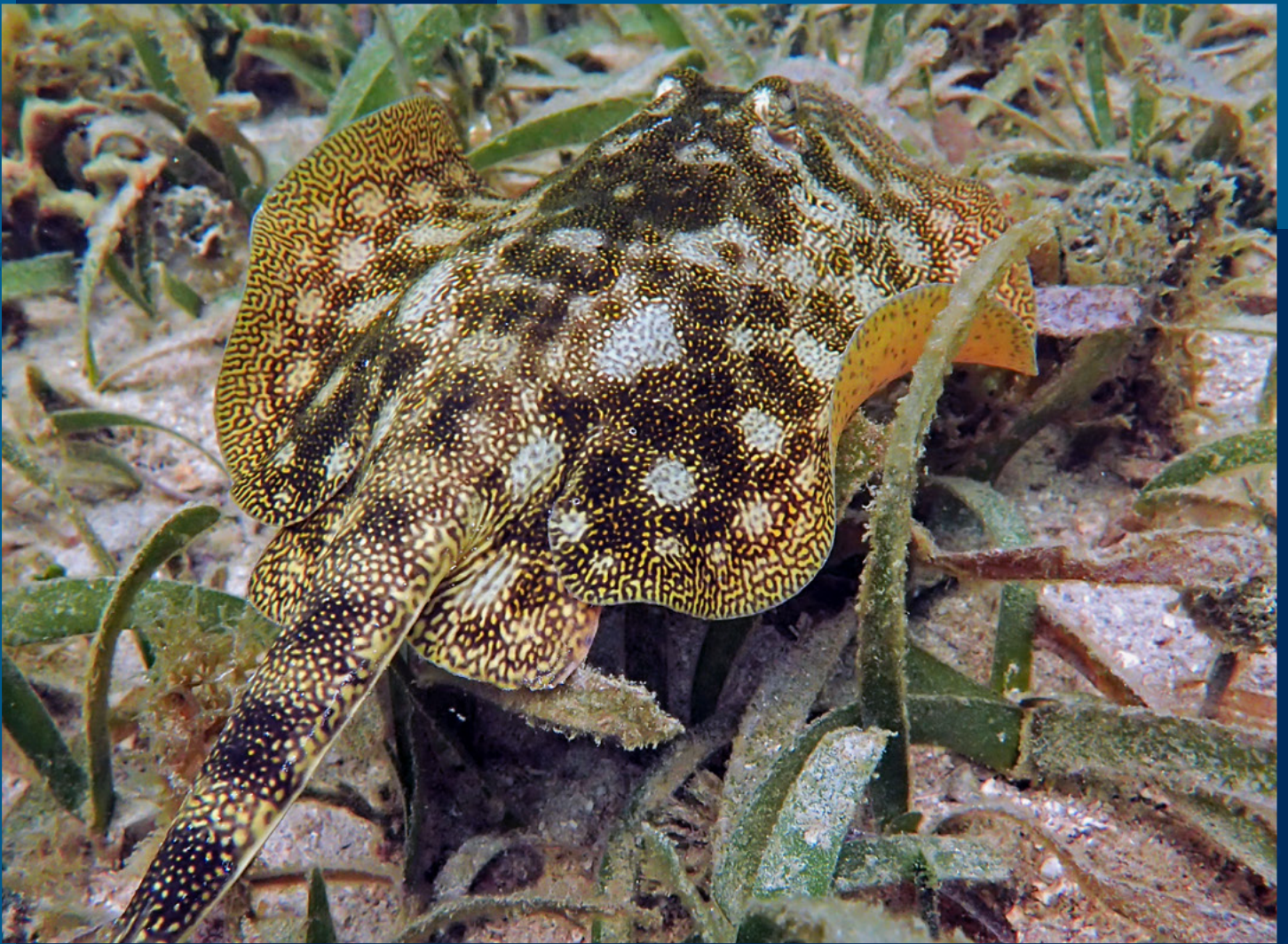


Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras

Since 1967

Bulletin of Marine and Coastal Research



Serie de Publicaciones Periódicas

Volumen 51 (1)
Año 2022 (enero-junio / January-June)



Santa Marta • Colombia

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

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

ISSN 0122-9761 | e-ISSN 2590-4671

La revista científica *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* está dirigida a la comunidad científica y a las personas relacionadas con temas medioambientales en zonas marino-costeras, con particular énfasis en América tropical. Considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América. Es editada desde 1967 por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de “Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín” y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó “Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras”. A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual manteniendo esta periodicidad hasta la fecha. La revista se encuentra indexada en Web of Knowledge, SciELO-Colombia, en Scopus (ubicándose en el Q4 del Scimago Journal Ranking (SJR) en la categoría “Animal Science and Zoology”) y recientemente en Publindex.

El Boletín es una publicación completamente **bilingüe** (inglés y español) de **libre acceso**, que puede ser consultada en 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 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, *PhD*

Director de la revista / Journal Director

Jesús A. Garay, *MSc*

Invemar, Colombia

Editor general / Editor-in-Chief

Arturo Acero Pizarro, *PhD*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Comité editorial / Editorial Board

Antonio Baeza, *PhD*

 0000-0002-2573-6773

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

Arturo Acero Pizarro, *PhD*

 0000-0002-6637-9901


Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar), Colombia

Diego L. Gil Agudelo, *PhD*

 0000-0001-7873-4694


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

Gabriel R. Navas S., *PhD*

 0000-0001-9554-6345


Universidad de Cartagena, Colombia

Gladys Bernal, *PhD*

 0000-0001-6333-6028


Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia

Guillermo Díaz Pulido, *PhD*

 0000-0002-0901-3727


Griffith University, Australia

Javier A. Díaz Ochoa, *PhD*

 0000-0002-1911-0467


Universidad de Magallanes, Chile

Jorge Enrique Páramo, *PhD*

 0000-0002-8380-2716


Universidad del Magdalena, Colombia

José Horrillo Caraballo, *PhD*

 0000-0001-7694-3812


Swansea University, Reino Unido

José Julián Tavera, *PhD*

 0000-0003-4517-9238


Universidad del Valle, Colombia

Luisa Villamil, *PhD*

 0000-0003-2188-5453


Universidad de La Sabana, Colombia

Marco Alejandro Correa, *PhD*

 0000-0002-4714-9553


Invemar, Colombia

María del Pilar Blanco Parra, *PhD*

 0000-0003-2492-2168


Universidad de Quintana Roo, México

Maribeb Castro, *PhD*

 0000-0001-6353-1018


Universidad Militar Nueva Granada, Colombia

Mateo López Victoria, *Dr.rer.nat.*

 0000-0002-7307-8680

Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia


Nikita Gaibor, *PhD*

 0000-0002-4773-3434

Instituto Nacional de Pesca, Ecuador

Editores invitados / Guest editors

David A. Alonso Carvajal, *MSc*

 0000-0002-1461-3401

Invemar, Colombia

Jefe de Comunicación Científica / Head of Scientific Communication

Isabela Katime Arroyave


Invemar, Colombia


Asistente del comité editorial / Editorial Board Professional


Tatiana Gómez Orguloso, *MSc*

Invemar, Colombia


Comité científico / *Scientific Board*


Adolfo Sanjuan Muñoz, *MSc*  0000-0002-4786-862X
Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

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


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


Gloria E. Sánchez, *PhD*
Universidad de Magallanes, Chile

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

Klaudia Hernández, *PhD*  0000-0002-8490-2882
Universidad Andrés Bello, Chile

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

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

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

Evaluadores de este número / *Reviewers for this issue*

Ana Milena Lagos, <i>MSc</i>	Universidad del Magdalena
Isabel Molina Acevedo, <i>PhD</i>	El Colegio de la Frontera Sur
Andrés Esteban Molina Sandoval, <i>Mg</i>	Universidad Nacional de Colombia
Ostín Garcés, <i>Mg</i>	Invemar
Judith Margarita Barros Gómez, <i>PhD</i>	Universidad del Magdalena
Juliana López, <i>Mg</i>	Fundación Squalus
Juan Jacobo Schmitter, <i>PhD</i>	El Colegio de la Frontera Sur
José Iannacone, <i>PhD</i>	Universidad Nacional Federico Villarreal
Camilo García, <i>Dr.rer.nat.</i>	Universidad Nacional de Colombia
María del Pilar Blanco, <i>PhD</i>	Universidad de Quintana Roo
Roderic B. Mast, <i>PhD</i>	Oceanic Society
Juan Manuel Díaz, <i>Dr.rer.nat.</i>	Fundación Marviva
David Alejandro Sánchez, <i>PhD</i>	Universidad Nacional de Colombia
Álvaro Cabrera Rodríguez, <i>PhD</i>	Universidad de La Guajira
Ruda Amorim Lucena, <i>PhD</i>	Universidade Federal Da Paraíba
Harriet Perry, <i>PhD</i>	University of Southern Mississippi
Carlos Muñoz, <i>PhD</i>	Fundación Ecomares
Nicole Atherley, <i>PhD</i>	Ross University
José Alfaya, <i>PhD</i>	Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
Milena Benavides Serrato, <i>PhD</i>	Universidad Nacional de Colombia
Cristopher Camargo, <i>MSc</i>	Universidad de los Andes
Juan Manuel Rodríguez Barón, <i>Mg</i>	JUSTSEA Foundation University of North Carolina at Wilmington
Alexander R. Gaos, <i>PhD</i>	NOAA Pacific Islands Fisheries Science Center
Roderic B. Mast <i>Dr</i>	Oceanic Society

Foto portada / *Cover Photo*

Raya amarilla (*Urobatis jamaicensis*) en pradera de pastos marinos del PNN Corales del Rosario y San Bernardo (Foto: Andrés Acosta)

Traducción / *Translation*

José Daniel Gutiérrez Mendoza

Diagramación y montaje / *Layout and Assembly*

John Khatib y Paula Orozco (Ediprint SAS)

Impresión / *Print*

Ediprint SAS, Bogotá D.C., Colombia

Canje / *Exchange*

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

Distribución / *Distribution*

Asistente del comité editorial / *Editorial Board Professional* • E-mail: 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

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. 2022. Título del artículo. Bol. Invest. Mar. Cost., 51(1): rango de páginas.
Authors. 2022. Title of article or note. Bull. Cost. Mar. Res., 51(1): page range.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

Bulletin of Marine and Coastal Research

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

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

51 (1)



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

Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Santa Marta, Colombia, 2022 (enero-junio / *January-June*)

TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

- Shanly Coneo-Gómez, Silvia Sierra-Escrigas, Pedro R. Dueñas-Ramírez y Rocío García-Urueña**
Nuevos registros de anélidos del banco de las Ánimas, Caribe colombiano
New records of annelids from banco de las Ánimas, Colombian Caribbean 9
- Brigitte Gavio, July Paulin Vargas-Llanos y José Ernesto Mancera-Pineda**
Basura en el paraíso: desechos marinos en las playas
de la isla de San Andrés, Reserva de Biosfera Seaflower, Caribe colombiano
Trash in paradise: marine debris on the beaches of San Andrés Island,
Seaflower Biosphere Reserve, Colombian Caribbean 37
- Jormil Revilla, José H. Peñuela-Jiménez, Adrián Márquez, César Lodeiro, Pedro Saucedo y Luis Freitas**
Cultivo suspendido de la ostra perlera alada *Pteria colymbus* (Röding),
en diferentes condiciones hidrográficas y métodos de cultivo
Hanging culture of the winged pearl oyster *Pteria colymbus* (Röding),
in different hydrographic conditions and culture methods 53
- Adolfo Sanjuan-Muñoz, Diana Bustos-Montes, Carlos Julio Polo-Silva, Alejandro Henao-Castro,
Milena Marrugo, Antonio Delgado-Huertas, Dolores Vinyoles-Cartanya y Arturo Acero P.**
Biología y ecología del pez león (*Pterois volitans*) en el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, Caribe colombiano
Biology and ecology of lionfish (*Pterois volitans*) in the Corales de Profundidad Natural National Park, Colombian Caribbean 75
- Rodolfo Cornejo, Luis La Cruz y Ramiro Castillo**
Distribución y biomasa de anchoveta (*Engraulis ringens*) y múnida (*Pleuoncodes monodon*) en
el ecosistema marino de la Reserva Nacional de Paracas, región sur del Perú
Distribution and biomass of anchovy (*Engraulis ringens*) and pelagic red squat lobster (*Pleuoncodes monodon*) in
marine ecosystem of Paracas National Reserve, southern Peru 99
- Karla G. Barrientos-Muñoz, Maike Heidemeyer, Luis Fernando Ortega-Gordillo, Miller Valencia-Díaz,
Carlos Andrés Hinojosa-Romero, Santiago Valencia-González, Héctor Javier Montaña, Maria Claudia Diazgranados,
Juan Pablo Caldas, Edward Leonardo Sevilla-Dueñas, Randall Arauz y Cristian Ramírez-Gallego**
Tortugas marinas en el mosaico de conservación Bahía Málaga, Pacífico colombiano
Sea Turtles in the Bahía Málaga Conservation Mosaic, Colombian Pacific 117
- Andrés Acosta-Chaparro, Laura Sánchez-Valencia, Diana Isabel Gómez-López, Juan David González-Corredor y Raúl Navas-Camacho**
Biomasa de pastos marinos y su rol como sumideros de carbono en las localidades de la isla de San Andrés y La Guajira, Caribe colombiano
Seagrass biomass and their role as carbon reservoirs in the localities of San Andrés Island and La Guajira, Colombian Caribbean 137
- Luis Miguel Ramírez-Tello, José Luis Tello-Musi y Roberto López-García**
Pycnogonida de aguas mexicanas: listado con observaciones en diversidad y ecología
Pycnogonida of Mexican waters: A checklist with observations on diversity and ecology 151

ARTÍCULO DE REVISIÓN / REVIEW ARTICLE

Alfredo Gómez Gaspar

Nueve décadas de explotación de sardina *Sardinella aurita* en Venezuela, revisión crítica

Nine decades of Spanish sardine *Sardinella aurita* exploitation in Venezuela, a critical revision. 171

NOTAS / NOTES

Carlos E. Gómez, Santiago Millán, Andrés Acosta-Chaparro, Alfredo Abril-Howard y Raúl Navas-Camacho

Evaluación preliminar del impacto del huracán Iota en arrecifes coralinos de las islas de Providencia y Santa Catalina

Preliminary assessment of the impact of Hurricane Iota on coral reefs in Providencia and Santa Catalina Islands 193

Amanda Berben, Jaime Gonzalez-Cueto, Angie Colorado y Sigmer Quiroga

Gen Citocromo Oxidasa I confirma la presencia del nemertino *Carcinonemertes conanobrieni*,

parásito de la langosta espinosa del Caribe (*Panulirus argus*) en Colombia

The Cytochrome Oxidase I gene confirms the presence of the nemertine *Carcinonemertes conanobrieni*,

a parasite of the Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*) in Colombia 201

Daniela Yepes-Gaurisas y Giovana M. Guerrero-Correa

Primer registro y extensión del rango de distribución del erizo de mar profundo *Hygrosoma petersii*

(A. Agassiz, 1880) (Echinodermata, Echinoidea) para el Caribe sur

First record and range extension of the deep-sea urchin *Hygrosoma petersii*

(A. Agassiz, 1880) (Echinodermata, Echinoidea) for the southern Caribbean. 207

Guía de autores / Author's guide. 215

Ética de publicación / Publication ethics 220



Nuevos registros de anélidos del banco de las Ánimas, Caribe colombiano

New records of annelids from banco de las Ánimas, Colombian Caribbean

Shanly Coneo-Gómez^{1*}, *Silvia Sierra-Escrigas*¹, *Pedro R. Dueñas-Ramírez*² y *Rocío García-Urueña*¹

0000-0002-0852-9000

0000-0002-8320-5727

0000-0002-3624-6999

0000-0002-9667-3386

1. Grupo de Investigación, Ecología y Diversidad de Algas Marinas y Arrecifes Coralinos, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia, scshanly@gmail.com*, silore10.se@gmail.com, rgarciau@unimagdalena.edu.co

2. Universidad de Bogotá, Jorge Tadeo Lozano, Sede El Rodadero, Santa Marta, Colombia pedror.duenasr@utadeo.edu.co

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

El banco de las Ánimas es un ambiente submarino poco estudiado que posee una fauna arrecifal característica y una gran cantidad de especies crípticas desconocidas. Los anélidos son uno de los grupos de invertebrados más comunes en las formaciones coralinas del Caribe colombiano, estos organismos son muy abundantes y variables en sus formas corporales (parapodia, setas y estructuras branquiales), lo cual implica una gran radiación evolutiva. Con el fin de conocer la diversidad de anélidos del ecosistema arrecifal en el banco de las Ánimas se ubicaron cuatro estructuras artificiales (conocidas como estructuras autónomas de monitoreo arrecifal) utilizadas como colectores de fauna a 14 m de profundidad en el sector de Montículo. Se presenta el primer registro para el Caribe colombiano de 23 especies de anélidos de las familias Amphinomidae, Eunicidae, Lumbrineridae, Polynoidae, Sabellidae, Serpulidae, Sigalionidae, Syllidae y Terebellidae. Se resalta la contribución al conocimiento de la fauna de anélidos arrecifales de una zona poco conocida del Caribe colombiano.

PALABRAS CLAVE: anélidos, formaciones coralinas, estructuras autónomas de monitoreo arrecifal, especies crípticas.

ABSTRACT

The banco de las Ánimas is a poor studied underwater environment with a characteristic reef fauna and an unknown large number of cryptic species. Annelids are one of the most common invertebrate groups in the coral formations of the Colombian Caribbean; these organisms are very abundant and variable in their body shapes (parapodia, setae, and gill structures), which imply a great evolutionary radiation. In order to know the diversity of annelids in the reef ecosystem in the Banco de las Ánimas, four artificial structures (known as autonomous reef monitoring structures) used as fauna collectors were located at a depth of 14 m in the Montículo sector. The first records for the Colombian Caribbean of 23 species of annelids of the families Amphinomidae, Eunicidae, Polynoidae, Lumbrineridae, Sabellidae, Serpulidae, Sigalionidae, Syllidae, and Terebellidae. The contribution to the knowledge of the fauna of reef annelids of a little poor known area of the Colombian Caribbean is highlighted.

KEYWORDS: annelids, coral formations, autonomous monitoring structures, cryptic species.

INTRODUCCIÓN

Los anélidos (phylum Annelida) son un componente importante de las comunidades bentónicas de los mares alrededor del mundo (Struck, 2011). Estos organismos marinos pueden llegar a ser los invertebrados más abundantes y representativos en el arrecife (Londoño-Mesa *et al.*, 2016), cumplen un papel clave en el reciclaje de nutrientes, son generadores de oquedades y escondites para otros invertebrados, y algunas familias pueden ser indicadoras de la salud del ecosistema.

El cuerpo de los anélidos se divide generalmente en tres regiones básicas: acrón (donde se encuentran el prostomio y el peristomio), el tronco donde está la mayoría de segmentos y la parte posterior donde se encuentra el pigidio (Harris *et al.*, 2009). Existe una gran variedad de formas dentro de la clase que van desde aquellas de vida errante como las familias Eunicidae y Nereididae, o los de la familia Amphinomidae comúnmente llamados gusanos de fuego, animales coralívoros que tienen una gran variedad de tamaños (Grimes *et al.*, 2020). Las formas de vida sésiles viven en tubos, adheridas al sustrato como los representantes de las familias Sabellidae y Serpulidae, normalmente conocidos como gusanos plumero o flores de mar; su nombre se debe a la forma y coloración de la corona branquial ubicada en la región anterior del cuerpo, que cuando se encuentra extendida se asemeja a un abanico (Piazzolla *et al.*, 2020).

Su distribución incluye todos los mares del mundo, desde la zona intermareal hasta las profundidades abisales (Lagos *et al.*, 2018). El estudio de los anélidos en Colombia se ha enriquecido con nuevos registros para el Caribe colombiano de localidades como las bahías de Santa Marta, Nenguanje y Cartagena, Cispatá y las islas de Providencia y Tortuguilla (Dueñas, 1981, 1999; Rodríguez-Gómez, 1988; Báez y Ardila, 2003; Quirós-Rodríguez *et al.*, 2013; Dueñas-Ramírez y Dueñas-Lagos, 2016; Lagos *et al.*, 2018; León *et al.*, 2019). Se conoce que el estudio de anélidos inició con menos de 50 especies en los años 60, aumentando gradualmente y, concordando con el descubrimiento y aplicación de las técnicas moleculares, aumentó el registro con más de 253 especies para 2003. La lista más reciente construida por León *et al.* (2019) muestra alrededor de 293 especies distribuidas en 230 géneros y 51 familias asociadas a diferentes regiones de Colombia (Magdalena, San Andrés y Providencia, Guajira, Golfo de Morrosquillo, Archipiélagos coralinos y Darién) y en diferentes tipos de ecosistemas (manglares, fondos blandos, fondos duros, estuarios y lagunas costeras, algas y pastos marinos, entre otros).

INTRODUCTION

Annelids (phylum Annelida) are an important component of benthic communities in the seas around the world (Struck, 2011). These marine organisms may as well be the most abundant and representative invertebrates in reefs (Londoño-Mesa *et al.*, 2016), as they play a key role in the recycling of nutrients, they generate hollows and shelter for other invertebrates, and some families can be indicators of an ecosystem's health.

The bodies of annelids are generally divided into three basic regions: the acron (where the prostomium and peristomium can be found), the trunk (where the majority of segments are located), and the posterior region (where the pygidium is located) (Harris *et al.*, 2009). There is a great variety of forms within this class, which range from those with an errant lifestyle, such as the families Eucinidae and Nereidae, to those in the Amphinomidae family, commonly called fireworms, coralivorous animals that come in a great variety of sizes (Grimes *et al.*, 2020). Sessile lifeforms live in tubes, adhering to substrate, such as the representatives of the families Sabellidae and Serpulidae, often known as feather duster worms or sea flowers. Their name is due to their shape and the coloration of their gill crown located in the anterior region of the body, which, when extended, resembles a hand fan (Piazzolla *et al.*, 2020).

Their distribution encompasses all the seas in the world, from the intertidal zone down to abyssal depths (Lagos *et al.*, 2018). The study of annelids in Colombia has been enriched with new records for the Colombian Caribbean and locations such as the bays of Santa Marta, Neguanje and Cartagena, Cispatá, and the islands of Providencia and Tortuguilla (Dueñas, 1981, 1999; Rodríguez-Gómez, 1988; Báez and Ardila, 2003; Quirós-Rodríguez *et al.*, 2013; Dueñas-Ramírez and Dueñas-Lagos, 2016; Lagos *et al.*, 2018; León *et al.*, 2019). It is known that the study of annelids began with less than 50 species in the 1960s, a number that progressively grew. Coinciding with the discovery and application of molecular techniques, the records increased, with more than 253 species in 2003. The most recent list, elaborated by León *et al.* (2019), shows around 293 species distributed in 230 genera and 51 families associated with different regions of Colombia (Magdalena, San Andrés and Providencia, Guajira, the Gulf of Morrosquillo, the Coral Archipelagoes, and Darién), as well as in different types of ecosystems (mangroves, soft and hard seabeds, coastal estuaries and lagoons, algae, and seagrass, among others).

El banco de las Ánimas es una formación arrecifal de poca extensión y difícil acceso (Díaz *et al.*, 2000). Recientemente se han realizado estudios que han permitido conocer aspectos sobre la conformación del fondo de areniscas (Zea *et al.*, 2019), así como una aproximación sobre su biodiversidad (García-Urueña *et al.*, 2020). Sin embargo, aún se requieren investigaciones en grupos no estudiados hasta ahora, como los anélidos, pertenecientes a la criptofauna arrecifal. Este trabajo es un aporte al conocimiento de la fauna anélida del país, y es un primer intento en caracterizar este grupo en áreas poco exploradas como el banco de las Ánimas. Se hallaron 23 especies no registradas previamente para el Caribe colombiano. Se recomienda para estudios futuros considerar un enfoque que incluya técnicas morfológicas adicionales como microscopia de barrido laser confocal y microscopia electrónica, con el propósito de obtener información adicional sobre aspectos ecológicos, geográficos y de relaciones filogenéticas que puedan enriquecer la información obtenida (Di Domenico *et al.*, 2014; Lagos *et al.*, 2018).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El banco de las Ánimas (11° 02' 04 0" N–74° 24' 22,8" O) está ubicado aproximadamente a 12 km de distancia al norte de la costa de la isla Salamanca, frente a la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM; Figura 1) (Díaz *et al.*, 2000), Caribe colombiano, en una zona con marcada influencia por las descargas de la CGSM. Las condiciones oceánicas son similares a las que se presentan en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) (Bula-Meyer y Díaz-Pulido, 1995; Arévalo-Martínez y Franco-Herrera, 2008), con dos épocas climáticas marcadas y una intermedia. La época seca comprende de diciembre hasta abril, la lluviosa de agosto a noviembre y una fase de transición en mayo y junio. La región también está influenciada por el comportamiento de la zona de convergencia intertropical (ZCIT) y los sistemas regionales de alta presión (Franco, 2005).

Fase de campo

En el sector de Montículo y a 14 m de profundidad se dispusieron cuatro estructuras autónomas de monitoreo arrecifal (ARMS; Figura 2), metodología propuesta por la NOAA (Moews-Asher *et al.*, 2018). Estas consisten en una placa base de 35 x 45 cm en la que se sustentan nueve placas removibles de PVC de 22,5 x 22,5 cm. Las ARMS fueron retiradas a los 6, 8, 12 y 18 meses (mayo, agosto y noviembre de 2017 y junio de 2018).

Banco de las Ánimas is a small and hard to access reef formation (Díaz *et al.*, 2000). Studies have been recently conducted which have allowed understanding aspects of the conformation of sandstone bottoms (Zea *et al.*, 2019), as well as an approximation to their biodiversity (García-Urueña *et al.*, 2020). However, studies are still required on groups that have not been so far studied, such as annelids, which belong to reef cryptofauna. This work is a contribution to the knowledge on annelid fauna in the country, and it constitutes a first attempt to characterize this group in little explored areas such as Banco de las Ánimas. Twenty-three species previously unregistered for the Colombian Caribbean were found. It is recommended that future work consider an approach that includes additional morphological techniques such as confocal laser scanning microscopy and electronic microscopy, with the purpose of obtaining additional information on ecological, geographical, and phylogenetic relations aspects that can enrich the obtained information (Di Domenico *et al.*, 2014; Lagos *et al.*, 2018).

MATERIALS AND METHODS

Study area

Banco de las Ánimas (11° 02' 04 0" N–74° 24' 22,8" W) is located at approximately 12 km north from the coast of Salamanca Island, in front of the Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM; Figure 1) (Díaz *et al.*, 2000) in the Colombian Caribbean, in an area that is strongly influenced by the discharges of the CGSM. The oceanic conditions are similar to those found in the Tayrona National Natural Park (PNNT) (Bula-Meyer and Díaz-Pulido, 1995; Arévalo-Martínez and Franco-Herrera, 2008), with two marked climate seasons and an intermediate one. The dry season comprises December to April; the rainy one, August to November; and there is a transition phase between May and June. The area is also influenced by the behavior of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ) and regional high-pressure systems (Franco, 2005).

Field phase

In the Montículo sector and at a depth of 14 m, four autonomous reef monitoring structures (ARMS, Figure 2) were set up, according to a methodology proposed by the NOAA (Moews-Asher *et al.*, 2018). These consist of a 35 x 45 cm baseplate supporting nine removable 22.5 x 22.5 cm PVC plates. The ARMS were removed after 6, 8, 12, and 18 months (May, August, and November 2017, as well as June 2018).

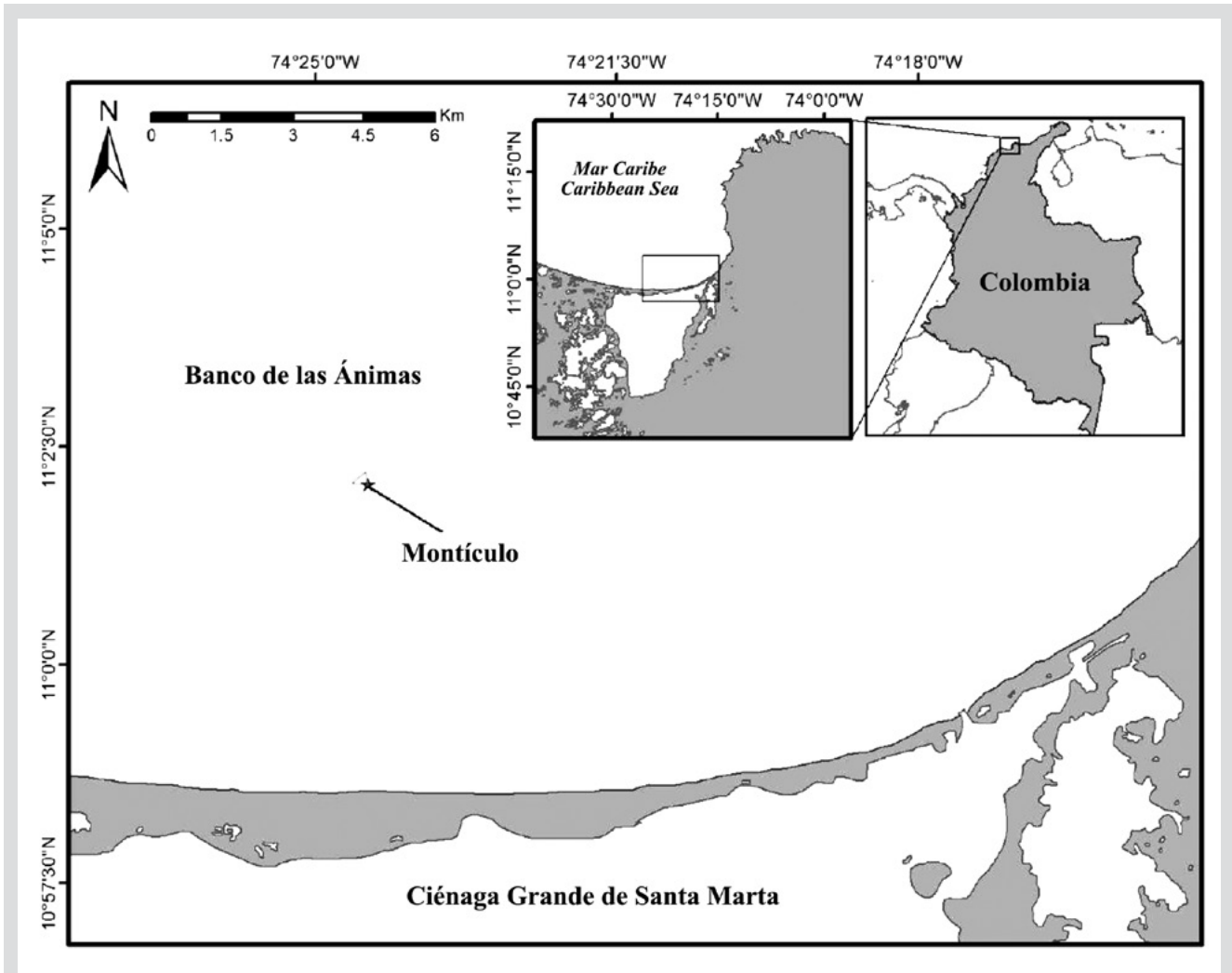


Figura 1. Ubicación geográfica del Banco de las Ánimas en el sector Montículo.

Figure 1. Geographical location of the Banco de las Ánimas in the Montículo sector.

Fase de laboratorio

El desmontaje de las estructuras se realizó siguiendo el protocolo de Leray y Knowlton (2015), separando cuidadosamente los ejemplares de las placas, los cuales fueron narcotizados en cloruro de magnesio 7%, fotografiados y finalmente fijados en formalina a 10%. Se identificaron y documentaron las características taxonómicas diagnósticas para determinar la identidad de los especímenes, hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Como referentes morfológicos fueron empleadas guías taxonómicas y libros (Fauchald y Reimer, 1975; Fauchald, 1977; Uebelacker y Johnson, 1984; Solis-Weiss, 1995; Beesley *et al.*, 2000; De León-González, 2009; Ferreira-Gil, 2011) y las consultas en bases de datos especializadas como World Polychaeta Data Base (<http://www.marinespecies.org/polychaeta/>), para la revisión de las descripciones originales.

Laboratory phase

The disassembly of the structures was performed in compliance with Leray and Knowlton's protocol (2015) by carefully separating the specimens from the plates, which were sedated in magnesium chloride at 7%, photographed, and finally fixed in formalin at 10%. Their diagnostic taxonomic characteristics were identified and documented in order to determine the identity of the specimens, down to the lowest possible taxonomic level. Taxonomic guides and books were utilized as morphological reference (Fauchald and Reimer, 1975; Fauchald, 1977; Uebelacker and Johnson, 1984; Solis-Weiss, 1995; Beesley *et al.*, 2000; De León-González, 2009; Ferreira-Gil, 2011), as well as searches in specialized database such as the World Polychaeta Data Base (<http://www.marinespecies.org/polychaeta/>), in order to review the original descriptions.



Figura 2. Montaje de estructuras ARMS en el sector de montículo en el banco de las Ánimas.

Figure 2. Assembly of ARMS structures in the Montículo sector in the banco de las Ánimas.

Como resultados importantes se presenta una breve diagnosis de las especies, información adicional del material examinado y los sinónimos de cada especie consultados en la página WoRMS (<http://www.marinespecies.org/index.php>), además, se consigna el material fotográfico en donde se resaltan algunas de sus estructuras. Las fotografías fueron tomadas con un estereoscopio Leica LMT260 XY Scanning Stage y procesadas con el software Multistep de Leica Application Suite. Los organismos pertenecientes al phylum Annelida fueron depositados en el Centro de Colecciones German Bula Meyer de la Universidad del Magdalena, registrados en la colección de Invertebrados no insectos (Macrofauna) bajo los números de catálogo del CBUMAG:MAC:02036 al CBUMAG:MAC:02129.

RESULTADOS

Se recolectaron e identificaron 104 individuos agrupados en nueve familias; 23 especies son nuevos registros de anélidos para el Caribe colombiano (Tabla 1). El polinoideo *Harmothoe crucis* fue el más abundante con 18 ejemplares. A continuación, en la tabla 1 se consigna la taxonomía, se incluye su distribución geográfica, localidad tipo y la referencia de identificación para los especímenes estudiados.

As important results, we present a brief diagnosis of the species, additional information on the examined material, and the synonyms of each species, which were consulted in the WoRMS website (<http://www.marinespecies.org/index.php>). Furthermore, we include the photographic material, where some of the structures of the specimens under study are highlighted. The pictures were taken with a Leica LMT260 XY Scanning Stage stereoscope and processed with the Multistep software of the Leica Application Suite. The organisms belonging to the phylum Annelida were deposited in the Germán Bula Meyer Collections Center of Universidad del Magdalena, registered in the Non-insect Invertebrates collection (Macrofauna) under catalog numbers CBUMAG:MAC:02036 to CBUMAG:MAC:02129.

RESULTS

One hundred four (104) individuals were collected and identified, which were grouped into 9 families. Twenty-three species are new records of annelids for the Colombian Caribbean (Table 1). The polynoid *Harmothoe crucis* was the most abundant, with 18 specimens. Next, Table 1 presents the taxonomy. The studied specimens' geographical distribution, type locality, and identification reference are provided.

Tabla 1. Nuevos registros de anélidos para el Caribe colombiano asociados a las estructuras ARMS (Estructuras Autónomas de Monitoreo Arrecifal) del Banco de las Ánimas. Algunas localidades tipo se expresan como ZEE (Zonas Económicas Exclusivas, las cuales comprenden un área marina en la cual ciertas naciones tienen derechos especiales de investigación y de uso de recursos marinos) y GEO (regiones marinas establecidas).

Table 1. New records of annelids for the Colombian Caribbean associated with the ARMS structures (Autonomous Reef Monitoring Structures) of the Banco de las Ánimas. Some type localities are expressed as EEZs (Exclusive Economic Zones, which comprise a marine area to certain nations have special rights to research and use marine resources) and GEOs (established marine regions).

Taxón / Taxa	Ejemplares examinados / Epecimens examined	Distribucion / Distribution	Localidad tipo / Type locality	Referencia de identificación / Identification reference
Clase / Class: Polychaeta Grube, Orden / Order: Amphinomida Amphinomidae Lamarck, 1818				
<i>Amphinome rostrata</i> (Pallas, 1766)	1	Gran Caribe, Golfo de México, Costa nororiental de Venezuela, Cuba (Carrera-Parra, 2009; Liñero-Arana y Díaz, 2010; Dean, 2012) / Greater Caribbean, Gulf of Mexico, Northeast Coast of Venezuela, Cuba (Carrera-Parra, 2009; Liñero-Arana and Díaz, 2010; Dean, 2012)	ZEE India, bahía de Bengala / India EEZ, Bay of Bengal	Yáñez-Rivera (2009): 82.
Orden / Order: Eunicida Eunicidae Berthold, 1827				
<i>Eunice semisegregata</i> Fauchald, 1969	1	Pacífico oriental tropical, Golfo de México (Carrera-Parra, 2009) / Tropical Eastern Pacific, Gulf of Mexico (Carrera-Parra, 2009)	Océano Pacífico, oeste de México / Pacific Ocean, western Mexico	Carrera-Parra (2009): 171
<i>Eunice unifrons</i> (Verrill, 1900)	3	Florida (NOAA, 1996; Camp et al., 1998), Golfo de México (Felder y Camp, 2009) / Florida (NOAA, 1996; Camp et al., 1998), Gulf of México (Felder y Camp, 2009)	ZEE Bermudas / Bermudas EEZ	Carrera-Parra (2009): 172
Lumbrineridae Schmarda, 1861				
<i>Lumbrineris perkinsi</i> (Carrera-Parra, 2001)	14	Caribe mexicano y costas de Florida, Panamá, Islas Vírgenes (Carrera-Parra, 2001; Dean, 2012) / Mexican Caribbean and Florida coasts, Panama, Virgin Islands (Carrera-Parra, 2001; Dean, 2012)	ZEE India, bahía de Bengala / India EEZ, Bay of Bengal	Carrera-Parra (2009): 272
Orden / Order: Phyllodocida Dales, 1962 Polynoidae Kinberg, 1856				
<i>Lepidasthenia virens</i> (Blanchard in Gay, 1849)	1	Pacífico oriental tropical (Salazar-Vallejo y Londoño-Mesa, 2004) / Tropical Eastern Pacific (Salazar-Vallejo and Londoño-Mesa, 2004)	Calbuco	Salazar-Silva (2009): 460
<i>Chaetacanthus magnificus</i> (Grube, 1876)	4	Pacífico oriental tropical, Cuba, Curaçao, Puerto Rico, Santo Tomás (Salazar-Vallejo y Londoño-Mesa, 2004; Dean, 2012) / Tropical Eastern Pacific, Cuba, Curaçao, Puerto Rico, Saint Thomas (Salazar-Vallejo and Londoño-Mesa, 2004; Dean, 2012)	Trinidad y Tobago / Trinidad and Tobago	Salazar-Silva (2009): 461
<i>Chaetacanthus pilosus</i> (Treadwell, 1937)	5	Pacífico oriental tropical (Salazar-Silva, 2006) / Tropical Eastern Pacific (Salazar-Silva, 2006)	Banco Arena	Salazar-Silva (2009): 461
<i>Harmothoe crucis</i> (Gube, 1856)	18	Cayos y costas de Florida, Cuba, Curaçao, Jamaica, México, Panamá, Puerto Rico, isla de Guano, Santa Cruz y Santo Tomás (NOAA, 1996; Camp et al., 1998; Dean, 2012) / Florida keys and coasts, Cuba, Curaçao, Jamaica, Mexico, Panama, Puerto Rico, Guano Island, Saint Croix and Saint Thomas (NOAA, 1996; Camp et al., 1998; Dean, 2012)	América Central / Central America	Salazar-Silva (2009): 468
<i>Lepidonotus spiculus</i> (Treadwell, 1906)	1	Pacífico oriental tropical (Salazar-Vallejo, 2009) / Tropical Eastern Pacific (Salazar-Vallejo, 2009)	Bahía de Monterey / Monterey Bay	Salazar-Silva (2009): 463



Taxón / Taxa	Ejemplares examinados / Epecimens examined	Distribucion / Distribution	Localidad tipo / Type locality	Referencia de identificación / Identification reference
Sigalionidae Kinberg, 1856				
<i>Sthenelanelia uniformis</i> Moore, 1910	16	Pacífico oriental tropical (Salazar-Vallejo y Londoño-Mesa, 2004) Golfo de México (Felder y Camp, 2009) / Tropical Eastern Pacific (Salazar-Vallejo and Londoño-Mesa, 2004) Gulf of Mexico (Felder and Camp, 2009)	GEO California / California GEOs	Salazar-Silva y Salazar- Vallejo (2009): 579
Syllidae Grube, 1850				
<i>Branchiosyllis lorenae</i> San Martin & Bone, 1999	1	Golfo de California, Cuba, Venezuela (Góngora-Garza, 2009; Dean, 2012) / Gulf of California, Cuba, Venezuela (Góngora-Garza, 2009; Dean, 2012)	GEO Venezuela / Venezuela GEOs	Góngora-Garza (2009): 632
<i>Trypanosyllis parvidentata</i> Perkins, 1981	2	Golfo de México (Felder y Camp, 2009), costas de Florida (Camp et al., 1998), Venezuela (Dean, 2012) / Gulf of Mexico (Felder and Camp, 2009), Florida coast (Camp et al., 1998), Venezuela (Dean, 2012)	GEO Florida / Florida GEOs	Góngora-Garza (2009): 636
<i>Syllis fasciata</i> Malmgren, 1867	2	Golfo de California (Góngora-Garza, 2009) / Gulf of California (Góngora-Garza, 2009)	Océano Ártico, Spitsbergen / Arctic Ocean, Spitsbergen	Góngora-Garza (2009): 635
Orden / Order: Sabellida Levinsen, 1883 Sabellidae Latreille, 1825				
<i>Acromegalomma mushaense</i> (Gravier, 1906)	2	Pacífico oriental tropical (Salazar-Vallejo y Londoño-Mesa, 2004) / Tropical Eastern Pacific (Salazar-Vallejo and Londoño-Mesa, 2004)	ZEE Bermudas/ Bermudas EEZ	Tovar-Hernández (2009): 511
<i>Branchiomma curtum</i> (Ehlers, 1901)	3	Pacífico oriental y mar Caribe, México (Tovar-Hernández y Knight-Jones, 2006; Dean, 2012) / Eastern Pacific and Caribbean Sea, Mexico (Tovar-Hernández and Knight-Jones, 2006; Dean, 2012)	Islas Juan Fernández / Juan Fernández Islands	Tovar-Hernández (2009): 507
<i>Potamethus spathiferus</i> (Ehlers, 1887)	3	Golfo de México, Granada (Dean, 2012) / Gulf of Mexico, Granada (Dean, 2012)	Mar Caribe / Caribbean Sea	Tovar-Hernández (2009): 503
Serpulidae Rafinesque, 1815				
<i>Hydroides bispinosa</i> (Bush, 1910)	5	Golfo de México, cayos y costas de Florida, Aruba, Barbados, Colombia, Cuba, Jamaica, México, Trinidad, Venezuela (NOAA, 1996; Camp et al., 1998; Dean, 2012) / Gulf of Mexico, Florida Keys and coasts, Aruba, Barbados, Colombia, Cuba, Jamaica, Mexico, Trinidad, Venezuela (NOAA, 1996; Camp et al., 1998; Dean, 2012)	ZEE Bermudas/ Bermudas EEZ	Bastida-Zavala (2009): 534
<i>Hydroides deleoni</i> Bastida-Zavala & ten Hove, 2003	1	Pacífico oriental tropical (Salazar-Vallejo y Londoño-Mesa, 2004) / Tropical Eastern Pacific (Salazar-Vallejo and Londoño-Mesa, 2004)	Punta San Juanico (Baja California Sur)	Bastida-Zavala (2009): 538
<i>Protula tubularia</i> (Montagu, 1803)	4	Pacífico oriental tropical (Salazar-Vallejo y Londoño-Mesa, 2004) / Tropical Eastern Pacific (Salazar-Vallejo and Londoño-Mesa, 2004)	Devon	Bastida-Zavala (2009): 540
<i>Pseudovermilia fuscostriata</i> ten Hove, 1975	3	Cayos y costas de Florida, Aruba, Barbados, Bonaire, Cuba, Curazao (NOAA, 1996; Camp et al., 1998; Dean, 2012) / Florida Keys and Coasts, Aruba, Barbados, Bonaire, Cuba, Curaçao (NOAA, 1996; Camp et al., 1998; Dean, 2012)	Mar Caribe/ Caribbean Sea	Bastida-Zavala (2009): 540
<i>Pseudovermilia occidentalis</i> (McIntosh, 1885)	1	Pacífico oriental tropical (Salazar-Vallejo y Londoño-Mesa, 2004), Golfo de México, cayos y costas de Florida, Anguilla, Aruba, Barbados, Bonaire, Cuba, Curaçao, Dominica (NOAA, 1996; Camp et al., 1998; Dean, 2012)	ZEE Bermudas / Bermudas SEZ	Bastida-Zavala (2009): 540

Taxón / Taxa	Ejemplares examinados / Epecimens examined	Distribucion / Distribution	Localidad tipo / Type locality	Referencia de identificación / Identification reference
<i>Pseudovermilia holcopleura</i> ten Hove, 1975	12	Islas del Caribe (ten Hove, 1975) / Caribbean Islands (ten Hove, 1975)	Mar Caribe / Caribbean Sea	Bastida-Zavala (2009): 540
Orden / Order: Terebellida Rouse & Fauchald, 1997 Terebellidae Johnston, 1846				
<i>Scionides reticulata</i> (Ehlers, 1887)	1	Gran Caribe, Curaçao (Londoño-Mesa, 2009; Dean, 2012) / Greater Caribbean, Curaçao (Londoño-Mesa, 2009; Dean, 2012)	Bermudas	Londoño-Mesa (2009): 646

Familia **Amphinomidae** Lamarck, 1818

Amphinome rostrata (Pallas, 1766)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=129825>).

