad del agua en zonas costeras y lagos. La Chl-a es una medida de abundancia de fitoplancton y un indicador de eutrofización,

Rodadero (Santa Marta), in which more than 7,000 tourists per day fill uncontrollably the beaches during the holiday seasons, accelerating erosive processes, pollution and degradation of coastal ecosystems (Williams *et al.*, 2016; El Tiempo, 2017; Rangel *et al.*, 2018).

The sudden interruption of the tourist pressure determined by the Covid-19 quarantine has favored a rapid environmental recovery of the coastal areas during the first weeks of the quarantine. The publication of photos and videos in various media, where the return of dolphins, turtles and shorebirds is observed, together with the renewed blue color of the waters, shows the beneficial effect of quarantine on the environmental quality of coastal zone (Botero *et al.*, 2020). However, beyond these first observations, the magnitude and factors that promote this environmental recovery are still unknown.

Given the scarcity of observational platforms and updated information on the main tourist destinations of the Colombian Caribbean (Cartagena, Santa Marta and San Andrés), to describe environmental changes during the quarantine, satellite data of Chlorophyll-a (Chl-a) and Total Suspended Solids (TSS) were analyzed for 30 days before (21/2/2020 to 23/3/2020) and 30 days after (24/3/2020 to 21/4/2020) of the start of the quarantine (24/3/2020), recorded by the Ocean Land Color Instrument (OLCI) level-2 aboard the Sentinel-3 mission at a resolution of 300 m (<https://coda.eumetsat.int/#/home>). Both Chl-a and TSS are parameters frequently used to monitor water quality in coastal areas and lakes. The Chl-a is a measure of phytoplankton abundance and a proxy of eutrofication frequently used to observe blooms due to fertilization by pollutants and nutrients, therefore it is an indicator of the health of aquatic ecosystems (Blondeau-Patissiera *et al.*, 2014). The TSS show the concentration of non-biological particles contributed by



frecuentemente usado para observar florecimientos debido a la fertilización por contaminantes y nutrientes, por lo que es un indicador de la salud de los ecosistemas acuáticos (Blondeau-Patissiera *et al.*, 2014). Los SST muestran la concentración de partículas no-biológicas aportadas por ríos o provenientes de la resuspensión de sedimentos (Gohin, 2011) que reducen la radiación fotosintética disponible para los ecosistemas bentónicos y pelágicos (Cole y Cloern, 1987; Tian *et al.*, 2014). Los datos faltantes causados por la interferencia nubosa fueron restituidos mediante interpolación utilizando DINEOF (Data INterpolating Empirical Orthogonal Functions, Beckers y Rixen, 2003; Alvera-Azcárate *et al.*, 2005). La variabilidad temporal de la Chl-*a* y los SST en la zona costera fue analizada mediante el promedio espacial de estas variables en los tres primeros kilómetros desde la línea de costa. Estos promedios fueron comparados con los promedios climatológicos de 10 años (2010-2019) de Chl-*a* y SST derivados de los datos MODIS-A, obtenidos del OceanColor Web (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>). Los SST de MODIS-A fueron estimados utilizando las reflectancias percibidas por satélite alrededor de 667 nm de longitud de onda, mediante la aproximación de Nechad *et al.* (2010).

En los primeros tres kilómetros de la zona costera de Santa Marta (frente a las playas de El Rodadero y Bello Horizonte), se observó una disminución de la Chl-*a* (de 4,38 a 3,29 mg m<sup>-3</sup>) y los SST (de 5,60 a 3,11 g m<sup>-3</sup>) durante el periodo de cuarentena, lo que constituye una reducción de 24,9 y 44,5 % respectivamente (Fig. 1c y d). Los campos promedio de la Chl-*a* y los SST (Figura 1a-b y 1d-e) mostraron que esta reducción en la concentración fue mayor en la región sur más afectada por las descargas fluviales de la Ciénaga Grande de Santa Marta y el río Córdoba. Una reducción similar en la Chl-*a* se observó durante el mismo periodo del año anterior (2019, línea gris en Fig. 1), pero los SST de ese año se mantuvieron invariables. El promedio climatológico de la Chl-*a* muestran que una reducción en la concentración de Chl-*a* es una condición típica para esta época del año, que posiblemente se encuentre vinculada a la relajación estacional de los vientos y la surgencia costera (Correa-Ramírez *et al.*, 2020).