Material examinado. Individuo 2,2 mm de longitud y 0,5 mm de ancho (Figura 3A). Un ejemplar depositado bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02050.

Diagnosis. Prostomio con antena media y dos laterales (Figura 3B, 3C, 3D), con carúncula sinuosa que sobrepasa el tercer setígero (Figura 3E). Cuerpo alargado y corpulento, parapodios birrámeos y setas simples. Branquias en el notopodio.

Family **Amphinomidae** Lamarck, 1818

Amphinome rostrata (Pallas, 1766)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=129825>).

Examined material. 2.2 mm long and 0.5 mm wide individual (Figure 3A). Specimen logged under catalog number CBUMAG:MAC:02050.

Diagnosis. Prostomium with median antenna and two laterals (Figures 3B, 3C, 3D), with a sinuous caruncle that surpasses the third setiger (Figure 3E). Elongated and robust body, biramous parapodia, and simple setae. Gills on the notopodium.

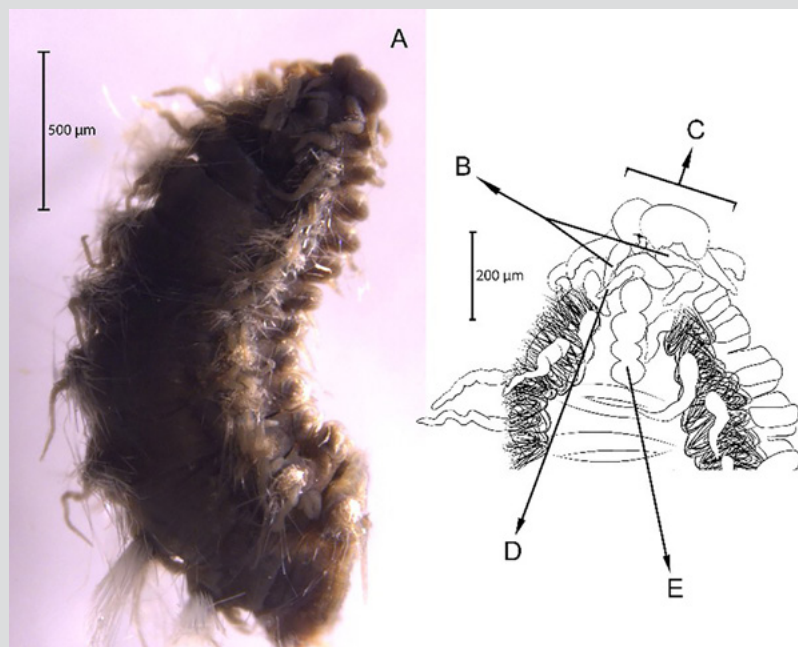


Figura 3. A) *Amphinome rostrata*, B) antenas laterales, C) prostomio, D) antena media, E) carúncula.

Figure 3. A) *Amphinome rostrata*, B) lateral antennae, C) prostomium, D) median antenna, E) caruncle.

Familia **Eunicidae** Berthold, 1827

Eunice semisegregata Fauchald, 1969

Material examinado. Individuo incompleto 12,2 mm de longitud y 0,5 mm de ancho (Figura 4A). Un ejemplar depositado bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02062.

Diagnosis. Prostomio con cinco antenas y dos cirros peristomiales articulados (Figura 4B, 4C, 4D, 4F). Sin palpos divididos. Cuerpo alargado, incompleto. Con ganchos subaciculares negros, bidentados. Las setas adicionales son simples, espiníferas y pectinadas, las compuestas son falcíferas.

Family **Eunicidae** Berthold, 1827

Eunice semisegregata Fauchald, 1969

Examined material. Incomplete individual, 12.2 mm long and 0.5 mm wide (Figure 4A). Specimen logged under catalog number CBUMAG:MAC:02062.

Diagnosis. Prostomium with five antennae and two articulate peristomial cirri (Figures 4B, 4C, 4D, 4F). No divided palps. Elongated, incomplete body with black, bidentate sub-acicular hooks. Additional setae are simple, spinigerous, and pectinate; complex ones are falcigerous.



Figura 4. A) Cuerpo incompleto de *Eunice semisegregata*, B) Detalle del prostomio, C) antena media, D) palpos, F) antenas laterales.

Figure 4. A) Incomplete body of *Eunice semisegregata*, B) Prostomium detail, C) median antenna, D) palps, F) lateral antennae.

Eunice unifrons (Verrill, 1900)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333349>)

Material examinado. Individuo 16,6 mm de longitud y 0,6 mm de ancho (Figura 5A). Tres ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02048.

Diagnosis. El prostomio cuenta cinco apéndices prostomiales articulados (Figura 5B, 5F, 5J), antena media alcanza el parápodo número dos (Figura 5K). Dos cirros peristomiales cortos y articulados (Figura 5C, 5D, 5E, 5I) que no alcanzan el margen anterior del peristomio. Ganchos subaciculares amarillos tridentados (Figura 5H), con setas simples espiníferas y pectinadas y falcíferos compuestos. Acícula sin mucrón. Las branquias son más largas que el cirro dorsal y presenta mandíbula (Figura 5G).

Eunice unifrons (Verrill, 1900)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333349>)

Examined material. 16.6 mm long and 0.6 mm wide individual (Figure 5A). Three specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02048.

Diagnosis. The prostomium has five articulated prostomial appendages (Figure 5B, 5F, 5J). The median antenna reaches parapodium No. 2 (Figure 5K). Two short and articulated peristomial cirri (Figure 5C, 5D, 5E, 5I) that do not reach the anterior margin of the peristomium. Tridentate yellow sub-acicular hooks (Figure 5H), with simple spinigerous, pectinate setae and compound falcigers. Needles without mucron. The gills are longer than the dorsal cirrus, and the individual has a jaw (Figure 5G).

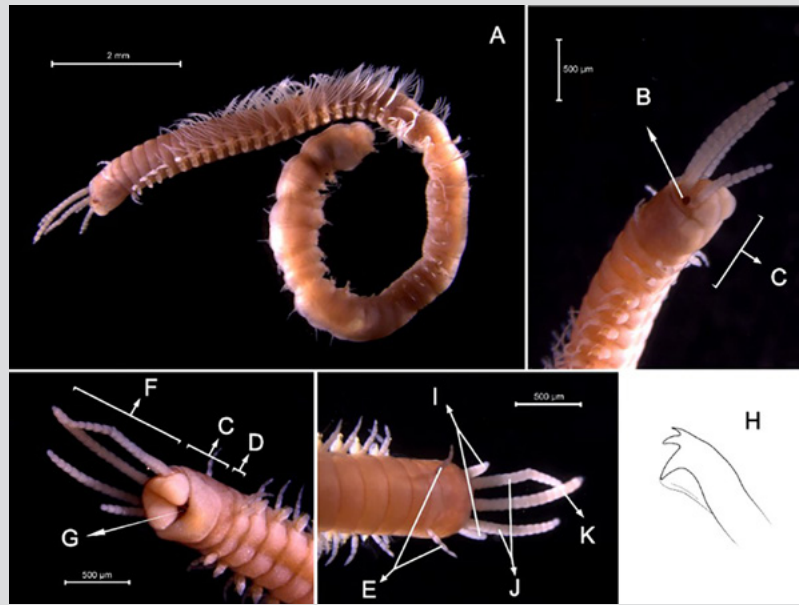


Figura 5. A) Cuerpo completo de *Eunice unifrons*, B) ojos, región anterior C) prostomio, D) primer segmento aqueto, E) cirros peristomiales, F) antenas moniliformes, G) mandíbula, H) gancho subacicular tridentado, I) palpos, J) antenas laterales, K) antena media.

Figure 5. A) Complete body of *Eunice unifrons*, B) eyes, anterior region C) prostomium, D) first achetus segment, E) peristomial cirri, F) moniliform antennae, G) mandible, H) tridentate subacicular hook, I) palps, J) lateral antennae, K) median antenna.

Familia Lumbrineridae Schmarda, 1861

Lumbrineris perkinsi (Carrera-Parra, 2001)

Material examinado. Individuo 18,1 mm de longitud y 4,6 mm de ancho (Figura 6A). 15 ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02070.

Diagnosis. Prostomio ligeramente cónico redondeado con un par de bandas dorsales oscuras longitudinales. Cuerpo alargado, peristomio entero, sin apéndices o antenas (Figura 6B). Las setas son ganchos simples encapuchados multidentados (Figura 6D) y ventralmente en la región media posterior presenta una línea central de manchas oscuras. Los parápodos anteriores no presentan branquias y presenta un aparato maxilar (Figura 6C).

Family Lumbrineridae Schmarda, 1861

Lumbrineris perkinsi (Carrera-Parra, 2001)

Examined material. 18.1 mm long and 4.6 mm wide individual (Figure 6A). 15 specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02070.

Diagnosis. Slightly conical, rounded prostomium with a pair of obscure longitudinal dorsal bands. Elongated body, whole peristomium, no appendices or antennae (Figure 6B). The setae are simple hooded multidentate hooks (Figure 6D), and, ventrally, in the medium-posterior region, the individuals have a central line with dark spots. The anterior parapodia do not have gills and have a maxillary apparatus (Figure 6C).

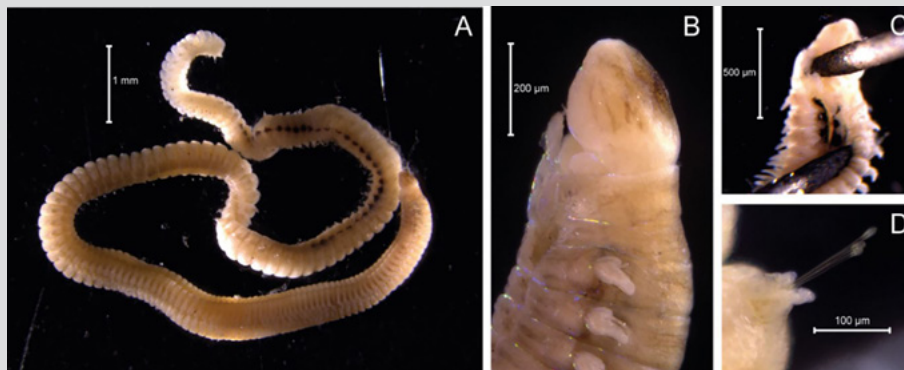


Figura 6. A) Cuerpo completo de *Lumbrineris perkinsi*, B) prostomio y peristomio, C) aparato maxilar, D) setas con gancho encapuchado.

Figure 6. A) Complete body of *Lumbrineris perkinsi*, B) prostomium and peristomium, C) maxillary apparatus, D) setae with hooded hook.

Familia **Polynoidae** Kinberg, 1856

Lepidasthenia virens (Blanchard in Gay, 1849)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333804>).

Material examinado. Individuo 3,6 mm de longitud y 0,7 mm de ancho (Figura 7A). Un ejemplar depositado con el número de catálogo CBUMAG:MAC:02057.

Diagnosis. Prostomio con antena media dorsal y segmento tentacular no fusionado (Figura 7B, 7C, 7D). Cuerpo largo, el organismo posee escamas en el dorso (Figura 7A), pares de élitros presentes en los segmentos 2, 4, 5 y 7, alternan segmentos a 23, y a partir de entonces cada tercer segmento. Élitros pequeños, sin cubrir el dorso y un patrón de bandas oscuras transversales (Figura 7E). En la base de los cirros laterales y los notópodos presentan setas.

Family **Polynoidae** Kinberg, 1856

Lepidasthenia virens (Blanchard in Gay, 1849)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333804>).

Examined material. 3.6 mm long and 0.7 mm wide individual (Figure 7A). One specimen logged under catalog number CBUMAG:MAC:02057.

Diagnosis. Prostomium with median dorsal antenna and non-fused tentacular segment (Figures 7B, 7C, 7D). Long body. The organism has scales on its dorsum (Figure 7A). Pairs of elytra in segments 2, 4, 5, and 7; segments alternate to 23, and afterwards every three segments. Small elytra, not covering the dorsum, and a pattern of dark transversal bands (Figure 7E). Setae at the base of the lateral cirri and the notopodia.

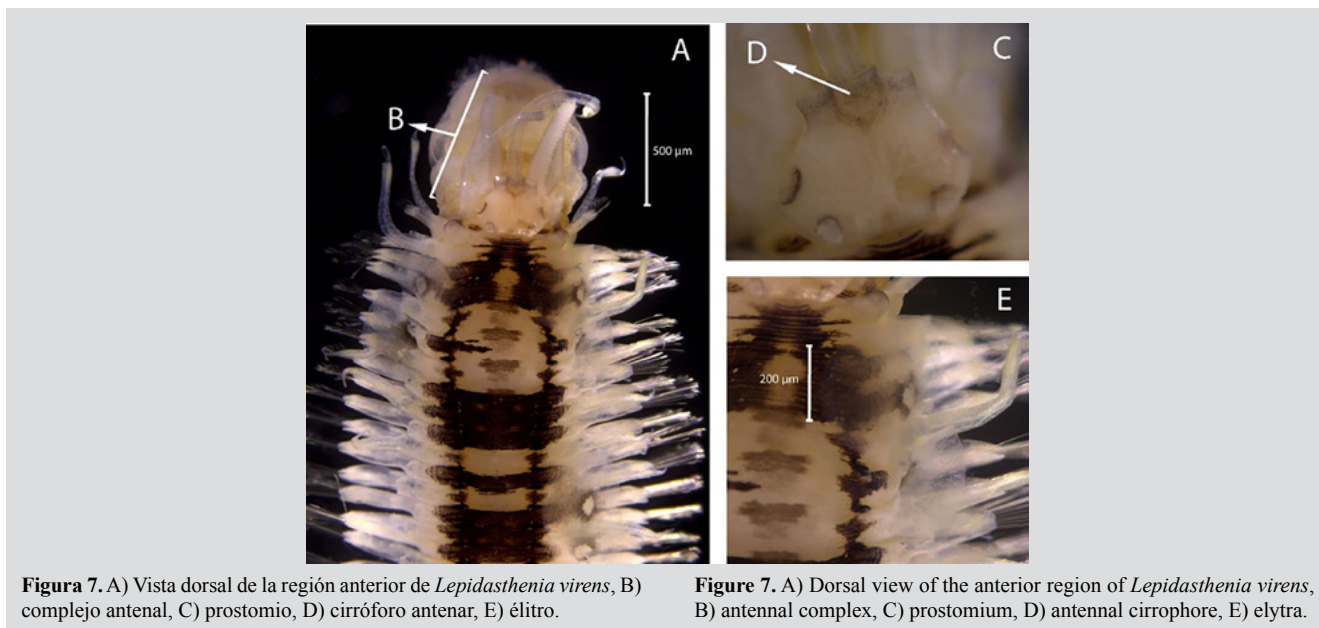


Figura 7. A) Vista dorsal de la región anterior de *Lepidasthenia virens*, B) complejo antenal, C) prostomio, D) cirróforo antenar, E) élitro.

Figure 7. A) Dorsal view of the anterior region of *Lepidasthenia virens*, B) antennal complex, C) prostomium, D) antennal cirrophore, E) elytra.

Chaetacanthus magnificus (Grube, 1876)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333251>).

Material examinado. Individuo 2,1 mm de longitud y 0,4 mm de ancho (Figura 8A). Dos ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02054.

Diagnosis. Prostomio con antena media frontal, segmento tentacular fusionado (Figura 8C). Con antenas laterales con ceratóforos. Cuerpo corto y robusto, cubierto dorsalmente

Chaetacanthus magnificus (Grube, 1876)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333251>).

Examined material. 2.1 mm long and 0.4 mm wide individual (Figure 8A). Two specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02054.

Diagnosis. Prostomium with frontal median antenna; fused tentacular segment (Figure 8C). Lateral antennae with ceratophores Short, robust body with dorsum covered by

por escamas (Figura 8A). Élitros con macrotubérculos globulares (Figura 8B), los anteriores con macrotubérculos no pedunculados formando una línea; y los posteriores con macrotubérculos planos, irregulares formando un parche como una costra vítrea. Notosetas espinosas no lanceoladas. Los filamentos branquiales se encuentran dorsolaterales a los parápodos.

scales (Figure 8A). Elytra with globular macrotubercles (Figure 8B). The anterior ones have non-pedunculated macrotubercles forming a line, and posterior ones have flat macrotubercles, which are irregular and form a patch that looks like a vitreous crust. Spinous non-lanceolate notosetae. Gill filaments are located dorsolateral to the parapodia.

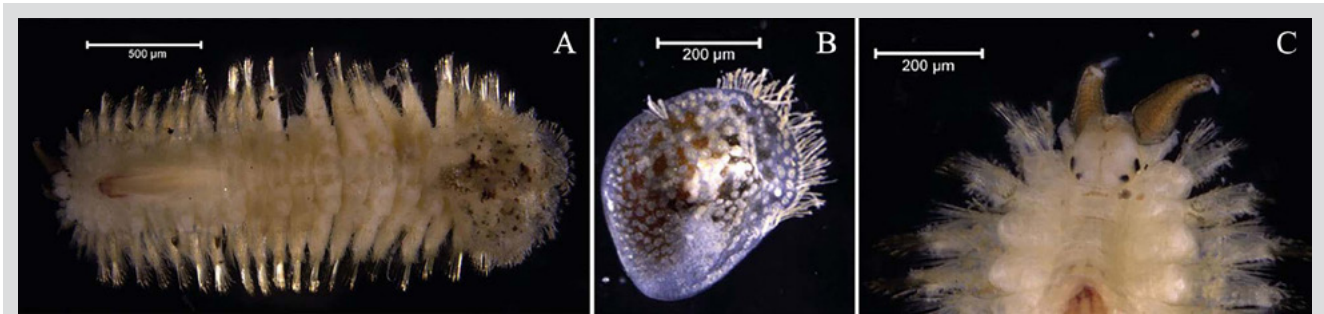


Figura 8. A) Cuerpo completo de *Chaetacanthus magnificus*, B) élitros, C) prostomio.

Figure 8. A) Complete body of *Chaetacanthus magnificus*, B) elytra, C) prostomium.

Chaetacanthus pilosus (Treadwell, 1937)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333252>).

Material examinado. Individuo 2,0 mm de longitud y 0,3 mm de ancho (Figura 9A). Cinco ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02055.

Diagnosis. Prostomio con antena media frontal, segmento tentacular fusionado (Figura 9C). Ceratóforos de las antenas laterales terminales. Notosetas espinosas no lanceoladas. Élitros con microtubérculos ovoides y macrotubérculos pedunculados dispersos en toda la superficie (Figura 9B). Los filamentos branquiales ubicados dorsolateralmente a los parápodos.

Chaetacanthus pilosus (Treadwell, 1937)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333252>).

Examined material. 2.0 mm long and 0.3 mm wide individual (Figure 9A). Five specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02055.

Diagnosis. Prostomium with frontal median antenna; fused tentacular segment (Figure 9C). Ceratophores in the terminal lateral antennae. Spinous non-lanceolate notosetae. Elytra with ovoid microtubercles and pedunculated macrotubercles spread across the surface (Figure 9B). Gill filaments are located dorsolateral to the parapodia.

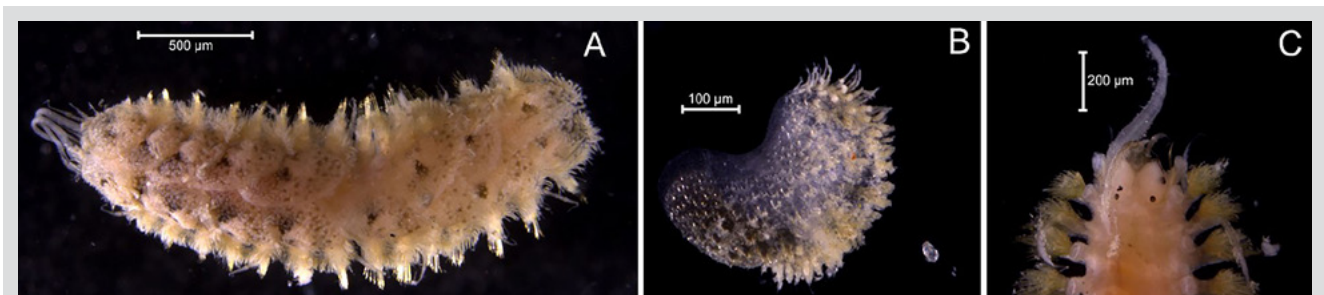


Figura 9. A) Vista dorsal con élitros de *Chaetacanthus pilosus*, B) élitro, C) cuerpo (sin élitros).

Figure 9. A) Dorsal view with elytra of *Chaetacanthus pilosus*, B) elytra, C) body (without elytra).

Harmothoe crucis (Gube, 1856)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333563>).

Material examinado. Individuo 2,5 mm de longitud y 0,2 mm de ancho (Figura 10A). Dieciocho ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02061.

Diagnosis. Prostomio con un tubérculo facial y antena media insertada en ceratóforo frontal (Figura 10B). Individuo con cuerpo robusto cubierto dorsalmente por élitros (Figura 10A). La mayoría de las neurosetas con punta bidentada (Figura 10C). La superficie de los élitros anteriores sin una cubierta esclerotizada, notosetas abundantes y posee hasta 15 pares de élitros. Los 6 a 8 segmentos posteriores con cirros dorsales no alternados con élitros. La superficie de los élitros con abundantes microtubérculos, con papilas marginales abundantes (Figura 10D); macrotubérculos de élitros medios y posteriores cilíndricos, con la punta expandida en cuatro proyecciones bifurcadas.

Harmothoe crucis (Gube, 1856)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333563>).

Examined material. 2.5 mm long and 0.2 mm wide individual (Figure 10A). 18 specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02061.

Diagnosis. Prostomium with one facial tubercle and a median antenna inserted in the frontal cetaphore (Figure 10B). Individual with a robust body and dorsum covered with elytra (Figure 10A). The majority of neurosetae have a bidentate tip (Figure 10C). The surface of the anterior elytra without a sclerotized covering; abundant notosetae and up to 15 pairs of elytra. Posterior segments from 6 to 8 have non-alternated dorsal cirri with elytra. The surface of the elytra has abundant microtubercles with abundant marginal buds (Figure 10D). The macrotubercles of the median and posterior elytra are cylindrical, with the tip expanded into four bifurcated projections.

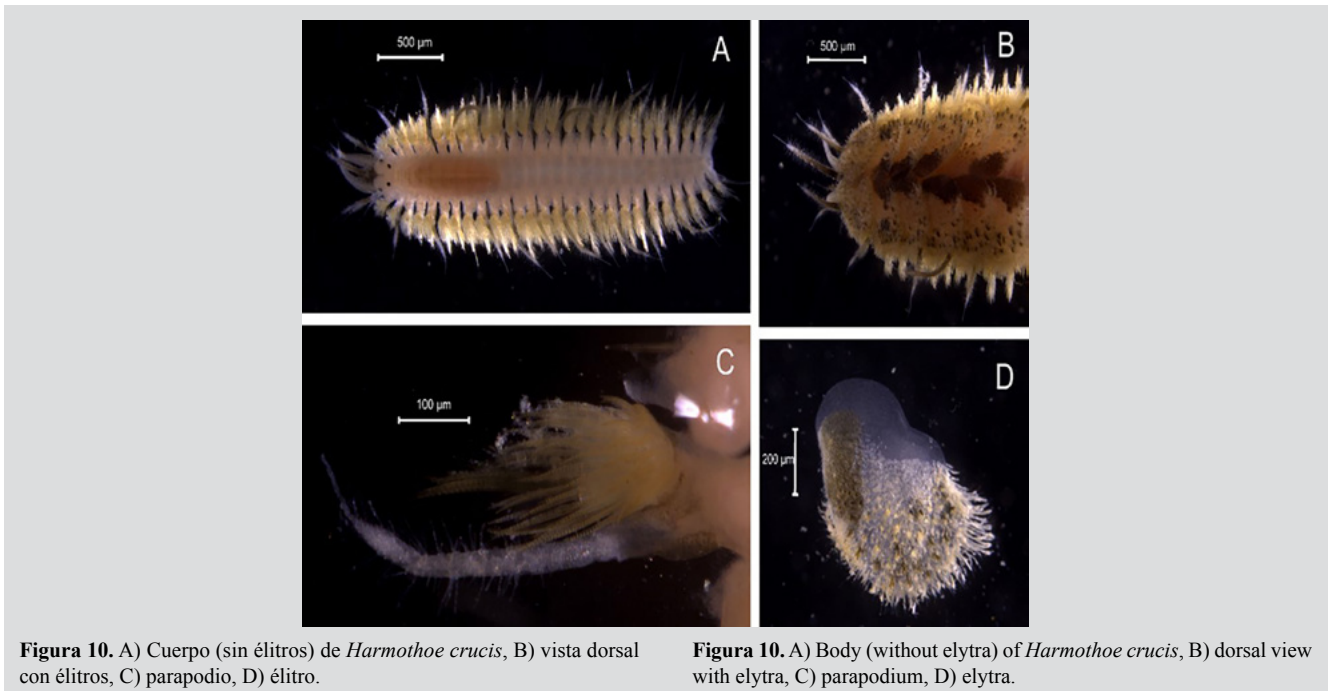


Figura 10. A) Cuerpo (sin élitros) de *Harmothoe crucis*, B) vista dorsal con élitros, C) parapodio, D) élitro.

Figure 10. A) Body (without elytra) of *Harmothoe crucis*, B) dorsal view with elytra, C) parapodium, D) elytra.

Lepidonotus spiculus (Treadwell, 1906)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333826>).

Material examinado. Individuo 3,7 mm de longitud y 0,7 mm ancho (Figura 11A). Dos ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02085.

Lepidonotus spiculus (Treadwell, 1906)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333826>).

Examined material. 3.7 mm long and 0.7 mm wide individual (Figure 11A). Two specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02085.

Diagnosis: Prostomio con antena media y laterales con abultamientos subdistales globosos, las tres sobre ceratóforos terminales. Segmento tentacular fusionado al prostomio (Figura 11C). Cuerpo con 26 segmentos y 12 pares de élitros (Figura 11B). Palpos con papilas diminutas. Notosetas espiníferas y lanceoladas lisas. Neurosetas simples lanceoladas. Pigidio con dos cirros anales similares en forma a las antenas y demás cirros.

Diagnosis: Prostomium with median antenna and laterals with globose subdistal bulges, all three on terminal cetaphores. Tentacular segment fused with the prostomium (Figure 11C). Body with 26 segments and 12 pairs of elytra (Figure 11B). Palps with tiny buds. Spinigerous, flat lanceolate notosetae. Simple lanceolate neurosetae. Pygidium with two anal cirri similar in shape to the antennae and the rest of the cirri.

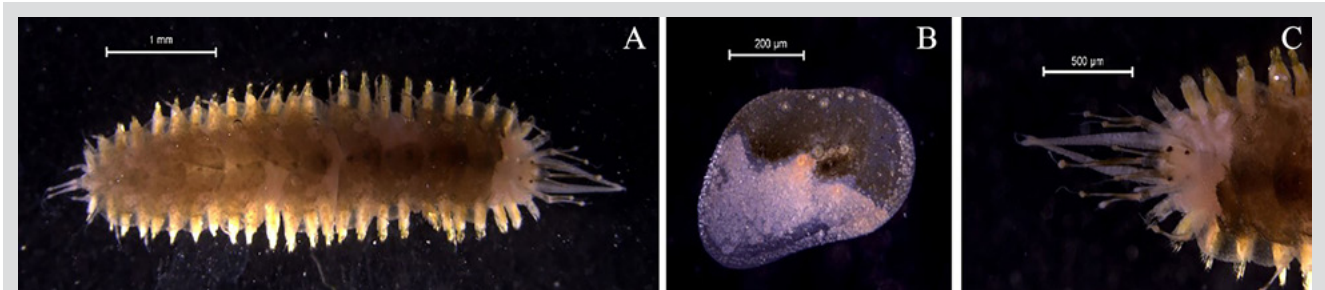


Figura 11. A) Cuerpo completo de *Lepidonotus spiculus*, B) élitro, C) prostomio.

Figura 11. A) Complete body of *Lepidonotus spiculus*, B) elytra, C) prostomium.

Familia **Sigalionidae** Kinberg, 1856

Sthenelanella uniformis (Moore, 1910)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=332194>).

Material examinado. Individuo 5,7 mm de longitud y 0,5 mm ancho (Figura 12A). 14 ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02081.

Diagnosis: El prostomio es redondeado, tan largo como ancho y el área ocular no está elevada. Cuerpo robusto (Figura 12A) con palpos largos con ceratóforos. Antena media y laterales con cirróforos; posee cuatro ojos (Figura 12B). Con antenas laterales fusionadas a los parápodos tentaculares, el ceratóforo de la antena media con aurículas. Los parápodos con ctenidias, notosetas espinosas y neurosetas son compuestas falcíferas de hoja larga (Figura 12C).

Family **Sigalionidae** Kinberg, 1856

Sthenelanella uniformis (Moore, 1910)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=332194>).

Examined material. 5.7 mm long and 0.5 mm wide individual (Figure 12A). 14 specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02081.

Diagnosis: The prostomium is round, it is as long as it is wide, and the ocular area is not elevated. The robust body (Figure 12A) has long palps with cetaphores. Median and lateral antennae with cirrophores; it has four eyes (Figure 12B). Lateral antennae fused with tentacular parapodia; the median antenna's cetaphore has atria. The parapodia have ctenidia. Spinous notosetae and neurosetae are long-bladed falcigers. (Figure 12C).

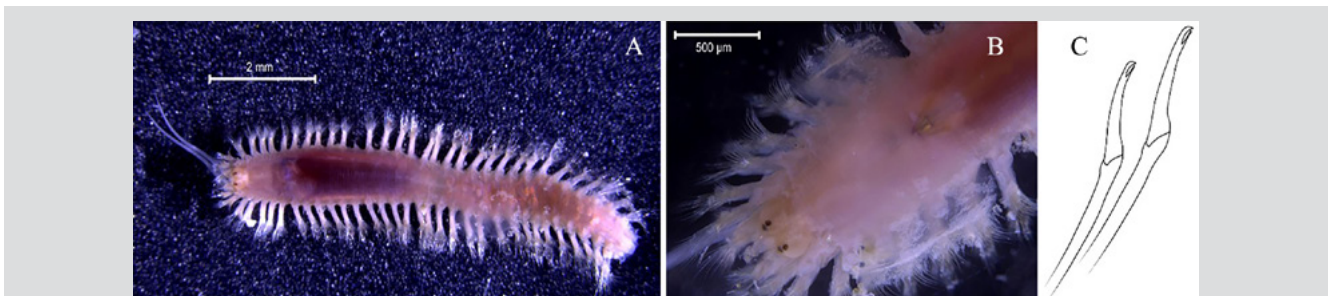


Figura 12. A) Cuerpo completo de *Sthenelanella uniformis* sin élitros, B) prostomio y élitros transparentes, C) falcífero bidentado.

Figure 12. A) Complete body of *Sthenelanella uniformis* without elytra, B) transparent prostomium and elytra, C) bidentate falciger.

Familia Syllidae Grube, 1850

Branchiosyllis lorenae San Martin & Bone, 1999

Material examinado. Individuo 14,12 mm de longitud y 0,41 mm ancho (Figura 13A). Un ejemplar depositado con el número de catálogo CBUMAG:MAC:02081.

Descripción. El cuerpo es sub-cilíndrico, aplanado ventralmente (Figura 13A) y con palpos fusionados en la base. Presenta órganos nuchales y antenas, cirros tentaculares y dorsales (Figura 13B). La faringe se encuentra armada con un trepan y falcigeros bidentados. Cirros anales articulados.



Figura 13. A) Cuerpo completo de *Branchiosyllis lorenae*, B) prostomio y cirros articulados.

Syllidae Family Grube, 1850

Branchiosyllis lorenae San Martin & Bone, 1999

Examined material. 14.12 mm long and 0.41 mm wide individual (Figure 13A). One specimen logged under catalog number CBUMAG:MAC:02081.

Description. The body is sub-cylindrical, ventrally flat (Figura 13A), and with fused palps at the base. It has nuchal organs and antennae and tentacular and dorsal cirri (Figure 13B). The pharynx is armed with a trepan and bidentate falcigers. Articulated anal cirri.



Figure 13. A) Complete body of *Branchiosyllis lorenae*, B) prostomium and articulated cirri.

Trypanosyllis parvidentata (Perkins, 1981)

Material examinado. Individuo 4,96 mm de longitud y 0,31 mm de ancho (Figura 14A). Dos ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02059.

Diagnosis. El prostomio cuenta con órganos nuchales, antenas, cirros tentaculares articulados y palpos fusionados en la base. El cuerpo es sub-cilíndrico (Figura 14A), aplanado ventralmente (Figura 14B). Cirros dorsales articulados. La faringe se encuentra armada con un trepan, el cual presenta 10 dientes diminutos y un diente medio-dorsal grande. Cirros anales articulados.



Figura 14. A) Cuerpo de *Trypanosyllis parvidentata*, B) prostomio.

Trypanosyllis parvidentata (Perkins, 1981)

Examined material. 4.96 mm long and 0.31 mm wide individual (Figure 14A). Two specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02059.

Diagnosis. The prostomium has nuchal organs, antennae, articulated tentacular cirri, and fused palps at the base. The body is sub-cylindrical (Figure 14A) and ventrally flat (Figure 14B). Articulated dorsal cirri. The pharynx is armed with a trepan, which has 10 tiny teeth and a big median-dorsal tooth. Articulated anal cirri.



Figure 14. A) Body of *Trypanosyllis parvidentata*, B) prostomium.

Syllis fasciata Malmgren, 1867

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=131429>).

Material examinado. Individuo 12,6 mm de longitud y 0,2 mm ancho (Figura 15A). Dos ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02059.

Descripción. Cuerpo sub-cilíndrico, con zona ventral aplanada (Figura 15A). Las antenas, cirros tentaculares y dorsales articulados, además, presenta órganos nucales. Palpos fusionados en la base y setas principalmente compuestas. Los artejos de algunas setas compuestas se encuentran en forma de garra, dobladas generalmente en contra del mango. Todos los cirros tienen aproximadamente la misma forma (Figura 15B) y la faringe se encuentra armada por un diente medio-dorsal, en la parte anterior. Sin branquias y tampoco falcíferos en los setíferos anteriores. Cirros anales articulados.

Syllis fasciata Malmgren, 1867

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=131429>).

Examined material. 12.6 mm long and 0.2 mm wide individual (Figure 15A). Two specimens deposited under catalog number CBUMAG:MAC:02059.

Description. Sub-cylindrical body with a flat ventral zone (Figure 15A). The antennae and the tentacular and dorsal cirri are articulated; the individual also has nuchal organs. Fused palps at the base and mainly compound setae. The internodes of some compound setae have the shape of a claw, generally bent against the shank. All cirri have approximately the same shape (Figure 15B), and the pharynx is armed with a median-dorsal tooth in the anterior region. No gills or falcigers in the anterior setigers. Articulated anal cirri.

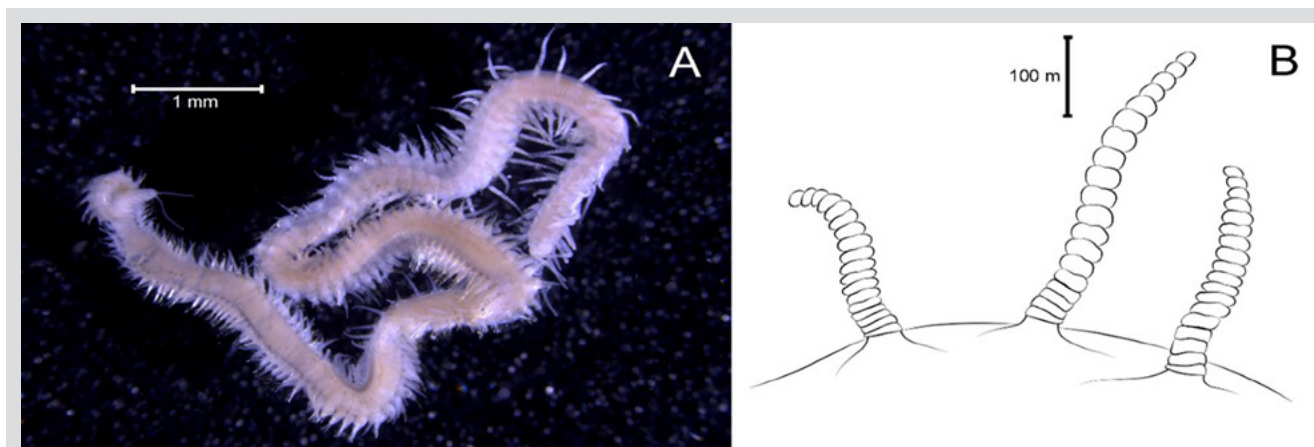


Figura 15. A) Cuerpo completo de *Syllis fasciata*, B) cirros en forma articulada.

Figura 15. A) Complete body of *Syllis fasciata*, B) articulated cirri.

Familia **Sabellidae** Latreille, 1825

Acromegalomma mushaense (Gravier, 1906)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=994115>).

Material examinado. Individuo 5,53 mm de longitud y 0,88 mm ancho (Figura 16A). Dos ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02036.

Descripción. Radiolas con bandas oscuras transversales y con ojos compuestos subdistales (Figura 16B), los lóbulos branquiales se encuentran fusionados dorsalmente. Con numerosos segmentos abdominales, tori abdominales forman

Family **Sabellidae** Latreille, 1825

Acromegalomma mushaense (Gravier, 1906)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=994115>).

Examined material. 5.53 mm long and 0.88 mm wide individual (Figure 16A). Two specimens deposited under catalog number CBUMAG:MAC:02036.

Description. Radioles with transversal dark bands; compound subdistal eyes (Figure 16B). Gill lobes are dorsally fused. With numerous abdominal segments, abdominal tori form shallow transversal crests. Avicular thoracic uncini with three

crestas transversales someras, uncinos torácicos aviculares con tres dientes en la parte apical y con el manubrio corto. Sin neurosetas paleadas, notosetas torácicas inferiores alargadas con una cubierta ancha y o fusiforme, puntas largas. Los márgenes dorsales del collar no fusionados al surco fecal, sin sacos dorsales.

teeth in the apical region, as well as a short manubrium. No paleate neurosetae; elongated inferior thoracic neurosetae with a wide covering and/or fusiform, long tips. Dorsal margins of the collar are not fused with the fecal groove, with no dorsal sacs.

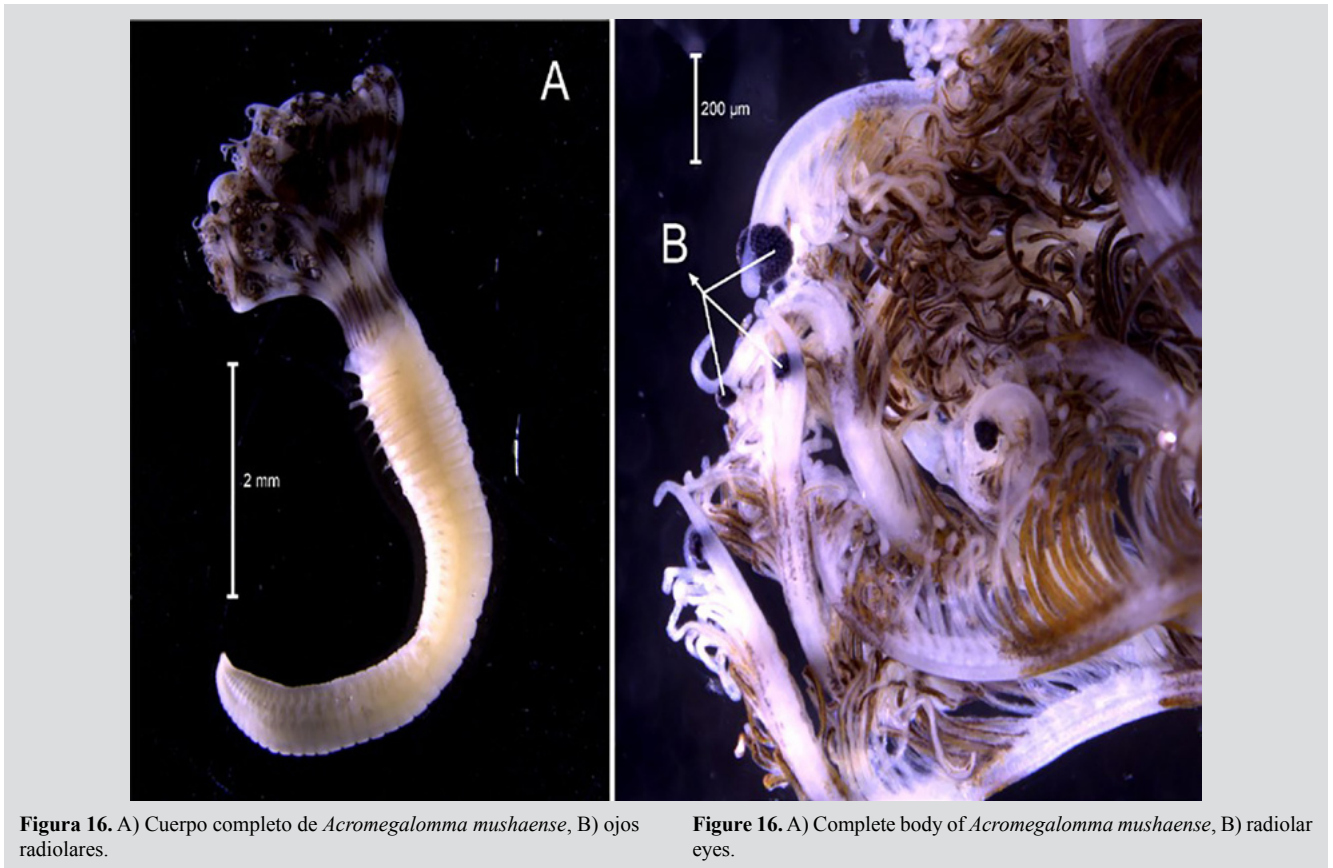


Figura 16. A) Cuerpo completo de *Acromegalomma mushaense*, B) ojos radiolares.

Figure 16. A) Complete body of *Acromegalomma mushaense*, B) radiolar eyes.

Branchiomma curtum (Ehlers, 1901)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333130>).

Material examinado. Individuo 51,46 mm de longitud y 1,12 mm ancho (Figura 17A). Tres ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02038.

Diagnosis. Radiolas con estilodos pares, que se alternan con ojos compuestos, pareados (Figura 17B) y se distribuyen a lo largo de su longitud (Figuras 17C, 17D, 17E, 17F). Máculas presentes a lo largo de todo el cuerpo del individuo (Figura 17H). En cada parapodio se encuentra una mancha negra en la base de las setas notopodiales limbadas (Figuras 17I, 17J, 17K, 17L). El tórax (Figura 17G) presenta uncinos torácicos aviculares con manubrio corto y presentan dos espinas en

Branchiomma curtum (Ehlers, 1901)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333130>).