Similar a lo observado en Santa Marta, frente a Cartagena se observó una reducción de 28,7 % de la Chl-*a* (de 5,51 a 3,93 mg m<sup>-3</sup>) y de 52,2 % de los SST (de 14,70 a 7,02 g m<sup>-3</sup>) que no tuvo precedentes para el mismo periodo en 2019 (línea gris, Fig. 2c y f). Los promedios climatológicos de la concentración de la Chl-*a* y SST (línea azul en Fig. 2) para esta región se mantienen típicamente constantes alrededor de 5 mg m<sup>-3</sup> y 10 g m<sup>-3</sup> respectivamente, por lo que la reducción observada en 2020 no es una condición esperada para esta

rivers or from sediment re-suspension (Gohin, 2011) that reduce the photosynthetic radiation available for benthic and pelagic ecosystems (Cole and Cloern, 1987; Tian *et al.*, 2014). The missing data caused by cloud interference were restored by interpolation using DINEOF (Data INterpolates Empirical Orthogonal Functions; Alvera-Azcárate *et al.*, 2005; Beckers and Rixen, 2003). The temporal variability of Chl-*a* and TSS in the coastal zone was analyzed using the spatial average of these variables in the first 3 km from the coastline. These averages were compared with the 10-year climatological averages (2010-2019) for Chl-*a* and TSS derived from MODIS-A data, obtained from OceanColor Web (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>). The MODIS-A TSS was estimated using the reflectances perceived by satellite around 667 nm wavelength, using the approximation of Nechad *et al.* (2010).

In the first 3 km of the coastal zone of Santa Marta (in front of the El Rodadero and Bello Horizonte beaches), a decrease was observed in Chl-*a* (from 4.38 to 3.29 mg m<sup>-3</sup>) and TSS (from 5.60 to 3.11 g m<sup>-3</sup>) during the quarantine period, which constitutes a reduction of 24.9 and 44.5 % respectively (Fig. 1c and d). The average fields of Chl-*a* and TSS (Figure 1a-b and 1d-e) showed that this reduction was major in the southern region most affected by the fluvial discharge from the Ciénaga Grande de Santa Marta and the Córdoba river. A similar reduction in Chl-*a* was observed during the same period of the previous year (2019, gray line in Fig. 1), but the TSS of that year remained unchanged. The climatological average of the Chl-*a* shows that a reduction of Chl-*a* concentration is a typical condition expected for this time of year, which is possibly linked to the seasonal relaxation of the winds and the coastal upwelling (Correa-Ramírez *et al.*, 2020).

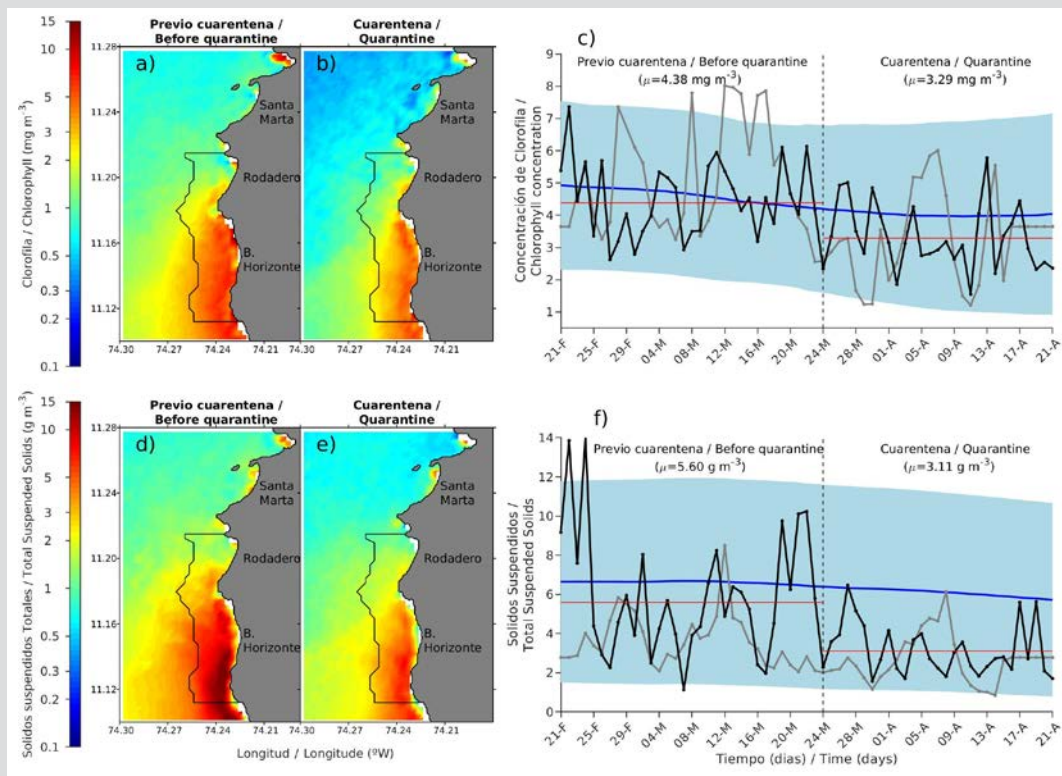
Similar to what was observed in Santa Marta, in Cartagena a reduction of 28.7 % in Chl-*a* (from 5.51 to 3.3 mg m<sup>-3</sup>) and of 52.2 % in TSS (from 14.70 to 7.02 g m<sup>-3</sup>) was observed without precedents for the same period in 2019 (gray line, Fig. 2c y f). The climatological averages of Chl-*a* and TSS (blue line in Fig. 2) for this region are typically kept constant around 5 mg m<sup>-3</sup> and 10 g m<sup>-3</sup> respectively, therefore the reduction observed in 2020 is not an expected condition for this time of year. The greatest reductions occurred in the northern sector (Tierra Bomba, Boca Grande, Crespo, La Boquilla and Punta Canoas), the most affected by fluvial discharges from the Magdalena River and the Canal del Dique. In front of Barú, no significant changes in concentration were observed.

época del año. Las mayores reducciones en las concentraciones ocurrieron en el sector norte (Tierra Bomba, Boca Grande, Crespo, La Boquilla y Punta Canoas) que se encuentra más afectado por las descargas fluviales del río Magdalena y el Canal del Dique. Frente a Barú no se observaron cambios significativos en la concentración.

A diferencia de lo observado en Santa Marta y Cartagena, en la zona costera de San Andrés las concentraciones de Chl-a y SST permanecieron invariablemente bajas antes y durante la cuarentena (líneas rojas, Fig. 3 c y f). Además, las concentraciones promedio observadas en 2020 fueron similares al promedio climatológico. Las mayores concentraciones observadas en el sector oriental de la isla (Fig. 3a-b y d-e) son posiblemente un artificio de la estimación satelital, debido a que, en este sector de baja profundidad y alta transparencia de las aguas, la reflectancia del fondo marino produce una

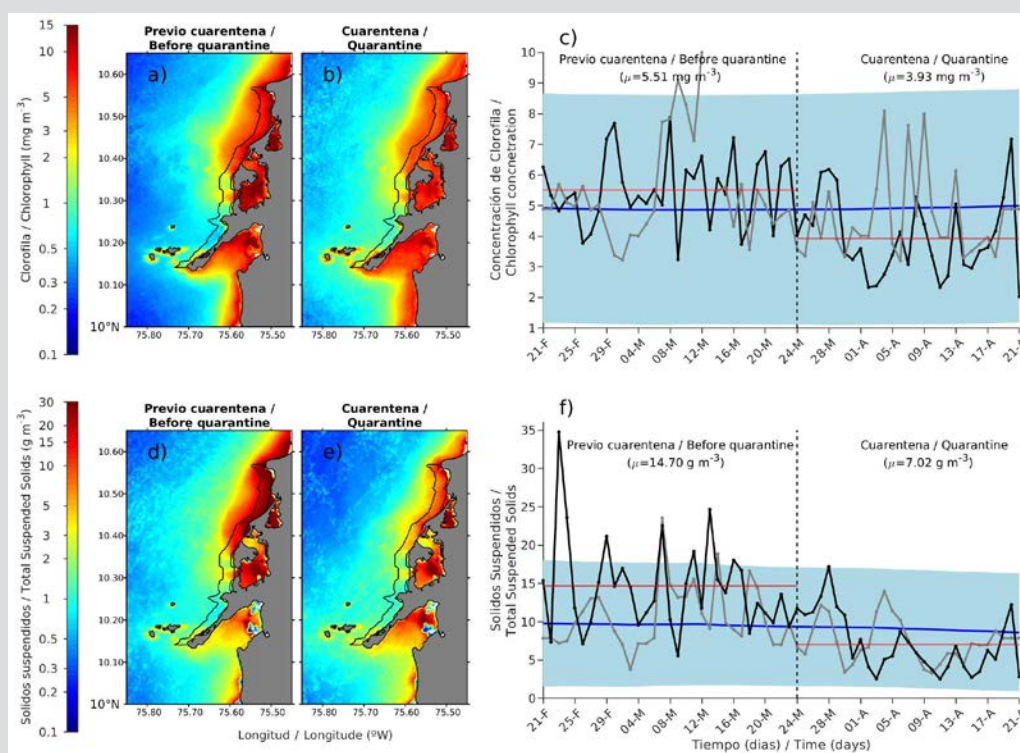
Unlike what was observed in Santa Marta and Cartagena, in the coastal zone of San Andrés, Chl-a and TSS concentrations remained invariably low before and during the quarantine (red lines, Fig. 3 c and f). Furthermore, the average concentrations observed in 2020 were similar to the climatological average. The highest concentrations observed in the eastern sector of the island (Fig. 3a-b and d-e) are possibly an artifact of the satellite estimation, due to the fact that in this sector of shallow depth and high water transparency, the reflectance of the seabed produce an overestimation in concentrations derived from satellite records (Cannizzaro and Carder, 2006).