Examined material. 51.46 mm long and 1.12 mm wide individual (Figure 17A). Three specimens deposited under catalog number CBUMAG:MAC:02038.

Diagnosis. Radioles with paired stylodes alternating with compound, paired eyes (Figure 17B) distributed along the individual (Figures 17C, 17D, 17E, 17F). Maculae along the body of the individual (Figure 17H). Each parapodium has a black spot at the base of the limbate notopodial setae (Figures 17I, 17J, 17K, 17L). The thorax (Figure 17G) has avicular thoracic uncini with a short manubrium, as well as two spines in the apical region (Figure 17M). With numerous

la parte apical (Figura 17M). Con numerosos segmentos abdominales, con tori de uncini formando lóbulos cónicos, sin setas acompañantes (Figura 17K).

abdominal segments, the tori of uncini conical lobes, with no accompanying setae (Figure 17K).

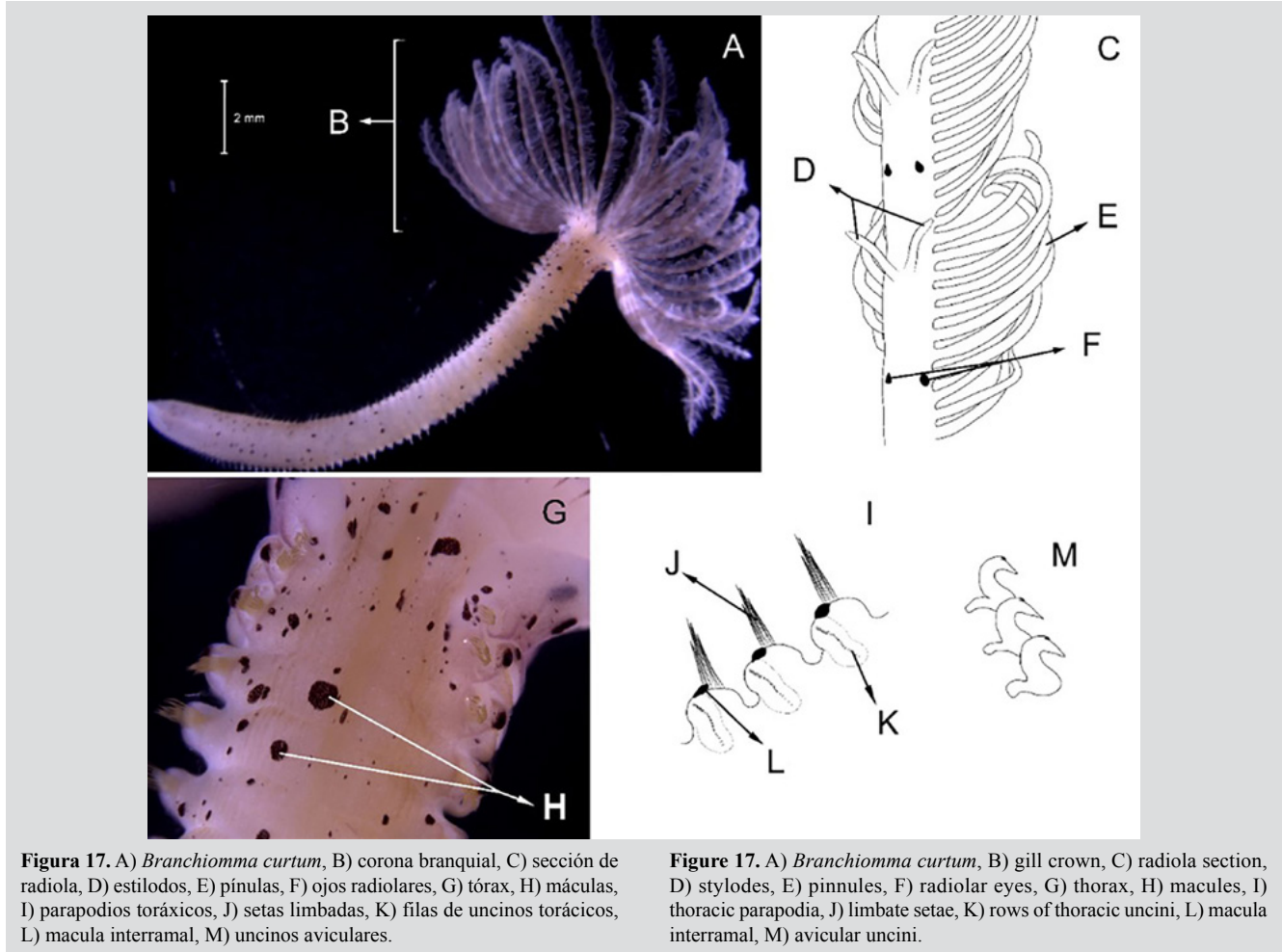


Figura 17. A) *Branchiomma curtum*, B) corona branquial, C) sección de radiola, D) estilodos, E) pínulas, F) ojos radiolares, G) tórax, H) máculas, I) parapodios torácicos, J) setas limbadas, K) filas de uncinos torácicos, L) macula interramal, M) uncinos aviculares.

Figure 17. A) *Branchiomma curtum*, B) gill crown, C) radiola section, D) stylodes, E) pinnules, F) radiolar eyes, G) thorax, H) macules, I) thoracic parapodia, J) limbate setae, K) rows of thoracic uncini, L) macula interramal, M) avicular uncini.

Potamethus spathiferus (Ehlers, 1901)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=130953>).

Material examinado. Individuo 5,53 mm de longitud y un ancho de 0,89 mm (Figura 18A). Tres ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02075.

Diagnosis. Con corona branquiotentacular sin estilodos ni ojos compuestos, sus radios no están fusionados dorsalmente. Abdomen con numerosos segmentos. Los uncinos torácicos aviculares con manubrio muy largo y setas notopodiales del tórax simples paleadas y simples limbadas (Figuras 18C, 18D, 18E, 18F), los lóbulos ventrales del collar son prolongados (Figura 18B).

Potamethus spathiferus (Ehlers, 1901)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=130953>).

Examined material. 5.53 mm long and 0.89 mm wide individual (Figure 18A). Three specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02075.

Diagnosis. Branchiotentacular crown without stylodes or compound eyes; the radii are not dorsally fused. Abdomen with numerous segments. Thoracic avicular uncini have a very long manubrium and simple paleate and simple limbate thoracic notopodial setae (Figures 18C, 18D, 18E, 18F); the ventral lobes of the collar are elongated (Figure 18B).

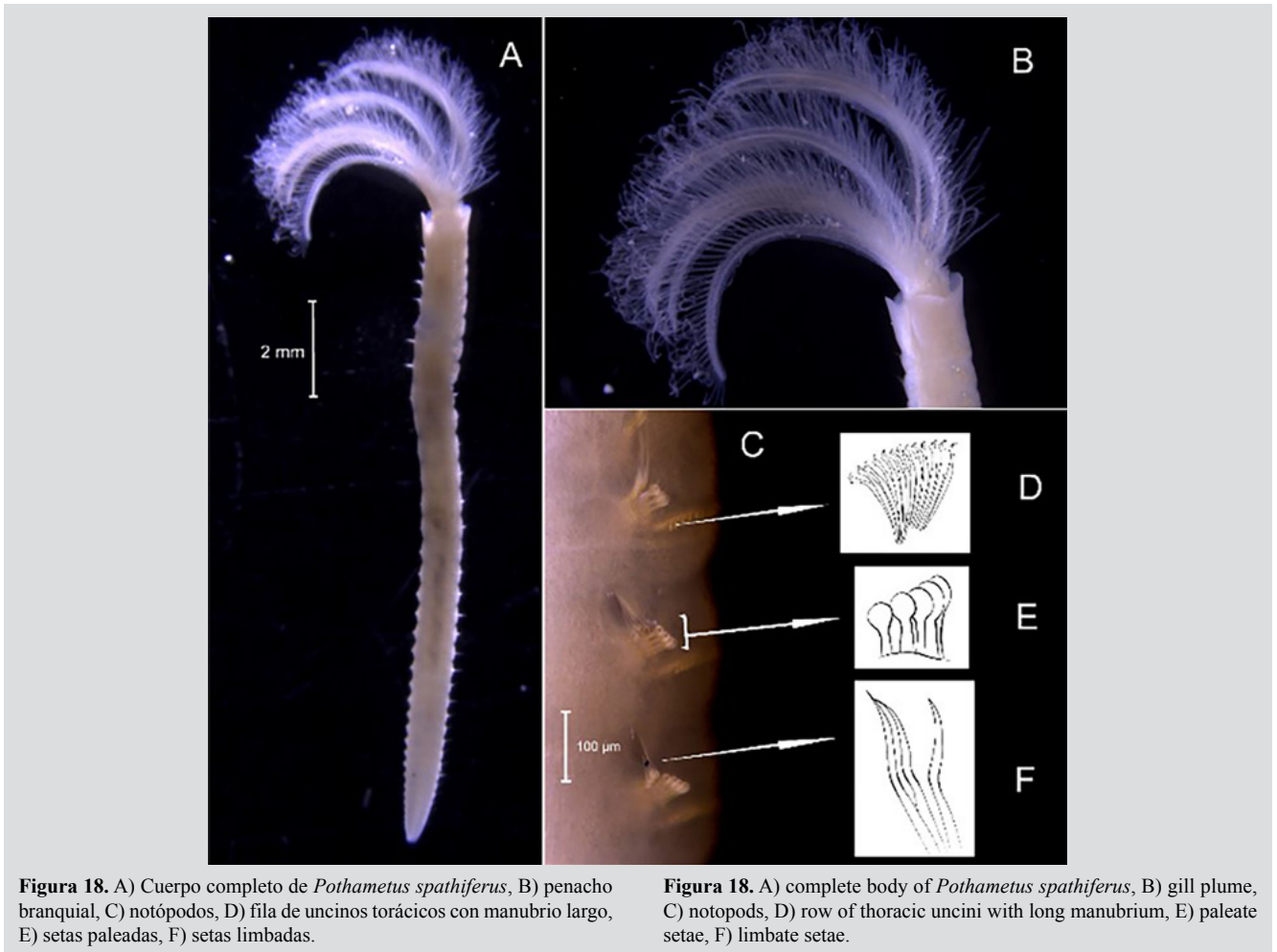


Figura 18. A) Cuerpo completo de *Pothametus spathiferus*, B) penacho branquial, C) notópodos, D) fila de uncinos torácicos con manubrio largo, E) setas paleadas, F) setas limbadas.

Figura 18. A) complete body of *Pothametus spathiferus*, B) gill plume, C) notopods, D) row of thoracic uncini with long manubrium, E) paleate setae, F) limbate setae.

Familia **Serpulidae** Rafinesque, 1815

Hydroides bispinosa Bush, 1910

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=421083>).

Material examinado. Individuo 4,12 mm de longitud y 0,28 mm ancho (Figura 19A, 19C). Cinco ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02052.

Descripción. Con corona branquiotentacular (Figura 19B), opérculo complejo con un embudo basal y un verticilo distal (Figura 19A, 19D, 19F, 19G, 19H, 19I, 1J). Las espinas del verticilo se encuentran curvándose hacia adentro y el pedúnculo opercular es suave y no se encuentra calcificado, sin alas ni procesos digitales. Los radios del embudo opercular tienen la punta redondeada. Setas abdominales con forma de trompeta aplanada. Espinas del verticilo con un par de espinulas laterales. Tubo fuertemente ornamentado sin costillas longitudinales internas (Figura 19E).

Family **Serpulidae** Rafinesque, 1815

Hydroides bispinosa Bush, 1910

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=421083>).

Examined material. 4.12 mm long and 0.28 mm wide individual (Figure 19A, 19C). Five specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02052.

Description. Branchiotentacular crown (Figure 19B), complex operculum with basal funnel and a distal whorl (Figures 19A, 19D, 19F, 19G, 19H, 19I, 1J). Whorl spines are curved inwards and the opercular pedicle is soft and non-calcified, with no wings or digital processes. The opercular funnel radii have a rounded tip. Abdominal setae with the shape of a flattened trumpet. Whorl spines with a pair of lateral spinules. Strongly ornamented tube with no internal longitudinal ribs (Figure 19E).

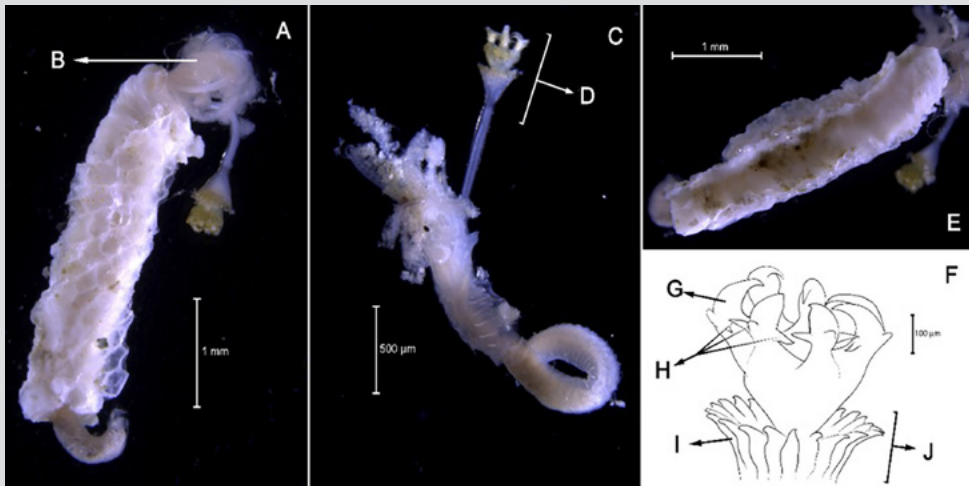


Figura 19. A) *Hydroides bispinosa*, B) branquias, C) cuerpo sin tubo, D) opérculo, E) cresta del tubo calcáreo, F) estructura opercular, G) espinas principales, H) espinas laterales, I) radios del verticilo, J) verticilo opercular.

Figure 19. A) *Hydroides bispinosa*, B) gills, C) tubeless body, D) operculum, E) calcified tube crest, F) opercular structure, G) main spines, H) lateral spines, I) whorl radii, J) opercular whorl.

Hydroides deleoni (Bastida-Zavala & ten Hove, 2003)

Material examinado. Individuo 5,10 mm de longitud y 0,23 mm de ancho (Figura 20A). Un ejemplar depositado bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02058.

Diagnosis. Corona branquiotentacular con un radiolo modificado en opérculo, el cual presenta un embudo basal y un verticilo distal (Figura 20A). El pedúnculo opercular es suave sin calcificar, sin alas ni procesos digitales. Embudo opercular con terminación aguda en cada radio (Figura 20E). Setas abdominales con forma de trompeta aplanada. Las espinas del verticilo sin espinulas laterales (Figuras 20B, 20C, 20D), además, el verticilo tiene un gancho dorsal libre, con una o más espinas dorsales más grandes que las otras y con puntas variables, además se encuentran apicalmente curvadas hacia adentro, sin ninguna protuberancia pronunciada. Tubo fuertemente ornamentado, sin costillas longitudinales internas.

Hydroides deleoni (Bastida-Zavala & ten Hove, 2003)

Examined material. 5.10 mm long and 0.23 mm wide (Figura 20A). One specimen logged under catalog number CBUMAG:MAC:02058.

Diagnosis. Branchiotentacular crown with a modified radiole in the operculum with basal funnel and distal whorl (Figure 20A). The opercular pedicle is soft and non-calcified, with no wings or digital processes. Opercular funnel with sharp end at each radius (Figure 20E). Abdominal setae with the shape of a flattened trumpet. Whorl spines are lateral spinules (Figures 20B, 20C, 20D). In addition, the whorl has a free dorsal hook, with one or more dorsal spines larger than the others and with varying tips, in addition to being curved inwards, with no pronounced protuberances. Strongly ornamented tube, with no internal longitudinal ribs.



Figura 20. A) *Hydroides deleoni*, B) opérculo, C) espina principal, D) joroba de la espina, E) verticilo opercular.

Figure 20. A) *Hydroides deleoni*, B) operculum, C) main spine, D) spine hump, E) opercular whorl.

Protula tubularia (Montagu, 1803)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=131035>).

Material examinado. Individuo 4,76 mm de longitud y 0,43 mm de ancho (Figura 21A). Tres ejemplares depositados con el número de catálogo CBUMAG:MAC:02076.

Diagnosis. Este género y *Subprotula* son los únicos representantes de la familia sin opérculo. Radiolas sin procesos al final de la membrana interradiolar, corona con 12 a 15 radiolas por lóbulo. Las setas del collar son limbadas y los uncinos tienen un diente principal muy largo. La membrana torácica está bien desarrollada (Figura 21B). Setas abdominales conformadas por uncinos aciculares notopodiales y espiníferas limbadas en el neuropodio. Tubo calcáreo liso, poco ornamentado, simple y de color blanco, sin costillas longitudinales (Figura 21A).

Protula tubularia (Montagu, 1803)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=131035>).

Examined material. 4.76 mm long and 0.43 mm wide (Figure 21A). Three specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02076.

Diagnosis. This genus and *Subprotula* are the only representatives of the family with no operculum. Radioles with no processes at the end of the interradiolar membrane; crown with 12 to 15 radioles per lobe. The setae of the collar are limbate, and the uncini have a very long main tooth. The thoracic membrane is well developed (Figure 21B). Abdominal setae consisting of acicular notopodial uncini and limbate spinigers in the neuropodium. Flat calcified tube, little ornamented, simple, and white-colored, with no longitudinal ribs (Figure 21A).

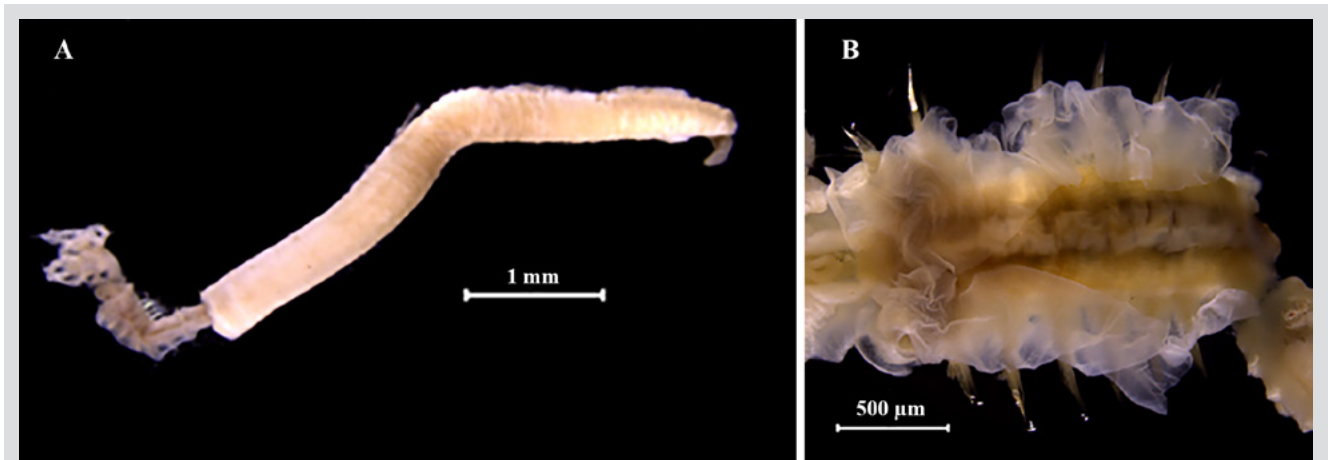


Figura 21. A) Cuerpo completo de *Protula tubularia*, B) membrana torácica fuertemente desarrollada.

Figure 21. A) Complete body of *Protula tubularia* B) strongly developed thoracic membrane.

Pseudovermilia fuscostriata (ten Hove, 1975)

Material examinado. Individuo 2,92 mm de longitud y 0,39 mm de ancho (Figura 22A). Tres ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02077.

Diagnosis. Región anterior con corona branquiotentacular y una de sus radiolas modificada en pedúnculo cilíndrico sin calcificar (Figura 22B). El opérculo no es negro, endurecido, rematado con una espina curva simple (Figura 22D, 22E), con surcos anulados profundos, su base es engrosada (Figura 22F). Setas abdominales geniculadas y tórax con setas tipo “apomatus”. El collar con setas, y la membrana torácica finaliza en el segundo setígero, uncinos torácicos con el diente

Pseudovermilia fuscostriata (ten Hove, 1975)

Examined material. 2.92 mm long and 0.39 mm wide individual (Figure 22A). Three specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02077.

Diagnosis. Anterior region with branchiotentacular crown, which has a modified radiole in its cylindrical uncalcified pedicle (Figure 22B). The operculum is not black; it is hardened, topped with a simple curved spine (Figure 22D, 22E), with deep annulate groves. The base is thickened (Figure 22F). Abdominal geniculate setae and thorax with apomatus-type setae. The collar has setae, and the thoracic membrane ends in the second setígero. Thoracic uncini with

anterior bifurcado. El tubo presentó bandas transversales de color pardo (Figura 22C).

a bifurcated anterior tooth. The tube showed brown-colored transversal bands (Figure 22C).

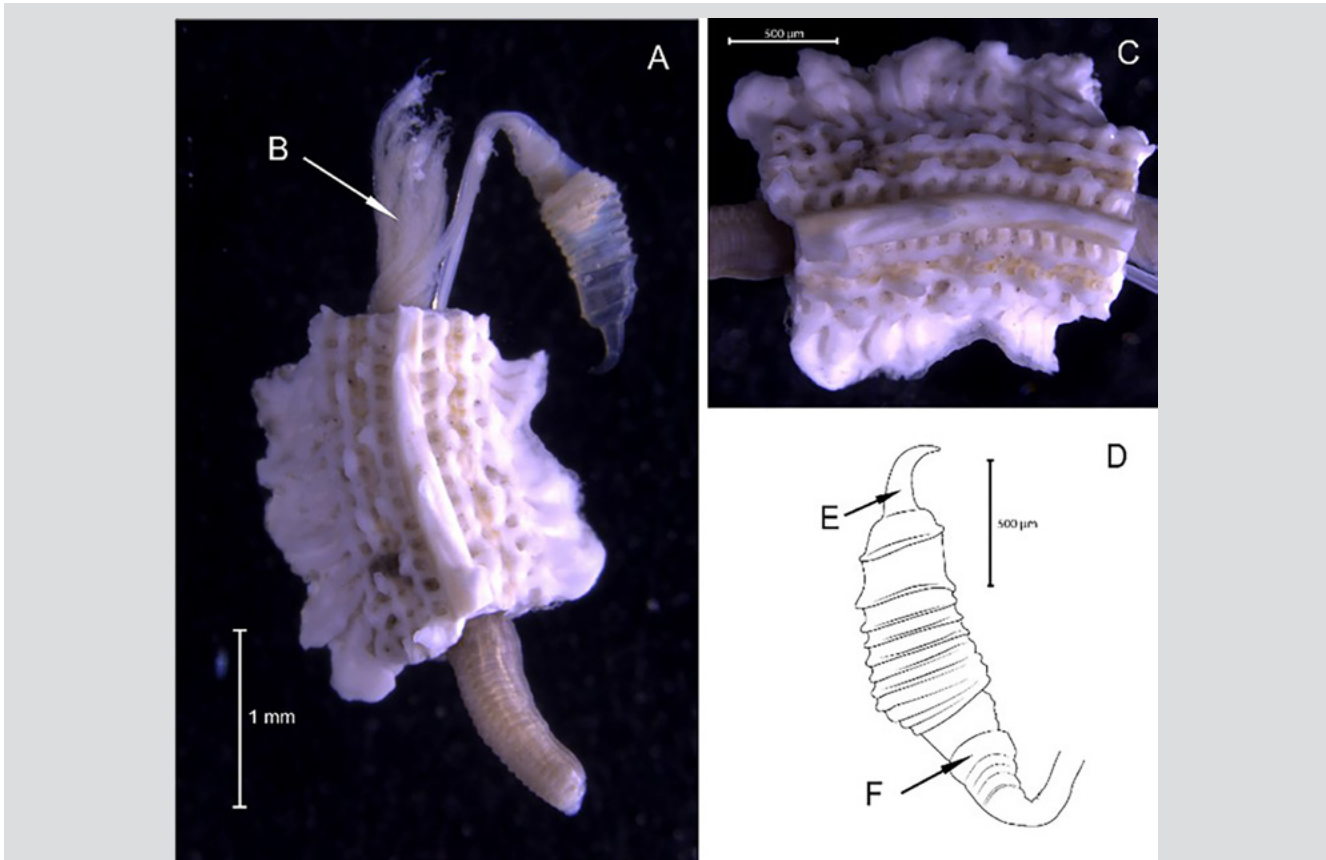


Figura 22. A) *Pseudovermilia fucostriata*, B) corona branquiotentacular, C) detalle de los ornamentos del tubo, D) opérculo E), espina superior, F) base del opérculo.

Figure 22. A) *Pseudovermilia fucostriata*, B) branchiotentacular crown, C) tube ornaments detail, D) operculum E) upper spine, F) operculum base.

Pseudovermilia occidentalis (McIntosh, 1885)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=131036>).

Material examinado. Individuo 4,17 mm de longitud y 0,22 mm ancho (Figura 23A). Un ejemplar depositado con el número de catálogo CBUMAG:MAC:02079.

Diagnosis. Con pedúnculo opercular cilíndrico sin calcificar. El opérculo es negro con una espina simple (Figura 23B) que en algunos casos puede tener varias espinas menores o no tenerlas. Setas abdominales geniculadas y tórax con setas tipo “apomatus”. El collar con setas, la membrana torácica finaliza en el segundo setígero; los uncinos torácicos con el diente anterior bifurcado. Tubo blanco con una cresta longitudinal y surcos transversales a veces con peristomas (Figura 23A).

Pseudovermilia occidentalis (McIntosh, 1885)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=131036>).

Examined material. 4.17 mm long and 0.22 mm wide individual (Figure 23A). One specimen logged under catalog number CBUMAG:MAC:02079.

Diagnosis. Cylindrical, uncalcified opercular pedicle. The operculum is black, with a simple spine (Figure 23B), which, in some cases may or may not have several lesser spines. Abdominal geniculate setae and thorax with apomatus-type setae. The collar has setae, and the thoracic membrane ends in the second setiger; the thoracic uncini have a bifurcated anterior tooth. White tube with a longitudinal crest and transversal groves, sometimes with peristomes (Figure 23A).

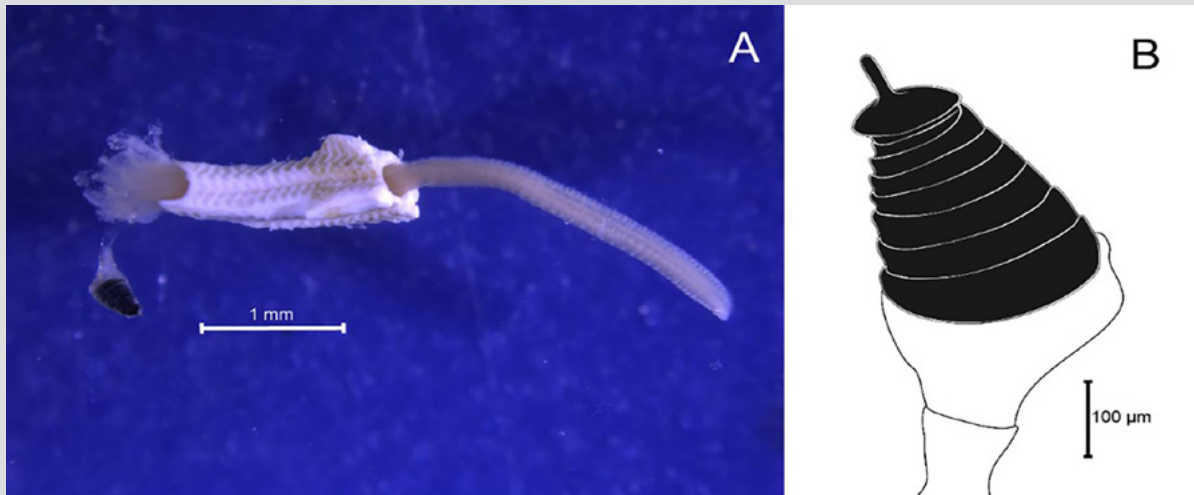


Figura 23. A) *Pseudovermilia occidentalis*, B) opérculo.

Figure 23. A) *Pseudovermilia occidentalis*, B) operculum.

Pseudovermilia holcopleura (ten Hove, 1975)

Material examinado. Individuo 4,30 mm de longitud y 0,46 mm de ancho (Figura 24A). 15 ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02078.

Diagnosis. Pedúnculo opercular cilíndrico sin calcificar. El opérculo es transparente o blanco, con surcos anulados sutiles, en algunos casos con una espina distal (Figura 24C). Setas abdominales geniculadas y tórax con setas tipo “apomatus”. El collar con setas, y la membrana torácica finaliza en el segundo setígero; uncinos torácicos con el diente anterior bifurcado. Tubo calcáreo con una combinación blanca, parda, muy ornamentado, con anulaciones que en algunos casos pueden faltar (Figura 24B).

Pseudovermilia holcopleura (ten Hove, 1975)

Examined material. 4.30 mm long and 0.46 mm wide individual (Figure 24A). 15 specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02078.

Diagnosis. Cylindrical, uncalcified opercular pedicle. The operculum is transparent or white, with subtle annulate groves, in some cases with a distal spine (Figure 24C). Abdominal geniculate setae and thorax with apomatus-type setae. The collar has setae, and the thoracic membrane ends in the second setiger. The thoracic uncini have a bifurcated anterior tooth. Calcified tube with a white, brown combination, strongly ornamented, with no annulations in some cases (Figure 24B).

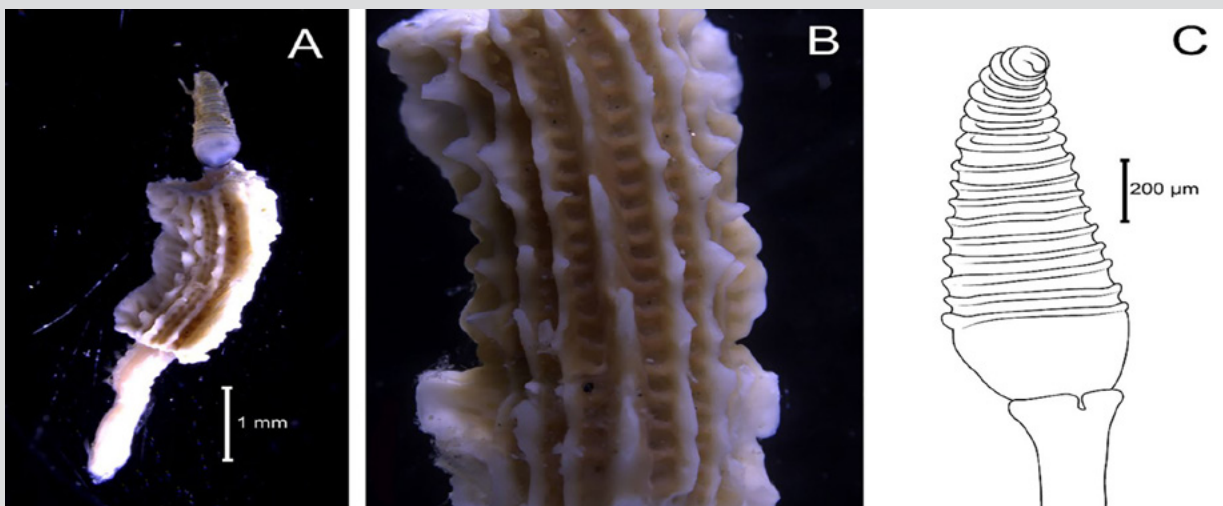


Figura 24. A) *Pseudovermilia holcopleura*, B) ornamentación del tubo calcáreo, C) detalle del opérculo.

Figure 24. A) *Pseudovermilia holcopleura*, B) calcareous tube ornamentation, C) operculum detail.

Familia **Terebellidae** Johnston, 1846

Scionides reticulata (Ehlers, 1887)

Sinónimos en: Read y Fauchald (2021) (acceso a través de <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=334736>).

Material examinado. Individuo 14,9 mm de longitud y 0,9 mm de ancho (Figura 25A). Dos ejemplares depositados bajo el número de catálogo CBUMAG:MAC:02056.

Diagnosis. Cuerpo alargado, con 31 segmentos torácicos, es dorsalmente convexo y aplanado latero-ventralmente, estrechándose en el abdomen (Figura 25A). Tentáculos orales, numerosos y muy largos. Los uncinos torácicos en hileras dobles en algunos setígeros, como cremallera. Sin faringe eversible papilada y las notosetas tienen las puntas aserradas, limbadas. Tres pares de branquias filamentosas con tallos muy reducidos o en algunos casos sin tallos (Figura 25B).

Terebellidae Family Johnston, 1846

Scionides reticulata (Ehlers, 1887)

Synonyms in: Read and Fauchald (2021) (accessed through <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=334736>).

Examined material. 14.9 mm long and 0.9 mm wide individual (Figure 25A). Two specimens logged under catalog number CBUMAG:MAC:02056.

Diagnosis. Elongated body with 31 thoracic segments. It is dorsally convex and lateroventrally flat, narrowing at the abdomen (Figura 25A). Oral tentacles, very numerous and long. Thoraci uncini in double rows in some setigers, like a zipper. No eversible, papillate pharynx, and the notosetae have serrated, limbate tips. Three pairs of filamentous gills with much reduced stalks, in some cases with no stalk (Figure 25B).

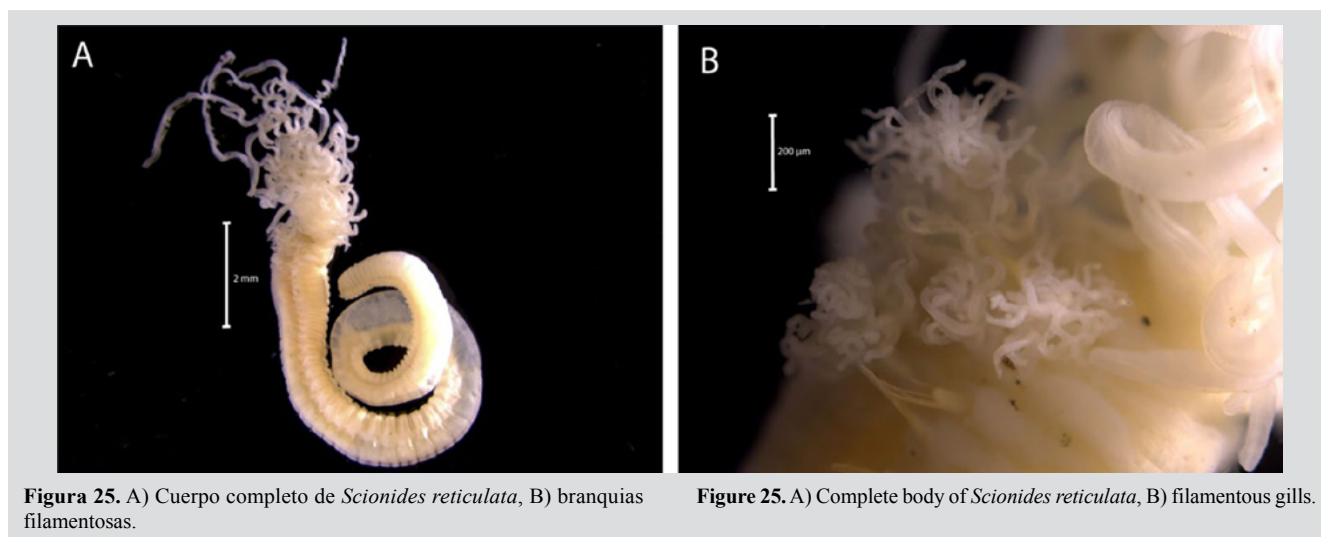


Figura 25. A) Cuerpo completo de *Scionides reticulata*, B) branquias filamentosas.

Figure 25. A) Complete body of *Scionides reticulata*, B) filamentous gills.

DISCUSIÓN

Se adicionaron 23 nuevos registros para el mar Caribe colombiano a las especies listadas por Dueñas (1999), Báez y Ardila (2003), Dean (2012) y León *et al.* (2019). Algunas de ellas se encontraban registradas para la costa Pacífica de México y Estados Unidos, Caribe y el Golfo de México (Uebelacker y Johnson, 1984). Los géneros registrados en este estudio son de distribución variable en muchos sectores del Caribe y el Pacífico y hasta el momento, ninguna de las especies registradas es considerada como invasora.

El mayor número de especies pertenecen a la familia Serpulidae, reconocida como una de las más conspicuas en los

DISCUSSION

Twenty-three new records for the Colombian Caribbean Sea were added to the species listed by Dueñas (1999), Báez and Ardila (2003), Dean (2012), and León *et al.* (2019). Some of them had been recorded in the Pacific coast of Mexico and the United States, the Caribbean, and the Gulf of Mexico (Uebelacker and Johnson, 1984). The genera recorded in this study have a variable distribution throughout many sectors of the Caribbean and the Pacific, and so far, none of the recorded species is considered to be invasive.

Most of the species belong to the family Serpulidae, which has been recognized as one of the most conspicuous in

ambientes arrecifales del Caribe colombiano (Bastida-Zavala, 2009). Los serpúlidos se destacan por la diversidad de formas de los opérculos y la variedad de ornamentaciones de los tubos calcáreos como las costillas longitudinales o transversales con mayor o menor grado de desarrollo, que pueden encontrarse en los géneros *Hydroides* y *Pseudovermilia* (Uebelacker y Johnson, 1984). Se encuentran principalmente asociados a sustratos duros o también pueden asentarse donde encuentren un sustrato sólido disponible como el constituido por las ARMS. Este tipo de arrecife artificial se considera como promotor para el reclutamiento y reproducción de organismos marinos (Seaman y Jensen, 2000) y las comunidades que se asientan pueden ser muy diferentes a las de su entorno (comúnmente arrecifal o rocoso).

Se resalta la presencia de algunas especies que han sido registradas previamente para el océano Pacífico (*E. semisegregata*, *C. pilosus*, *L. virens*, *S. uniformis* y *A. mushaense*), incluso algunas especies del género *Hydroides* y *Pseudovermilia*. Este patrón es compartido con otras investigaciones de anélidos pertenecientes a la meiofauna, como el caso de Lagos *et al.* (2018), quienes mencionaron que muchas de las especies presentadas como nuevos registros tienen un ámbito de distribución muy amplio y han sido halladas previamente en diferentes áreas del Caribe o incluso pueden tener registros en diferentes océanos (Rocha, 2003; Floeter *et al.*, 2008; Luiz *et al.*, 2012). Estos patrones de distribución geográfica se han encontrado también en otros organismos crípticos como ascidias (Nóbrega *et al.*, 2004) y peces arrecifales (Floeter *et al.*, 2008; Luiz *et al.*, 2012) y pueden ser explicados por las etapas de dispersión que permiten el flujo de genes entre poblaciones distantes. Aun así, es importante profundizar en este aspecto en investigaciones futuras, debido a que Di Domenico (2014) menciona que algunas especies de anélidos de la macrofauna pueden tener larvas pelágicas que logran dispersarse, pero podría ser poco probable para otras especies como las intersticiales lograr hacer una dispersión tan amplia debido a que son desarrolladores directos (Schmidt y Westheide, 1999).

La metodología de las estructuras ARMS propuesta por la NOAA promueve un buen sustrato de asentamiento para organismos bentónicos móviles y sésiles (Leray y Knowlton, 2015), principalmente para anélidos que normalmente son considerados como pioneros en procesos de colonización y pueden ser contribuyentes substanciales entre los organismos que se adhieren a las placas (Pearman *et al.*, 2016; Ransome *et al.*, 2017). Los anélidos poseen larvas pelágicas que pueden mantenerse en la columna de agua desde 24 horas hasta 15

the reef environments of the Colombian Caribbean (Bastida-Zavala, 2009). Serpulids stand out due to their diversity of operculum shapes and the variety of ornaments in their calcified tubes, such as longitudinal or transversal ribs with a higher or lower degree of development found in the genera *Hydroides* and *Pseudovermilia* (Uebelacker and Johnson, 1984). They are mainly associated with hard substrates, and they can also settle on a solid substrate that is available, such as the one constituted by the ARMS. This type of artificial reef is considered to foster the recruitment and reproduction of marine organisms (Seaman and Jensen, 2000), and the communities settling on it may be very different to those in their environment (commonly reef or rocky).

The presence of some species previously recorded in the Pacific Ocean is highlighted (*E. semisegregata*, *C. pilosus*, *L. virens*, *S. uniformis*, and *A. mushaense*), as well as that of some species of the genera *Hydroides* and *Pseudovermilia*. This pattern agrees with other research on annelids belonging to the meiofauna, as is the case of Lagos *et al.* (2018), who stated that many of the species found as new records have a very wide distribution area and have been previously reported in different areas of the Caribbean. They may even have records in different oceans (Rocha, 2003; Floeter *et al.*, 2008; Luiz *et al.*, 2012). These geographical distribution patterns have been also found in other cryptic organisms such as ascidians (Nóbrega *et al.*, 2004) and reef fish (Floeter *et al.*, 2008; Luiz *et al.*, 2012), and they can be explained by the dispersion stages allowing for the flow of genes between distant populations. Despite this, it is important to delve into this aspect in future research, considering that Di Domenico (2014) states that some macrofauna annelid species may have pelagic larvae that manage to spread. However, this is unlikely for other species such as interstitial ones be able to spread so widely, given that they are direct developers (Schmidt and Westheide, 1999).

The methodology involving ARMS structures proposed by the NOAA promotes a good settling substrate for mobile and sessile benthic organisms (Leray and Knowlton, 2015), mainly for annelids that are normally considered to be pioneers in colonization processes and may be substantial contributors among the organisms adhering to the plates (Pearman *et al.*, 2016; Ransome *et al.*, 2017). Annelids possess pelagic larvae that can remain in the water column for 24 hours, in some cases for up to 15, until they find an adequate substrate to settle (García-Alonso *et al.*, 2014). Thus, it is possible that the larvae are displaced towards other sites, which allows broadening their geographical distribution.

días en algunos casos, hasta encontrar un sustrato adecuado donde asentarse (García-Alonso *et al.*, 2014); de esta forma, es posible que las larvas sean desplazadas hacia otros sitios, permitiendo ampliar su distribución geográfica. Teniendo en cuenta lo anterior, es necesario realizar mayores estudios en sustratos artificiales como recolectores de fauna arrecifal y comparar con lo que puede ser encontrado en un entorno natural y así enriquecer la información de la biodiversidad de anélidos del Caribe colombiano, además de incluir aspectos de la taxonomía integrativa con el fin de llegar a resultados más robustos. Se denota así la enorme diversidad de vida existente no solo en el área del banco de las Ánimas, sino en toda la plataforma del golfo de Salamanca, sobre todo si se considera la alta carga sedimentaria y la salinidad variable producto del aporte de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

CONCLUSIONES

Las estructuras artificiales ARMS se constituyeron en una oportunidad de fijación para las larvas de muchas especies, para el caso del phylum Annelida, permitieron el hallazgo de 23 nuevos registros. Esto es una muestra potencial que invita a seguir investigando el sector de Montículo del banco de las Ánimas, su diversidad la biodiversidad marina y a continuar con programas de muestreo regulares que permitan incrementar el conocimiento de este grupo, así como el de otros pertenecientes a la criptofauna.

AGRADECIMIENTOS

Al apoyo financiero del fondo patrimonial de la Universidad del Magdalena-FONCIENCIAS. Especialmente, a la bióloga Adibe Cárdenas-Oliva por la valiosa ayuda con la revisión de los ejemplares. A la Dra. Paula Sepúlveda y a la bióloga Tania Franco por el préstamo y apoyo logístico de equipos en el uso del Laboratorio de Entomología de la Universidad del Magdalena.

Considering the above, it is necessary to conduct more studies on artificial substrates as reef fauna collectors and compare them to what can be found in a natural environment, thus enriching the information on annelid biodiversity in the Colombian Caribbean. Aspects of integrative taxonomy should also be included with the purpose of obtaining more robust results. This demonstrates the enormous diversity of life existing not only within Banco de las Ánimas, but also throughout the shelf of the gulf of Salamanca, especially considering the high sedimentary load and the variable salinity resulting from the contribution of the Ciénaga Grande de Santa Marta.