The reduction observed in the concentration of Chl-a and SST corroborates the recovery of the environmental quality observed during the Covid-19 quarantine in the coastal zone of the main tourist destinations in the



**Figura 1.** Concentración promedio de la Clorofila-a (a,b) – los Sólidos Suspendidos Totales (d,e) – Sentinel OLCI en la zona costera de Santa Marta, 30 días antes (a,d) y después (b,e) del inicio de la cuarentena Covid-19 (24/3/2020). En los paneles c) y f): las líneas negras muestran la evolución temporal del promedio en los primeros 3 km de la costa (polígono en los paneles a-b y d-e) de la Chl-a y los SST respectivamente; la línea punteada vertical muestra el inicio de la cuarentena; las líneas rojas horizontales muestran el promedio de cada variable 30 días antes del inicio y durante los primeros 30 días de la cuarentena; las líneas grises muestran las concentraciones para el mismo periodo del año anterior (2019); las líneas azules muestra el promedio climatológico calculado sobre 10 años (2010-2019) de datos Modis-Aqua y la sombra azul la desviación estándar alrededor del promedio climatológico.

**Figure 1.** Average concentration of Chlorophyll-a (a, b) - Total Suspended Solids (d, e) - Sentinel OLCI in the coastal zone Santa Marta, 30 days before (a, d) and after (b, e) of the beginning of Covid-19 quarantine (3/24/2020). In panels c) and f): the black lines show the average temporal evolution in the first 3 km from the coast (polygon in panels a-b and d-e) of the Chl-a and SST respectively; the vertical dotted line shows the start of the quarantine; the horizontal red lines show the temporal mean of these variables 30 days before the start and during the first 30 days of the quarantine; the gray lines show the concentrations for the same period in the previous year (2019); the blue lines show the climatological average calculated over 10 years (2010-2019) from the Modis-Aqua data and the blue shaded area shows one standard deviation around the climatological average.



**Figura 2.** Concentración promedio de la Chl-a y los SST Sentinel OLCI en la zona costera de Cartagena, 30 días antes y después del inicio de la cuarentena Covid-19. La distribución de los paneles y convenciones es similar a los de la figura 1.

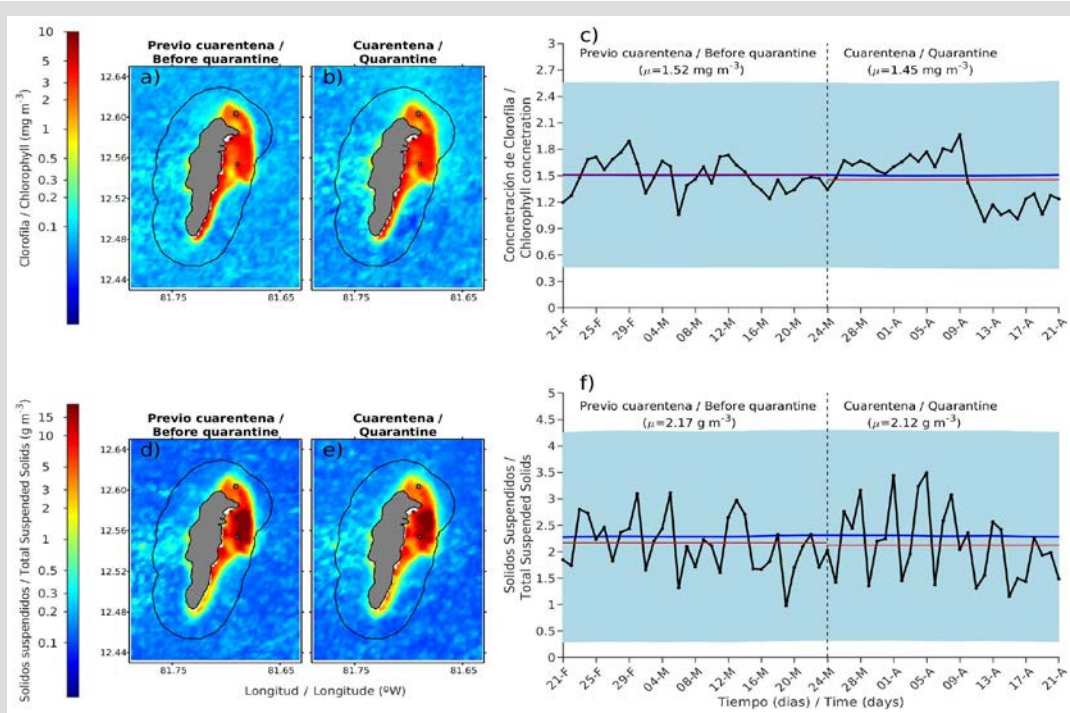
**Figure 2.** Average concentration of the Chl-a and the TSS Sentinel OLCI in the coastal zone off Cartagena, 30 days before and after the start of the Covid-19 quarantine. The distribution of the panels and conventions is similar to those of figure 1.