CONCLUSIONS

ARMS artificial structures constituted a fixing opportunity for larvae of many species. As for the phylum Annelida, they allowed finding 23 new records. This is a potential sample that invites us to keep researching the Montículo sector of Banco de las Ánimas and its marine biodiversity, as well as to continue with regular sampling programs that allow increasing the knowledge about this group and that of others belonging to the cryptofauna.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the financial support of the heritage fund of Universidad del Magdalena, FONCIENCIAS. Special thanks to biologist Adibe Cárdenas-Oliva for her valuable help with reviewing the specimens, as well as to Dr. Paula Sepúlveda and biologist Tania Franco for lending equipment and providing logistic support while we utilized the Entomology Laboratory of Universidad del Magdalena.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Arévalo-Martínez, D. y A. Franco-Herrera. 2008. Características oceanográficas de la surgencia frente a la ensenada de Gaira, departamento del Magdalena, época seca menor de 2006. Bol. Inv. Mar. Cost., 37:1312-162. DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2008.37.2.195>
- Báez, D.P. y N.E. Ardila. 2003. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) del mar Caribe colombiano. Biota Col., 4: 89-109.
- Bastida-Zavala, L.F. 2009. Capítulo 43: Serpulidae: 521. En: De León-González, J.A., J. Bastida-Zavala, L.F. Carrera-Parra, M.E. García-Garza, A. Peña-Rivera, S.I. Salazar-Vallejo y S. Solís-Weiss (Eds). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Univ. Aut. Nuevo León, México. 731 p.
- Beesley, P., G. Ross and C. Glasby. 2000. Polychaetes and allies: The southern synthesis. Fauna of Australia. Vol. 4. Polychaeta, Myzostomida, Pogonophoram, Echiura, Sipuncula. CSIRO Publishing, Melbourne. 465 p.
- Bula-Meyer, G. y G. Díaz-Pulido. 1995. Macroalgas del banco de las Ánimas y nuevos registros para el Caribe colombiano. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, 24: 173-183.



- Camp, D.K., W.G. Lyons and T.H. Perkins. 1998. Checklists of selected shallow-water marine invertebrates of Florida. Fla. Mar. Res. Inst. Techn. Rep. TR-3, 238 p.
- Carrera-Parra, L.F. 2001. Lumbrineridae (Annelida: Polychaeta) from the Grand Caribbean region with the description of six new species. J. Mar. Biol. Assoc. UK., 81(4): 599-621. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315401004271>
- Carrera-Parra, L.F. 2009. Capítulo 15: Eunicidae: 171. En: De León-González, J.A., J. Bastida-Zavala, L.F. Carrera-Parra, M.E. García-Garza, A. Peña-Rivera, S.I. Salazar-Vallejo y S. Solís-Weiss. (Eds). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Univ. Aut. Nuevo León, México. 731 p.
- Dean, H.K. 2012. A literature review of the Polychaeta of the Caribbean Sea. Zootaxa, 3596: 1-86. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3596.1.1>
- De León-González, J. A., J. Bastida-Zavala, L.F. Carrera-Parra, M.E. García-Garza, A. Peña-Rivera, S.I. Salazar-Vallejo y S. Solís-Weiss (Eds.). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Univ. Aut. Nuevo León, México. 731 p.
- Díaz, J., L. Barrios, J. Cendales, J. Garzón-Ferreira, G. Geister, M. López-Victoria, J. Ospina, B. Parra-Velandia, F. Pinzón, A. Vargas-Ángel, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Invemar, Ser. Publ. Esp., 5. 176 p.
- Di Domenico, M., A. Martínez. P. Lana and K. Worsaae. 2014. Molecular and morphological phylogeny of Saccocirridae (Annelida) reveals two cosmopolitan clades with specific habitat preferences. Mol. Phyl. Evol., 75: 202-218. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2014.02.003>
- Dueñas, P.R. 1981. Inventario preliminar de los poliquetos (Annelida) de aguas someras de la bahía de Cartagena y áreas adyacentes. Bol. Mus. Mar, 10: 82-138.
- Dueñas-Ramírez, R. 1999. Algunos poliquetos (Annelida) del Caribe colombiano. Rev. Milenio Fac. Cien. Bas. Univ. Córd., 1(2): 9-18.
- Dueñas-Ramírez, R. y A. Dueñas-Lagos. 2016. Primer registro de *Branchiommma coheni* (Polychaeta: Sabellidae) en las costas del Caribe colombiano. Rev. Mar. Cost., 8(2): 101-105. DOI: <https://doi.org/10.15359/revmar.8-2.7>
- Fauchald, K. 1977. The polychaete worms. Definitions and keys to the orders, families and genera. Nat. Hist. Mus. LA County. Sci. Ser., 28: 1-190. DOI: <https://doi.org/10.15359/revmar.8-2.7>
- Fauchald, K. y A.A. Reimer. 1975. Clave de poliquetos panameños con la inclusión de una clave para todas las familias del mundo. Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente., 14:71-94.
- Felder, D.L. and D.K. Camp. (Eds). 2009. Gulf of Mexico origin, waters, and biota: biodiversity: 762-788. Texas A&M Univ., Texas.
- Ferreira-Gil, J.C. 2011. The European fauna of Annelida Polychaeta. Stein Girona S.L, Girona. 1545 p.
- Floeter, S. R., L.A. Rocha, D.R. Robertson, J.C. Joyeux, W.F. Smith-Vaniz, P. Wirtz, A. J. Edwards, J. P. Barreiros, C. E. L. Ferreira, J. L. Gasparini, A. Brito, J. M. Falcón, B. W. Bowen and G. Bernardi. 2008. Atlantic reef fish biogeography and evolution. J. Biogeogr., 35: 22-47. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01790.x>
- Franco, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira: El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 58 p.
- García-Alonso, J.N., S. Rodríguez-Sánchez, E. Misra, M. Valsami-Jones, S. Croteau, S. Luoma and P. Rainbow. 2014. Toxicity and accumulation of silver nanoparticles during development of the marine polychaete *Platynereis dumerilii*. Sci. Total. Environ., 476-477: 688-695. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.039>
- García-Urueña, R., A. Acero P., S. Zea, N. Ardila, H.A. Hernández, M. Cabarcas y E. Pineda-Munive. 2020. El banco de las Ánimas: Valoración de su biodiversidad. Unimagdalena, Santa Marta. 136 p.
- Góngora-Garza, G. 2009. Capítulo: 48, Syllidae: 615. En: De León-González, J.A., J. Bastida-Zavala, J. García-Garza, M. Peña-Rivera, A. Salazar-Vallejo, S. Solís y V. Weiss (Eds.). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Univ. Aut. Nuevo León, México. 731 p.
- Grimes, C.J., C. Capps. L.H. Petersen and A. Schulze. 2020. Oxygen consumption during and post-hypoxia exposure in bearded fireworms (Annelida: Amphinomidae). J. Comp. Physiol. B., 190: 681-689. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00360-020-01308-y>
- Harris, L., J. León-González y S. Salazar-Vallejo. 2009. Capítulo 2: Morfología, métodos, clave para familias y clasificación: 3. En: De León-González, J.A., J. Bastida-Zavala, J. García-Garza, M. Peña-Rivera, A. Salazar-Vallejo, S. Solís y V. Weiss (Eds.). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Univ. Aut. Nuevo León, México. 731 p.
- Lagos, A.M., M.V. León, S. Quiroga and A. Martínez. 2018. Interstitial annelids from the Caribbean coast of Colombia. Rev. Biol. Trop., 66(2): 658-673. DOI: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33399>
- León, M.V., A.M. Lagos, S. Quiroga and P.R. Dueñas. 2019. Polychaetes of the Caribbean coast of Colombia: an update checklist and some taxonomic annotations. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat., 43(169): 646-652. DOI: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.802>
- Leray, M. and N. Knowlton. 2015. DNA barcoding and metabarcoding of standardized samples reveal patterns of marine benthic diversity. Proc. Natl. Acad. Sci. USA., 112(7): 2076-2081. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1424997112>
- Liñero-Arana, I. y O. Díaz. 2010. Amphinomidae y Euprosinidae (Annelida: Polychaeta) de la costa nororiental de Venezuela. Lat. Am. J. Aquat. Res., 38: 107-120. DOI: <https://doi.org/10.3856/vol38-issue1-fulltext-10>
- Londoño-Mesa, M.H. 2009. Capítulo 49: Terebellidae: 641. En: De León-González, J.A., J. Bastida-Zavala, M. García-Garza, A. Peña-Rivera, S. Salazar-Vallejo y V. Solís-Weiss. (Eds.). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Univ. Aut. Nuevo León, México. 731 p.
- Londoño-Mesa, M., E. Montoya-Cadavid y C. Arteaga-Flórez. 2016. Gusanos marinos (Poliquetos) de la Biosfera de Seaflower. In: Vides, M., D. Alonso, E. Castro y N. Bolaños (Eds.) Biodiversidad del mar de los siete colores. Inst. Invest. Mar. Cost.– Invemar, Corp. Desarr. Sost. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina–Coralina. Ser. Publ. Gen. Invemar, 84. 228 p.

- Luiz, O. J., J.S. Madin, D.R. Robertson, L.A. Rocha, P. Wirtz and S.R. Floeter. 2012. Ecological traits influencing range expansion across large oceanic dispersal barriers: insights from tropical Atlantic reef fishes. *Proc. R. Soc. Lond.*, 279: 1033-1040. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1525>
- Moews-Asher, M., C. Castor, K. Reardon and M. Timmers. 2018. Field guide to cryptic marine invertebrates of the Philippines: a sample of biodiversity from Autonomous Reef Monitoring Structures. NOAA Pacific Islands Fisheries Science Center, PIFSC Special Publication, Philippines. 86 p.
- NOAA. 1996. Strategy for stewardship: Florida Keys National Marine Sanctuary Final Management Plan/Environmental Impact Statement, Volume III: Appendices. Nat. Ocean. Atmosph. Admin. Nat. Ocean Serv. Silver Spring, USA. 319 p.
- Nóbrega, R., A.M. Solé-Cava and C.A.M. Russo. 2004. High genetic homogeneity of an intertidal marine invertebrate along 8000 km of the Atlantic coast of the Americas. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 303(2): 173-181. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.11.009>
- Pearman, J.K., H. Anlauf, X. Irigoien and S. Carvalho. 2016. Please mind the gap e Visual census and cryptic biodiversity assessment at central Red Sea coral reefs. *Mar. Environ. Res.*, 118: 20-30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.04.011>
- Piazzolla, D., V. Cafaro, E. Mancini, S. Scanu, S. Bonamano and M. Marcelli. 2020. Preliminary investigation of microlitter pollution in low-energy hydrodynamic basins using *Sabella spallanzanii* (Polychaeta: Sabellidae) tubes. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 104:345-350. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02797-x>
- Quirós-Rodríguez, J., R. Dueñas-Ramírez y N.H. Campos. 2013. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) asociados a algas rojas intermareales de Córdoba, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 48: 87-98. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572013000100008>
- Ransome, E., J.B. Geller, M. Timmers, M. Leray, A. Mahardini, A. Sembiring, A.G. Collins and C.P. Meyer. 2017. The importance of standardization for biodiversity comparisons: A case study using autonomous reef monitoring structures (ARMS) and metabarcoding to measure cryptic diversity on Moorea coral reefs, French Polynesia. *PLoS ONE*, 12(4): e0175066. DOI: 10.1371/journal.pone.0175066
- Read, G. and K. Fauchald (Eds). 2021. World polychaeta database. <http://www.marinespecies.org/polychaeta> 01/07/2021.
- Rocha, L. A. 2003. Patterns of distribution and processes of speciation in Brazilian reef fishes. *J. Biogeogr.*, 30: 1161-1171. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00900.x>
- Rodríguez-Gómez, H. 1988. Contribución al conocimiento de los anélidos (Annelida: Polychaeta) de aguas someras en la bahía de Nenguange, Parque Nacional Natural Tayrona, Colombia. *Trianea*, 2: 403-443.
- Salazar-Silva, P. 2006. Scaleworms (Polychaeta: Polynoidae) from the Mexican Pacific and some other eastern Pacific sites. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 34(2): 143-161. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-71782006000200014>
- Salazar-Silva, P y S. Salazar-Vallejo. 2009. Capítulo 48: Sigalionidae, pág. 579. En: De León-González, J., J. Bastida-Zavala, M. García-Garza, A. Peña-Rivera, S. Salazar-Vallejo y V. Solís-Weiss (Eds). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Univ. Aut. Nuevo León, México. 731 p.
- Salazar-Vallejo, S. 2009. Capítulo 39: Polynoidae, pág. 449. En: De León-González, J., J. Bastida-Zavala, M. García-Garza, A. Peña-Rivera, S. Salazar-Vallejo y V. Solís-Weiss. (Ed.). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Universidad Autónoma de Nuevo León, México. 731 p.
- Salazar-Vallejo, S.I. y M.H. Londoño-Mesa. 2004. Lista de especies y bibliografía de poliquetos (Polychaeta) del Pacífico Oriental Tropical. *An. Inst. Biol. Ser. Zool.*, 75: 9-97.
- Schmidt, H. and W. Westheide. 1999. Genetic relationships (RAPD-PCR) between geographically separated populations of the “cosmopolitan” interstitial polychaete *Hesionides gohari* (Hesionidae) and the evolutionary origins of the freshwater species *Hesionides riegerorum*. *Biol. Bull.*, 196: 116-126.
- Seaman, W. and A. Jensen. 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation: 1-19. In: Seaman, W. (Ed). Artificial reef evaluation: with application to natural marine habitats. CRC Press.
- Solís-Weiss, V. 1995. Atlas de anélidos poliquetos de la plataforma continental del sur del golfo de México. Univ. Nal. Aut. México, Inst. Cienc. Mar Limnol., México. 425 p.
- Struck, T.H. 2011. Direction of evolution within Annelida and the definition of Pleistoannelida. *J. Zool. Syst. Evol. Res.*, 49(4): 340-345. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.2011.00640.x>
- ten Hove, H.A. 1975. Serpulinae (Polychaeta) from the Caribbean: III—The genus *Pseudovermilia* (including species from other regions). *Stud. Fauna Curaçao Carib. Isl.*, 47: 46-101.
- Tovar-Hernández, M. 2009. Capítulo 42: Sabellidae: 482. En: De León-González, J.A., J. Bastida-Zavala, M. García-Garza, A. Peña-Rivera, S. Salazar-Vallejo y V. Solís-Weiss. (Eds). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Univ. Aut. Nuevo León, México. 731 p.
- Tovar-Hernández, M. A. and P. Knight-Jones. 2006. Species of *Branchiomma* (Polychaeta: Sabellidae) from the Caribbean Sea and Pacific coast of Panama. *Zootaxa*, 1189: 1- 37. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1189.1.1>
- Uebelacker, J.M. and P.G. Johnson. 1984. Taxonomic guide to the polychaetes of the northern Gulf of Mexico. Minerals Management Service U.S. Depart. Interior, Mobile. 202 p.
- Yáñez-Rivera, B. 2009. Capítulo 7: Amphinomidae: 77. En: De León-González, J.A., J. Bastida-Zavala, M. García-Garza, A. Peña-Rivera, S. Salazar-Vallejo y V. Solís-Weiss. (Eds). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Univ. Aut. Nuevo León, México. 731 p.
- Zea, S., G. Bernal, G. López, M. Weber y R.P. García-Urueña. 2019. Arrecifes de arenisca en el golfo de Salamanca, plataforma continental del Caribe colombiano. *Bol. Inv. Mar. Cost.*, 48: 153-158. DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2019.48.1.762>



Basura en el paraíso: desechos marinos en las playas de la isla de San Andrés, Reserva de Biosfera Seaflower, Caribe colombiano

Trash in paradise: marine debris on the beaches of San Andrés Island, Seaflower Biosphere Reserve, Colombian Caribbean

Brigitte Gavio^{1,2*}, July Paulin Vargas-Llanos³ y José Ernesto Mancera-Pineda^{1,2}

0000-0001-5364-3374

0000-0003-2415-391X

0000-0003-2948-3387

1. Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe, San Luis Free Town, San Andrés isla, Colombia. bgavio@unal.edu.co*

2. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias–Universidad Nacional de Colombia, Carrera 30 Calle 45, Bogotá, Colombia. jemancerap@unal.edu.co

3. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Programa de Ingeniería Química, Medellín, Colombia. jpargasl@unal.edu.co

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

Los residuos sólidos constituyen una grave amenaza para la fauna marina, y pueden afectar negativamente actividades como turismo, pesca y navegación. La isla de San Andrés es uno de los principales destinos turísticos de Colombia, y su principal atractivo son las playas y los ecosistemas marinos. Sin embargo, un comportamiento impropio de parte de turistas y residentes sobre la disposición de los residuos sólidos puede afectar la estética de las playas de la isla y también perjudicar la diversidad marina. El objetivo de esa investigación fue determinar la cantidad de residuos sólidos en las principales playas de la isla. Se muestrearon tres playas turísticas por 10 semanas. Se colectaron 9894 unidades de residuos, equivalentes a 23 212,47 g. El grado de limpieza de cada playa fue estimado usando el Clean Coast Index; dos de las tres playas resultaron "muy sucias" mientras la tercera resultó "sucia". La mayor parte de los residuos estuvo constituida por plástico (59,5 % del peso total), seguido por vidrio (20,4 %). Debido a los efectos negativos y la persistencia de los residuos sólidos sobre la fauna costera, es necesario mejorar el manejo de los residuos sólidos en la isla, y mejorar los programas educativos para residentes y turistas.

PALABRAS CLAVE: Clean Coast Index, Caribe colombiano, plástico, limpieza de las playas.

ABSTRACT

San Andres Island is one of the main touristic places in Colombia, and its main attractions are its sandy beaches and the marine coastal ecosystems, such as coral reef and seagrass beds. However improper behavior of both residents and tourists on solid residue disposal may threaten not only the aesthetic of the island's beaches, but also poses risk to marine life. The objective of this research was to assess the amount of litter on the main beaches of the island. We surveyed three popular beaches for ten weeks. We collected 9894 units of litter, equivalent to a weight of 23 212.47 g. Beach cleanliness was estimated using the Clean Coast Index, and two of the three sites resulted "extremely dirty", while the third was classified as "dirty". The majority of the litter was plastic (59.5 % of total weight), followed by glass (20.4 %). Due to the persistence and negative effects of solid waste on coastal fauna, it is necessary to improve the management of litter disposal, and improve educational programs for both residents and tourists, to increase their awareness on the problem.

KEYWORDS: Clean Coast Index, Colombian Caribbean, plastic debris, beach cleanness.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.1.996>

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

La diversidad marina se encuentra amenazada por diferentes perturbaciones antropogénicas como la sobreexplotación, la introducción de especies invasoras, la alteración del uso de la tierra, la contaminación y el cambio climático (Beatley, 1991; National Research Council, 1995; Irish y Norse, 1996; Ormond *et al.*, 1997; Tickel, 1997; Snelgrove, 1999; Mancera *et al.*, 2013). Entre estas amenazas, la contaminación por desechos de plástico constituye un gran riesgo para la vida marina (Liebezeit and Dubaish, 2012).

Los desechos sólidos en el medio ambiente marino solo se han tratado recientemente como un problema científico complejo. Hoy en día, la fragmentación y acumulación de desechos no degradables en el medio ambiente marino se considera “el cambio reciente más ubicuo y duradero en la superficie de nuestro planeta” (Barnes *et al.*, 2009).

Aunque los tipos de desechos que se encuentran en el océano son diversos, los plásticos constituyen una cantidad considerable porque tienden a no descomponerse (Galvani *et al.*, 1996). Los objetos de metal o vidrio, junto con los aparejos de pesca que se descartan o abandonan, también se encuentran entre los tipos de desechos más comunes. (Hess *et al.*, 1999; Backhurst and Cole, 2000; Chiappone *et al.*, 2002; Keller *et al.*, 2010).

Los plásticos, sintetizados desde hace poco más de un siglo (Gorman, 1993), son polímeros orgánicos ligeros, fuertes, durables y poco costosos (Laist, 1987). Dadas estas características, los desechos plásticos representan un riesgo serio para el medio ambiente marino (Laist, 1987; Pruter, 1987).

Debido a su alta flotabilidad, los desechos plásticos se dispersan sobre grandes superficies, generando cargas significativas y crecientes que pueden asentarse en sedimentos y persistir por siglos (Ryan, 1987b; Hansen, 1990; Goldberg, 1995, 1997). Los desechos marinos flotantes pueden servir como vector de introducción de diversos organismos a nuevos hábitats, lo que facilita la propagación de especies invasoras (Bravo *et al.*, 2009; Reech *et al.*, 2016).

Asimismo, los desechos flotantes representan una amenaza para la vida silvestre marina. Animales como aves marinas, mamíferos marinos, tortugas y peces suelen confundir las bolsas de plástico, los gránulos de plástico, el poliestireno extruido y otros plásticos flotantes con su comida. La ingestión de esos materiales reduce el volumen efectivo del estómago, introduce químicos tóxicos y, en casos extremos, causa la muerte por asfixia o por bloqueo del tracto digestivo

INTRODUCTION

Marine diversity is threatened by different disturbances of anthropic origin such as overexploitation, introduction of invasive species, alteration of land use, contamination and climate change (Beatley, 1991; National Research Council, 1995; Irish and Norse, 1996; Ormond *et al.*, 1997; Tickel, 1997; Snelgrove, 1999; Mancera *et al.*, 2013). Among these threats, plastic debris contamination constitutes a great hazard to marine life (Liebezeit and Dubaish, 2012).

Solid wastes in the marine environment have only recently been treated as a complex scientific problem. Today the fragmentation and accumulation of non-degradable debris in the marine environment is considered the “most ubiquitous and long-lasting recent change to the surface of our planet” (Barnes *et al.*, 2009).

Although the types of debris found in the ocean are diverse, plastics account for a considerable quantity because they tend not to decompose (Galvani *et al.*, 1996). Metal or glass objects together with discarded or derelict fishing gear are also among the commonly reported debris types (Hess *et al.*, 1999; Backhurst and Cole, 2000; Chiappone *et al.*, 2002; Keller *et al.*, 2010).

Plastics, synthesized for just over a century (Gorman, 1993), are lightweight, strong, durable and inexpensive organic polymers (Laist, 1987). Due to these same characteristics, plastic waste represents a serious hazard to the marine environment (Laist, 1987; Pruter, 1987).

Due to the high buoyancy, plastic debris is dispersed over large areas, generating significant and increasing loads that can settle in sediments and persist for centuries (Ryan, 1987b; Hansen, 1990; Goldberg, 1995, 1997). Floating marine debris may serve as introduction vector for a variety of organisms to new habitats, facilitating the spread of invasive species (Bravo *et al.*, 2009; Reech *et al.*, 2016).

Moreover, floating debris pose a threat to marine wildlife. Animals like seabirds, marine mammals, turtles and fish often confuse plastic bags, plastic pellets, styrofoam and other floating plastic with their food; the ingestion of these materials reduce effective stomach volume, introduce toxic chemicals and, in extreme cases, cause death by suffocation or blocking the digestive tract (Ryan, 2008; Mrosovsky *et al.*, 2009; Tourinho *et al.*, 2010; Lazar and Gracan, 2011; Possatto *et al.*, 2011). Furthermore, wildlife may get entangled in these residues, which cause injuries or may threaten the life of the animals trapped in them (Boren *et al.*, 2006; Moore *et al.*,

(Ryan, 2008; Mrosovsky *et al.*, 2009; Tourinho *et al.*, 2010; Lazar y Gracan, 2011; Possatto *et al.*, 2011). Además, la fauna silvestre puede enredarse en estos residuos, que causan heridas o pueden amenazar la vida de los animales atrapados en ellos (Boren *et al.*, 2006; Moore *et al.*, 2009; Raum-Suryan *et al.*, 2009; Udyawer *et al.*, 2013). La partición de plástico en los sedimentos del océano induce anoxia e hipoxia, interfiriendo con las funciones del ecosistema y afectando a los organismos que viven en esos sedimentos (Islam y Tanaka, 2004; Aloy *et al.*, 2011).

Adicional a los problemas ambientales, la incidencia de la basura marina ha sido asociada con pérdidas económicas debido a la pérdida del valor estético de las playas y los riesgos para sus usuarios (Santos *et al.*, 2005). Es necesario documentar y comprender mejor esta relación para que la gestión de las zonas costeras sea más eficiente.

La Reserva de la Biosfera Seaflower, una de las áreas marinas protegidas más grandes en el Caribe, recibe más de 600 000 turistas cada año. Por ende, el turismo y el comercio representan la principal fuente de ingresos de este archipiélago. San Andrés, la isla más grande, encaja con la descripción del típico país insular caribeño: depende en gran medida del turismo; su población aumentó con muy poca o ninguna planificación del territorio, lo que condujo a un desarrollo costero caótico; y la principal atracción turística es la fórmula de 'sol, arena y mar' (Gavio *et al.*, 2010). Teniendo en cuenta que la basura playera puede comprometer seriamente el negocio del turismo en la isla, así como las características naturales y de vida silvestre por las cuales la Unesco ha reconocido a la isla, el objetivo de este artículo fue determinar la cantidad y el tipo de los desechos playeros en las costas de la isla como un primer paso para un plan de gestión específico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

San Andrés es una pequeña isla (Figura 1) ubicada entre 12°28'58'' y 12°35'55'' N y entre 81°40'49'' y 81°43'23'' W (IGAC, 1986). El área de la playa es aproximadamente 0,1 km². Hace parte del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y es el centro administrativo del departamento y el principal destino turístico. La población está concentrada en la parte norte de la isla (alrededor de 7000 habitantes/km²), así como el turismo. Hacia el centro y el sur, la densidad de población es mucho más baja, y la isla aún mantiene características rurales.

2009; Raum-Suryan *et al.*, 2009; Udyawer *et al.*, 2013). Plastic partition in the ocean sediments induces anoxia and hypoxia, interfering with ecosystem functions and affecting the organisms living in those sediments (Islam and Tanaka, 2004; Aloy *et al.*, 2011).

In addition to the environmental problems, the incidence of marine litter has been related to economic losses due to the loss of the aesthetic value of the beach, and risks for beach users (Santos *et al.*, 2005). This relationship needs to be better documented and understood in order to make coastal zone management more efficient.

The Seaflower Biosphere Reserve, one of the biggest marine protected areas in the Caribbean, receives more than 600 thousand tourists every year, thus tourism and commerce represent the main income for this archipelago. San Andres, the biggest island, fits well as a typical Caribbean insular country: it is highly dependent on tourism, its population increased with little or no land planification, leading to a chaotic coastal development, and the main tourist attraction is the "sun, sand and sea" formula (Gavio *et al.*, 2010). Considering that beach litter may seriously compromise the tourism business in the island, as well as the wildlife and natural settings the island has been recognized for by Unesco, the objective of this article was to determine the amount and the type of beach debris on the island's coast, as a first step for a specific management plan.

MATERIALS AND METHODS

Study site

San Andrés is a small island (Figure 1) that lies between 12°28'58'' and 12°35'55'' N and 81°40'49'' and 81°43'23'' W (IGAC, 1986). The beach area is around 0,1 km². It forms part of the Archipelago of San Andrés, Providencia and Santa Catalina, and it is the administrative center of the Department, and the main touristic target. The population is concentrated in the northern part of the island (around 7000 habitants/km²), as well as the tourism. Towards the center and the south, the population density is much lower, and the island still maintains rural characteristics.

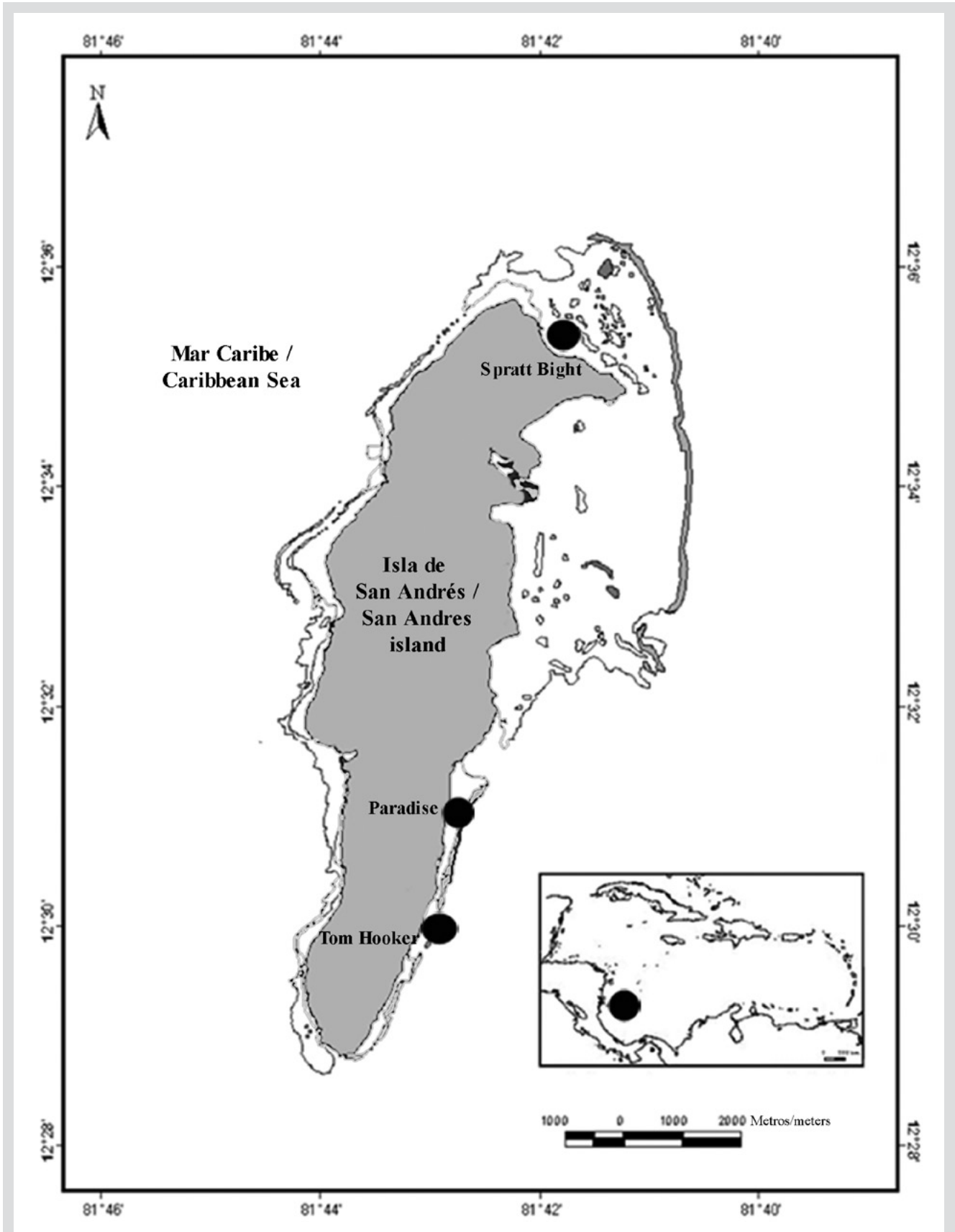


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo a lo largo de la costa de la isla de San Andrés

Figure 1. Location of sampling sites along the coast of San Andrés Island.



La isla tiene origen volcánico (Díaz *et al.*, 1996). La plataforma marina en el lado oriental es poco profunda y llega hasta los arrecifes de coral en el océano abierto, los cuales mitigan el oleaje. En esta terraza submarina hay depósitos de coral, algas coralinas, erizos de mar y otros animales que producen arena calcárea (Geister, 1975). En el lado occidental de la isla, la transición es mucho más abrupta, con acantilados que indican una fuerte erosión marina y la ausencia de playas (IGAC, 1986).

La isla está en la zona de transición entre un clima seco tropical y un clima húmedo tropical. La precipitación media anual es de 1797,8 mm, distribuida irregularmente en una estación seca (enero-abril), con vientos más fuertes, y una estación húmeda (octubre-diciembre) cuando cae 80 % de las lluvias anuales. Durante el periodo entre mayo y julio, las lluvias tienen una intensidad moderada (IDEAM, 1995). Las corrientes predominantes alrededor de la isla de San Andrés son causadas por los vientos alisios del noreste (Díaz *et al.*, 1995). Las corrientes interceptan la isla por el noreste, pasando por la barrera de arrecifes y desviándose hacia el sur de la isla.

Protocolo de monitoreo

Según la Secretaría de Turismo, un total de 678 850 turistas visitaron la isla en 2013, con 183 094 visitantes en los primeros tres meses del año (Newball, 2013). No hay temporada alta para el turismo de la isla, y la afluencia de turistas es constante a lo largo del año.

Se seleccionaron tres playas turísticas como sitios de muestreo: Spratt Bight, Paradise Beach y Tom Hooker (Figura 1). Spratt Bight es la playa principal ubicada en la parte norte de la isla, donde vive la mayoría de la población local y donde están ubicados el centro de la ciudad, el comercio y la mayoría de hoteles. Por lo tanto, es la playa más accesible tanto para los locales como para los turistas. Paradise Beach y Tom Hooker están ubicadas en la región oriental de la isla, hacia el sur. Paradise Beach es una playa turística, con pequeños restaurantes en la playa misma y algunos hoteles en los alrededores. La pequeña población de San Luis está cerca. Es una playa turística, pero con mucha menos afluencia que Spratt Bight. Tom Hooker, ubicada más al sur, es una pequeña playa a la que usualmente van pocos turistas. La playa es visitada principalmente por residentes que viven cerca. Por ende, las tres playas se escogieron con base en su afluencia diferencial de personas y por el tipo de gente que usualmente las visita, turistas *versus* residentes.

The island is volcanic in origin (Díaz *et al.*, 1996). The marine platform on the eastern side is shallow and gets to the coral reefs in the open ocean, which mitigate the waves. On this submarine terrace there are deposits of corals, coralline algae, sea urchins, and other animals, which produce calcareous sand (Geister, 1975). On the west side of the island, the transition is much more abrupt, with cliffs indicating strong marine erosion and absence of beaches (IGAC, 1986).

The island lies in the transition zone between tropical dry and tropical wet climate. The annual mean precipitation is 1797.8 mm, unevenly distributed in a dry season (January–April), with stronger winds, and a wet season (October–December) when 80 % of the annual rain falls. During the period May–July the rain is moderate in intensity (IDEAM, 1995). The predominant currents around San Andres Island are caused by the north-east trade winds (Díaz *et al.*, 1995). Currents intercept the island from the northeast, running through the barrier reef and diverging to the south of the island. Current velocity is reduced by the barrier reef and becomes weaker on the western coast of the island (Díaz *et al.*, 1995).

Monitoring protocol

According to the Secretary of Tourism, a total of 678 850 tourists visited the island in 2013, with 183 094 visitors in the first three months of the year (Newball, 2013). There is no peak touristic season in the island, and the tourist affluence is constant throughout the year.

Three touristic beaches were selected as sample sites: Spratt Bight, Paradise Beach and Tom Hooker (Figure 1). Spratt Bight is the main beach located in the northern part of the island, where most local population lives and where the center of the town, the commerce and the majority of hotels are located. Therefore, it is the most accessible beach to both locals and tourists. Paradise beach and Tom Hooker are located on the eastern side of the island, towards the south. Paradise beach is a touristic beach, where small restaurants are present directly on the beach, and few hotels are present nearby. The small population of San Luis is nearby. It is a touristic beach, but with much less influx than Spratt Bight. Tom Hooker, further south, is a small beach where few tourists normally turn up. The beach is mainly visited by residents living close by. Therefore, the three beaches were chosen on the basis of their differential affluence of people as well as the type of people mostly visiting them, tourists *versus* residents.

El Departamento se encarga de limpiar diariamente las playas alrededor de las 6:30 a.m. Además, en Spratt Bight, las personas que alquilan sillas y sombrillas limpian el área en la cual instalan sus elementos. Cada sitio se visitó una vez por semana, para un total de 10 semanas, desde febrero hasta abril de 2013, a las 6:00 a.m., antes de la limpieza de la playa. Aunque la mayoría de estudios sobre la basura en las playas toma muestras solo una vez, el muestreo del presente trabajo se diseñó para registrar la acumulación semanal de basura en cada sitio y así evitar sesgos de acumulación a largo plazo. Siempre se tomaron muestras de la playa en el mismo lugar durante las 10 semanas.

Se dispusieron dos transectos de 50 m paralelas a la costa en cada sitio, una en el litoral y la otra aproximadamente a 5 m de distancia de la primera, en el área recreacional de la playa donde los turistas pasan la mayor parte del tiempo. Para cada inspección, los registradores iban y venían a lo largo de transectos de 50 m y recolectaban toda la basura antropogénica visible que estaba a 1 m del transecto (50 cm a cada lado). Solamente se contó el material de madera de gran tamaño (ramas, fragmentos de árbol), pero no se pesó si las dimensiones de la basura eran muy grandes para transportarla a mano. El área total inspeccionada por cada transecto fue de 50 m². La basura se depositó en bolsas de plástico con etiquetas. En el laboratorio se lavaron los desechos individuales para remover la arena y se secaron, contaron y pesaron en una balanza digital Onhaus Adventurer Pro AV264 con una precisión de 0,0001 g. Los elementos se agruparon en 10 categorías principales que reflejaban su naturaleza.

Análisis

Las partículas se clasificaron en 10 categorías principales: plástico, vidrio, metal, material de construcción, filtros de cigarrillo, papel/cartón, madera, orgánicos, tela y otros. La higiene de la playa se evaluó con el *Clean Coast Index* (CCI) (Alkalay *et al.*, 2007). Se calculó el índice CCI semanal para cada sitio y después se calculó el CCI promedio por sitio.

Se aplicó la siguiente ecuación (Laglbauer *et al.*, 2014):

$$CCI = \frac{\text{Total de las partes plásticas del transecto}}{\text{Área total de la transecto}} * k$$

Donde el CCI es el número de elementos de plástico m⁻², las partes plásticas consideradas para la fórmula eran > 2 cm (Alkalay *et al.*, 2007), el área de cada transecto era 50 m² y *k* (constante) = 20. Los sitios se clasificaron de acuerdo con la escala suministrada por Alkalay *et al.* (2007) (Tabla 1).

Beaches are cleaned daily by the Department around 6:30 a.m. Furthermore, in Spratt Bight the people renting chairs and umbrella clean the area where they install their equipment. Each site was visited once a week for a total of 10 weeks, from February to April 2013, at 6 a.m., before the beach cleanup. While most studies on beach litter sample just once, the sampling in the present work was designed in order to report weekly accumulation of litter at each site and avoid long-term accumulation biases. The beach was sampled always in the same spot during the ten weeks.

Two 50 m transects parallel to the coastline were disposed at each site, one on the shoreline, the other approximately at a 5 m distance from the first, in the recreational area of the beach, where tourists spend most of the time. For each survey, recorders walked back and forth along the 50 m transects and collected all visible anthropogenic litter present within 1 m span from the transect (50 cm by each side). Only large wood material (branches, tree fragments) was counted but not weighed if the dimension of the litter was too big to be transported by hand. The total area surveyed per each transect was 50 m². The litter was deposited in labeled plastic bags. In the laboratory, individual debris were washed to remove any sand, dried, counted and weighted on a digital balance Onhaus Adventurer Pro AV264 with a precision of 0.0001 g. The items were grouped into 10 major categories reflecting their nature.

Analysis

Particles were classified in ten major categories: plastic, glass, metal, construction material, cigarette filter, paper /cardboard, wood, organic, fabric, and others. Beach cleanliness was assessed with the *Clean Coast Index* (CCI) (Alkalay *et al.*, 2007). The CCI index was calculated for each site every week, and then we calculated the mean CCI per site.

We applied the following equation (Laglbauer *et al.*, 2014):

$$CCI = \frac{\text{Total plastic parts of the transect}}{\text{Total area of the transect}} * k$$

Where CCI is the number of plastic items m⁻², the plastic parts taken into account for the formula where > 2 cm (Alkalay *et al.*, 2007), the area of each transect is 50 m² and *k* (constant) = 20. The sites were classified according to the scale provided by Alkalay *et al.* (2007) (Table 1).

Tabla 1. *Clean Coast Index*. Valores, nivel y valoración visual del *Clean Coast Index* (Alkalay et al., 2007).

Valor / Value	Nivel / Gradee	Valoración visual / Visual valoration
0-2	Muy limpio / Very clean	No hay residuos visibles / No litter is visible
2-5	Limpio / Clean	No hay residuos visibles en un área amplia / No litter is visible in a large area
5-10	Moderado / Moderate	Se pueden detectar algunos residuos. / Some litter is visible
10-20	Sucio / Dirty	Muchos residuos en la costa / Lot of litter on the coast
> 20	Extremadamente sucio / Extremely dirty	La mayor parte de la playa está cubierta de plástico / Most of the beach is covered with plastic

Table 1. *Clean Coast Index*. Values, grades and visual assessment of the *Clean Coast Index* (Alkalay et al., 2007).

Análisis estadístico

Se realizó un análisis estadístico de los datos de los desechos (conteo y pesaje) utilizando el programa STATISTICA 6 de StatSoft Inc. También se realizaron análisis de varianza para comparar los sitios y los transectos (litoral vs. área recreacional).

Se evaluaron las diferencias en los desechos y en el *Clean Coast Index* entre playas por medio de un análisis de varianza (ANOVA) de un factor. Se transformaron los datos $[\ln(x + 1)]$ para satisfacer los supuestos de ANOVA (Zar, 2010). Se realizaron comparaciones *post-hoc* por pares con la prueba de Tukey cuando se observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) dentro de un efecto principal.

RESULTADOS

Unidades

Se recolectó un total de 9894 unidades de desechos durante las 10 semanas del estudio. Las unidades de desechos constaban principalmente de plástico (entre 84 y 89 %). En Tom Hooker, el segundo componente de desechos era vidrio (10 %), mientras que, en Paradise Beach, era tela (5 %) y en Spratt Bight, eran papel y filtros de cigarrillo (4 % cada uno) (Figura 2). Paradise Beach tenía una densidad media de 2,95 unidades m^{-2} ; Toom Hooker, de 3,24 unidades m^{-2} ; y Spratt Bight, de 3,71 unidades m^{-2} (Tabla 2).

Los desechos se encontraron principalmente en el litoral, con un porcentaje menor en el área recreacional. Esto fue especialmente válido para Spratt Bight, donde 72 % de las unidades de desechos fueron recolectadas del litoral, y tan solo 28 % del área recreacional. En el caso de Tom Hooker, 63 % estaba en el litoral y 37 % en el área recreacional. En Paradise Beach, 53 % estaba en el litoral y 47 % en el área recreacional. No se observaron diferencias estadísticas entre las tres playas.

Statistical analysis

Statistical analysis of the litter data (count and weight) was performed using the program STATISTICA 6 StatSoft, Inc. Variance analysis were performed to compare sites and transects (shoreline vs. recreational area).

Differences in litter as well as Clean Coast Index were tested among beaches using a one-way analysis of variance (ANOVA). Data were transformed $[\ln(x + 1)]$ to meet ANOVA assumptions (Zar, 2010). Post hoc pairwise comparisons were performed with Tukey test when significant differences ($P < 0.05$) were observed within a main effect.

RESULTS

Units

We collected a total of 9894 units of litter during the ten weeks of the study. The litter units consisted mainly of plastic (between 84 and 89 %); in Tom Hooker the second litter component was glass (10 %); while in Paradise Beach was fabric (5 %) and in Spratt Bight was paper and cigarette filters (4 % each) (Figure 2). Paradise beach had a mean density of 2.95 unit m^{-2} , Tom Hooker a mean of 3.24 unit m^{-2} and Spratt Bight had a mean density of 3.71 unit m^{-2} (Table 2).

The litter was found mainly along the shoreline, with a less percentage in the recreational area. This was especially true for Spratt Bight, where 72 % of the litter units were collected from the shoreline and only 28 % along the recreational area. For Tom Hooker, 63 % was in the shoreline and 37 % in the recreational area and in Paradise beach 53 % was on the shoreline and 47 % on the recreational area. No statistical difference was observed among the three beaches.

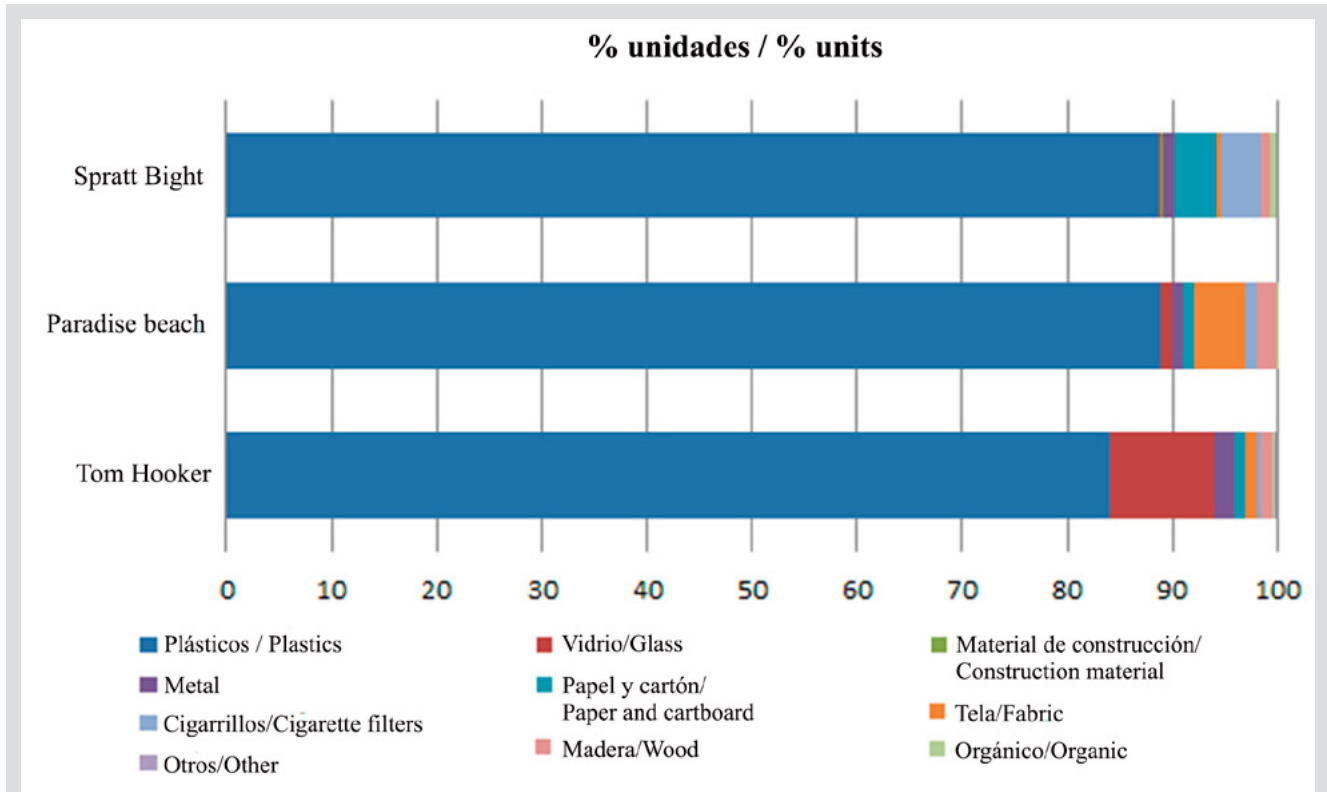


Figura 2. Proporción (% de número de elementos por m²) de residuos en los diez grupos más representativos que se observaron en cada sitio de muestreo.

Figure 2. Proportion (% of number of items per m²) of litter of the ten major groups observed at each study site.

Tabla 2. Comparación de la concentración promedio de residuos (unidades m² y g m⁻²) de la isla de San Andrés y otras regiones costeras en el mundo.

Table 2. Comparison of mean litter concentration (unit m² and g m⁻²) of San Andrés Island and other coastal areas worldwide.

Lugar / Site	Habitat	Unidad m ² / Unit m ²	Peso g m ⁻² / Weight g m ⁻²	Referencias / References
Curaçao, West Indies	Playa / Beach	0.365		Nagelkerken <i>et al.</i> 2001
Islas Malvinas / Falkland islands		0.77	17.3	Otley and Ingham (2003)
Costa turca en el Mar Negro / Turkish Black Sea coast	Playa / Beach	0.88		Topçu <i>et al.</i> (2013)
Slovenia	Playa / Beach	1.51		Laglbauer <i>et al.</i> (2014)
Golfo de Omán / Gulf of Oman		1.79	27.02	Claereboudt (2004)
SE Pacific, Chile		1.8		Bravo <i>et al.</i> (2009)
New Jersey, USA	Playa / Beach	2.7-3.7		Thornton and Jackson (1998)
Mar de Japón / Sea of Japan		3.41	21.44	Kusui and Noda (2003)
Bootless Bay, Papua New Guinea		15.3		Smith (2012)
Isla de San Andrés / San Andres island	Spratt Bight	3.71	5.221	This study / este estudio
	Paradise beach	2.95	9.957	
	Tom Hooker	3.24	8.034	

CCI Index

El índice se calculó semana por semana y se extrapoló el índice promedio. Dos de los tres sitios de estudio se clasificaron como ‘extremadamente sucios’ (Figura 3), y solo Tom Hooker se clasificó como ‘sucio’. Los sitios más contaminados fueron Paradise Beach (rango de 16-44,4), Spratt Bight (rango de 7,2-48) y, finalmente, Tom Hooker (rango de 5,6-22,6). El CCI ($F_{(2,57)} = 12,57, P = 0,000029$) fue significativamente más alto en Paradise Beach (media \pm DE: $29,6 \pm 12$) en comparación con Tom Hooker ($12,5 \pm 9,6$) y Spratt Bight ($21,8 \pm 18,6$) (Figura 4).

CCI Index

The index was calculated week by week, and the mean index was extrapolated. Two of the three study sites classified as “extremely dirty” (Figure 3), and only Tom Hooker classified as “dirty”. The most polluted site were Paradise beach (range 16-44.4), Spratt Bight (range 7.2-48) and finally Tom Hooker (range 5.6-22.6). CCI was significantly ($F_{(2,57)} = 12.57, P = 0.000029$) higher in Paradise beach (29.6 ± 12) (mean \pm ED) compared to Tom Hooker (12.5 ± 9.6) and Spratt Bight (21.8 ± 18.6) (Figure 4).

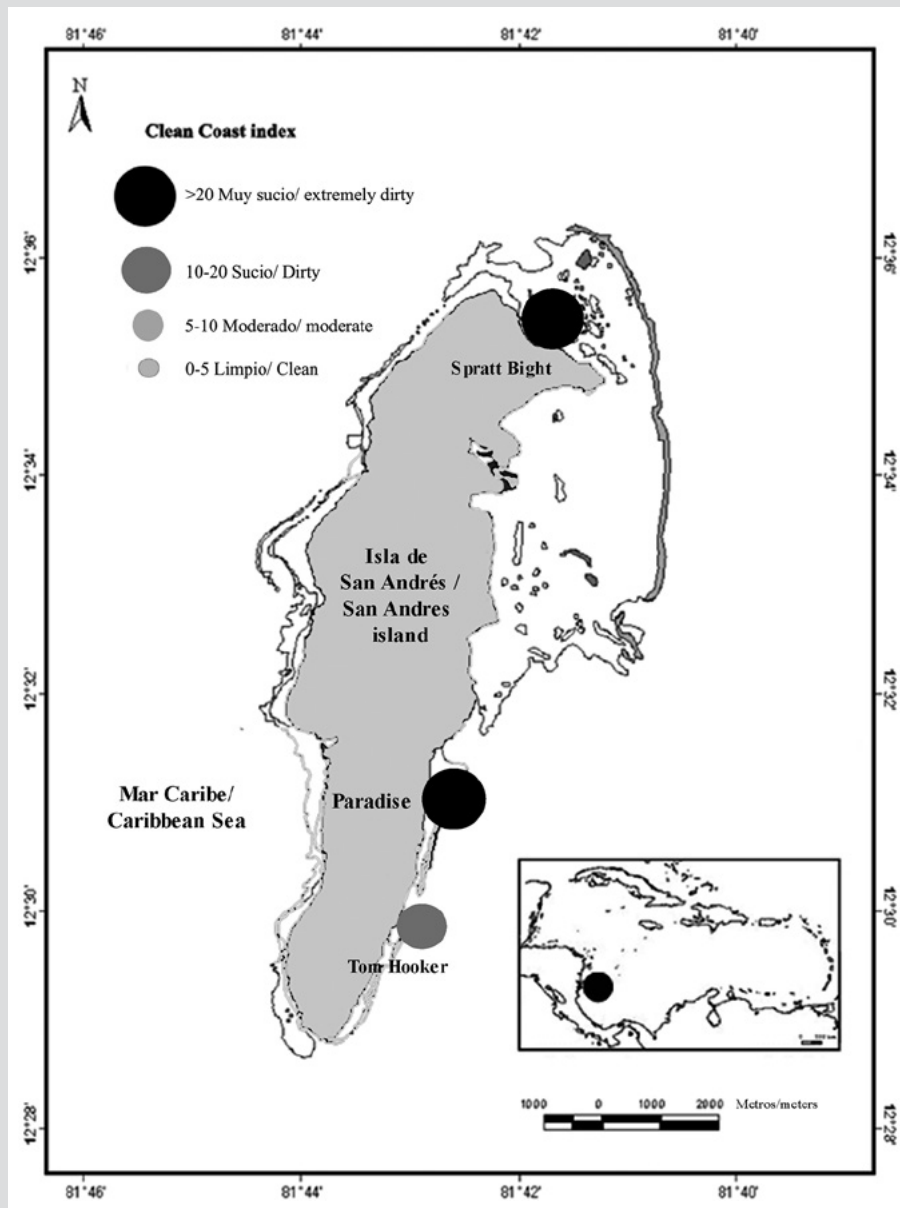


Figura 3. Estado de contaminación de los sitios de estudio según el *Clean Coast Index*. 1. Spratt Bight; 2. Paradise Beach; 3. Tom Hooker.

Figure 3. Pollution status of the study sites according to the *Clean Coast Index*. 1. Spratt Bight; 2. Paradise Beach; 3. Tom Hooker.

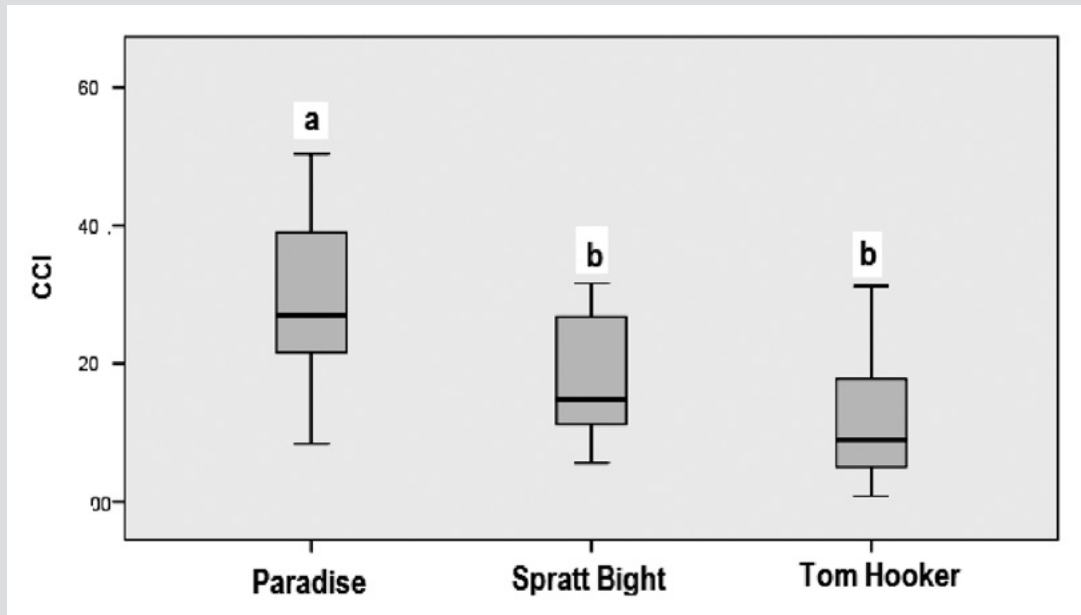


Figura 4. Comparación del *Clean Coast Index* entre playas de San Andrés isla. Las letras diferentes en el gráfico de caja son significativamente diferentes para cada playa (prueba *post-hoc* de Tukey, $p < 0,05$).

Figure 4. Clean Coast Index comparison among San Andres island beaches. Different letters on box plot are significantly different for each beach (Tukey post hoc test, $p < 0.05$).

Peso

La totalidad de los desechos que se recolectaron pesaba 23 212,47 g. El plástico representaba 51 % (Tom Hooker), 60 % (Spratt Bight) y 66 % (Paradise Beach) del peso total de los desechos, seguido del vidrio en Tom Hooker (37 %), el material de construcción en Spratt Bight (14 %) o la tela en Paradise Beach (15 %) (Figura 5). El peso promedio por unidad de área de los desechos fue 9957 g/m² en Paradise Beach, 5221 g/m² en Spratt Bight y 8034 g/m² en Tom Hooker (Tabla 2).

Se observaron diferencias estadísticas entre las tres playas en términos del peso de los desechos para plástico, vidrio, tela, filtros de cigarrillo y papel (Tabla 3). Paradise Beach presentó, en promedio, una mayor cantidad de plástico (327,5 g m⁻²) que Spratt Bight (158,38 g m⁻²) y Tom Hooker (214,85 g m⁻²). En Tom Hooker hubo una cantidad mucho mayor de vidrio (152,99 g m⁻²) que en Paradise Beach (55,43 g m⁻²) y Spratt Bight (31,06 g m⁻²). En cuanto a la tela, Paradise Beach mostró un promedio más alto (73,03 g m⁻²) que los de Spratt Bight (2,26 g m⁻²) y Tom Hooker (13,10 g m⁻²). Spratt Bight, con 3,74 g m⁻² de filtros de cigarrillo y 10,78 g m⁻² de papel, presentó promedios significativamente más altos que Paradise Beach (0,36 g m⁻²; 0,48 g m⁻²) y Tom Hooker (0,22 g m⁻²; 1,87 g m⁻²).

Weight

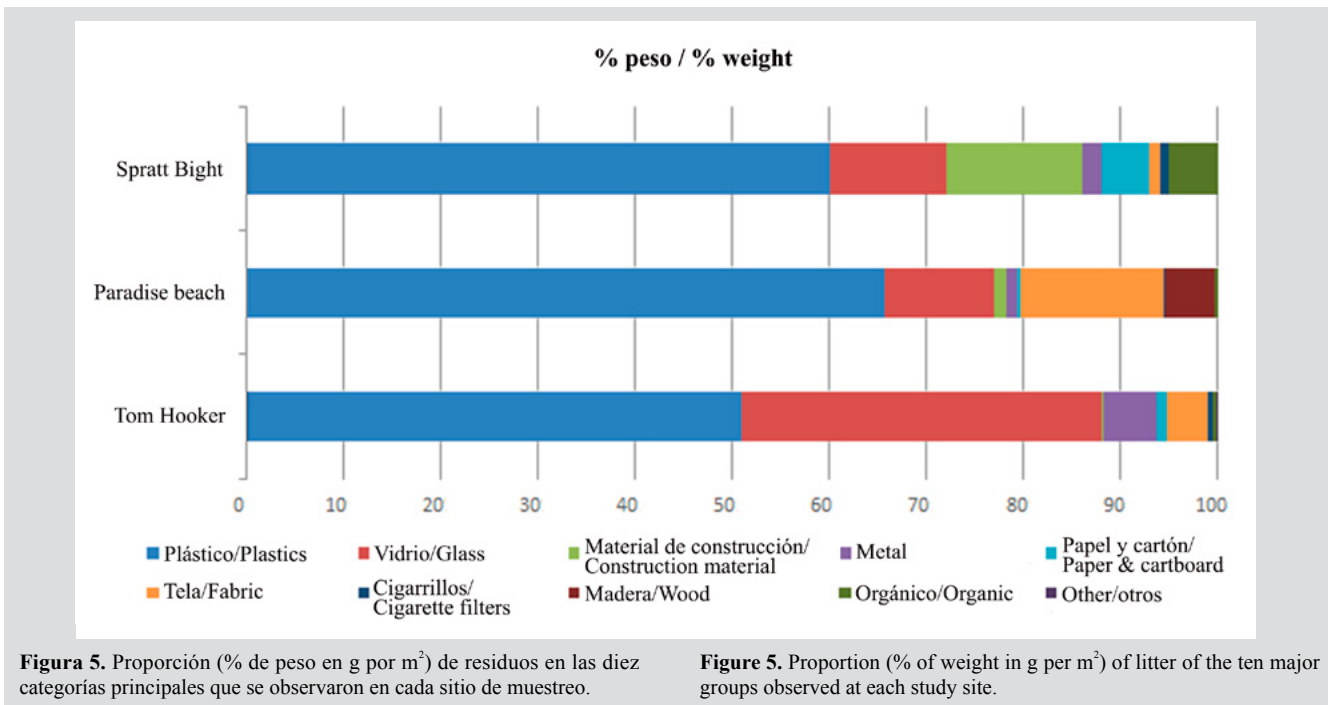
The total litter we collected weighted 23 212.47 g; plastic constituted 51 % (Tom Hooker), 60 % (Spratt Bight) and 66 % (Paradise Beach) of the total litter weight, followed by glass in Tom Hooker (37 %), construction material in Spratt Bight (14 %) or fabric in Paradise beach (15 %) (Figure 5). The mean litter weight per unit area was 9957 g/m² in Paradise Beach, 5221 g/m² in Spratt Bight and 8034 g/m² in Tom Hooker (Table 2).

Statistical differences were observed among the three beaches in term of litter weight for plastics, glass, fabric, cigarette filter, and paper (Table 3). Paradise beach presented in average higher amount of plastic (327.5 g m⁻²) than Spratt Bight (158.38 g m⁻²) and Tom Hooker (214.85 g m⁻²). In Tom Hooker there was a much higher amount of glass (152.99 g m⁻²) than in Paradise beach (55.43 g m⁻²) and Spratt Bight (31.06 g m⁻²). Regarding fabric, Paradise beach showed higher average (73.03 g m⁻²) than Spratt Bight (2.26 g m⁻²) and Tom Hooker (13.10 g m⁻²). Spratt Bight with 3.74 g m⁻² of cigarette filter and 10.78 g m⁻² of paper, presented significant higher averages than Paradise Beach (0.36 g m⁻²; 0.48 g m⁻²) and Tom Hooker (0.22 g m⁻²; 1.87 g m⁻²).

Tabla 3. Resultados estadísticos de residuos sólidos en las playas de San Andrés isla, Colombia. Las medias (\pm DE) seguidas por letras diferentes son significativamente diferentes para cada variable (prueba *post-hoc* de Tukey, $p < 0,05$). ns: no significativo, $p > 0,05$

Table 3. Statistical results of litter at the beaches in San Andres island, Colombia. Means (\pm ED) followed by different letters across each row are significantly different for each variable (Tukey post hoc test, $p < 0.05$). ns, not significant $p > 0.05$

Item	Playa / Beach			DF	F	P
	Paradise Beach	Spratt Bight	Tom Hooker			
Plástico / Plastic	327.50 \pm 225.02 ^a	158.38 \pm 328.88 ^b	214.85 \pm 160.95 ^a	2.57	7.49	0.0012
Vidrio / Glass	55.43 \pm 120.35 ^a	31.06 \pm 97.74 ^a	152.99 \pm 177.28 ^b	2.57	24.84	0.0012
Tela / Fabric	73.03 \pm 102.86 ^a	2.26 \pm 5.22 ^b	13.10 \pm 30.11 ^b	2.57	12.11	< 0.0001
Metal	5.60 \pm 6.76 ^a	3.26 \pm 4.77 ^a	20.33 \pm 34.07 ^a	2.57	1.83	ns
Orgánico / Organic	1.59 \pm 4.65 ^a	11.03 \pm 24.37 ^a	1.77 \pm 5.23 ^a	2.57	3.12	ns
Cartón / Cardboard	0.40 \pm 1.08 ^a	0.01 \pm 0.03 ^a	1.31 \pm 5.71 ^a	2.57	0.74	ns
Madera / Wood	25.15 \pm 112.00 ^a	0.25 \pm 0.68 ^a	0.00 \pm 0.00 ^a	2.57	0.97	ns
Colillas de cigarillo / Cigarette filter	0.36 \pm 0.59 ^a	3.74 \pm 3.62 ^b	0.22 \pm 0.39 ^a	2.57	30.67	< 0.0001
Cerámica / Ceramic	0.19 \pm 0.85 ^a	0.00 \pm 0.00 ^a	0.39 \pm 1.21 ^a	2.57	1.13	ns
Papel / Paper	0.48 \pm 1.16 ^a	10.78 \pm 17.44 ^b	1.87 \pm 4.33 ^a	2.57	11.11	< 0.0001



Análisis temporal

No se observó ningún patrón temporal visible para los tres sitios. La variabilidad entre semanas no fue estadísticamente diferente. Solo en Spratt Bight, durante la semana cuatro, se recolectaron una cantidad considerable de desechos en el litoral. Esto probablemente se debió a que un frente frío azotó la isla durante esa semana y transportó una gran cantidad de desechos hacia la costa. Esto, sin embargo, no se observó en los otros dos sitios.

Temporal analysis

No visible temporal pattern was observed for the three sites. The variability between weeks was not statistically different. Only in Spratt Bight, during week four, we collected a considerable amount of litter on the shoreline. This was possibly due to a cold front hitting the island during that week, which transported ashore a great quantity of litter. However, this was not observed at the other two sites.

DISCUSIÓN

Durante el presente estudio se recolectaron 9894 unidades de desechos, las cuales pesaron 23 212,47 g, para 3000 m² inspeccionados. se recolectó un promedio de 7,73 g m⁻² y 3298 unidades m⁻² de la orilla de las playas. Los desechos estaban principalmente compuestos de plástico (88 %), seguido de vidrio (4 %). Otros estudios alrededor del mundo muestran que el plástico contribuye con la parte más significativa de la basura marina, alcanzando aproximadamente 80 % de los desechos (e.g., Islam y Tanaka, 2004; Morishige *et al.*, 2007; Hinojosa y Thiel, 2009). Nuestros datos corroboran esta tendencia mundial.

El gobierno local tiene un programa de limpieza diaria para las playas más turísticas. Hay personas que barren la playa temprano en la mañana, aunque normalmente entierran la basura antropogénica en vez de recogerla, especialmente si el elemento es pequeño. Además, las personas que alquilan sillas y carpas a los turistas también limpian la playa cuando instalan sus implementos. Por lo tanto, hay poca o ninguna acumulación de basura en las playas entre un día y otro. A pesar de este programa de limpieza, la basura en la orilla es abundante, y dos de los tres sitios fueron clasificados como ‘extremadamente sucios’, mientras que el tercero fue clasificado como ‘sucio’. Es importante darse cuenta de que la mayoría de estudios sobre basura marina realizan solo una recolección y, por lo tanto, no es posible determinar el depósito diario de basura. En este estudio, se quiso determinar la importación diaria de basura, que resulta ser grande.

Spratt Bight, la playa más turística de la isla, fue clasificada como ‘muy sucia’, al igual que Paradise Beach. Esto, a pesar del programa de limpieza diaria del gobierno local y los residentes que alquilan sillas y carpas, los cuales contribuyen también a la limpieza de la playa en la que están ubicados. Tom Hooker, una playa mucho menos visitada, fue clasificada como ‘sucia’. A partir de estos resultados, podemos suponer que no solo los turistas tiran la basura de la playa; los residentes contribuyen en gran medida a la disposición inadecuada de residuos sólidos.

Investigaciones recientes en Panamá han resaltado el hecho de que la contaminación por microplásticos es más severa a lo largo de la costa caribe del país en comparación con la del Pacífico (Delvalle de Borrero *et al.*, 2020). Los autores afirman que, en la costa pacífica, las actividades antropogénicas son mucho más intensas, y la concentración más alta de microplásticos a lo largo de las playas del Caribe se debe a las dinámicas de corrientes. Sin embargo, este no

DISCUSSION

During the present study, 9894 units of litter were collected, which weighted a total of 23 212.47 g for 3000 m² surveyed. We collected a mean of 7.73 g m⁻² and 3298 units m⁻² on the beach shore. The litter was mainly composed of plastic (88 %), followed by glass (4 %). Other studies around the world show that plastic contributes the most significant part of marine litter, reaching about 80 % of debris (e.g. Islam and Tanaka, 2004; Morishige *et al.*, 2007; Hinojosa and Thiel, 2009). Our data corroborate this worldwide trend.

The local government has a daily cleaning program for the most touristic beaches. People comb the beach early in the morning, although they normally bury the anthropic litter instead of collecting it, especially if the item is small. Furthermore, the persons who rent chairs and tents to tourists also clean the beach when they install their equipment. Therefore, there is little or no accumulation of litter on the beaches between days. Despite this cleaning program, the shore litter is abundant, and two of the three sites were classified as “extremely dirty”, while the third was classified as “dirty”. It is important to notice that most studies on marine litter collect just once, and therefore it is not possible to determine the daily deposit of litter. In this study we wanted to determine daily litter import, which shows to be great.

Spratt Bight, the most touristic beach of the island, classified as “extremely dirty”, as well as Paradise Beach. This despite the daily cleaning program of the local government, and the locals that rent chairs and tents, which also contribute to the cleaning of the beach where they are located. Tom Hooker, a much less visited beach, classified as dirty. From these results, we can postulate that litter is dumped on the beach not only by tourists; local residents contribute in great part to the inadequate disposal of solid residues.

Recent research in Panama has highlighted that microplastic pollution is more severe along the Caribbean coast of the country, compared to the Pacific side (Delvalle de Borrero *et al.*, 2020). The authors argue that on the Pacific coast, anthropogenic activities are much more intense, and the higher concentration of microplastic along the Caribbean beaches is due to current dynamics. However, this does not seem to be the case for San Andrés, where both tourists and residents are the main responsible for the litter on the beach.

Plastics, glass, and other solid wastes have been included among the potential anthropogenic threats for beach ecosystems (Chapman, 2007), and are defined as factors

parece ser el caso de San Andrés, donde tanto los turistas como los residentes son los principales responsables de la basura en la playa.

Los plásticos, el vidrio y otros desechos sólidos han sido incluidos entre las potenciales amenazas antropogénicas para los ecosistemas de las playas (Chapman, 2007), y se definen como factores de origen humano que pueden causar daños a la calidad de los servicios de los ecosistemas (Beaumont *et al.*, 2007; Defeo *et al.*, 2009). Existe una pléthora de estudios sobre acumulaciones de desechos marinos, los cuales resaltan la importancia del problema y su extensión a todas las costas del mundo. Este problema tan solo ha recibido atención en Colombia de manera muy reciente. Rangel-Buitrago *et al.* (2018) registraron un promedio de 7 ítems m^{-2} en 13 playas del departamento del Atlántico en la costa Caribe continental. A lo largo de la costa Caribe del país, Raquel-Buitrago *et al.* (2020) registraron un promedio de 6,05 ítems m^{-2} , donde el plástico representaba 88.9 % de los residuos. En la Ciénaga Grande de Santa Marta, en un ecosistema de manglares, Garcés-Ordóñez *et al.* (2019) encontraron 540 y 31 ítems/ha cerca y lejos de centros poblados, respectivamente.

Incluso en lugares remotos o habitados, los residuos sólidos están presentes, y el plástico siempre es el material dominante. Por ejemplo, en islas-cayos de Albuquerque, un pequeño atolón con dos cayos emergidos 37 km al suroeste de San Andrés Isla, Portz *et al.* (2020) determinaron un promedio de 0,5 ítems m^{-2} . Los cayos sostienen una población militar permanente de solo 12 soldados de infantería de marina, por lo que el impacto antrópico directo es mínimo.

El presente estudio aborda el problema de la basura marina en la isla de San Andrés, la cual es uno de los principales sitios turísticos en Colombia y es parte de la Reserva de la Biosfera Seaflower. Infortunadamente los desechos marinos son ubicuos y abundantes en la isla, a pesar del programa de limpieza diaria de las playas principales. Nuestros resultados sugieren que el turismo masivo en la isla de San Andrés puede estar incrementando la intensidad de las presiones asociadas con la contaminación y que, sin controles efectivos de limpieza, el sistema económico de la isla puede verse fuertemente afectado.

CONCLUSIONES

La isla de San Andrés tiene una gran cantidad de basura a lo largo de su costa. Los principales componentes de la basura son plásticos y vidrio, lo cual es consistente con la mayoría de estudios publicados sobre el tema. A pesar

of human origin that may cause damage to the quality of ecosystem services (Beaumont *et al.*, 2007; Defeo *et al.*, 2009). There is a plethora of studies on marine debris accumulations, highlighting the importance of the problem and its extension to all the coasts of the world. Only very recently, this problem has received attention also in Colombia. Rangel-Buitrago *et al.* (2018) reported an average of 7 items m^{-2} for 13 beaches in the Atlántico Department, on the continental Caribbean coast. Along the central Caribbean coast of the country, Rangel-Buitrago *et al.* (2020) reported an average of 6.05 items m^{-2} , with plastic accounting for 88.9 % of the residues. In the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove ecosystem, Garcés-Ordóñez *et al.* (2019) found 540 and 31 items/ha, near and far from populated centers, respectively.

Even at remote or inhabited sites, solid residues are present, and plastic is always the dominant material. For example, at Albuquerque cay, a small atoll with two emerged cays 37 km southwest of San Andrés island, Portz *et al.* (2020) determined an average of 0.5 items m^{-2} . The cays support a permanent military population of only 12 marines, therefore the direct anthropic impact is minimal.

The present study addresses the problem of marine litter in San Andres Island, which is one of the main touristic places in Colombia, and is part of the International Biosphere Reserve Seaflower. Unfortunately, marine debris are ubiquitous and abundant in the island, despite the daily cleaning program of the main beaches. Our results suggest that mass tourism of San Andres Island may be increasing the intensity of pressures associated with pollution and without effective cleaning controls, the economic system of the island could be strongly affected.

CONCLUSIONS

San Andres Island has a great amount of litter along its coast. The main components of the litter are plastics and glass, consistent with most studies published on the topic. Despite the cleaning program of the local Department, two of the three sites we monitored are classified as “extremely dirty”, and only one as “dirty”. These results underline the necessity of a major control by the authorities on garbage disposal, and of an educational program for both residents and tourists on litter disposal practices. Moreover, further studies are required to determine the effects of coastal litter on the nearshore ecosystems of the island, such as seagrass beds and coral reefs. Most litter we found was plastics, which is both

del programa de limpieza del Departamento local, dos de los tres sitios que monitoreamos fueron clasificados como ‘extremadamente sucios’, y solo uno como ‘sucio’. Estos resultados subrayan la necesidad de un mayor control por parte de las autoridades sobre la disposición de basura, al igual que de un programa educativo tanto para residentes como para turistas sobre prácticas de disposición de basura. Además, se requieren más estudios para determinar los efectos de la basura costera en los ecosistemas de la isla cercanos a la costa, tales como praderas marinas y arrecifes de coral. La mayoría de la basura que encontramos era plástico, que es liviano y duradero, y sus efectos negativos en la fauna marina han sido probados con amplitud. Dichas cantidades de desechos marinos pueden resultar perjudiciales para los ecosistemas marinos que la Reserva debe proteger y deberían ser consideradas en aras de mejores prácticas de gestión en la Reserva de la Biosfera.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Natalia Mesa, Claudia Vesga y Juan David Montoya por su ayuda en el campo y en el laboratorio. El proyecto fue financiado por el programa de pasantía de la Coordinación de Investigaciones de la Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe, por lo cual se agradece.

lightweight and durable, and its negative effects on marine fauna has been extensively proved. Such quantities of marine debris may prove deleterious for the marine ecosystems the Reserve is supposed to protect and should be taken into account for better management practices in the Biosphere Reserve.

ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to thank Nathalia Mesa, Claudia Vesga and Juan David Montoya for help in the field and in the lab. The project was funded by the program of internship of the Research Coordination of the Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe, for which we acknowledge.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alkalay, R., G. Pasternak and A.Zask. 2007. Clean-coast index—a new approach for beach cleanliness assessment. *Ocean Coast. Manag.*, 50 (5): 352–362.
- Aloy, A. B., B. M. Vallejo Jr. and M. A. Juinio-Meñez. 2011. Increased plastic litter cover affects the foraging activity of the sandy intertidal gastropod *Nassarius pullus*. *Mar. Poll. Bull.*, 62: 1772–1779.
- Backhurst, M.K. and R.G. Cole. 2000. Subtidal benthic marine litter at Kawau Island, north-eastern New Zealand. *J. Environ. Manag.*, 60: 227–237.
- Barnes, D.K.A. 2002. Invasion by marine life on plastic debris. *Nature*, 416: 808–809.
- Barnes, D.K.A., F. Galgani, R.C.Thompson, and M. Barlaz. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. Roy. Soc. B: Biol. Sci.*, 364: 1985–1998.
- Beaumont, N.J., M.C. Austen, J.P. Atkins, D. Burdon, S. Degraer and T.P. Dentinho. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Mar. Poll. Bull.*, 54(3): 253–265.
- Boren, L. J., M. Morrissey, C. G. Muller and N. J. Gemmel. 2006. Entanglement of New Zealand fur seals in man-made debris at Kaikoura, New Zealand. *Mar. Poll. Bull.*, 52: 442–446.
- Bravo M., M.A. Gallardo, G. Luna-Jorquera, P. Núñez, N. Vásquez and M. Thiel. 2009. Anthropogenic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): Results from a national survey supported by volunteers. *Mar. Poll. Bull.*, 58: 1718–1726.
- Chapman, P.M. 2007. Determining when contamination is pollution. Weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environ. Internat.*, 33: 492–501.
- Chiappone, M., A. White, D.W.Swanson and S. Miller. 2002. Occurrence and biological impacts of fishing gear and other marine debris in the Florida Keys. *Mar. Pollut. Bull.*, 44, 597–604.
- Claereboud, M.R. 2004. Shore litter along sandy beaches of the Gulf of Oman. *Mar. Pollut. Bull.*, 49: 770–777.
- DANE. 2011. Estimaciones de población 1985-2005 y proyecciones de población 2005-2020 total municipal por área. (<https://www.dane.gov.co/index.php/es/poblacion-y-registros-vitales/proyecciones-y-series-de-poblacion/proyecciones-de-poblacion>). 12 de mayo de 2011.



- Defeo, O., A. McLachlan, D.S. Schoeman, T.A. Schlacher, J. Dugan, A. Jones, M. Lastra and F. Scapini. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 81: 1-12.
- Delvalle de Borrero, D., J. Fábrega Duque, J. Olmos, O. Garcés-Ordóñez, S. S. do Amaral, M. Vezzone, J.P. de Sá Felizardo and R.M. dos Anjos. 2020. Distribution of plastic debris in the Pacific and Caribbean beaches of Panama. *Air, Soil Water Res.*, 13: 1–8.
- de Stephanis, R., J. Giménez, E. Carpinelli, C. Gutiérrez-Expósito and A. Canadas. 2013. As main meal for sperm whales: Plastics debris. *Mar. Poll. Bull.*, 69: 206–214.
- Díaz, J.M., J. Garzón-Ferreira y S.Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés, Colombia: Estado actual y perspectivas para su conservación. *Acad. Col. Cienc. Exac., Fis. Nat., Colec. Jorge Álvarez Lleras*, 7.
- Díaz, J.M., G. Díaz-Pulido, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, J. Sánchez y S.Zea. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano. I. Complejos arrecifales oceánicos. Invenmar, Santa Marta. 29 p.
- Galgani, F., A. Souplet and Y.Cadiou. 1996. Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean Coast. *Marine Ecol. Prog. Ser.*, 142: 225–234.
- Galimany, E., M. Ramòn and M. Delgado. 2009. First evidence of fiberglass ingestion by a marine invertebrate (*Mytilus galloprovincialis* L.) in a N.W. Mediterranean estuary. *Mar. Poll. Bull.*, 58: 1334–1338.
- Garcés-Ordóñez O., V.A. Castillo-Olaya, A.F. Granados-Briceño, L.M. Blandón García and L.F. Espinosa Díaz. 2019. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Mar. Poll. Bull.*, 145: 455-462.
- Gavio, B., S. Palmer Cantillo and J.E. Mancera. 2010. Historical analysis (2000–2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, SeaFlower Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Mar. Poll. Bull.*, 60 (7): 1018–1030.
- Geister, J. 1975. Riffbau und geologische Entwicklungsgeschichte der Insel San Andrés (westliches Karibisches Meer, Kolumbien). *Stuttg. Beitr. Naturk. Serie B*, 15.
- Hess, N.A., C.A. Ribic and I. Vining. 1999. Benthic marine debris, with an emphasis on fishery-related items, surrounding Kodiak Island, Alaska, 1994–1996. *Mar. Pollut. Bull.*, 38: 885–890.
- Hinojosa, I.A. and M. Thiel. 2009. Floating marine debris in fjords, gulfs and channels of southern Chile. *Mar. Poll. Bull.*, 58: 341–350.
- Jacobsen J.K., L. Massey and F. Gulland. 2010. Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Mar. Poll. Bull.*, 60: 765–767.
- Keller, A.A., E.L. Fruh, M.M. Johnson, V. Simon and C. McGourty. 2010. Distribution and abundance of anthropogenic marine debris along the shelf and slope of the US West Coast. *Mar. Poll. Bull.*, 60: 692–700.
- Kusui, T. and M. Noda. 2003. International survey on the distribution of stranded and buried litter on beaches along the Sea of Japan. *Mar. Poll. Bull.*, 47 (1): 175–179.
- IDEAM. 1995. Datos de las variables climáticas de la isla de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Santafé de Bogotá. 70 p.
- IGAC. 1986. San Andrés y Providencia: Aspectos geográficos. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá. 156 p.
- Islam M.S. and M. Tanaka. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Mar. Poll. Bull.*, 48: 624–649.
- Laglbauer B.J.L, R. M. Franco-Santos, M. Andreu-Cazenave, L. Brunelli, M. Papadatou, A. Palatinus, M. Grego and T. Deprez. 2014. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Mar. Poll. Bull.*, 89: 356–366.
- Lavers, J.L., A.L. Bond and I. Hutton. 2014. Plastic ingestion by flesh-footed shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environ. Poll.*, 187: 124-129.
- Lazar, B. and R. Gracán. 2011. Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. *Mar. Poll. Bull.*, 62: 43–47.
- Masò, M., E. Garcès, F. Pagès and J. Camp. 2003. Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species. *Sci. Mar.*, 67 (1): 107-111.
- Moore, E., S. Lyday, J. Roletto, K. Litle, J. K. Parrish, H. Nevins, J. Harvey, J. Mortenson, D. Greig, M.E. Piazza, A. Hermance, D. Lee, D. Adams, S. Allen and S. Kell. 2009. Entanglements of marine mammals and seabirds in central California and the north-west coast of the United States 2001–2005. *Mar. Poll. Bull.*, 58: 1045–1051.
- Morishige, C., M.J. Donohue, E. Flint, C. Swenson and C. Woolaway. 2007. Factors affecting marine debris deposition at French Frigate Shoals, northwestern Hawaiian Islands Marine National Monument, 1990–2006. *Mar. Poll. Bull.*, 54: 1162–1169.
- Mrosovsky, N., G.D. Ryan and M.C. James. 2009. Leatherback turtles: The menace of plastic. *Mar. Poll. Bull.*, 58: 287–289.
- Nagelkerken, I., G.A.M.T. Wiltjer, A.O. Debrot and L.P.J.J. Pors. 2001. Baseline study of submerged marine debris at beaches in Curaçao, West Indies. *Mar. Poll. Bull.*, 42: 786-789.
- Newball, D. 2013. The Archipelago Press. http://www.thearchipelagopress.co/index.php?option=com_content&view=article&id=1583:hubo-sobrecupo-de-turistas-en-cayos-y-embarcaciones-en-san-andres-durante-temporada&catid=10&Itemid=102
- Otley H. and R. Ingham. 2003. Marine debris surveys at Volunteer Beach, Falkland Islands, during the summer of 2001/02. *Mar. Poll. Bull.*, 46: 1534–1539.
- Portz L., R. P. Manzolli, G. Vásquez Herrera, L. L. García, D. A. Villate and J. A. Ivar do Sul. 2020. Marine litter arrived: Distribution and potential sources on an unpopulated atoll in the Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Sea. *Mar. Poll. Bull.*, 157: 111323.

- Possatto, F. E., M. Barletta, M. F. Costa, J. A. Ivar do Sul and D. V. Dantas. 2011. Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. *Mar. Poll. Bull.*, 62: 1098–1102.
- Rangel-Buitrago, N., A. Gracia-C., A. Vélez-Mendoza, E. Mantilla-Barbosa, V.A. Arana, J. Trilleras and H. Arroyo-Olarte. 2018. Abundance and distribution of beach litter along the Atlántico Department, Caribbean coast of Colombia. *Mar. Poll. Bull.* 136: 435-447.
- Rangel-Buitrago, N., A. Vélez-Mendoza, A. Gracia-C. and W.J. Neal. 2020. The impact of anthropogenic litter on Colombia's central Caribbean beaches. *Mar. Poll. Bull.*, 152: 110909.
- Raum-Suryan, K. L., L. A. Jemison and K. W. Pitcher. 2009. Entanglement of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in marine debris: Identifying causes and finding solutions. *Mar. Poll. Bull.* 58: 1487–1495.
- Rech, S., Y. Borrell and E. García-Vazquez. 2016. Marine litter as a vector for non-native species: What we need to know. *Mar. Poll. Bull.*, 113 (1-2): 40-43. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.032>
- Ryan, P. G. 2008. Seabirds indicate changes in the composition of plastic litter in the Atlantic and south-western Indian Oceans. *Mar. Poll. Bull.*, 56: 1406–1409.
- Santos, I. R., A. C. Friedrich and F. P. Barretto. 2005. Overseas garbage pollution on beaches of northeast Brazil. *Mar. Poll. Bull.*, 50: 778–786.
- Smith, S.D.A. 2012. Marine debris: a proximate threat to marine sustainability in Bootless Bay, Papua New Guinea. *Mar. Poll. Bull.*, 64: 1880-1883.
- Tanaka, K., H. Takada, R. Yamashita, K. Mizukawa, M. Fukuwaka and T. Watanuki. 2013. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Mar. Poll. Bull.*, 69: 219–222.
- Thornton, L. and N. Jackson. 1998. Spatial and temporal variations in debris accumulation and composition on an estuarine shoreline, Cliffwood Beach New Jersey, USA. *Mar. Poll. Bull.*, 36 (9): 705–711.
- Topçu E.A., A. M. Tonay, A. Dede, A. A. Öztürk and B. Öztürk. 2013. Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish Western Black Sea Coast. *Mar. Environ. Res.*, 85: 21-28.
- Tourinho, P. S., J. A. Ivar do Sul and G. Fillmann. 2010. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Mar. Poll. Bull.*, 60: 396–401.
- Udyawer, V., M. A. Read, M. Hamann, C. A. Simpfendorfer and M. R. Heupel. 2013. First record of sea snake (*Hydrophis elegans*, Hydrophiinae) entrapped in marine debris. *Mar. Poll. Bull.*, 73: 336–338.
- Winston, J.E. 1982. Drift plastic—An expanding niche for a marine invertebrate? *Mar. Poll. Bull.*, 13 (10): 348–351.
- Zar, J.H. 2010. Biostatistical analysis. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall.

RECIBIDO/RECEIVED: 16/07/2021

ACEPTADO/ACCEPTED: 19/02/2020



Cultivo suspendido de la ostra perlera alada *Pteria colymbus* (Röding), en diferentes condiciones hidrográficas y métodos de cultivo

Hanging culture of the winged pearl oyster *Pteria colymbus* (Röding), in different hydrographic conditions and culture methods

Jormil Revilla^{1,2}, José H. Peñuela-Jiménez³, Adrián Márquez⁴,
 0000-0002-9278-1080  0000-0002-1368-3862  0000-0001-9122-6539

César Lodeiro^{5,7}, Pedro Saucedo⁶ y Luis Freites^{7*}
 0000-0001-9598-2235  0000-0002-2155-9677  0000-0002-6432-7366

1. Doctorado en Acuicultura. Programa Cooperativo Universidad de Chile, Universidad Católica del Norte, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile. jormilesteban@gmail.com
 2. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Católica del Norte, Larrondo 1281, Coquimbo, Chile. jhpj85@hotmail.com
 3. Facultad de Medicina, Universidad Católica del Norte, Campus Guayaacán, Larrondo 1281, Coquimbo, Chile. jhpj85@hotmail.com
 4. Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), Centro Nacional de Acuicultura e Investigaciones Marinas (CENAIM), Campus Gustavo Galindo, Km 30,5 vía Perimetral P.O. Box 09-01-5863, Guayaquil, Ecuador. ajmm16@hotmail.com
 5. Grupo de Investigación en Biología y Cultivo de Moluscos, Escuela de Acuicultura y Pesquerías, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Técnica de Manabí, Bahía de Caráquez, Manabí, Ecuador. cesarlodeirosseijo@yahoo.es
 6. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, Baja California Sur 23000, México. psaucedo04@cibnor.mx
 7. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Apartado Postal 245, CP: 6101, Cumaná, Venezuela. lfreitesv@yahoo.es
- * Autor de correspondencia.