sobrestimación en las concentraciones derivadas de los registros satelitales (Cannizzaro y Carder, 2006).

La reducción observada en la concentración de Chl-a y SST corrobora la recuperación de la calidad ambiental observada durante la cuarentena Covid-19 en la zona costera de los principales destinos turísticos del Caribe continental colombiano (pertenecientes a Santa Marta y Cartagena). Aunque parte de esta reducción está vinculada a cambios estacionales en los forzantes locales (relajación de los vientos alisios y la surgencia costera), los resultados también sugieren que la recuperación ambiental observada puede no estar exclusivamente vinculada a la disminución local de la presión turística. La zona costera de Santa Marta y Cartagena es regularmente afectada por la descarga fluvial de ríos de gran caudal (como el Magdalena), que aportan una carga significativa de contaminantes, nutrientes y sedimentos (Restrepo *et al.*, 2018; Torregroza *et al.*, 2020). La disminución observada en la Chl-a y los SST en la zona costera puede también ser un efecto de origen remoto provocado por una mejora de la calidad de las aguas descargadas por los ríos, vinculado al cese de las actividades productivas contaminantes en el territorio continental colombiano durante el periodo de cuarentena. Esto explicaría por qué las zonas costeras insulares, las cuáles no

Colombian continental Caribbean (belonging to Santa Marta and Cartagena). Although part of this reduction is linked to seasonal changes in the local forcing (relaxation of the trade winds and coastal upwelling), the results also suggest that the observed environmental recovery cannot be exclusively linked to the local decrease in tourist pressure. The coastal zone of Santa Marta and Cartagena is regularly affected by the river discharge of large-flow rivers (like is the Magdalena river), which provide a significant load of pollutants, nutrients and sediments (Restrepo *et al.*, 2018, Torregroza *et al.*, 2020). The observed decrease in the Chl-a and the TSS may also be an effect of remote origin caused by an improvement in the quality of the waters discharged by the rivers, linked to the cessation of polluting productive activities in the Colombian continental territory during the quarantine. This would explain why the insular coastal areas that are not directly affected by river discharges, such as San Andrés, do not present significant changes in their environmental quality. Although the cessation of tourist activity could have favored a beneficial local effect on the populations of seabirds, reptiles and marine mammals, the results suggest that the environmental quality of coastal areas is also intrinsically linked to the productive activities developed inside the national territory.





**Figura 3.** Concentración promedio de la Chl-a y los SST Sentinel OLCI en la zona costera de la isla de San Andrés, 30 días antes y después del inicio de la cuarentena Covid-19. La distribución de los paneles y convenciones es igual a los de la figura 1.

**Figure 3.** Average concentration of the Chl-a and the TSS Sentinel OLCI in the coastal zone off San Andres island, 30 days before and after the start of the Covid-19 quarantine. The distribution of the panels and conventions is similar to those of figure 1.

están directamente afectadas por descargas de ríos, como la de San Andrés, no presentan cambios significativos en su calidad ambiental. Aunque el cese de la actividad turística pudo haber favorecido un efecto local benéfico sobre las poblaciones de aves, reptiles y mamíferos marinos, los resultados sugieren que la calidad ambiental de las zonas costeras también está intrínsecamente vinculada a las actividades productivas desarrolladas en el interior del territorio nacional.