RESUMEN

El desempeño de los juveniles de ostra perla alada *Pteria colymbus* fue evaluado bajo condiciones suspendidas, en cinco métodos de cultivo y en los periodos hidrográficos de surgencia y no surgencia. Los métodos de cultivo comprendieron recintos que confinaban las ostras (BTBC, BBO y BTO); y otros dos que no las confinaban (OFOB y FNS). La altura inicial de la concha de las ostras osciló entre 31 y 35 mm, en ambas temporadas. El incremento en la concha y la masa seca de los tejidos blandos mostraron diferencias significativas entre estaciones. El mayor crecimiento se produjo con los métodos no confinados OFOB y FNS. El análisis ANOVA II mostró diferencias significativas entre las variables obtenidas tanto en las estaciones como en los métodos de cultivo. El Análisis de Componentes Principales mostró que las interacciones entre las variables: temperatura (relación inversa), UI, Clorofila y POM (relación directa) explicaron 89 % de la variabilidad del crecimiento de las ostras. Dadas las bajas tasas de supervivencia, atribuidas a depredadores observados dentro de los recintos cerrados y al mayor crecimiento observado en los métodos de cultivo sin confinamiento, se recomienda el empleo de los métodos FNS y OFOB, aprovechando el biso producido por *P. colymbus*.

PALABRAS CLAVES: Mar Caribe, ostra alada, cultivo de moluscos, supervivencia, surgencias costeras.

ABSTRACT

The performance of the winged pearl oyster *Pteria colymbus* juveniles under suspended culture conditions was evaluate, including five culture methods and two seasons: upwelling and non-upwelling. Culture methods comprised enclosures confining the oysters: BTBC, BBO and BTO; and two other unconfined-oyster: OFOB and FNS. The initial shell height of the oysters ranged between 31–35 mm in both seasons. The increase in shell size and dry mass of soft tissues showed significant differences between seasons. Greatest growth occurred with the OFOB and FNS unconfined methods. The ANOVA II analysis showed significant differences between the variables obtained in both stations and culture methods. Principal Component Analysis showed that the interactions between the variables: temperature (inverse relationship), and UI, chl-*a* and POM (direct relationship) explained 89 % of the variability of the growth of the oysters. Given the low survival rates, attributed to the presence of predators within the closed enclosures and the higher growth seen in the culture methods without confinement, we recommend using the FNS and OFOB methods, taking advantage of the byssus produced by *P. colymbus*.

KEYWORDS: Caribbean Sea, winged oysters, shellfish farming, survival, coastal upwelling.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.1.1016>

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

En el mar Caribe, los moluscos bivalvos siempre han mantenido la expectativa de su cultivo masivo, particularmente en la costa nororiental de Venezuela. Se ha prestado especial atención al cultivo de algunas especies como el mejillón marrón *Perna perna*, la ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae* y la ostra americana *C. virginica*, los cuales han sido objeto de cultivo comercial por décadas. De manera similar, otras especies para las cuales se han desarrollado cultivos experimentales incluyen las vieiras *Euvola ziczac*, *Nodipecten nodosus* y *Argopecten nucleus*, el mejillón verde *Perna viridis* y las ostras perlíferas *Pteria colymbus* y *Pinctada imbricata* (Lodeiros y Freites, 2008).

Una de las especies de ostra perlífera con doble meta de producción (fuente de proteínas para humanos y producción de perlas) es la ostra alada perlera del Atlántico, *P. colymbus* (Röding, 1798). Esta especie epibéntica de la familia Pteriidae alcanza una altura máxima de la concha de 60-70 mm, habita la zona submareal a profundidades entre 3 y 10 m, se adhiere a substratos duros como las rocas y los octocorales y está distribuida a lo largo del Atlántico occidental, desde Carolina del Norte hasta el sur de Brasil (Díaz y Puyana, 1994; Lodeiros *et al.*, 1999a). En Colombia, Brasil y Venezuela se han realizado algunos estudios encaminados a determinar la viabilidad biológica del cultivo de *P. colymbus*, específicamente para obtener semillas con recolectores artificiales y para cultivarlos en el campo hasta un tamaño comercial de 5-6 cm (Lodeiros *et al.*, 1999b; Márquez *et al.*, 2000; Urban, 2000; Mengual *et al.*, 2011; Freites *et al.*, 2017). Asimismo, Lara *et al.* (2009) y Romero *et al.* (2009) adaptaron y transfirieron esta tecnología de cultivo a las comunidades indígenas de La Guajira, en el área del Caribe colombiano. Hasta el momento, los resultados de la integración de esta tecnología como parte de programas de capacitación para el sustento han sido alentadores.

El desarrollo de métodos óptimos de cultivo para maximizar el crecimiento y la supervivencia de las ostras perlíferas juveniles ha sido importante para reducir el tiempo que se requiere para alcanzar un tamaño operable para la producción de perlas (Millione y Southgate, 2011). En el caso de la *P. sterna*, una especie emparentada con *P. colymbus*, algunos autores han determinado un crecimiento y supervivencia diferenciales en individuos ubicados en distintos tipos de recinto en cultivos suspendidos (Millione y Southgate, 2011) o entre el cultivo suspendido y el cultivo en el fondo del mar (Gaytán-Mondragón *et al.*, 1993). Por

INTRODUCTION

In the Caribbean Sea, bivalve mollusks have always been maintained under the expectation of being massively cultivated, particularly in the northeastern coast of Venezuela. Special attention was given to the cultivation of some species, such as the brown mussel *Perna perna*, the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae* and the American oyster *C. virginica*, which have been the subject of commercial cultivation for decades. Similarly, other species for which experimental crops have been developed include the scallops *Euvola ziczac*, *Nodipecten nodosus* and *Argopecten nucleus*, the green mussel *Perna viridis*, and the pearl oysters *Pteria colymbus* and *Pinctada imbricata* (Lodeiros and Freites, 2008).

One of the pearl oyster species with dual production targets (human protein source and pearl production) is the winged pearl oyster of the Atlantic, *P. colymbus* (Röding, 1798). This epibenthic species of the family Pteriidae reaches a maximum shell height of 60-70 mm, inhabits the subtidal zone at depths between 3 and 10 m, attaches to hard substrates such as rocks and octocorals, and is distributed along the western Atlantic, from North Carolina to southern Brazil (Díaz and Puyana, 1994; Lodeiros *et al.*, 1999a). In Colombia, Brazil and Venezuela, some studies aimed to determine the biological feasibility of *P. colymbus* cultivation have been performed, particularly to obtain seeds with artificial collectors and grow them to commercial size of 5-6 cm on-field (Lodeiros *et al.*, 1999b; Márquez *et al.*, 2000; Urban, 2000; Mengual *et al.*, 2011; Freites *et al.*, 2017). Further, Lara *et al.* (2009) and Romero *et al.* (2009) adapted and transferred this culturing technology to indigenous communities in the Guajira in the Colombian Caribbean area. So far, the results of integrating this technology as part of continuous livelihood training programs have been encouraging.

Developing optimal culture methods to maximize growth and survival in juvenile pearl oysters is important to reduce the time required to reach operable size for pearl production (Millione and Southgate, 2011). For *P. sterna*, a related winged pearl oyster species, some authors have determined a differential growth and survival of the animals placed in different types of enclosures in hanging culture (Millione and Southgate, 2011) or between suspended and bottom culture on the seabed (Gaytán-Mondragón *et al.*, 1993). Gaytán-Mondragón *et al.* (1993), for example, reported 99 % survival of the oysters in pocket nets, 84 % in lanterns nets and 98 % in bottom cages, concluding that the

ejemplo, Gaytán-Mondragón *et al.* (1993) reportaron un 99 % de supervivencia de ostras en cestas tipo bolsillo, 84 % en las linternas y 98 % en jaulas de fondo. Concluyeron que el tipo de cesta y la ubicación tienen un rol importante en el cultivo de la especie. Millione y Southgate (2011) mostraron que la elección del sitio y el método de cultivo son parámetros importantes para optimizar el crecimiento y supervivencia de *P. penguin* durante la fase de criadero de su cultivo. El método de cultivo también tiene influencia sobre la calidad de las medias perlas (mabés) producidas por *P. sterna* (Ruiz-Rubio *et al.*, 2006), ya que no hubo diferencias significativas en el crecimiento de las ostras perlas contenidas en jaulas de plástico y redes de bolsillo, pero hubo un mayor rendimiento de perlas de calidad comercial para las que se cultivaron en jaulas de plástico.

El sur del mar Caribe, y en particular la costa nororiental de Venezuela, se encuentra bajo la influencia de la surgencia costera (Okuda *et al.*, 1978; Jury, 2018). Las altas concentraciones de nutrientes durante periodos específicos del año estimulan la productividad del fitoplancton, y se ha planteado la hipótesis de que los ciclos de ausencia y presencia de surgencia modulan la disponibilidad de alimento planctónico para algunas especies bentónicas, que a su vez influyen en sus patrones de crecimiento (Puccinelli *et al.*, 2016). Los vientos alisios predominantes que soplan paralelos a la costa y la topografía de la plataforma continental favorecen la surgencia de aguas subtropicales ricas en nutrientes, con una intensificación estacional entre diciembre y abril (Müller-Karger y Aparicio-Castro, 1994; Freites *et al.*, 2017). Hace poco, Rueda-Roa *et al.* (2018) mostraron la presencia de un ciclo de surgencia a mitad de año (junio-agosto) en la costa nororiental de Venezuela, que se atribuye a la intensificación de la corriente del Caribe durante este periodo. Este patrón ayuda a mantener un ecosistema de alta productividad y variabilidad en la columna de agua, que a su vez afecta las características de la temperatura y la clorofila (Okuda *et al.*, 1978; Rueda-Roa, 2012; Müller-Karger *et al.*, 2013).

El objetivo de este estudio fue evaluar el crecimiento y supervivencia de juveniles de *P. colymbus* (hasta talla comercial) en cinco métodos de cultivo suspendido, durante dos temporadas hidrográficas que ocurren en el Golfo de Cariaco (surgencia y sin surgencia), como una estrategia para avanzar en la optimización de un método viable de cultivo para esta especie de bivalvo, en el marco de la producción de mariscos del Mar Caribe.

enclosure device plays an important role on the cultivation of the species. Millione and Southgate (2011) showed that site selection and culture unit are important parameters for optimizing the growth and survival of *P. penguin* during its culture's nursery phase. The enclosure system also exerts an influence on the quality of half pearls (mabés) produced by *P. sterna* (Ruiz-Rubio *et al.*, 2006), as no significant differences occurred in the growth of the oysters held in plastic cages and pocket nets, but a greater yield of commercial quality pearls occurred in those grown in plastic cages.

The Southern Caribbean Sea, and particularly the northeastern coast of Venezuela, is under the influence of coastal upwelling (Okuda *et al.*, 1978; Jury, 2018). The high concentrations of nutrients during particular periods of the year stimulates the productivity of phytoplankton, and it has been hypothesized that the cycles of upwelling and relaxation (non-upwelling) modulate the availability of planktonic food for some benthic species, influencing, in turn, their growth patterns (Puccinelli *et al.*, 2016). The predominant trade winds blow parallel to the coast and the topography of the continental shelf favor the upwelling of sub-tropical waters rich in nutrients, with a seasonal intensification between December and April (Müller-Karger and Aparicio-Castro, 1994, Freites *et al.*, 2017). Recently, Rueda-Roa *et al.* (2018) showed the presence of a mid-year upwelling cycle (June-August) in the northeastern coast of Venezuela, attributed to the intensification of the Caribbean Current during this period. This pattern helps to maintain a highly productive ecosystem and the variability in the water column, affecting, in turn, the temperature and chlorophyll traits (Okuda *et al.*, 1978; Rueda-Roa, 2012; Müller-Karger *et al.*, 2013).

The goal of this study was to evaluate the growth and survival of *P. colymbus* juveniles (until final grow-out) in five methods of hanging culture, during the two hydrographic seasons that occur within the Gulf of Cariaco (upwelling and non-upwelling). This as a strategy to advance in the optimization of a feasible culturing method of this bivalve species in shellfish farming in the Caribbean Sea.

MATERIALES Y MÉTODOS

Fuente de juveniles y diseño experimental

Los juveniles se obtuvieron del desove natural en 2014 por medio de bolsas (bolsas de cebolla verde llenas de cinco bolsas de cebolla verde) y después se suspendieron de una línea larga de 100 m de largo, ubicada en Turpialito (Figura 1), estado de Sucre, Venezuela ($10^{\circ} 26' 56''$ N; $64^{\circ} 02' 00''$ W). Esta línea larga se ubicó de manera paralela y a 50 m de la costa, en un lugar con una profundidad de 7-8 m, donde se sumergieron cinco métodos de cultivo a 4 m de profundidad.

MATERIALS AND METHODS

Source of juveniles and experimental design

Juveniles were obtained from the natural spatfall 2014 using bag collectors (green onion bags filled with five green onion bags) and then suspended from a 100-m long line placed in the Turpialito site (Figure 1), Sucre State, Venezuela ($10^{\circ} 26' 56''$ N; $64^{\circ} 02' 00''$ W). The long line was set parallel to the coastline, 50 m away from it, in a place with a depth of 7–8 m, where five culture methods were submerged at 4 m depth.

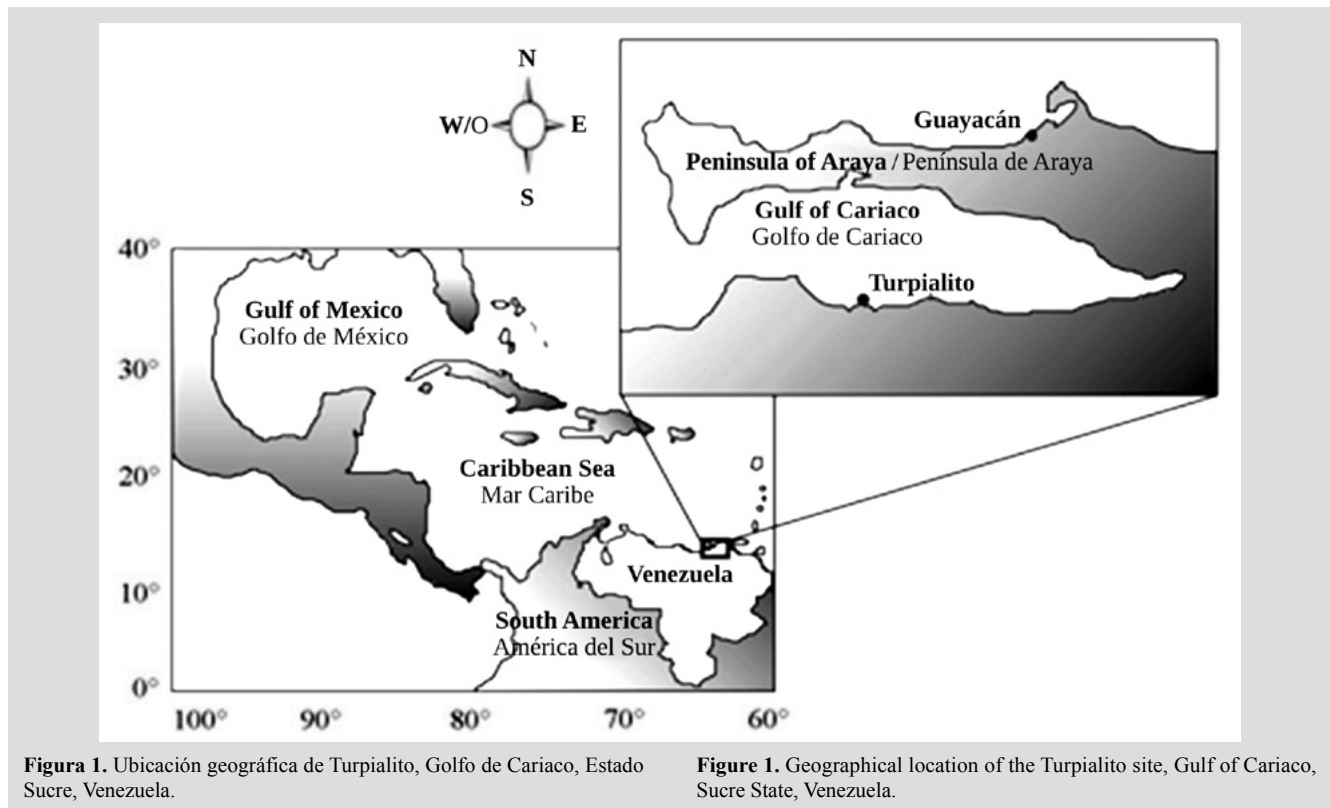


Figura 1. Ubicación geográfica de Turpialito, Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela.

Figure 1. Geographical location of the Turpialito site, Gulf of Cariaco, Sucre State, Venezuela.

Cada método de cultivo estudiado incluyó tres recintos (réplicas) que contenían las ostras: canastas con tapas arriba y abajo (BTBC), canastas sin tapas abajo (BBO) y canastas sin tapas arriba (BTO); así como dos métodos sin confinamiento: ostras fijadas sobre canastas (OFOB) y ostras fijadas sobre cuerdas de redes de pesca (FNS), mediante un soporte de malla diseñado para este fin. Se utilizaron tres réplicas con 15 juveniles cada una en cada uno de los cinco métodos de cultivo (225 ostras). Para el muestreo inicial de las variables biométricas de las ostras, se tomaron tres réplicas adicionales de cinco juveniles cada una (15 ostras adicionales).

Each culture method studied included three enclosures (replicates) that confined the oysters: baskets top and bottom closed (BTBC), baskets bottom opened (BBO), and baskets top opened (BTO); as well as, two methods without enclosure: oysters fixed over baskets (OFOB) and oysters fixed over fishing net strings (FNS) using biodegradable mesh support designed for this purpose. Three replicates with fifteen juveniles each were used per each of the five culture methods (225 oysters), and for the initial sampling of the oyster's biometrical variables, three additional replicates of five juveniles each were taken (15 extra oysters,

para un total de 240 ostras por temporada). Las dimensiones de los distintos métodos de cultivo (con un área aproximada de 1500 cm²) y sus principales características se muestran en la Figura 2. Todas las canastas se fabricaron con redes de plástico de propileno Ø de 2×2 cm², con un diseño que permitió la evaluación del método menos afectado por la acción depredadora de gasterópodos de la familia Ranellidae. Esto, teniendo en cuenta que los bivalvos no confinados suelen mostrar tasas menores de depredación que los bivalvos confinados (Semidey *et al.*, 2010).

for a total of 240 oysters per season). The dimensions of the different culture methods (approximately 1500 cm² area) and main features are shown in Figure 2. All baskets were manufactured with 2×2 cm² Ø polypropylene plastic net, with a design that allowed the evaluation of the method that's less affected by the predatory action of ranellid gastropods. This, considering that unconfined bivalves usually show lower predation rates than confined bivalves (Semidey *et al.*, 2010).

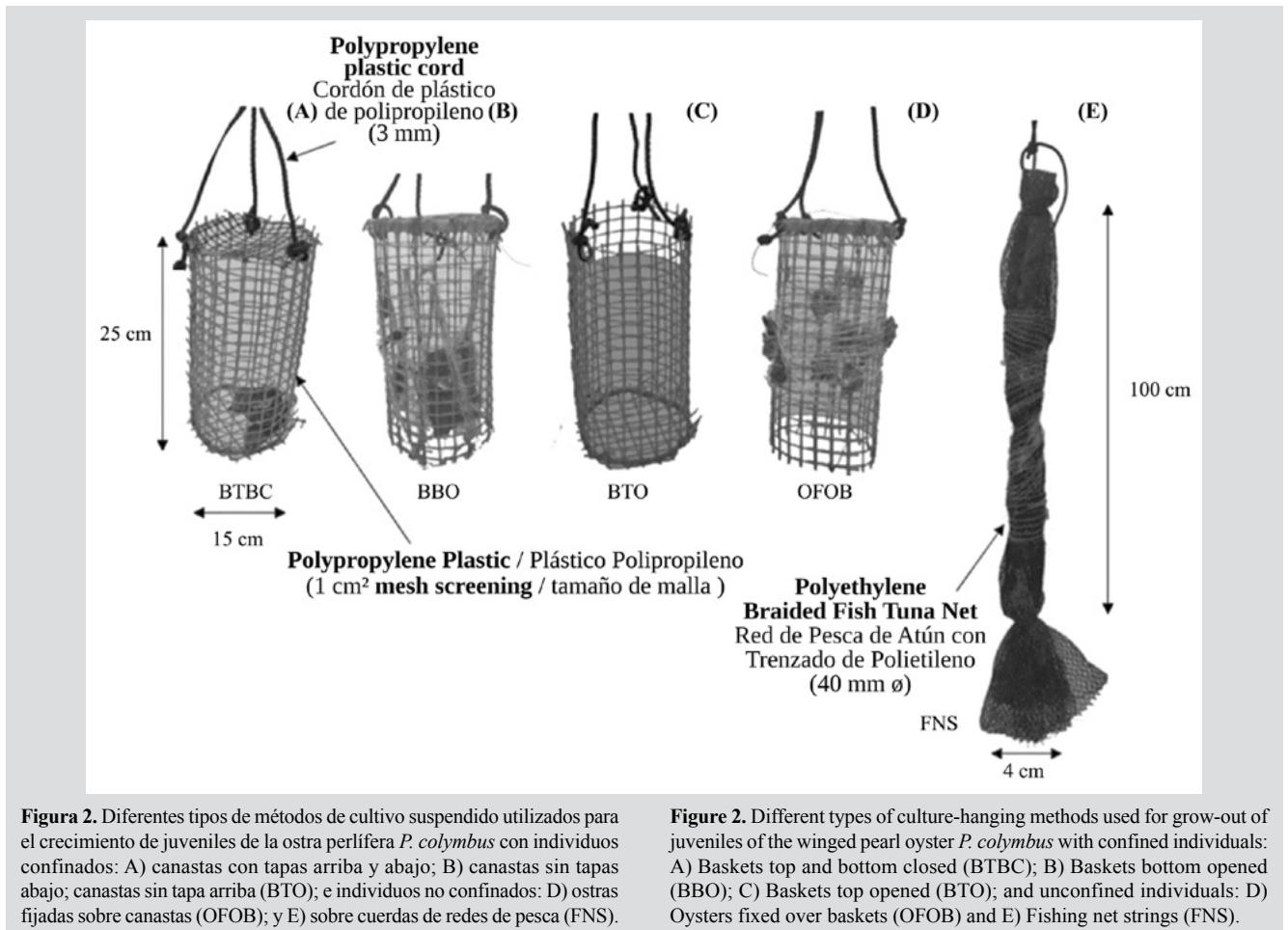


Figura 2. Diferentes tipos de métodos de cultivo suspendido utilizados para el crecimiento de juveniles de la ostra perliera *P. colymbus* con individuos confinados: A) canastas con tapas arriba y abajo; B) canastas sin tapas abajo; canastas sin tapa arriba (BTO); e individuos no confinados: D) ostras fijadas sobre canastas (OFOB); y E) sobre cuerdas de redes de pesca (FNS).

Figure 2. Different types of culture-hanging methods used for grow-out of juveniles of the winged pearl oyster *P. colymbus* with confined individuals: A) Baskets top and bottom closed (BTBC); B) Baskets bottom opened (BBO); C) Baskets top opened (BTO); and unconfined individuals: D) Oysters fixed over baskets (OFOB) and E) Fishing net strings (FNS).

Crecimiento y supervivencia

La altura inicial de la concha de las ostras era de $33,28 \pm 2,2$ mm, tanto para la temporada de surgencia como para la temporada sin surgencia. Las características de crecimiento y supervivencia se evaluaron por 90 días durante cada temporada, de julio a septiembre de 2014 (sin surgencia) y de marzo a mayo de 2015 (surgencia), que fueron establecidas por los regímenes de vientos alisios y la

Growth and survival

The shell height of the oysters was measured at 33.28 ± 2.2 mm at the start of the studies of both the upwelling and non-upwelling seasons. Growth and survival traits were evaluated for 90 days during each season, July-September 2014 (non-upwelling) and March-May 2015 (upwelling), established by the trade wind regimes and Caribbean Current, which allowed for the evaluation of influence of

corriente del Caribe, lo cual permitió evaluar la influencia de la variabilidad ambiental. Durante ambos periodos de cultivo, no se llevaron a cabo controles de depredadores y competidores; estos solo se realizaron al final de ambos periodos.

Para medir el crecimiento de las ostras en cada tratamiento, se tomaron de manera aleatoria tres réplicas con cinco ostras de cada uno de los tratamientos. Después de remover toda la fauna incrustada de la superficie de la concha, se midió su altura con un calibre digital (Mitutoyo, $\pm 0,01$ mm). La masa seca de las incrustaciones, la concha y los tejidos blandos (STDM) de las ostras se obtuvieron mediante deshidratación en un horno a $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 72 h y se pesaron en una balanza digital (OHAUS Adventurer, $\pm 0,001$ g).

Se evaluó la supervivencia por medio del conteo de especímenes vivos al final de cada temporada para los distintos métodos de cultivo. La presencia o ausencia de depredadores se tuvo en cuenta para cada caso, en aras de establecer su influencia en el rendimiento de las ostras. El índice de condición adimensional (CI) se calculó como la relación de la masa seca de los tejidos blandos dividida entre la masa seca total de la ostra, por 100 (Narváez *et al.*, 2008).

Factores ambientales

La temperatura del agua se midió continuamente en intervalos de 60 min utilizando un termógrafo electrónico (Minilog, Vemco, Canadá, $0,01\text{ }^{\circ}\text{C}$). Se tomaron muestras de agua semanales (a las profundidades de cultivo) con una botella Niskin (5-L). Se incluyó una submuestra para determinar la concentración de oxígeno con el método Winkler, de acuerdo con las recomendaciones de Strickland y Parsons (1972). El agua restante de la botella Niskin se transfirió a contenedores opacos de plástico para transportarla al laboratorio, después de lo cual se prefiltraron dos réplicas de 1,5-L ($153\text{ }\mu\text{m}$) para remover el material de partículas grandes y el zooplancton y después determinar la clorofila *a* y el material particulado orgánico (POM). Estas muestras se filtraron con filtros pre-quemados GF/F de $0,7\text{-}\mu\text{m}$ ($450\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 4 h), se pesaron y se enjuagaron con formiato isotónico de amonio ($0,5\text{ M}$). Se deshidrataron los filtros a $60\text{ }^{\circ}\text{C}/24\text{ h}$ para determinar el POM usando métodos gravimétricos. Luego de incinerar los filtros a $450\text{ }^{\circ}\text{C}/4\text{ h}$ en un horno de mufla, se determinó el seston inorgánico. Se estimó la abundancia de fitoplancton como la clorofila *a* (Chl-*a*) por medio del método espectrofotométrico, siguiendo las recomendaciones de Strickland y Parsons (1972). Al final de cada sesión, se

environmental variability. During both cultivation periods, neither predator nor competitor controls were carried out, only at the end of the periods.

To measure the growth of the oysters in each treatment, five oysters were randomly selected and taken from each of the treatments, to form three new replicates. After removing all the fouling fauna from the shell surface, shell height was measured with a digital caliper (Mitutoyo, ± 0.01 mm). The dry mass of the fouling, shell, and soft tissues dry mass (STDM) of the oysters were obtained by dehydration in an oven at $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ for 72 h and weighing on a digital balance (OHAUS Adventurer, ± 0.001 g).

Survival was evaluated by counting the live specimens at the end of each season, in the different culture methods. The presence or absence of predators was considered in each case, to establish their influence on the oyster performance. The dimensionless condition index (CI) was calculated as the ratio of dry mass of soft tissues divided by the total dry mass of the oyster, by 100 (Narváez *et al.*, 2008).

Environmental factors

Water temperature was continuously measured in intervals of 60 min, using an electronic thermograph (Minilog, Vemco, Canada, $0.01\text{ }^{\circ}\text{C}$). Weekly water samples were taken (at culture depths) with a Niskin bottle (5-L), including a subsample to determine the oxygen concentration with the Winkler method, according to recommendations of Strickland and Parsons (1972). The remaining water from the Niskin bottle was transferred to opaque plastic containers to be transported to the laboratory; after which two 1.5-L replicates were pre-filtered ($153\text{ }\mu\text{m}$) to remove large particulate matter and zooplankton and then used to determine chlorophyll *a* and organic particulate matter (POM). These samples were filtered on pre-combusted GF/F $0.7\text{-}\mu\text{m}$ filters ($450\text{ }^{\circ}\text{C}$ for 4 h), weighed, and rinsed with isotonic ammonium formate (0.5 M). Filters were dehydrated at $60\text{ }^{\circ}\text{C}/24\text{ h}$ to determine the POM by gravimetric methods, then after the incineration of the filters at $450\text{ }^{\circ}\text{C}/4\text{ h}$ in a muffle furnace, the inorganic seston was determined. Phytoplankton abundance was estimated as chlorophyll *a* (Chl-*a*) using the spectrophotometric method following Strickland and Parsons (1972). At the end of each season, the fouling on the oyster shells was carefully extracted and weighed after drying at $80\text{ }^{\circ}\text{C}/72\text{ h}$.

For the determination of the upwelling index, the methodology proposed by Freitas *et al.* (2017) was considered, using the formula described by Bowden (1983)

extrajeron con cuidado las incrustaciones de las conchas y se pesaron después de secarlas a 80 °C/72 h.

Para determinar el índice de surgencia, se consideró la metodología propuesta por Freites *et al.* (2017), utilizando la fórmula descrita por Bowden (1983) y modificada por Lavin *et al.* (1991). Para determinar la velocidad del viento y la altura de las olas (H) durante las temporadas evaluadas, se utilizó la base de datos de la plataforma virtual Windguru (<https://www.windguru.cz/67638>).

Análisis estadístico

La homogeneidad de la varianza de los datos se confirmó con el test de Levene. A continuación se realizó un análisis de varianza de un solo factor (ANOVA I) para buscar diferencias significativas en los incrementos del tamaño y la masa de la concha, la masa de tejidos blandos, las incrustaciones biológicas, la supervivencia y el índice de condición de las ostras, de los cinco tratamientos de cultivo para en cada temporada de cultivo (surgencia o sin surgencia) y las variables ambientales que se observaron en ambas temporadas. Las variables biométricas que mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) se evaluaron mediante un análisis de Tukey *a posteriori*. Los datos de tamaño y biomasa se transformaron previamente a Log_{10} (Zar, 1996). Además, se ejecutó un análisis de varianza de dos factores (ANOVA II) para detectar si la temporada, los métodos de cultivo y la interacción de estas dos fuentes de variación influenciaban los resultados que se obtuvieron. Cuando se observaron diferencias significativas en algunas interacciones, se realizó un análisis ortogonal de contraste siguiendo las recomendaciones de Yossa y Verdegem (2015). En este caso, se evaluaron las diferencias significativas entre medias usando el test de Duncan y el software SPSS 23.0 (IBM SPSS Statistics). Todos los análisis restantes se llevaron a cabo con el paquete estadístico SYSTAT 12.02.A.

El método de gestión gráfica, o Análisis de Componentes Principales (PCA), se utilizó para identificar la modulación de la variabilidad ambiental y su influencia en la masa de tejidos blandos, el CI y la mortalidad entre las dos temporadas de estudio y los métodos de cultivo (Chatfield y Collins, 1980). En este caso se utilizó el paquete estadístico CANOCO (v. 4) (Ter y Smilauer, 1998).

and modified by Lavin *et al.* (1991). For the determination of wind velocity and wave height (H) during the evaluated seasons, the daily database of the Windguru virtual platform (<https://www.windguru.cz/67638>) was used.

Statistical analysis

The homogeneity of the variance data was confirmed with the Levene test. Then, a one-way analysis of variance (ANOVA I) was used to check for significant differences in the increments in shell size, shell mass, soft tissue mass, Fouling, survival and oyster condition index between the five culture treatments, in each culture season (upwelling or non-upwelling), and the differences between the environmental variables seen in both seasons. The variables that showed significant differences ($p < 0.05$) were evaluated by a *posteriori* analysis of Tukey. The size and biomass data were previously transformed to Log_{10} (Zar, 1996). Additionally, a two-way analysis of variance (ANOVA II) was run to detect if the season, culture methods and the interaction of both of these variation sources influenced the results obtained. When significant differences were observed in some interactions, an orthogonal contrast analysis was developed following recommendations by Yossa and Verdegem (2015). In this case, significant differences among means were evaluated by the Duncan's test using SPSS 23.0 software (IBM SPSS Statistics). All the remaining analyses were carried out with the statistical package SYSTAT 12.02.A.

The method of graphic management or Principal Components Analysis was used to identify the environmental variability modulation and its influence on the increase in soft tissues mass, CI, and mortality in both study seasons and culture methods (Chatfield and Collins, 1980). In this case, the CANOCO statistical package (v. 4) was used (Ter and Smilauer, 1998).

RESULTADOS

Variables biométricas entre métodos de cultivo y las temporadas de surgencia y sin surgencia

Crecimiento de la concha

En general, los aumentos en la altura de la concha durante la temporada sin surgencia fueron significativamente más altos (ANOVA I, $p < 0,05$) en las ostras cultivadas en canastas BTBC ($13,76 \pm 0,35$ mm), BTO ($12,95 \pm 0,29$ mm) y FNS ($11,50 \pm 0,67$ mm), en comparación con aquellas cultivadas en canastas OFOB ($10,71 \pm 1,00$ mm) y BBO ($10,20 \pm 0,18$ mm), donde el crecimiento fue más bajo (Figura 3). Durante la temporada de surgencia, las ostras con incrementos más altos en la altura de la concha (ANOVA I, $p < 0,05$) fueron aquellas que se cultivaron en FNS ($30,98 \pm 0,69$ mm) y OFOB ($30,24 \pm 1,09$ mm), lo cual contrasta con aquellas cultivadas en canastas BTBC ($28,49 \pm 0,24$ mm), BTO ($28,42 \pm 0,24$ mm) y BBO ($27,63 \pm 0,19$ mm), donde el crecimiento fue más bajo (Figura 3).

RESULTS

Biometric variables seen between culture methods, upwelling and non-upwelling seasons

Shell growth

In general, the increments in shell height during the non-upwelling season were significantly higher (ANOVA I, $p < 0.05$) in oysters cultured in baskets BTBC (13.76 ± 0.35 mm), BTO (12.95 ± 0.29 mm) and FNS (11.50 ± 0.67 mm), compared to those cultivated in baskets OFOB (10.71 ± 1.00 mm) and BBO (10.20 ± 0.18 mm), where the growth was lower (Figure 3). During the upwelling season, the oysters with significantly higher increments in shell height (ANOVA I, $p < 0.05$), were those cultivated in FNS (30.98 ± 0.69 mm) and OFOB (30.24 ± 1.09 mm), in contrast to those cultivated in baskets BTBC (28.49 ± 0.24 mm), BTO (28.42 ± 0.24 mm), and BBO (27.63 ± 0.19 mm) where the growth was lower (Figure 3).

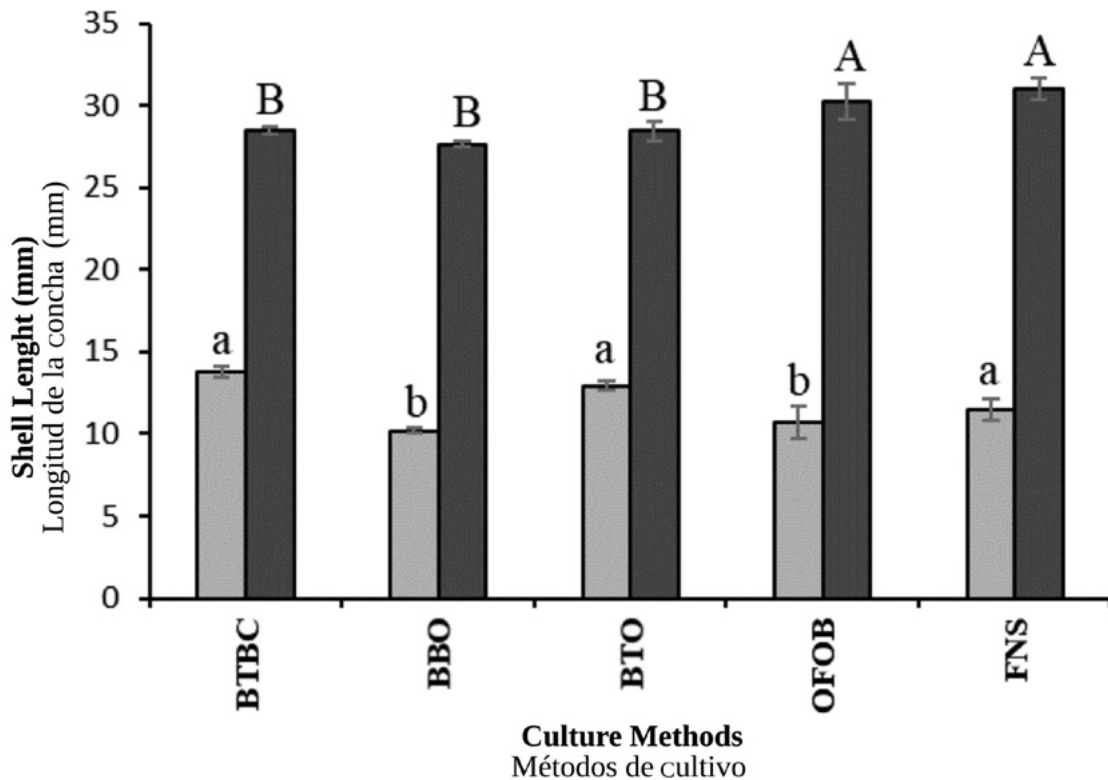


Figura 3. Incrementos que se observaron en la altura de la concha de la ostra perliera *P. colymbus* para cada método de cultivo y temporada hidrológica (barras claras: sin surgencia; barras oscuras: con surgencia). Las letras idénticas en superíndice indican la falta de diferencias significativas a $p < 0,05$. Las líneas verticales indican la desviación estándar.

Figure 3. Shell height increments seen in the winged pearl oyster *P. colymbus* for each culture method and hydrographic season (light bars: non-upwelling; dark bars: upwelling). Identical superscript letters denote lack of significant differences at $p < 0.05$. The vertical lines indicate the standard deviation.

Masa seca de tejidos blandos (STDM)

Durante la temporada sin surgencia, el incremento de la masa seca de tejidos blandos fue significativamente mayor (ANOVA I, $p < 0,05$) en las ostras cultivadas en canastas BTBC ($0,63 \pm 0,04$ g), FNS ($0,61 \pm 0,01$ g) y OFOB ($0,58 \pm 0,01$ g), en comparación con aquellas cultivadas en BTO ($0,52 \pm 0,03$ g) y BBO ($0,50 \pm 0,04$ g), donde el crecimiento fue menor (Figura 4A). Durante la temporada de surgencia, las ostras que mostraron incrementos significativamente más altos en la masa seca de tejidos blandos (ANOVA I, $p < 0,05$) fueron las cultivadas en FNS ($5,28 \pm 0,03$ g) y OFOB ($5,19 \pm 0,11$ g); las ostras con el menor crecimiento fueron las cultivadas en BTBC ($4,77 \pm 0,22$ g), BBO ($4,67 \pm 0,29$ g) y BTO ($4,66 \pm 0,30$ g) (Figura 4A).

Masa seca de la concha

Durante la temporada sin surgencia, el incremento de la masa seca de la concha fue significativamente más alto (ANOVA I, $p < 0,05$) en ostras cultivadas en canastas BTBC ($4,45 \pm 0,19$ g), OFOB ($4,44 \pm 0,31$ g), FNS ($4,19 \pm 0,35$ g) y BTO ($3,94 \pm 0,45$ g), en comparación con aquellas cultivadas en BBO ($3,66 \pm 0,41$ g), donde el crecimiento fue menor (Figura 4B). Al final de la temporada de surgencia, las ostras que mostraron incrementos significativamente más altos en la masa seca de la concha (ANOVA I, $p < 0,05$) fueron las cultivadas en FNS ($10,20 \pm 0,11$ g), OFOB ($9,91 \pm 0,16$ g) BTBC ($9,47 \pm 0,59$ g); y las ostras con el crecimiento más bajo fueron las cultivadas en BTO ($8,93 \pm 0,70$ g) y BBO ($8,73 \pm 0,25$ g) (Figura. 4B).

Índice de condición (CI)

En la temporada sin surgencia, el CI no mostró diferencias significativas (ANOVA I, $p > 0,05$) entre los métodos FNS ($14,53 \pm 0,31$), BTBC ($14,25 \pm 0,37$), BBO ($13,93 \pm 0,72$), BTO ($13,62 \pm 0,48$) y OFOB ($13,57 \pm 0,29$) (Figura 4C). Durante la temporada de surgencia, las ostras que mostraron incrementos significativamente mayores en el CI (ANOVA I, $p < 0,05$) fueron aquellas cultivadas en OFOB ($37,63 \pm 0,59$) y FNS ($37,48 \pm 0,09$), mientras que las ostras con el menor crecimiento fueron las cultivadas en BTO ($36,23 \pm 0,47$), BTBC ($35,58 \pm 0,22$) y BBO ($35,33 \pm 0,35$) (Figura. 4C).

Soft tissue dry mass (STDM),

During the non-upwelling season, the increment of soft tissues dry mass was significantly greater (ANOVA I, $p < 0.05$), in oysters cultured in baskets BTBC (0.63 ± 0.04 g), FNS (0.61 ± 0.01 g) and OFOB (0.58 ± 0.01 g), compared to those cultivated in BTO (0.52 ± 0.03 g) and BBO (0.50 ± 0.04 g) where the growth was lower (Figure 4A). During the upwelling season, the oysters showing significantly higher increments in soft tissues dry mass (ANOVA I, $p < 0.05$) were those cultivated in FNS (5.28 ± 0.03 g) and OFOB (5.19 ± 0.11 g); the oysters with the lowest growth were cultivated in BTBC (4.77 ± 0.22 g), BBO (4.67 ± 0.29 g) and BTO (4.66 ± 0.30 g) (Figure 4A).

Shell dry mass

During the non-upwelling season, the increment of shell dry mass was significantly greater (ANOVA I, $p < 0.05$), in oysters cultured in baskets BTBC (4.45 ± 0.19 g), OFOB (4.44 ± 0.31 g), FNS (4.19 ± 0.35 g) and BTO (3.94 ± 0.45 g), compared to those cultivated in BBO (3.66 ± 0.41 g) where the growth was lower (Figure 4B). At the end of the upwelling season, the oysters showing significantly higher increments in shell dry mass (ANOVA I, $p < 0.05$) were those cultivated in FNS (10.20 ± 0.11 g), OFOB (9.91 ± 0.16 g) and BTBC (9.47 ± 0.59 g); and the oysters with the lowest growth were cultivated in BTO (8.93 ± 0.70 g) and BBO (8.73 ± 0.25 g) (Figure 4B).

Condition index (CI)

In the non-upwelling season, the CI did not show significant differences (ANOVA I, $p > 0.05$), between any of the methods, FNS (14.53 ± 0.31), BTBC (14.25 ± 0.37), BBO (13.93 ± 0.72), BTO (13.62 ± 0.48) and OFOB (13.57 ± 0.29) (Figs. 4C). During the upwelling season, the oysters showing significantly higher increments in CI (ANOVA I, $p < 0.05$) were those cultivated in OFOB (37.63 ± 0.59) and FNS (37.48 ± 0.09); while the oysters with lower growth were cultivated in BTO (36.23 ± 0.47) BTBC (35.58 ± 0.22) and BBO (35.33 ± 0.35) (Figure 4C).

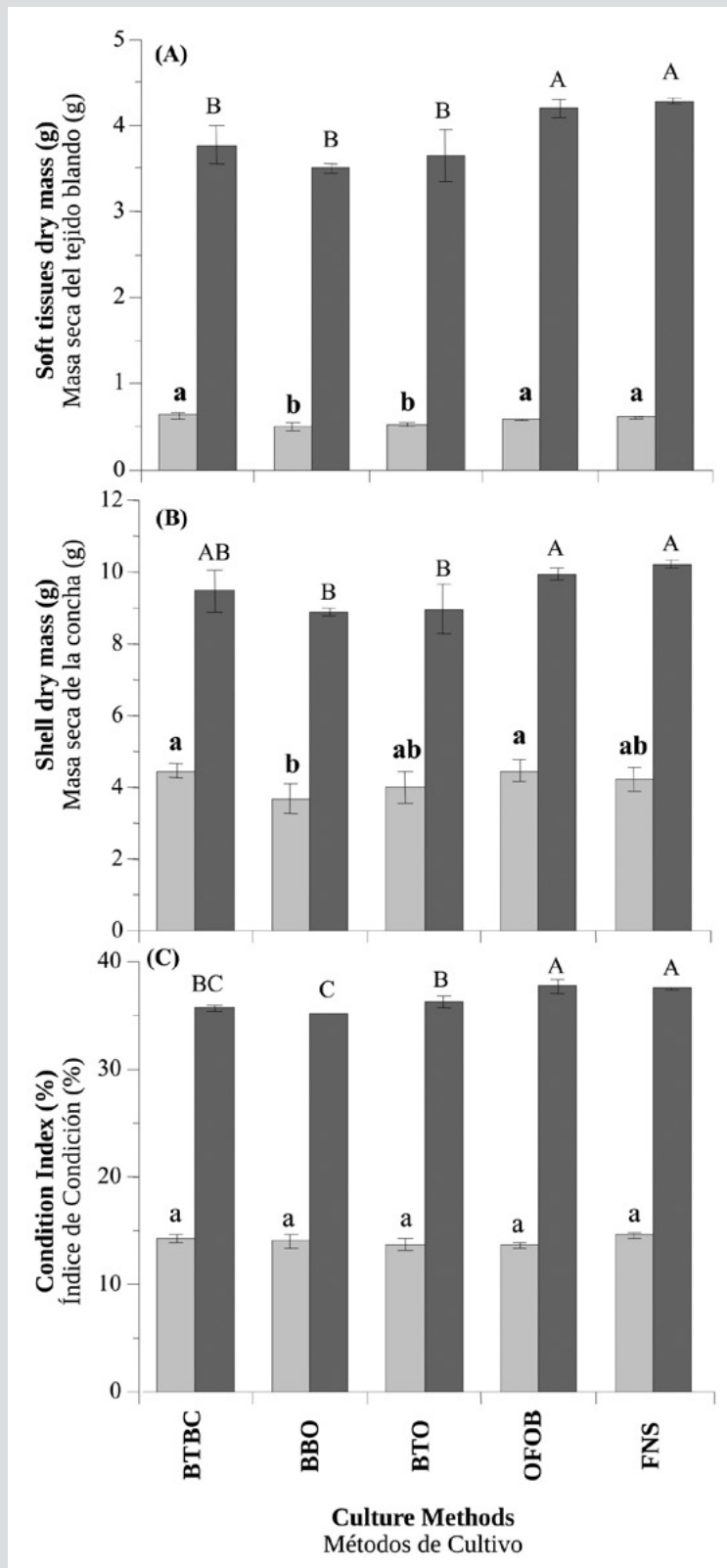


Figura 4. A) Masa seca de los tejidos blandos, B) concha e C) índice de condición de los juveniles de la ostra perliera *P. colymbus*, en cada método de cultivo y durante las dos temporadas (barras claras: sin surgencia; barras oscuras: surgencia). Las letras idénticas en superíndice denotan la falta de diferencias significativas a $p < 0.05$. Las líneas verticales indican la desviación estándar.

Figure 4. A) Dry mass of the soft tissues; B) shell and C) condition index of the juvenile pearl oyster *P. colymbus*, in each culture method and during the two seasons (light bars: no upwelling; dark bars: upwelling). Identical letters in superscript denote the lack of significant differences at $p < 0.05$. The vertical lines indicate the standard deviation.

Supervivencia y masa de incrustaciones

Supervivencia

No se observaron diferencias significativas entre los métodos de cultivo (ANOVA I, $p > 0,05$), independientemente de la variabilidad en cada tratamiento, en especial durante la temporada sin surgencia (Figura 5A). Las canastas BTBC mostraron la supervivencia más alta ($52,78 \pm 9,62 \%$) durante la época sin surgencia, mientras que las canastas BTO ($88,90 \pm 10,18 \%$) hicieron lo mismo durante la temporada de surgencia.

Survival and fouling mass

Survival

No significant differences in survival rates were seen between culture methods (ANOVA I, $p > 0.05$), regardless of the variability in each treatment, especially during the non-upwelling season (Figure 5A). The baskets BTBC ($52.78 \pm 9.62 \%$) showed the highest survival during non-upwelling, while baskets BTO ($88.90 \pm 10.18 \%$) did it during the upwelling season.

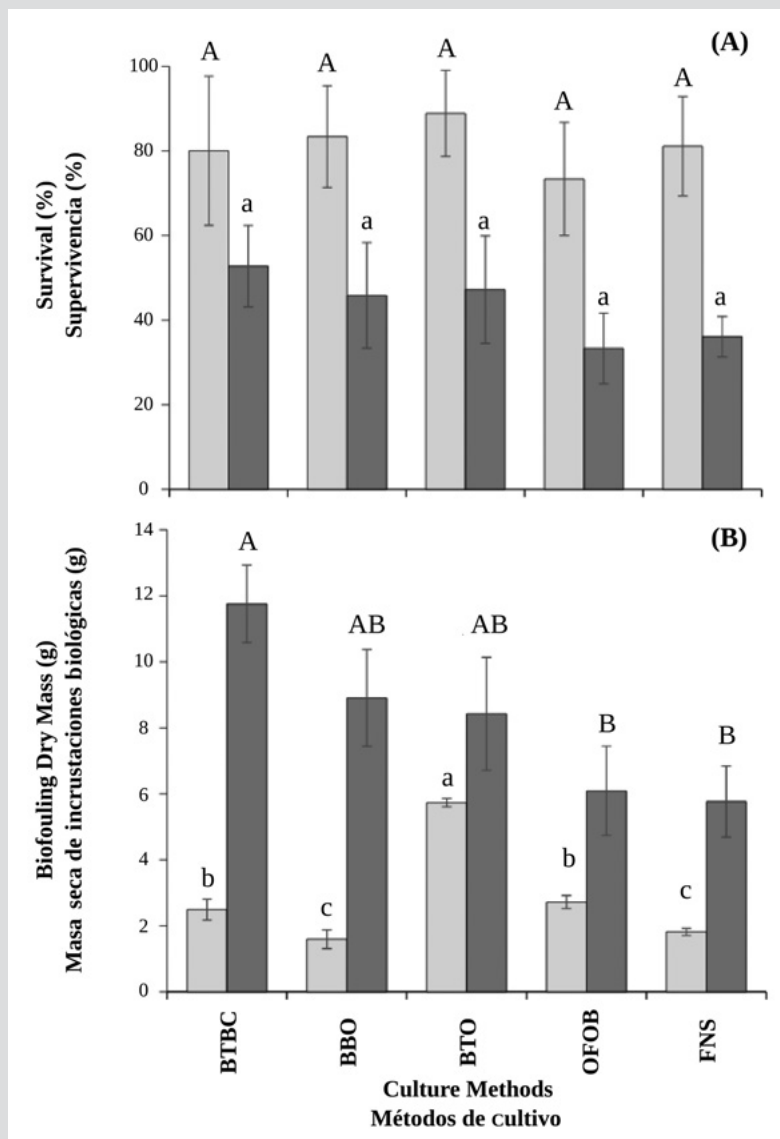


Figure 5. A) Supervivencia y B) masa seca de las incrustaciones biológicas fijadas sobre la superficie de la concha de la ostra alada *P. colymbus* en cada método de cultivo y durante las dos temporadas (barras claras: sin surgencia; barras oscuras: surgencia). Las letras idénticas en el superíndice denotan la falta de diferencias significativas a $p < 0,05$. Las líneas verticales indican la desviación estándar.

Figure 5. A) Survival and B) fouling dry mass fixed on the shell surface of the winged pearl oyster *P. colymbus*, in each culture method and during the two seasons (light bars: no upwelling; dark bars: upwelling). Identical superscript letters denote lack of significant differences at $p < 0.05$. The vertical lines indicate the standard deviation.

Incrustaciones biológicas

Durante la temporada sin surgencia se observaron diferencias significativas en la biomasa de las incrustaciones biológicas entre los métodos de cultivo (ANOVA I, $p < 0,05$), con las más altas masas de incrustaciones observadas en el tratamiento BTO ($5,73 \pm 0,125$ g) (Figura 5B). Durante la temporada de surgencia se observó una biomasa seca de incrustaciones significativamente más alta (ANOVA I, $p < 0,05$) en las ostras cultivadas con los tratamientos BTBC ($11,76 \pm 1,18$ g), BBO ($8,91 \pm 1,47$ g) y BTO ($8,43 \pm 1,71$ g).

Crecimiento, incrustaciones biológicas, índice de condición y supervivencia entre temporadas

Todas las variables biométricas (altura de la concha, supervivencia, masa seca de tejidos blandos, masa seca de la concha, incrustaciones e índice de condición) mostraron diferencias significativas entre temporadas y métodos de cultivo, así como en la interacción entre estos dos factores (ANOVA II, $p < 0,05$, Tablas 1, 2), a excepción de la supervivencia, que no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$) entre métodos de cultivo ni en la interacción entre temporadas y métodos de cultivo. Estos resultados se deben a que todas las variables biométricas estudiadas mostraron tasas mayores en la temporada de surgencia que en la temporada sin surgencia, así como en la interacción entre ambas fuentes de variación (temporada y método de cultivo), que mostraron una sinergia evidente.

Tabla 1. Resultados del ANOVA de dos factores que evalúa el efecto de los factores temporada (surgencia y sin surgencia) y los métodos de cultivo sobre los parámetros de crecimiento y supervivencia en la ostra perlífera alada *P. colymbus*.

Variable	Fuentes de variación	d.f.	Suma de cuadrados	Tasa F
Altura de la concha	A: Temporadas	1	1.166	3805.441***
	B: Métodos de cultivo	4	0.019	15.410***
	Interacción: A*B	4	0.022	18.320***
	Error	20	0.006	
Supervivencia	A: Temporadas	1	4971.939	50.041***
	B: Métodos de cultivo	4	519.609	1.307 NS
	Interacción: A*B	4	81.35	0.205 NS
	Error	20	1987.165	

NS: no es significativo/ not significant; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

Fouling

During the non-upwelling season, significant differences in fouling biomass were seen between culture methods (ANOVA I, $p < 0.05$) with the higher fouling mass concentrations seen in the BTO treatment (5.73 ± 0.125 g) (Figure 5B). During the upwelling season, significantly higher dry fouling biomass (ANOVA I, $p < 0.05$) was observed in the oysters cultivated in the BTBC (11.76 ± 1.18 g), BBO (8.91 ± 1.47 g) and BTO (8.43 ± 1.71 g) treatments.

Growth, fouling, condition index and survival inter seasons

All biometric variables (shell height, survival, soft tissues dry mass, shell dry mass, fouling and condition index) showed significant differences between seasons and culture methods, as well as the interaction between both of these factors (ANOVA II, $p < 0.05$, Table 1, 2), except for survival, which didn't show significant differences ($p > 0.05$) between culture methods and season and culture methods interaction. These results are due to the fact that all the biometric variables studied showed higher rates in the upwelling season than in the non-upwelling season, as well as in the interaction between both sources of variation (season and culture methods) which showed evident synergy.

Table 1. Results of the two-way ANOVA evaluating the effect of the season (upwelling and non-upwelling) and culture methods as factors on the parameters of growth and survival in the winged pearl oyster *P. colymbus*.

Tabla 2. Resultados del ANOVA de dos factores que evalúan el efecto de la temporada (surgencia y sin surgencia) y el método de cultivo como factores sobre los parámetros de crecimiento, incrustaciones biológicas y el índice de condición en la ostra perliera *P. colymbus*.

Variable	Fuentes de variación	d.f.	Suma de cuadrados	Tasa F
Masa de tejidos blandos	A: Temporadas	1	1.839	8173.760*** 9.790*** 2.904*
	B: Métodos de cultivo	4	0.009	
	Interacción: A*B	4	0.003	
	Error	20	0.005	
Masa seca de la concha	A: Temporadas	1	0.971	1012.184*** 5.928** 0.859 NS
	B: Métodos de cultivo	4	0.023	
	Interacción: A*B	4	0.003	
	Error	20	0.019	
Incrustaciones biológicas	A: Temporadas	1	1.761	399.681*** 24.044*** 19.583***
	B: Métodos de cultivo	4	0.424	
	Interacción: A*B	4	0.345	
	Error	20	0.008	
Índice de condición	A: Temporadas	1	9715.069	363592.434*** 22.481*** 22.513***
	B: Métodos de cultivo	4	2.403	
	Interacción: A*B	4	2.406	
	Error	20	0.534	

NS: no es significativo/ not significant; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

Table 2. Results of the two-way ANOVA evaluating the effect of the season (upwelling and non-upwelling) and culture method as factors on growth parameters, fouling and condition index, in the winged pearl oyster *P. colymbus*.

Variables ambientales

Todas las variables ambientales, excepto la temperatura observada durante la temporada de surgencia (Figura 6E), mostraron fluctuaciones notables durante las dos temporadas de cultivo (Fig. 6A, B, C, D). A excepción de los datos de la Chl-*a*, el resto de los parámetros fisicoquímicos y biológicos mostraron diferencias significativas entre temporadas (ANOVA I, $p < 0,05$).

Índice de surgencia: este índice, representado por el registro gráfico del transporte de Ekman ($\text{Km}^3 \text{s}^{-1} \cdot 1000$), mostró un valor mayor ($2,4 \pm 0,24$) durante la temporada de surgencia (marzo, abril y mayo de 2015) (Figura 6A) y disminuyó ($0,3 \pm 0,31$) durante la temporada sin surgencia (julio, agosto y septiembre de 2014), lo cual indica una fuerte estratificación de la columna de agua. **Oxígeno disuelto:** las concentraciones más altas, que iban desde $6,1 \text{ mg L}^{-1}$ hasta $9,6 \text{ mg L}^{-1}$, ocurrieron durante la temporada sin surgencia, mientras que los valores mínimos ($3,5 \text{ mg L}^{-1}$) ocurrieron durante la temporada de surgencia (Figura 6B). **Clorofila a:** los valores de Chl-*a* más altos se observaron durante la temporada de surgencia (Figura 6C), específicamente en marzo y mayo ($52 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ y $5,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente). Las concentraciones más bajas de Chl-*a* se registraron durante la temporada sin surgencia en agosto ($0,3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). **Seston:** el material orgánico particulado (POM) mostró variabilidad en ambas temporadas, con promedios de $2,8 \pm 1,35 \text{ mg L}^{-1}$ para la surgencia y $3,8 \pm 1,01 \text{ mg L}^{-1}$ para la temporada sin

Environmental variables

All physicochemical variables, except for temperature during the upwelling season (Figure 6E), showed marked fluctuations during the two culture seasons (Figure 6A, B, C, D). Except for the Chl-*a* data, the remaining physicochemical and biological parameters showed significant differences between each season (ANOVA I, $p < 0.05$).

Upwelling index: this index represented by the graphic record of the Ekman transport ($\text{Km}^3 \text{s}^{-1} \cdot 1000$) showed a higher value (2.4 ± 0.24) during the upwelling season (March, April and May 2015) (Figure 6A) and dropped (0.3 ± 0.31) during the non-upwelling season (July, August and September 2014), indicating strong water stratification. **Dissolved oxygen:** higher concentrations ranging from 6.1 mg L^{-1} to 9.6 mg L^{-1} occurred during the non-upwelling season, while minimum (3.5 mg L^{-1}) values occurred during the upwelling season (Figure 6B). **Chlorophyll a:** the highest Chl-*a* values were seen during the upwelling season (Figure 6C), specifically in March and May ($5.2 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ and $5.1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, respectively). The lowest Chl-*a* concentrations were recorded during the non-upwelling season in August ($0.3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). **Seston:** particulate organic matter (POM) showed variability in both seasons, with averages of $2.8 \pm 1.35 \text{ mg L}^{-1}$ for the non-upwelling season, and $3.8 \pm 1.01 \text{ mg L}^{-1}$ for the upwelling season (Figure 6D). **Temperature:** this trait showed maximum values during the non-upwelling season

surgencia (Figura 6D). **Temperatura:** esta variable mostró los valores máximos en septiembre, durante la temporada sin surgencia (29,2 °C), y los mínimos en marzo, durante la temporada de surgencia (24,2 °C) (Figura 6E).

in September (29.2 °C) and minimum values during the upwelling season in March (24.2 °C) (Figure 6E).

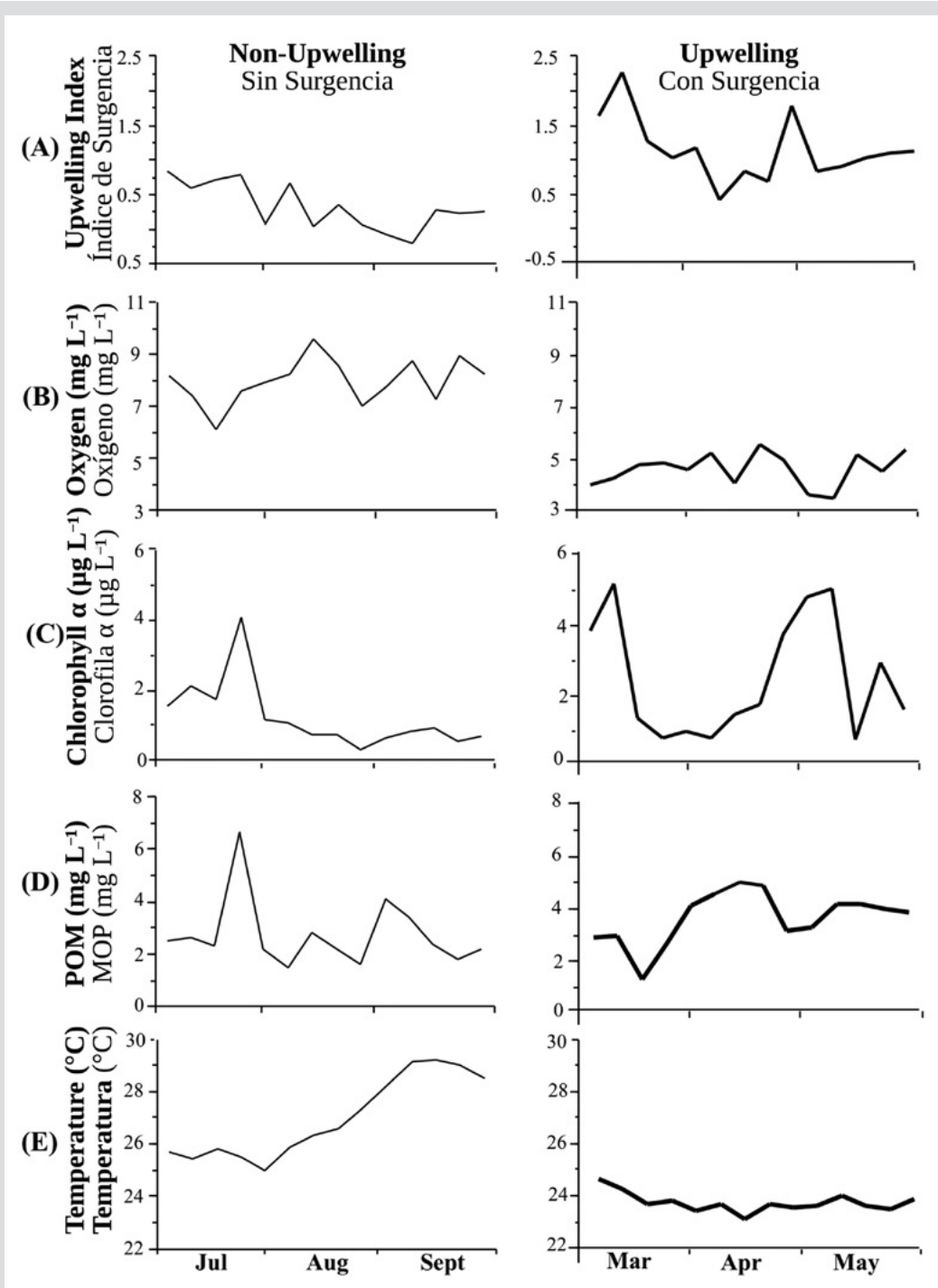


Figura 6. Variación semanal de factores fisicoquímicos en el sitio Turpialito y durante las dos estaciones hidrográficas. A) índice de surgencia; B) oxígeno disuelto; C) clorofila *a*; D) materia orgánica particulada (POM); y E) temperatura. Líneas gruesas: temporada de surgencia (marzo a mayo); líneas delgadas: temporada sin surgencia (julio a septiembre).

Figure 6. Weekly variation of physicochemical factors during the two hydrographic seasons in Turpialito site. A) upwelling index; B) dissolved oxygen; C) chlorophyll *a*; D) particle organic matter (POM) and E) temperature. Wide lines: Upwelling season (March through May); thin lines: Non-upwelling season (July through September).

Relación entre las variables ambientales, el crecimiento de las ostras, las incrustaciones biológicas, el CI y la mortalidad

El Análisis de Componentes Principales (PCA) mostró que los dos primeros componentes de la representación ortogonal (Figura 6) explicaban 89,7 % de la variación, lo que indica que la representación gráfica es confiable. Las variables que presentaron una correlación positiva mayor con el primer componente fueron la altura de la concha, la biomasa seca de tejidos blandos (STDM), el índice de condición (CI) y el índice de surgencia (UI), mientras que la supervivencia y la temperatura se correlacionaron en forma negativa con estas variables (Figura 7). La ecuación que explica la varianza observada es la siguiente:

$$0,373101*altura\ de\ la\ concha + 0,377168*STDM + 0,377216*CI + 0,302155*Incrustaciones - 0,352164*Supervivencia + 0,207782*Chl-a - 0,352679*Temperatura + 0,285581*POM + 0,334394*UI$$

Relationship between environmental variables, oyster growth, fouling, CI and mortality

The Analysis of Principal Components showed that the first two components of the orthogonal representation (Figure 6) explained 89.7 % of the variation, indicating that the graphic representation is reliable. The variables that presented a greater positive correlation with the first component were, shell height, soft tissues dry biomass (STDM), condition index (CI), and upwelling index (UI), while survival and temperature were negatively correlated with these variables (Figure 7). The equation explaining the observed variance is as follows:

$$0.373101*shell\ height + 0.377168*STDM + 0.377216*CI + 0.302155*Fouling - 0.352164*Survival + 0.207782*Chl-a - 0.352679*Temperature + 0.285581*POM + 0.334394*UI$$

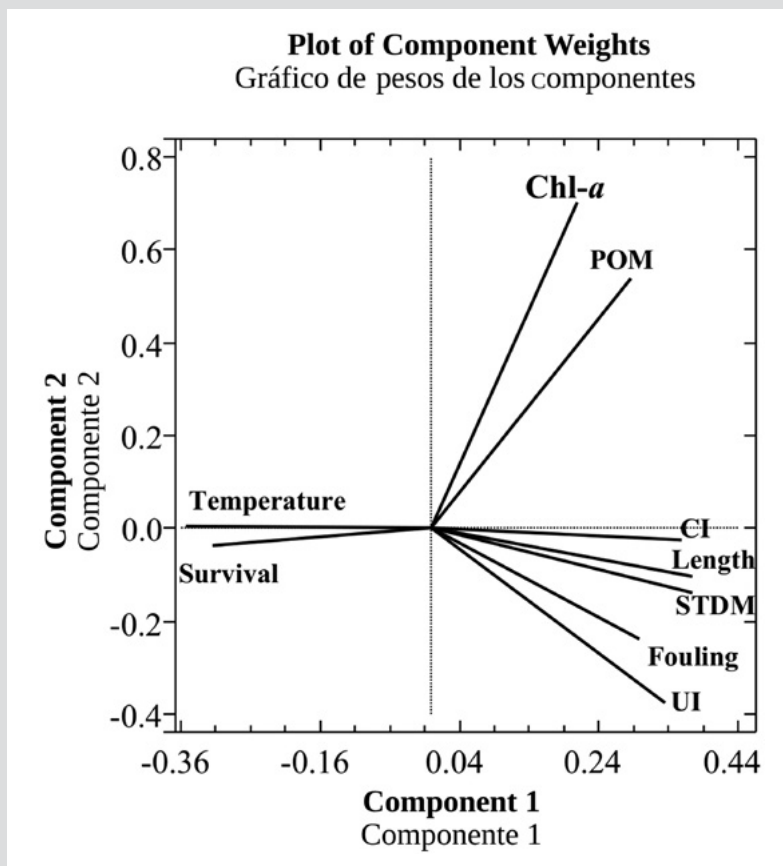


Figura 7. Gráfico bidimensional del Análisis de Componentes Principales de las variables; masa seca de tejidos blandos (STDM), altura de la concha, índice de condición (CI), supervivencia, clorofila *a* (Chl-*a*), materia orgánica particulada (POM), temperatura, índice de surgencia (UI) e incrustaciones, temporadas de surgencia y sin surgencia.

Figure 7. Two-dimensional chart of the Principal Component Analysis of the variables; soft tissues dry mass (STDM), shell height, condition index (CI), survival, chlorophyll *a* (Chl-*a*), Particle organic matter (POM), temperature, Upwelling index (UI) and fouling, upwelling and non-upwelling seasons.

DISCUSIÓN

Varios estudios muestran que el método de cultivo tiene un efecto importante en el crecimiento y supervivencia de diferentes especies de ostra perlífera de los géneros *Pinctada* (Southgate y Beer, 2000; Urban, 2000; Lodeiros *et al.*, 2002) y *Pteria* (Saucedo y Monteforte, 1997; Fu *et al.*, 2007; Millione y Southgate, 2011). Estos hallazgos son consistentes con nuestros resultados, los cuales muestran que el método de cultivo tuvo un efecto significativo en el crecimiento de la concha, la masa de tejidos blandos y el índice de condición de ostras juveniles. Así, nuestros resultados indican que la selección del método de cultivo es un parámetro importante para optimizar el crecimiento y supervivencia de *P. colymbus* en cultivos suspendidos.

El rendimiento (crecimiento/supervivencia) de las ostras cultivadas en el exterior de las canastas (OFOB) es similar al registrado por Mengual *et al.* (2011), en la bahía de Mochima (en el nororiente de Venezuela) y con la misma especie. Los autores atribuyeron el uso exitoso del método de cultivo tubular (sin confinamiento) a una tasa más baja de depredación por parte de caracoles y cangrejos. Sin embargo, la desventaja de este método tubular es la pérdida de ostras por el desprendimiento del biso, probablemente debido a las fuertes olas causadas por los vientos alisios presentes durante la temporada de surgencia. El efecto de la acción de las olas en el crecimiento y supervivencia del cultivo de vieiras *Euvola ziczac* y *Nodipecten nodosus* fue demostrado por Freitas *et al.* (1999). Se observó un caso similar en las cuerdas de red de pesca (FNS), donde no se registró la presencia de depredadores (caracoles y cangrejos). Aun así, la supervivencia fue de < 60 %, no pudiendo atribuir claramente la mortalidad a la depredación o al desprendimiento de individuos.

Se recomienda realizar más estudios enfocados en mejorar las técnicas de cultivo por medio del aprovechamiento de la capacidad de asentamiento de las ostras con la fuerza de su biso. En comparación con cualquier otro método, FNS fue el único que no favoreció la agregación de ostras, probablemente a causa de una menor competencia intraespecífica, lo cual podría estar relacionado con los valores más altos de crecimiento que allí se observaron. De manera concordante, la ostra perlífera de labio negro *Pinctada margaritifera* también mostró mayores tasas de crecimiento en redes de bolsillo, donde cada individuo está confinado en un único compartimiento (Friedman y Southgate, 1999a, 1999b; Southgate y Beer, 2000).

Los resultados de este trabajo muestran una variación marcada en el crecimiento y la supervivencia de juveniles de

DISCUSSION

Several studies show that the cultivation method exerts an important effect on the growth and survival of different species of pearl oysters of the genus *Pinctada* (Southgate and Beer, 2000; Urban, 2000; Lodeiros *et al.*, 2002) and *Pteria* (Saucedo and Monteforte, 1997; Fu *et al.*, 2007; Millione and Southgate, 2011). These findings are consistent with our results, which show culture method had a significant effect on the growth of the shell, soft tissues mass and condition index of juvenile oysters. Thus, our results indicate that the selection of culture methods is an important parameter for optimizing the growth and survival of *P. colymbus* under suspended culture.

The performance (growth/survival) of the oysters grown in the outer section of the baskets (OFOB) is similar to that reported by Mengual *et al.* (2011) in Mochima bay (northeast Venezuela) with the same species. The authors attributed the success in the use of a tubular culture method (unconfined) to a lower predation rate by snails and crabs. However, the disadvantage of this tubular method is the loss of oysters by detachment of the byssus, probably due to the strong waves caused by the Trade winds present during the upwelling season. The effect of the wave action in the growth and survival in the culture of scallops *Euvola ziczac* and *Nodipecten nodosus* was demonstrated by Freitas *et al.* (1999). A similar case was observed in the fishing mesh strings (FNS), where the presence of predators (snails, crabs) was not reported. Still, survival was < 60 %, and in this case, mortality could not be clearly attributed to the predation or detachment of individuals.

Future studies aimed to improve culture techniques through harnessing the settlement capacity of the oysters with the strength of their byssus are recommended. Compared to any other method, FMS was the only one not favoring the aggregation of oysters, likely because of a lower intraspecific competition, which in turn could be related to the higher growth values observed here. Consistently, the black-lip pearl oyster *Pinctada margaritifera* also showed higher growth rates in pocket nets where individuals are confined within a single compartment (Friedman and Southgate, 1999a, 1999b; Southgate and Beer, 2000).

Our results show a marked variation in the growth and survival of *P. colymbus* juveniles, which were influenced by environmental factors recorded in the Turpialito area during the two seasons. These results contrast with those reported by Lodeiros *et al.* (1999b), showing that

P. colymbus, a consecuencia de los factores ambientales que se registraron en el área de Turpialito durante las dos temporadas. Estos resultados contrastan con lo registrado por Lodeiros *et al.* (1999b), indicando que *P. colymbus* solo se vio poco afectada por cambios marcados en las condiciones ambientales de la misma localidad. Freitas *et al.* (2017) discutieron que el estudio de Lodeiros *et al.* (1999b) cubrió sobretodo la temporada de surgencia y alta productividad (enero a julio) y mostraron que *P. colymbus* alcanzó su altura máxima de la concha (60 mm) y la masa del tejido somático durante la temporada de surgencia, pero no compararon las tasas de crecimiento alcanzadas en ambas temporadas o periodo de cultivo. Estos resultados contrastan con los del presente estudio, donde se establecieron diferencias claras en el crecimiento de *P. colymbus* al comparar ambas temporadas (surgencia y sin surgencia), lo cual indica que la variabilidad ambiental ejerce una influencia importante en el patrón de crecimiento de la ostra perlífera alada *P. colymbus* durante las dos temporadas.

Durante los meses de mayor surgencia costera, el crecimiento de la altura de la concha y la masa seca de tejidos blandos escaló en 246 y 862 % respectivamente, en comparación con lo que se registró durante los meses de recesión de dicha surgencia. Estos aumentos están estrechamente relacionados con la alta disponibilidad de biomasa de fitoplancton, lo cual responde a una mayor magnitud de los vientos alisios que causan la surgencia costera, la mezcla de la columna de agua y la disminución de la temperatura, con su correspondiente aumento en las concentraciones de nutrientes (amonio, nitrito, fosfato y silicato) y en la producción general de fitoplancton (Calvo-Trujillo *et al.*, 2015). En este estudio, la contribución general de los factores ambientales que explican un gran porcentaje de la variabilidad en el crecimiento de los compartimientos corpóreos durante las dos temporadas fue alta (> 85 %) y mantuvo una relación negativa con la temperatura del agua y una positiva con la Chl-*a* y la materia orgánica particulada.

En este estudio, la fracción orgánica del seston (POM) y la Chl-*a* (que fueron > 1 $\mu\text{g L}^{-1}$) modularon la mayoría de los parámetros de crecimiento de las ostras en ambas temporadas, considerando que, para Saxby (2002), dicha concentración de Chl-*a* no es una limitante para el crecimiento del organismo. Lodeiros y Himmelman (2000) subrayaron el efecto que tiene la energía contenida en el fitoplancton sobre el crecimiento de la vieira *Euvola ziczac* en condiciones de cultivo suspendido en el golfo de Cariaco en Venezuela. Los autores analizaron las variabilidades temporales y espaciales en las comunidades de productores primarios (dominadas por nanoflagelados) durante la temporada sin surgencia (de octubre a diciembre)

P. colymbus was only lightly affected by marked changes in environmental conditions in the same locality. Freitas *et al.* (2017) discussed how the study of Lodeiros *et al.* (1999b) which started in December 1993, and covered the complete upwelling and high productivity seasons (January to July), showed *P. colymbus* displaying rapid increases in shell and somatic tissue growth, reaching maximum shell heights of 60 mm during the non-upwelling season (August-October), which contrasts with our results, where clear differences were established in the growth of *P. colymbus* obtained in both seasons (upwelling and non-upwelling), indicating that environmental variability exerts an important influence on the growth pattern of the winged pearl oyster *P. colymbus* during both seasons.

During the months of major coastal upwelling, the growths in shell height and soft tissues dry mass surged to 246 % and 862 %, respectively, compared to what was registered during the months of coastal upwelling recession. Such increases are closely related to the high availability of phytoplankton biomass that responds to the greater magnitude of the trade winds causing the coastal upwelling, the mixing of the water column, and the decrease in temperature with its corresponding increase in nutrient concentrations (ammonium, nitrite, phosphate and silicate) and overall phytoplankton production (Calvo-Trujillo *et al.*, 2015). In this study, overall contribution of environmental factors that explain a high percentage of the variability in the growth of corporal compartments during the two seasons was high (> 85 %) and maintained a negative relationship with water temperature and a positive relationship with Chl-*a* and POM traits.

In this experiment, the organic fraction of seston (POM) and Chl-*a* values (which were > 1 $\mu\text{g L}^{-1}$) modulated most of the growth parameters of the oysters in both seasons (this considered as non-limiting for the growth of the organism by Saxby (2002). Lodeiros and Himmelman (2000) highlighted the effect that the energy contained in phytoplankton has on the growth of the scallop *Euvola ziczac* under suspended culture conditions in the Cariaco gulf, Venezuela. The authors analyzed the spatial and temporal variabilities in the communities of primary producers (dominated by nanoflagellates) during the non-upwelling season (October through December), and compared that to what was observed in the upwelling season, where diatoms dominate the phytoplankton community. Consequently, studying the role that the energy quality of POM plays in the diet of the bivalves is highly recommended to provide

y las compararon con lo que se observó durante la temporada de surgencia, cuando las diatomeas dominan la comunidad de fitoplancton. En consecuencia, el estudio del rol que desempeña la calidad de la energía contenida en la fracción orgánica de la materia particulada, que incluye al fitoplancton, en la dieta de los bivalvos es muy recomendable para suministrar información que se pueda comparar con el conocimiento existente sobre los mecanismos de alimentación de las especies.

También quedó claro que las ostras experimentaron una baja mortalidad cuando la productividad primaria descendió (temporada sin surgencia), circunstancias confirmadas por el resultado del PCA, donde se observa una relación directa entre la supervivencia y la temperatura. En nuestro estudio se observaron tasas bajas de supervivencia, y estas estuvieron probablemente relacionadas con la presencia de depredadores como los caracoles gasterópodos *Linatella caudata* y *Cymatium pileare* y el cangrejo decápodo *Pilumnus caribaeus*. Este patrón se hizo más evidente en las canastas cerradas, donde las ostras se mantuvieron confinadas (datos cualitativos no mostrados), que en los artefactos donde las ostras estaban fijadas afuera. De manera consistente, Malavé *et al.* (2012) reportaron un aumento en las tasas de reclutamiento de caracoles depredadores de la familia *Cymatiidae* durante las temporadas de surgencia en el golfo de Cariaco, Venezuela. Esto probablemente ocurre porque los depredadores se aprovechan de la protección que brinda la cesta cuando la colonizan para continuar con sus acciones depredadoras, lo cual probablemente no sucede cuando las ostras se fijan por fuera del contenedor.

Además, una vez el depredador mata a una ostra no confinada, esta cae al lecho marino, y es probable que esto cause que el depredador caiga con ella, alejándolo del resto de bivalvos y cesando su efecto negativo sobre el resto de las ostras. De manera similar, Freites *et al.* (2000) describieron cómo el cangrejo depredador *Calappa cinerea* se aprovecha del refugio que proveen los contenedores de cultivo de fondo de la vieira *Euvola ziczac*, causando una mortalidad 27 % más alta que la que ocurre con otros métodos de cultivo donde el cangrejo está expuesto a ciertos depredadores. Estos resultados concuerdan con numerosas investigaciones que resaltan el efecto nocivo de algunos depredadores para el cultivo de bivalvos, en su mayoría peces de las familias Balistidae y Monacanthidae (Alagarswami, 1987; Freites *et al.*, 2017) y cangrejos y caracoles (Monteforte y García-Gasca, 1994; Freites *et al.*, 2000; Lodeiros *et al.*, 2002; Villarroel *et al.*, 2004; Semidey *et al.*, 2010).

Dados estos resultados, se pueden considerar dos estrategias relativamente efectivas para contrarrestar la

information that can be compared with the existing knowledge on the feeding mechanisms of the species.

It was also clear that the oysters experienced low mortality when primary productivity (non-upwelling season) fell, a circumstance that is confirmed by the result of the PCA analysis, where a direct relationship between survival and temperature is observed. In our study, low survival rates were observed, and were likely related to the presence of predators, such as the gastropod snails *Linatella caudata* and *Cymatium pileare* and the Decapod crab *Pilumnus caribaeus*. This pattern was more evident in the closed baskets where the oysters remained confined (qualitative data not shown) than in the devices where the oysters were fixed outside. Consistently, Malavé *et al.* (2012) reported an increment in the recruitment rates of predator snails of the family *Cymatiidae* during the upwelling seasons in the Gulf of Cariaco, Venezuela. This probably occurs because predators take advantage of the protection provided by the enclosure when they colonize it, in order to continue their predatory actions, which cannot happen with oysters fixed outside the enclosure.

Moreover, once the predator kills and unenclosed oyster, the oyster falls to the seabed, and it is likely that this causes the predator to fall down with it, taking it away from the rest of the bivalves, and stopping the negative effect on the rest of the oysters. Similarly, Freites *et al.* (2000) described how the predator crab *Calappa cinerea* takes advantage of the refuge provided by the bottom culture enclosures of the scallop *Euvola ziczac*, causing 27 % higher mortality than that occurred with other cultivation methods where the crab is exposed to certain predators. These results agree with numerous investigations highlighting the harmful effect of certain predators contained within bivalve culturing devices, mostly fish of the families Balistidae and Monacanthidae (Alagarswami, 1987, Freites *et al.*, 2017), and crabs and snails (Monteforte and García-Gasca, 1994; Freites *et al.*, 2000; Lodeiros *et al.*, 2002; Villarroel *et al.*, 2004; Semidey *et al.*, 2010).

Given these results, two relatively effective strategies to counteract the presence of predators may be considered: 1) the location of the culture site for culturing the target bivalve species that withstand desiccation periods in the intertidal zone, such as oysters and mussels (Buitrago *et al.*, 2009; Núñez *et al.*, 2010), and 2) the introduction of certain invertebrate organisms such as sea urchins within culturing devices as biocontrol mechanisms for basket fouling (Lodeiros and García, 2004; Sonnenholzner

presencia de depredadores: 1) ubicar el sitio de cultivo para las especies de bivalvos objetivos como ostras y mejillones de manera que resista períodos de desecación en la zona intermareal (Buitrago *et al.*, 2009; Núñez *et al.*, 2010) y 2) introducir ciertos organismos invertebrados como erizos de mar en los artefactos de cultivo como mecanismos de biocontrol de incrustaciones biológicas en las canastas (Lodeiros y García, 2004; Sonnenholzner *et al.*, 2017), así como para reducir la incidencia de especies identificadas como depredadoras (Malavé *et al.*, 2012).

Teniendo en cuenta que se ha observado un reclutamiento continuo de larvas de *P. colymbus* a lo largo del año, con picos en agosto y diciembre (Márquez *et al.*, 2000), sugerimos desplegar los colectores de larvas en noviembre para cosechar los juveniles en enero. Asimismo, se recomienda colgar los artefactos de cultivo en los meses siguientes para aprovechar la alta productividad primaria en el área, estimulada por la surgencia costera (enero-agosto). Esta es una estrategia para disminuir el tiempo requerido (dentro de los primeros seis a ocho meses) cosechando las ostras que tengan un tamaño apto para el consumo humano (Lodeiros *et al.*, 1999b) o para la producción de medias perlas (mabé) y redondas.

La viabilidad del cultivo de *P. colymbus* es posible mediante elementos de bajo costo, específicamente aquellos que reducen el riesgo de incidencia de depredadores (para organismos no confinados), aprovechando la producción natural de bisos de esta especie. Dados estos resultados, recomendamos las cuerdas de redes de pesca (FNS) como el artefacto ideal para el cultivo suspendido de juveniles de *P. colymbus* hasta el crecimiento final a un tamaño comercial (consumo e implantación, injerto). Esto, de acuerdo con Southgate (2008), quien concluye que los métodos de cultivo sin el confinamiento de una jaula o red aumentan la disponibilidad de alimento y la circulación del agua, favoreciendo, a su vez, el rendimiento de la ostra.

CONCLUSIONES

Estos resultados mostraron mayores tasas de crecimiento en ostras cultivadas durante los periodos de surgencia. Sin embargo, las tasas de supervivencia fueron más bajas en esta temporada, como consecuencia de una mayor presencia de depredadores. Con esto en mente, se recomienda mantener el cultivo bajo revisiones constantes durante este periodo para controlar la incidencia de depredadores, lo cual incrementaría el rendimiento (crecimiento/supervivencia) de las ostras en el cultivo.

et al., 2017) and also for reducing the incidence of species identified as predators (Malavé *et al.*, 2012).

Considering that a continuous recruitment of spat has been observed throughout the year, with peaks in August and December (Márquez *et al.*, 2000), we suggest deploying the spat collectors in November to harvest the juveniles in January. Similarly, it is recommended to hang-out the culture devices in the subsequent months to take advantage of the high primary productivity in the area, stimulated by coastal upwelling (January-August). This is a strategy to accelerate the time needed (within the first six-eight months) to harvest the oysters with size suitable for human consumption (Lodeiros *et al.*, 1999b) or for half-pearl (mabé) and round pearl production.

The viability of the culture of *P. colymbus* is feasible using low-cost elements, particularly those that reduce the risks of incidence of predators (unconfined organisms), taking advantage of the natural and strong byssus production of this species. Given these results, we recommend the fishing net string (FNS) as the ideal device for the hanging culture of *P. colymbus* juveniles until final grow-out to commercial size (implantation, grafting). This in accordance with Southgate (2008) who concludes that cultivation methods without the enclosure of a cage or net increase food availability and greater circulation of water, favoring, in turn, the oyster's performance.

CONCLUSIONS

Our results showed higher growth rates in the oysters cultivated during the upwelling periods, however, the survival rates were lower in this season, as a consequence of higher presence of predators. With this in mind, it is recommended to keep the culture under constant revisions during this period to control the incidence of predators, which would increase the performance (growth / survival) of the oysters in culture.

The culture method that showed the greatest growth of the winged pearl oysters *P. colymbus* was the unconfined method "fishing net strings" (FNS), followed by the "oysters fixed over baskets" (OFOB) method.

Interactions between temperature (inverse relationship), Chlorophyll *a* and Particle Organic matter (POM) (direct relationship), were able to explain a high percentage the growth variances in the individuals, showing the modulating effect of the environment has on the yield of the winged pearl oysters *P. colymbus*.

El método de cultivo que mostró el mayor crecimiento de las ostras aladas *P. colymbus* fue el método sin confinamiento sobre cuerdas de redes de pesca (FNS), seguido del método que involucra ostras fijadas sobre canastas (OFOB).