La cuarentena Covid-19 ha proporcionado un marco experimental sin precedentes para observar el efecto que genera la reducción de las actividades productivas y el turismo en las zonas costeras de Colombia. Más allá de las primeras observaciones proporcionadas en esta nota, el periodo de cuarentena podría constituirse como un referente para futuros estudios orientados a determinar la capacidad de carga, de recuperación y resiliencia de los ecosistemas costeros ante las actividades humanas.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el Banco de Proyectos de Inversión Nacional (BPIN), proyecto “Investigación científica hacia la generación de información y conocimiento de las zonas marinas y costeras de interés de la nación” de Invemar.

The Covid-19 quarantine has provided an unprecedented experimental framework for observing the effect of reduced productive activities and tourism in the Colombian coastal zones. Beyond the first observations provided in this note, the quarantine period could be a benchmark for further studies to determine the carrying capacity, recovery, and resilience of coastal ecosystems to human activities.

## ACKNOWLEDGMENTS

This research was funded by the Bank of National Investment Projects (BPIN), project “Scientific research towards the generation of information and knowledge on marine and coastal areas of national interest” developed by INVEMAR.

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alvera-Azcárate, A., A. Barth, M. Rixen and J.M. Beckers. 2005. Reconstruction of incomplete oceanographic data sets using Empirical Orthogonal Functions. Application to the Adriatic Sea. *Oc. Model.*, 9: 325-346.
- Beckers, J.M. and M. Rixen. 2003. EOF calculations and data filling from incomplete oceanographic data sets. *J. Atmos. Ocean. Technol.*, 20(12): 1839-1856.
- Blondeau-Patissiera, D., J. F. R. Gowerb, A. G. Dekker, S. R. Phinnd and V. E. Brandocd. 2014. A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. *Progr. Oceanogr.*, 123: 123-144. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.12.008>
- Botero, C.M., S. Mercadé, J.A. Cabrera y B. Bombana (Eds.). 2020. El turismo de sol y playa en el contexto de la Covid-19; escenarios y recomendaciones. Red Iberoam. Gestión Cert. Playas –PROPLAYAS. 2020. Santa Marta. 120 p.
- Cannizzaro, J. P. and K.L. Carder. 2006. Estimating chlorophyll a concentrations from remote-sensing reflectance in optically shallow waters. *Rem. Sens. Environ.*, 101: 13–24
- Cole, B.E. and J.E. Cloern. 1987. An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 36(1): 299-305.
- Correa-Ramírez, M., Á. Rodríguez-Santana, C. Ricaurte-Villota and J. Paramo. 2020. The southern Caribbean upwelling system off Colombia: water masses and mixing processes. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.*, 155: 103145. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.103145>
- DANE. 2020a. Boletín técnico; muestra mensual de hoteles mes de marzo. *Depart. Administr. Nal. Estad.* [https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/boletines/mmh/bol\\_mmh\\_mar20.pdf](https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/boletines/mmh/bol_mmh_mar20.pdf) 27/07/2020.
- DANE. 2020b. Boletín técnico; muestra mensual de hoteles mes de abril. *Depart. Administr. Nal. Estad.* [https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/boletines/mmh/bol\\_mmh\\_abr20.pdf](https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/boletines/mmh/bol_mmh_abr20.pdf) 27/07/2020.
- Decreto 417. Por el cual se declara un Estado de Emergencia Económica, Social y Ecológica en todo el territorio Nacional, Colombia, 17 de marzo de 2020.
- Decreto 457. Por el cual se imparten instrucciones en virtud de la emergencia sanitaria generada por la pandemia del Coronavirus Covid-19 y el mantenimiento del orden público, Colombia, 22 de marzo de 2020.
- Decreto 531. Por el cual se imparten instrucciones en virtud de la emergencia sanitaria generada por la pandemia del Coronavirus Covid-19, y el mantenimiento del orden público, Colombia, 8 de abril de 2020.
- Decreto 539. Por el cual se adoptan medidas de bioseguridad para mitigar, evitar la propagación y realizar el adecuado manejo de la pandemia del Coronavirus Covid-19, en el marco del Estado de Emergencia Económica, Social y Ecológica, Colombia, 13 de abril de 2020.
- Decreto 636. Por el cual se imparten instrucciones en virtud de la emergencia sanitaria generada por la pandemia del Coronavirus Covid-19, y el mantenimiento del orden público, Colombia, 6 de mayo de 2020.
- Decreto 639. Por el cual se crea el Programa de apoyo al empleo formal -PAEF, en el marco del Estado de Emergencia Económica, Social y Ecológica declarado por el Decreto 637 de 2020, Colombia, 8 de mayo de 2020.
- Decreto 749. Por el cual se imparten instrucciones en virtud de la emergencia sanitaria generada por la pandemia del Coronavirus Covid-19, y el mantenimiento del orden público, Colombia, 28 de mayo de 2020.
- Gohin, F. 2011. Annual cycles of chlorophyll-a, non-algal suspended particulate matter, and turbidity observed from space and in-situ in coastal waters. *Oc. Sci.*, 7(5): 705-732. <https://doi.org/10.5194/os-7-705-2011>
- Mincit. 2018. Resultados para el turismo. *Min. Com. Industr. Turis.* <https://www.mincit.gov.co/getattachment/estudios-economicos/estadisticas-e-informes/informes-de-turismo/2018/oe-vt-turismo-2018-28-03-2019.pdf.aspx>
- Nechad, B., K. G. Ruddick and G. Neukermans. 2010. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of turbidity in coastal waters. *Rem. Sens. Environ.*, 114 (4): 854-866. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.11.022>.
- Noguera, N. 2017. Exceso de turistas y hotelería ilegal ponen en jaque a la naturaleza. *El Tiempo digital.* <https://www.eltiempo.com/vida/medio-ambiente/turismo-excesivo-afecta-ecosistemas-en-colombia-159910> 27/07/2020.
- Organización Mundial de la Salud. 2019. Covid-19: cronología de la actuación de la OMS. <https://www.who.int/es/news-room/detail/27-04-2020-who-timeline---covid-19> 27/07/2020.
- Rangel-Buitrago, N., A. Williams y G. Anfuso. 2018. Killing the goose with the golden eggs: litter effects on scenic quality of the Caribbean coast of Colombia. *Mar. Poll. Bull.*, 127: 22-38.
- Restrepo, J. D. and H.A. Escobar. 2018. Sediment load trends in the Magdalena River basin (1980–2010): Anthropogenic and climate-induced causes. *Geomorphology*, 302: 76-91.
- Tian, L., O. W. Wai, X. Chen, Y. Liu, L. Feng, J. Li and J. Huang. 2014. Assessment of total suspended sediment distribution under varying tidal conditions in deep bay: Initial results from HJ-1A/1B satellite CCD images. *Rem. Sens.*, 6(10): 9911-9929.
- Torregroza-Espinosa, A. C., J.C. Restrepo, A. Correa-Metrio, N. Hoyos, J. Escobar, J. Pierini and J.M. Martínez. 2020. Fluvial and oceanographic influences on suspended sediment dispersal in the Magdalena River Estuary. *J. Mar. Syst.*, 204: 103282.
- Williams, A. T., N.G. Rangel-Buitrago, G. Anfuso, O. Cervantes and C. M. Botero. 2016. Litter impacts on scenery and tourism on the Colombian north Caribbean coast. *Tour. Manag.*, 55: 209-224.





## Guía de autores / Author's guide

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* (título abreviado: Bol. Investig. Mar. Costeras) 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. Cuenta con una versión digital que puede ser consultada en [www.invemar.org.co/boletin](http://www.invemar.org.co/boletin) y con una versión impresa que es distribuida nacional e internacionalmente a través del sistema de canje y donación. 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 B).

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:

**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

*Bulletin of Marine and Coastal Research* (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.

*Bulletin of Marine and Coastal Research* 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. It has a digital version that can be consulted at [www.invemar.org.co/boletin](http://www.invemar.org.co/boletin) and a printed version that is distributed nationally and internationally through the exchange and donation system. The journal is indexed on Scopus since 2016 (Q4 Scimago Journal Ranking on “Animal Science and Zoology” category) and on Publindex (category B).

The Bulletin 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:

**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.

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.

**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.

Por su parte, 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.

**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

#### 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.

**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.

**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



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](mailto: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. Su estructura será la siguiente:

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 &, 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/](http://www.ncbi.nlm.nih.gov/)

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](mailto: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 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](http://www.ncbi.nlm.nih.gov/nlmcatalog) (or at [www.abbreviations.com](http://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.).

nlmcatalog (o en [www.abbreviations.com](http://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 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.
- 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

*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 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.
- 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





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

1. 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.
2. 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.
3. 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.
4. 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.
5. 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 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.
6. 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.
7. 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.
8. Publicación en línea e impresión.
9. 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.

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

1. 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.
2. 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.
3. 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.
4. 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.
5. The evaluation process in the *Bulletin of Marine and Coastal Research* 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 with active change control and leaving comments in the margin, always anonymously.
6. 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.
7. 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.
8. Online publishing and printing.
9. 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.

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 tardan 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.

*Bulletin of Marine and Coastal Research* 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 *Bulletin of Marine and Coastal Research*, 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 *Bulletin of Marine and Coastal Research* 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.

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 *Bulletin of Marine and Coastal Research*.
- If the manuscript is accepted, its publication, reproduction, and dissemination are authorized under the rules and license established by the journal.



- 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 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.

- 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:

- 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

## Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Investig. Mar. Costeras)

Vol. 50 (2) . . . . . Santa Marta, Colombia, 2021 (jul-dic / *Jul-Dec*)

### TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

#### ARTÍCULOS / ARTICLES

- Dannys Paola Hernández Morales, Yorlenys Romaña Torres, Alfredo Jaramillo-Vélez, Josep L. Pelegrí y Vladimir G. Toro**  
Patrones de circulación superficial sobre la plataforma interna entre bahía El Uno y Punta de Las Vacas, Golfo de Urabá, Caribe colombiano  
Surface circulation patterns above the coastal shelf between El Uno bay and Las Vacas spit, Gulf of Urabá, Colombian Caribbean . . . . . 9
- Beatriz Susana Beltrán-León y Yaneth Alicia Morales Osorio**  
Distribución, composición y abundancia del ictioplancton en tres áreas marinas protegidas del Pacífico colombiano  
Distribution, composition, and abundance of ichthyoplankton in three marine protected areas of the Colombian Pacific . . . . . 31
- Nicolás Restrepo-Garzón, Rafael Andrés Álvarez-Rodríguez, Cristian Ramírez-Gallego, Tulio Ruiz-Álvarez y Karla G. Barrientos-Muñoz**  
Conservación de la tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) en Rincón del Mar, Colombia  
Conservation of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Rincón del Mar, Colombia . . . . . 53
- Fulvia Solorzano-Reyes y Patricio C. Velásquez-López**  
Eficiencia de absorción en postlarvas de camarón blanco del Pacífico, *Litopenaeus vannamei*, alimentadas con una dieta de levadura marina de marismas de manglar  
Absorption efficiency in post-larvae of the shrimp *Litopenaeus vannamei* fed a diet of marine yeast from mangrove mudflats . . . . . 73
- Julio César Herrera Carmona, Andrés Cuéllar Chacón y Alan Giraldo López**  
Diseño de una malla de muestreo oceanográfico para el Santuario de Flora y Fauna Malpelo, Pacífico de Colombia  
Design of an oceanographic sampling network for the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Pacific of Colombia . . . . . 91
- Laura Vidal, Andrés Molina y Guillermo Duque**  
Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano  
Increase in microplastic pollution in the surface waters of Buenaventura Bay, Colombian Pacific . . . . . 113
- Evelin García-Cardona, Andrés Molina y Guillermo Duque**  
Hábitos tróficos del lenguado *Citharichthys gilberti* (Paralichthyidae) y su variabilidad espaciotemporal en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano  
Trophic habits of the flounder *Citharichthys gilberti* (Paralichthyidae) and its spatiotemporal variability in Buenaventura Bay, Colombian Pacific . . . . . 133

## NOTAS / NOTES

<b>Ostin Garcés–Ordóñez, Jenny Alexandra Rodríguez–Rodríguez, Luisa Espinosa Díaz, Fabián Escobar Toledo y Denise Delvalle Borrero</b> Respuesta a corto plazo de parámetros fisicoquímicos del agua a la rehabilitación hidrológica de caños en manglares de Cispata, Caribe colombiano Short-term response of water physicochemical parameters to the hydrological rehabilitation of channels in mangroves from Cispata, Colombian Caribbean. . . . .	151
<b>Marco Correa-Ramirez, Wilberto Pacheco y Constanza Ricaurte-Villota</b> La recuperación ambiental de los principales destinos de interés turístico del Caribe colombiano que generó la cuarentena del Covid-19 The environmental recovery of the main tourist destinations in the Colombian Caribbean during the Covid-19 quarantine . . . . .	161
<b>Guía de autores / Author’s guide. . . . .</b>	<b>169</b>
<b>Ética de publicación / Publication ethics . . . . .</b>	<b>174</b>



**invemar**

[www.invemar.org.co/boletin](http://www.invemar.org.co/boletin)