Las interacciones entre la temperatura (relación inversa), la clorofila *a* y el material orgánico particulado (POM) (relación directa) fueron capaces de explicar un alto porcentaje en la varianza del crecimiento de los individuos, mostrando el efecto modulador del medio ambiente en los rendimientos de las ostras perliíferas aladas *P. colymbus*.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el proyecto “Estación Hidrobiológica de Turpialito del Instituto Oceanográfico de Venezuela. Universidad de Oriente and Centro de Monitoreo Ambiental y Producción de Semillas de Moluscos Bivalvos” (Subvención Fonacit-UDO 2011000344). Los autores agradecen a Luis G. Freitas-Estrella por mejorar el manuscrito en inglés.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by the project “Estación Hidrobiológica de Turpialito del Instituto Oceanográfico de Venezuela. Universidad de Oriente and Centro de Monitoreo Ambiental y Producción de Semillas de Moluscos Bivalvos” (Grant number FONACIT-UDO 2011000344). The authors thank Luis G. Freitas-Estrella for improving the English-language manuscript.

BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Alagarwami, K. 1987. Cultured pearls-production and quality. In: Alagarwami, K. (ed). Pearl Culture. Bull. Cent. Mar. Fish. Res. Inst. Cochin. India., 39: 107-111. <http://eprints.cmfri.org.in/id/eprint/2674>
- Bowden, K.F. 1983. Physical oceanography of coastal waters. Ellis Horwood Ltd, England, 302 p.
- Buitrago, E., J. Buitrago, L. Freitas y C. Lodeiros. 2009. Identificación de factores que afectan al crecimiento y la supervivencia de la ostra de mangle. *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828). bajo condiciones de cultivo suspendido en la laguna de La Restinga. Isla de Margarita. Venezuela. Zootecnia Trop., 27(1): 079-090.
- Calvo-Trujillo, A., J. Díaz-Ramos, S. Subero-Pino, L. Charzeddine-Charzeddine, K. Rincones-Reyes, L. Troccoli-Ghinaglia, M. Elguezabal-Méndez, B. Marín y B. Márquez. 2015. Variación a corto plazo del fitoplancton en la bahía de Turpialito. Golfo De Cariaco, Venezuela, durante la época de lluvias. Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela, 53(1): 13-24.
- Díaz, J. y M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe colombiano. Un Catálogo Ilustrado. Colciencias. Fundación Natura-Invenmar. Bogotá. 367 p.
- Freitas, L., J. Côté, J.H. Himmelman and C.J. Lodeiros. 1999. Effect of wave action on the growth and survival of scallops *Euvola ziczac* and *Lyropecten nodosus* in hanging culture. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 239: 47-59. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00029-5](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00029-5)
- Freitas, L., C. Lodeiros and J. Himmelman. 2000. Impact of predation by gastropods and decapods recruiting onto culture enclosures on the survival of the scallop *Euvola (=Pecten) ziczac* (L.) in suspended culture. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 244: 297-303. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00149-5](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00149-5)
- Freitas, L., M. Rojas, A.W. Dale, A. Márquez, J. Revilla, C. Lodeiros and L. Troccoli. 2017. Influence of environmental variables during seasonal upwelling on growth of the winged oyster *Pteria colymbus* in a tropical ecosystem. Aquac. Intern., 25: 1653-1666. <https://doi.org/10.1007/s10499-017-0141-2>
- Freitas, L., F. Jara, M. Gregori, J. Villón, A. Márquez and D. Rodríguez-Pesantes. 2019. Hanging culture of juveniles of the winged oyster *Pteria sterna* in two baskets of different design. AquaTechnica, 1: 28-39.
- Friedman, K.J. and P.C. Southgate. 1999a. Grow-out of blacklip pearl oysters. *Pinctada margaritifera* collected as wild spat in Solomon Islands. J. Shellfish Res., 18: 159-168.
- Friedman, K.J., and P.C. Southgate. 1999b. Grow-out of blacklip pearl oysters. *Pinctada margaritifera* (Linnaeus, 1758) on chaplets in suspended culture in Solomon Islands. J. Shellfish Res., 18: 451-458.
- Fu, S., C. Deng, F. Liang, H. Huang and R. Xie. 2007. Study on techniques of round-pearl and artificial cultivation in *Pteria penguin* (Roding). J. Guangdong Ocean. Univ., 27: 34-37.



- Gaytán-Mondragón, I., C. Cáceres-Martínez and M. Tobías-Sánchez. 1993. Growth of the pearl oyster *Pinctada mazatlanica* and *Pteria sterna* in different culture structures at La Paz Bay. Baja California Sur. Mexico. *J. World Aquac. Soc.*, 24 (4): 541-546. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1993.tb00585.x>
- Jury, M.R. 2018. Eastern Venezuela coastal upwelling in context of regional weather and climate variability. *Reg. Stud. Mar. Sc.*, 18: 219-228. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2017.10.010>
- Lara, O.L., J.C. Gómez-León y C. Romero. 2009. Cultivo piloto experimental de los bivalvos (*Pinctada imbricata*, *Pteria colymbus* y *Argopecten nucleus*) en bahía Portete. Departamento de la Guáajira, Caribe colombiano. *Foro Iberoam. Rec. Mar. Acuic.*, II. 437-445.
- Lodeiros, C. y L. Freitas. 2008. Estado actual y perspectivas del cultivo de moluscos bivalvos en Venezuela: 135-150. En A. Lovatelli, A. Fariás e I. Uriarte (Eds). *Estado actual del cultivo y manejo de moluscos bivalvos y su proyección futura: factores que afectan su sustentabilidad en América Latina*. FAO *Actas Pesca Acuicultura*.
- Lodeiros, C. and N. García. 2004. The use of the sea urchins to control fouling during suspended culture of bivalves. *Aquaculture*, 231: 293-298. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.10.022>
- Lodeiros, C. J. and J.H. Himmelman. 2000. Identification of factors affecting growth and survival of the tropical scallop *Euvola (Pecten) ziczac* in the Golfo de Cariaco. Venezuela. *Aquaculture*, 182: 91-114. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00245-8](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00245-8)
- Lodeiros, C., B. Marín y A. Prieto. 1999a. Catálogo de moluscos de las costas nororientales de Venezuela: Clase Bivalvia. Ediciones Apudons, Caracas. 109 p.
- Lodeiros, C., J. Rengel and J.H. Himmelman. 1999b. Growth of *Pteria colymbus* (Röding. 1798) in Golfo de Cariaco. Venezuela. *J. Shellfish Res.*, 18: 155-158.
- Lodeiros, C., D. Pico, A. Prieto, N. Narváez and A. Guerra. 2002. Growth and survival of the pearl oyster *Pinctada imbricata* (Röding 1758) in suspended and bottom culture in the Golfo de Cariaco. Venezuela. *Aquac. Intern.*, 10 (4): 327-339. <https://doi.org/10.1023/A:1022451608405>
- Malavé, C., L. Freitas, C. Lodeiros, J. Mendoza, L. Troccoli and A.W. Dale. 2012. Annual recruitment, predation rates and biocontrol of *Linatella caudata* (Mollusca: Gastropoda) in suspended enclosure culture of the pearl oyster *Pinctada imbricata* *Aquaculture*, 355: 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.03.037>
- Márquez, B., C. Lodeiros, M. Jiménez y J.H. Himmelman. 2000. Disponibilidad de juveniles por captación natural de la ostra alada *Pteria colymbus* (Bivalvia: Pteriidae) en el Golfo de Cariaco. Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 48 (1): 151-158.
- Mengual, M., C. Lodeiros y A. Marquez. 2011. Crecimiento y supervivencia de la ostra alada *Pteria colymbus* (Röding. 1798), en estructuras tubulares en la Bahía de Mochima, estado Sucre. Venezuela. *Zootecnia Trop.*, 29: 219-229.
- Milione, M. and P.C. Southgate. 2011. Environmental conditions and culture method effects on growth and survival of juvenile winged pearl oyster. *Pteria penguin*. *J. Shellfish Res.*, 30(2): 223-229. <https://doi.org/10.2983/035.030.0205>
- Monteforte, M. and A. García-Gasca. 1994. Spat collection studies on pearl oysters *Pinctada mazatlanica* and *Pteria sterna* (Bivalvia. Pteriidae) in Bahía de La Paz, South Baja California, Mexico. *Hydrobiologia*, 291: 21-34. <https://doi.org/10.1007/BF00024236>
- Müller-Karger, F.E. and R. Aparicio-Castro. 1994. Mesoscale processes affecting phytoplankton abundance in the southern Caribbean Sea. *Cont. Shelf Res.*, 14: 199-221. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(94\)90013-2](https://doi.org/10.1016/0278-4343(94)90013-2)
- Müller-Karger, F., G.T. Taylor, Y. Astor, R.C. Thunnell, M.I. Scranton, R. Varela, L. Troccoli, L. Lorenzoni, E. Montes, K.A. Fanning and C. Benítez-Nelson. 2013. The CARIACO Basin ocean time-series. *LOICZ Inprint*, 1: 3-17. <https://doi.org/10.1002/palo.20034>
- Narváez, M., L. Freitas, M. Guevara, J. Mendoza, H. Guderley, C. Lodeiros and G. Salazar. 2008. Food availability and reproduction affects lipid and fatty acid composition of the brown mussel. *Perna perna* (Linné. 1758). raised in suspension culture. *Comp. Biochem. Physiol. (B)*, 149: 293-302. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2007.09.018>
- Núñez, M.P., C. Lodeiros, E. Ramirez, N. Narváez y C. Graziani. 2010. Crecimiento y sobrevivencia de la ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae* bajo condición de cultivo intermareal y submareal. *Zootecnia Trop.*, 28 (2): 239-254.
- Okuda, T., J. Benítez-Álvarez, J. Bonilla y G. Cedeño. 1978. Características hidrográficas del Golfo de Cariaco. Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 17: 69-88.
- Puccinelli, E., C. D. McQuaid and M. Noyon. 2016. Spatio-temporal variation in effects of upwelling on the fatty acid composition of benthic filter feeders in the southern Benguela ecosystem: Not all upwelling is equal. *PloS One*, 11. e0161919. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161919>
- Romero, C., J. Gómez-León y O. Lara. 2009. Cultivo experimental de bivalvos (*Pinctada imbricata*, *Pteria colymbus* y *Argopecten nucleus*): proyecto piloto con la comunidad Wayuu en bahía Portete. Departamento de la Guajira. Caribe colombiano. *Foro Iberoam. Rec. Mar. Acuic.*, II: 433-445.
- Rueda-Roa, D. 2012. On the spatial and temporal variability of upwelling in the Southern Caribbean Sea and its influence on the ecology of phytoplankton and of the Spanish sardine (*Sardinella aurita*). Ph.D. Thesis. University of South Florida. Tampa, USA.
- Rueda-Roa, D.T., T. Ezer and F.E. Müller-Karger. 2018. Description and mechanisms of the mid-year upwelling in the southern Caribbean Sea from remote sensing and local data. *J. Mar. Sci. Eng.*, 6: 36. <https://doi.org/10.3390/jmse6020036>
- Ruiz-Rubio, H., H. Acosta-Salmón, A. Olivera, P.C. Southgate and C. Rangel-Dávalos. 2006. The influence of culture method and culture period on quality of half-pearls ("mabé") from the winged pearl oyster *Pteria sterna* Gould. 1851. *Aquaculture*, 254: 269-274. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.09.030>
- Saucedo, P. and M. Monteforte. 1997. Repopulation experiments of pearl oyster *Pteria sterna* (Gould. 1851) natural beds at Bahía de La Paz. Baja California Sur. Mexico. *Ambio*, 26: 522-528. <https://www.jstor.org/stable/4314660>

- Saxby, S.A. 2002. A review of food availability, sea water characteristics and bivalve growth performance at coastal culture sites in temperate and warm temperate regions of the world. Fish. Res. Rep. Dep. Fish. Western Australia., 132. 42 p.
- Semidey, D., A. Márquez y C. Lodeiros. 2010. Crecimiento y supervivencia de la madre perla *Pinctada imbricata* (Röding 1798) bajo condiciones de cultivo suspendido. en cuerdas y cestas perleras. Zootecnia Trop., 28(4): 521-533.
- Sonnenholzner, J., G. Alcivar, A. Márquez y C. Lodeiros. 2017. Los erizos *Arbacia incisa* y *Eucidaris thouarsii* (Echinodermata) como agentes de biocontrol del “fouling” en canastas de cultivo de *Crassostrea gigas* (Mollusca: Ostreidae). Rev. Biol. Trop., 65: 35-41.
- Southgate, P.C. 2008. Pearl oyster culture: 231-272. In: P. C. Southgate and J. S. Lucas (Eds). The pearl oyster. Oxford: Elsevier Science. The Netherlands.
- Southgate, P.C. and A.C. Beer. 2000. Growth of blacklip pearl oyster (*Pinctada margaritifera* L.) juveniles using different nursery culture techniques. Aquaculture, 187: 97-104. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00392-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00392-0)
- Strickland, J. and T. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Second edition. Fish. Res. Board of Canada. Bull., 167.
- Ter. B.C.J.F. and P. Šmilauer. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: software for canonical community ordination (v. 4). Microcomputer Power. New York. 351 p.
- Urban, H.J. 2000. Culture potential of the pearl oyster *Pinctada imbricata* from the Caribbean. II. Spat collection, and growth and mortality in culture systems. Aquaculture, 189: 375-388. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(00\)00393-8](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(00)00393-8)
- Villarroel, E., E. Buitrago and C. Lodeiros. 2004. Identification of environmental factors affecting growth and survival of the tropical oyster *Crassostrea rhizophorae* in suspended culture in the Golfo de Cariaco. Venezuela. Rev. Cient. Fac. Cienc. Vet. Luz, 14 (1): 28-35.
- Yossa, R. and M. Verdegem. 2015. Misuse of multiple comparison tests and underuse of contrast procedures in aquaculture publications. Aquaculture, 437: 344-350. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.12.023>
- Zar, J. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall. New Jersey. 940 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 18/05/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 11/08/2021



Biología y ecología del pez león (*Pterois volitans*) en el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, Caribe colombiano

Biology and ecology of lionfish (*Pterois volitans*) in the Corales de Profundidad National Natural Park, Colombian Caribbean

Adolfo Sanjuan-Muñoz^{1,2*}, Diana Bustos-Montes^{1,3,4,8}, Carlos Julio Polo-Silva^{1,9},

0000-0002-4786-862X

0000-0003-3854-5260

0000-0001-5541-8226

Alejandro Henao-Castro⁷, Milena Marrugo⁵, Antonio Delgado-Huertas⁶, Dolors Vinyoles-Cartanya² y Arturo Acero P.³

0000-0002-4125-765X

0000-0003-4976-1399

0000-0002-7240-1570

0000-0003-2808-769X

0000-0002-6637-9901

1. Área de Ciencias Biológicas y Ambientales, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Sede Santa Marta, Carrera 2 # 11-68, El Rodadero, Santa Marta, Colombia. adolfo.sanjuan@utadeo.edu.co, dmbustosmo@unal.edu.co, carlosj.polos@utadeo.edu.co
2. Departament Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Facultat Biologia, Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio), Universitat de Barcelona (UB), Avda. Diagonal 643, Barcelona 08028, Spain. d.vinyoles@ub.edu
3. Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (Cecimar), Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe. Calle 25 2-55, Rodadero Sur, Playa Salguero, Santa Marta, Colombia. aacerop@unal.edu.co
4. CEMarin — Corporation Center of Excellence in Marine Sciences, Carrera 21 # 35-53, Bogotá, Colombia.
5. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Parque Nacional Natural Corales de Profundidad. Bocagrande, calle 4 # 3-204, Cartagena de Indias, Colombia. milena.marrugo@parquesnacionales.gov.co
6. Laboratorio de Biogeoquímica de Isótopos Estables, Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra (CSIC-UGR), Granada, España. antonio.delgado@csic.es
7. Programa de Biología. Universidad de Cartagena. Sede San Pablo. Zaragocilla, carrera 50 # 24-120. Cartagena de Indias, Colombia. henaocastro.alejandra@gmail.com
8. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés (Invemar). Calle 25 # 2-55, Rodadero, Playa Salguero, Santa Marta, Colombia.
9. Coastal Marine Education and Research Academy. Clearwater, FL, USA

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

En el ambiente mesofótico se observaron 237 especímenes de *Pterois*, mayoritariamente en la zona mesofótica superior. Los machos fueron más grandes que las hembras con modelos de crecimiento diferenciados. Se identificaron 16 ítems de presas, siendo los peces Acanthuridae y Monacanthidae y los camarones Penaeidae las más importantes. La media de $\delta^{13}\text{C}$ fue $-17,08 \pm 0,36 \%$ y la de $\delta^{15}\text{N}$ fue $8,68 \pm 0,46 \%$, no detectándose diferencias entre sexos. La especie ocupa un nicho isotópico menos extenso que en sectores someros, tiene traslapo entre sexos y hábitos tróficos especialistas (Levin = 0,22). En hembras el factor de condición (FC), el índice gonadosomático (IGS) y el índice hepatosomático (IHS) aumentaron con el desarrollo gonadal alcanzando pico en fase de desove activo, y disminuyendo en regresión. Los machos tuvieron un FC similar al de hembras en desove, pero el IGS y el IHS fueron menores.

PALABRAS CLAVE: Ecología trófica, reproducción, invasión biológica, ambiente mesofótico, isótopos estables.

ABSTRACT

Lionfish was studied in the mesophotic environment. 237 specimens were observed, most in the upper mesophotic zone. Males were larger than females and differences between sexes in growth models were found. Sixteen prey items were identified, the most important being the teleost families Acanthuridae and Monacanthidae, and the crustacean Penaeidae. The mean of $\delta^{13}\text{C}$ was $-17.08 \pm 0.36 \%$ and $\delta^{15}\text{N}$ was $8.68 \pm 0.46 \%$, with no differences between sexes. Lionfish occupies a less extensive isotopic niche in mesophotic environment than in shallow sectors; there is an isotopic niche overlap between sexes. Likewise, lionfish has specialized trophic habits. All specimens were mature and in females regression phase predominated. In females, condition factor (CF), gonadosomatic index (GSI) and hepatosomatic index (HSI) increased with gonadal development, reaching peak in the active spawning phase, and decreasing in regression. Males had a condition factor similar to spawning females, but IGS and IHS were lower.

KEY WORDS: Trophic ecology, reproduction, biological invasion, mesophotic environment, stable isotopes

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.1.1087>

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

Las invasiones de especies exóticas se han convertido en una gran amenaza para los sistemas marinos a nivel mundial (Mooney y Cleland, 2001). El pez león (*Pterois volitans*) es una de las especies invasoras con mayores impactos negativos, pues modifica la organización estructural y funcional de los ecosistemas que invade, compitiendo con especies mesopredadoras nativas por recursos alimentarios y espacio (Rojas-Vélez *et al.*, 2019), y causando disminución de la biodiversidad en los ecosistemas marinos por depredación sobre especies nativas (Albins y Hixon, 2008; Muñoz *et al.*, 2011; Acero P. *et al.*, 2019), especialmente en arrecifes coralinos (Arias-González *et al.*, 2011; Acero P. *et al.*, 2019). El éxito del pez león se debe a su rápido crecimiento, altas tasas de reproducción y alimentación y ausencia de depredadores naturales (Côté *et al.*, 2013; Tornabene y Baldwin, 2017; Acero P. *et al.*, 2019; Bustos-Montes *et al.*, 2020).

El pez león tiene estrategias de caza efectivas (Green *et al.*, 2011; Albins, 2015; Tornabene y Baldwin, 2017) generando un efecto negativo sobre el reclutamiento y, por ende, sobre la densidad poblacional y estructura de las comunidades de peces nativos arrecifales (Albins y Hixon, 2008; Albins, 2015). Con isótopos estables ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) se ha establecido que es un depredador generalista que se alimenta de cientos de especies (Acero P. *et al.*, 2019; Eddy *et al.*, 2020). Adicionalmente, en diferentes estadios de vida y a distintas profundidades se adapta a cambios de la estructura de la comunidad de presas (Muñoz *et al.*, 2011; Pimiento *et al.*, 2013; Eddy *et al.*, 2020).

El pez león ha tenido una gran dispersión en el Atlántico occidental, el Caribe, Golfo de México (Schofield, 2010), llegando incluso a la provincia brasileña (Ferreira *et al.*, 2015; Luiz *et al.*, 2021). Fue observado por primera vez en Florida en 1985, y desde 2000 inició una expansión sin precedentes en rapidez y magnitud en el Atlántico americano (Whitfield *et al.*, 2002; Schofield, 2009, 2010). En Colombia se observó en la isla de Providencia en 2008 (Schofield, 2009) y un año después en el Caribe continental (González *et al.*, 2009). La alta riqueza de presas consumidas por esta especie en el Caribe colombiano evidencia que potencialmente tiene un efecto negativo, representando una amenaza de extinción local para algunas especies de importancia comercial y ecológica (Acero P. *et al.*, 2019).

Se ha estudiado al pez león en arrecifes coralinos someros del Caribe, pero poco se conoce sobre su biología y ecología en ecosistemas de corales mesofóticos (ECM). Andradi-Brown (2019) sugiere que la invasión en los ECM puede ser

INTRODUCTION

Invasions of exotic species have become a big threat to marine systems worldwide (Mooney and Cleland, 2001). The lionfish (*Pterois volitans*) is one of the invading species with more negative impacts, given that it modifies the structural and functional organization of the ecosystems it invades, competing with mesopredator native species for food resources and space (Rojas-Vélez *et al.*, 2019), and causing a decrease in the biodiversity of marine ecosystems due to the predation of native species (Albins and Hixon, 2008; Muñoz *et al.*, 2011; Acero P. *et al.*, 2019), especially in coral reefs (Arias-González *et al.*, 2011; Acero P. *et al.*, 2019). The lionfish's success is due to its fast growth, high reproduction and feed rates, and the absence of natural predators (Côté *et al.*, 2013; Tornabene and Baldwin, 2017; Acero P. *et al.*, 2019; Bustos-Montes *et al.*, 2020).

Lionfish have effective hunting strategies (Green *et al.*, 2011; Albins, 2015; Tornabene and Baldwin, 2017), which generates a negative effect on recruitment and, therefore, on the population density and structure of the reef native fish community (Albins and Hixon, 2008; Albins, 2015). It has been found through stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) that it is a generalist predator feeding on hundreds of species (Acero P. *et al.*, 2019; Eddy *et al.*, 2020). Moreover, at different life stages and depths, it adapts to changes in the prey community (Muñoz *et al.*, 2011; Pimiento *et al.*, 2013; Eddy *et al.*, 2020).

Lionfish have widely spread throughout the western Atlantic, the Caribbean, Gulf of Mexico (Schofield, 2010), even reaching the Brazilian province (Ferreira *et al.*, 2015; Luiz *et al.*, 2021). It was first observed in Florida in 1985, and, since 2000, it started an unprecedented expansion in speed and magnitude in the American Atlantic (Whitfield *et al.*, 2002; Schofield, 2009, 2010). In Colombia, it was observed in the Providence island in 2008 (Schofield, 2009), and a year later in the continental Caribbean (González *et al.*, 2009). The high richness of prey consumed by this species in the Colombian Caribbean evinces that it has a potentially negative effect, thus constituting a local extinction threat for some species of commercial and ecological importance (Acero P. *et al.*, 2019).

Lionfish have been studied in shallow coral reefs in the Caribbean, but there is little knowledge about their biology and ecology in mesophotic reef ecosystems (MRE). Andradi-Brown (2019) suggests that the invasion of MRE can be even more harmful, significantly reducing fish

incluso más perjudicial, disminuyendo significativamente la abundancia y diversidad íctica, debido a que alcanza mayor tamaño y por tanto demanda más recursos. Los estudios sobre esta especie en distintos estratos de profundidad han evidenciado una distribución vertical en el Caribe occidental entre 0 y 304 m (Andradi-Brown *et al.*, 2017; Andradi-Brown, 2019).

En Colombia, el primer registro en un ambiente mesofótico fue en 2014 en la montaña submarina Bajo Frijol situada en el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad -PNNCP- (Sánchez *et al.*, 2016). La máxima profundidad de observación fue 140 m y todos los ejemplares tuvieron tamaños superiores a 10 cm (Hena-Castro *et al.*, 2016). Dada la marcada expansión que ha tenido el pez león y sus potenciales efectos negativos sobre los ecosistemas arrecifales, es necesario ampliar el conocimiento sobre su biología y ecología en ambientes profundos. El objetivo de este trabajo fue describir la distribución, tamaño, dieta y reproducción del pez león en ambientes mesofóticos del PNNCP, como insumo para la adopción de medidas de manejo en el área protegida que ayuden a mitigar su efecto.

ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Natural Corales de Profundidad es un área protegida completamente sumergida, con una extensión de 142192,15 ha y ubicada en el Caribe colombiano ($9^{\circ} 43' 16,6''$ - $10^{\circ} 07' 30,3''$ N y $76^{\circ} 0' 16,2''$ - $17^{\circ} 41,1''$ W) a una distancia de 32 km del punto más cercano al continente (Figura 1). La profundidad oscila entre 34 y 1240 m. Se caracteriza por estar dominado por tres condiciones oceanográficas generales: la corriente del Caribe de superficie hasta 160 m de profundidad aproximadamente, la contracorriente del Darién con intensidades variantes según profundidad y la corriente profunda del Caribe que es un lento movimiento hacia oriente sobre el talud y fondo abisal (Marrugo y Martínez, 2016; Morales-Giraldo *et al.*, 2017).

La región está sujeta al régimen de los alisios y la zona de convergencia intertropical que propician tres épocas climáticas: (a) seca (diciembre-abril), con desplazamiento de las masas de agua hacia el suroccidente, (b) lluviosa (septiembre-noviembre) con debilitamiento de alisios y vientos predominantes del suroriente o suroccidente y (c) transición (mayo-agosto) con temperatura elevada y lluvias de poca intensidad (Pujos *et al.*, 1986; Andrade-Amaya, 2001). En el sector nororiental del Parque se encuentra Bajo Frijol o Frijolito que es una montaña submarina con elevación de 116,0 m, 8,2 km de largo y 1,4 km de ancho (Morales-Giraldo *et al.*, 2017). Se caracteriza por ser un ambiente mesofótico único, con 13

abundance and diversity, for it reaches a higher size which requires more resources. Studies on this species at different depth levels have evidenced a vertical distribution in the Western Caribbean between 0 and 304 m (Andradi-Brown *et al.*, 2017; Andradi-Brown, 2019).

In Colombia, the first record in a mesophotic environment was in 2014 in the underwater mountain Bajo Frijol located in the Corales de Profundidad Natural National Park (CPNNP) (Sánchez *et al.*, 2016). The maximum depth of observation was 140 m, and all the specimens were larger than 10 cm in size (Hena-Castro *et al.*, 2016). Given the marked expansion of lionfish and their potential negative effects on the reef ecosystems, it is necessary to broaden the knowledge of their biology and ecology in a deep environment. This work aims at describing the distribution, size, diet, and reproduction of lionfish in mesophotic environments of CPNNP, as input for adopting management actions in the protected area that help mitigate their effect.

STUDY AREA

The Corales de Profundidad Natural National Park is a protected, fully submerged area of 142,192.15 ha and located in the Colombian Caribbean ($9^{\circ} 43' 16.6''$ - $10^{\circ} 07' 30.3''$ N and $76^{\circ} 0' 16.2''$ - $17^{\circ} 41.1''$ W), 32 km away from the closest point of the continent (Figure 1). Its depth ranges from 32 to 1240 m. As a feature, three general oceanographic conditions are dominant over it: the surface Caribbean current down to an approximate depth of 160 m; the Darién countercurrent with varying intensities according to depth; and the Caribbean deep current, a slow eastwards movement over the abyssal slope and bottom (Marrugo and Martínez, 2016; Morales-Giraldo *et al.*, 2017).

The area is subjected to the trade winds regime and the Intertropical Convergence Zone, which contributes to three climatic seasons: (a) dry (December-April), with the displacement of water masses towards the southwest; (b) rainy (September-November), with trade winds weakening and predominant winds from the southeast or southwest; and (c) transition (May-August), with high temperature and low-intensity rainfall (Pujos *et al.*, 1986; Andrade-Amaya, 2001). In the Park's northeastern sector is Bajo Frijol or Frijolito, an underwater mountain with an elevation of 116.0 m, 8.2 km long, and 1.4 km wide (Morales-Giraldo *et al.*, 2017). It is characterized by an only mesophotic environment, with 13 species of Scleractinia, high biomass of reef fish, shark presence, and species of commercial interest belonging

especies de escleractinios, una alta biomasa de peces arrecifales, presencia de tiburones y especies de interés comercial de las familias Lutjanidae y Serranidae (Marrugo y Martínez, 2016; Sánchez *et al.*, 2016).

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de campo

Se muestrearon 12 estaciones entre 35 y 160 m de profundidad (Figura 1). Los peces león se capturaron en campañas de monitoreo del PNNCP y en jornadas de extracción abarcando los tres estratos de ECM (Kahng *et al.*, 2010; Rocha *et al.*, 2018): zona mesofótica superior (ZMS: 30-60 m), zona mesofótica media (ZMM: 61-90 m) y zona mesofótica inferior (ZMI: > 90 m). Los ejemplares fueron capturados con arpones tipo hawaiano durante inmersiones con buceo técnico de circuito cerrado (*rebreather*), se retiraron las espinas dorsales, anales y pélvicas con tijeras y se guardaron en una nasa de pesca. En la embarcación se almacenaron en bolsas térmicas en una nevera con hielo. Se anotaron las características del fondo y se contabilizaron los peces león filmados por la cámara de un vehículo de operación remota o una de deriva.

to the Lutjanidae and Serranidae families (Marrugo and Martínez, 2016; Sánchez *et al.*, 2016).

MATERIALS AND METHODS

Field sampling

Twelve stations were sampled between 35 and 160 m (Figure 1). Lionfish were caught in CPNNP's monitoring campaigns and extraction days covering the three MRC strata (Kahng *et al.*, 2010; Rocha *et al.*, 2018): upper mesophotic area (UMZ: 30-60 m), middle mesophotic area (MMZ: 61-90 m), and lower mesophotic area (LMZ: > 90 m). The specimens were caught with Hawaiian-type harpoons during closed-circuit rebreather dives (*rebreather*); dorsal, anal, and pelvic spines were removed with scissors; and they were kept in a fish trap. While in the vessel, they were stored in thermal bags in a cool box with ice. The characteristics of the bottom were recorded, and lionfish were counted, which were shot with a remote-operated or a drifting camera.

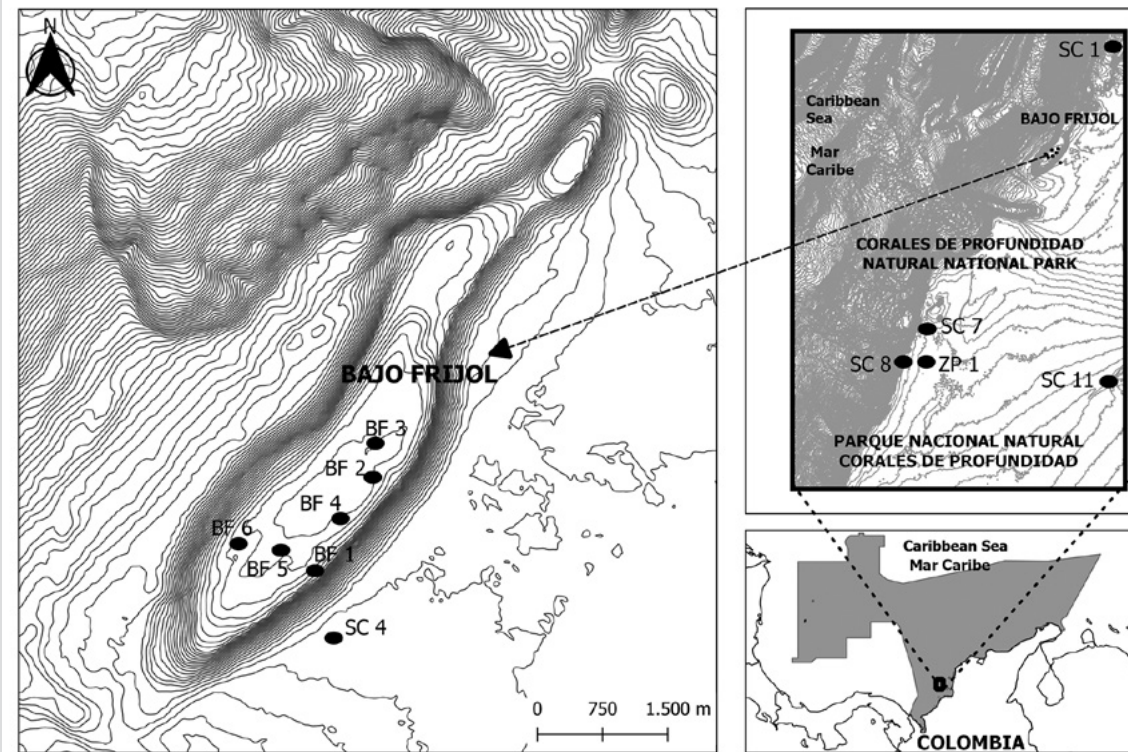


Figura 1. Ubicación del PNNCP y las estaciones muestreadas (elaborado por Christian Díaz-Sánchez, 2020). BF: Bajo Frijol. ZP: zona de pesca; SC: sector del PNNCP.

Figure 1. Location of the CPNNP and the stations sampled (created by Christian Díaz-Sánchez, 2020). BF: Bajo Frijol. ZP: fishing zone; SC: sector of CPNNP.

Procedimiento de laboratorio

Los peces se codificaron y se registró la longitud total (Lt) y peso total (Pt). Se realizó un corte longitudinal en la región ventral en sentido posteroanterior y se extrajo el aparato digestivo que se pesó en una balanza analítica ($\pm 0,0001$ g). El contenido se vació en un colador, el material obtenido se lavó con agua de mar eliminando los jugos gástricos y se almacenó en tarros plásticos rotulados. Las presas se separaron por grupos taxonómicos, preservándolas en etanol al 70 % para su identificación. Cuando fue posible, las presas fueron medidas (Lt) y pesadas individualmente. Las presas que se encontraron deterioradas o despedazadas fueron clasificadas en ítems generales como restos de crustáceos y restos de peces, vértebras, huesos y escamas. El material con un alto grado de digestión se categorizó como materia orgánica no identificable (MONI).

Para análisis isotópico de cada ejemplar se extrajo $\approx 1 \text{ cm}^3$ de músculo que se almacenó en un vial que se colocó en un horno a 60°C durante 48 h para desecar las muestras. Para extraer los lípidos cada muestra fue colocada en 25 mL de éter petróleo, se agitó con un sonicador por 15 min y finalmente se centrifugó tres veces a 2200 r.p.m. a baja temperatura. Posteriormente fueron lavadas tres veces con agua desionizada y colocadas nuevamente en el sonicador durante 10 min para eliminar urea (Kim y Koch, 2012). Cada muestra se maceró en mortero de vidrio para homogenizar el tejido. Se obtuvo una submuestra (0,6-1,0 mg), pesada en una balanza analítica ($\pm 0,0001$ g) y almacenada en cápsula de estaño (8×5 mm). Los isótopos de carbono y nitrógeno fueron determinados en un analizador elemental Carlo Erba NA 1500 NC con una interfaz ConFlo III conectado un espectrómetro de masas Delta Plus XP (EA-IRMS; ThermoQuest) en el Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra en Granada, España.

Se extrajeron y pesaron las dos gónadas y el hígado, y se pesó el pez eviscerado. Se fijó en formalina al 4 % una fracción de tejido de la parte media de las dos gónadas que posteriormente fueron sometidas a técnicas de deshidratación, impregnación, penetración, corte y tinción en sucesivas soluciones de hematoxilina de Harris-eosina (Martoja y Martoja-Pierson, 1970). Se determinó microscópicamente el sexo y a las hembras se les asignó el estado de desarrollo (Brown-Peterson *et al.*, 2011). Considerando que la especie es desovadora parcial asincrónica (Morris *et al.*, 2011; Fogg *et al.*, 2017; Eddy *et al.*, 2019), el estado de madurez más avanzado observado en los oocitos definió el estado reproductivo asignado. Los machos se categorizaron como maduros e inmaduros.

Laboratory procedure

Fish were codified, and the total length (TL) and total weight (Tw) were recorded. A longitudinal cut was made in the belly area in the posterior-anterior direction, and the digestive tract was extracted and then weighed on an analytical scale (± 0.0001 g). The content was poured into a strainer, and the obtained material was washed with seawater to eliminate the gastric acids and stored in labeled plastic jars. Preys were separated by taxonomic groups for their identification, preserving them in 70 % ethanol. When possible, they were measured (TL) and individually weighted. Deteriorated or torn preys were classified under general items as crustaceans, fish, vertebrae, bones, and scale remains. The highly digested material was categorized as non-identifiable organic material.

For the isotopic analysis of each specimen, $\approx 1 \text{ cm}^3$ of muscle was extracted and stored in a vial then put in an oven at 60°C for 48 h to desiccate the samples. To extract the lipids, each sample was placed in 25 mL of petroleum ether, stirred with a sonicator for 15 min, and finally centrifuged three times at 2200 rpm at a low temperature. Later, they were washed three times with deionized water and placed back in the sonicator for 10 min to eliminate urea (Kim and Koch, 2012). Each sample was macerated in a glass mortar to homogenize the tissue. A subsample (0.6-1.0 mg) was obtained, weighted on an analytical scale (± 0.0001 g), and stored in a tin capsule (8×5 mm). The carbon and hydrogen isotopes were determined on a Carlo Erba NA 1500 NC elemental analyzer with a ConFlo III interface connected to a Delta Plus XP (EA-IRMS; ThermoQuest) mass spectrometer in the Andalusian Earth Sciences Institute in Granada, Spain.

Both gonads and liver were extracted and weighted, and the eviscerated fish were weighted. A fraction of the tissue from the middle part of the two gonads was fixed in 4 % formalin and later subjected to dehydration, impregnation, penetration, cutting, and staining techniques in successive Harris hematoxylin-eosin solutions (Martoja and Martoja-Pierson, 1970). Sex was macroscopically determined, and females were assigned to their development stage (Brown-Peterson *et al.*, 2011). Considering that the species is an asynchronous partial spawner (Morris *et al.*, 2011; Fogg *et al.*, 2017; Eddy *et al.*, 2019), the assigned reproductive stage was defined by the most advanced maturity stage observed in oocytes. Males were categorized as mature and immature.

Análisis de datos

Se calcularon medidas de tendencia central (media aritmética) y dispersión (error estándar, coeficiente de variación, valores máximo y mínimo). Se evaluó el ajuste de datos a la distribución normal con la prueba de Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene (Zar, 2010). Se evaluaron diferencias de la talla y el peso entre sexos con la prueba de Mann-Whitney (datos sin normalidad pero con homogeneidad de varianzas) y de las señales isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) mediante la prueba t-Student dado que se cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas (Zar, 2010; McDonald, 2014).

La composición alimentaria de la especie se describió usando índices numérico -% N-, gravimétrico -% P- y frecuencia -% F- (Hyslop, 1980). Para corroborar la importancia de cada componente alimentario se utilizó el índice de importancia relativa -IIR- (Pinkas *et al.*, 1971):

$$IIR = (\% P + \% N) \% F$$

Para determinar si el pez león es depredador especialista o generalista se aplicó el índice estandarizado de Levin (Krebs, 1999):

$$B' = 1 / \sum (\frac{P_i^2}{u_j})$$

Fluctúa entre 0 y 1. Valores menores a 0,6 indican que la especie tiende a ser especialista y mayores a 0,6 generalista (Labropoulou y Eleftheriou, 1997).

Los valores de los isótopos estables (δ) se calcularon mediante la fórmula

$$\delta^{15}\text{N} \text{ o } \delta^{13}\text{C} = [R_{\text{muestra}}/R_{\text{estándar}}]-1 \times 100$$

siendo R_{muestra} la proporción entre los isótopos $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ para $\delta^{15}\text{N}$ y la proporción de los isótopos $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ para $\delta^{13}\text{C}$ (Park y Epstein, 1961). Utilizando la función SIBER (*Stable Isotope Bayesian Ellipses in R*) se determinó la amplitud isotópica del pez león por sexo a través de elipses estandarizadas (Jackson *et al.*, 2011). La estimación de traslapeo isotópico se estimó utilizando la función *nicheROVER* en R (Lysy *et al.*, 2015), la cual se basa en el método bayesiano que calcula probabilidad de traslapeo utilizando información multidimensional como indicadores del nicho. Esta función se calculó con 10^4 iteraciones y 95 % de probabilidad de datos de cada grupo (i.e. machos vs hembras y hembras vs machos) que se encuentra en el espacio isotópico.

Data analysis

Measures of central tendency were calculated (arithmetic mean) and dispersion (standard error, coefficient of variation, maximum and minimum values). The data fitting to the normal distribution was assessed through the Shapiro-Wilk test, and the variance homogeneity through the Levene test (Zar, 2010). The size and weight differences between sexes were assessed through the Mann-Whitney test (not normal data but with variance homogeneity), and the carbon isotopic signals ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) through the t-Student test, given that the normality and homogeneity assumptions on the variances were met (Zar, 2010; McDonald, 2014).

The food composition of this species was described using numerical -% N-, gravimetric -% P-, and frequency indices -% F- (Hyslop, 1980). To confirm the importance of each food component, the relative importance index -RII- (Pinkas *et al.*, 1971) was used:

$$RII = (\% P + \% N) \% F$$

To determine whether lionfish are specialist or generalist predators, the Levin standardized index was applied (Krebs, 1999):

$$B' = 1 / \sum (\frac{P_i^2}{u_j})$$

This index fluctuates between 0 and 1. Values lower than 0.6 indicate that the species tend to be specialist, and higher than 0.6 imply a generalist species (Labropoulou and Eleftheriou, 1997).

The values of the stable isotopes (δ) were calculated through the formula

$$\delta^{15}\text{N} \text{ o } \delta^{13}\text{C} = [R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}]-1 \times 100$$

with R_{sample} being the proportion between the isotopes $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ for $\delta^{15}\text{N}$ and the proportion of the isotopes $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ for $\delta^{13}\text{C}$ (Park and Epstein, 1961). Using the SIBER (*Stable Isotope Bayesian Ellipses in R*) function, the isotopic amplitude of lionfish by sex was determined through standardized ellipses (Jackson *et al.*, 2011). The estimation of isotopic overlap was estimated using the *nicheROVER* function in R (Lysy *et al.*, 2015), which is based on the Bayesian method that calculates the overlap probability using multidimensional information as niche indicators. This function was calculated with 10^4 iterations and 95 % data probability in each group (i.e., males vs. females, and females vs. males) found in the isotopic space.



Para cada sexo se determinó relación talla-peso ajustando los datos al modelo:

$$Pt = a \times Lt^b$$

donde Pt es peso total, Lt longitud total, a el intercepto y b el coeficiente de crecimiento (Csirke, 1989). Se evaluó si coeficiente de crecimiento era significativamente diferente de 3, con una prueba t-Student (Pauly, 1984) considerándose crecimiento isométrico si b no es significativamente diferente a 3 y alométrico en caso contrario.

Como indicadores de condición física de los peces se calcularon el índice gonadosomático (IGS), el índice hepatosomático (IHS) y el factor de condición de Fulton (FC) expresados en porcentaje (Lloret *et al.*, 2014):

$$FC = 100 \times \frac{Pt}{Lt^3} \quad IGS = 100 \times \frac{Pg}{Pe} \quad IHS = 100 \times \frac{Ph}{Pe}$$

donde Pt es peso total (g), Lt longitud total (cm), Pg peso húmedo de la gónada (g), Pe peso eviscerado (g) y Ph peso húmedo del hígado (g). Estos índices se analizaron por sexo y estado de madurez gonadal.

RESULTADOS

Abundancia y características de los fondos

Se observaron 237 ejemplares de pez león entre 35 y 160 m de profundidad, 228 se encontraron en la ZMS, principalmente con el método de buceo de circuito cerrado. En ZMM y ZMI se evidenciaron cuatro y cinco individuos respectivamente, seis se observaron por medio de ROV, dos con cámara de deriva y uno capturado incidentalmente en una nasa.

Los estratos de profundidad presentaron fondos con diferentes tipos de relieves generalmente con agregaciones de peces juveniles. En ZMS se observaron esponjas grandes tipo barril, fondos duros cubiertos de algas y montículos rocosos con presencia de corales (BF1-BF6 y SC4). En ZMM se registraron grandes rocas con fauna asociada (SC1 y SC11). ZMI se caracterizó por fondos blandos con fauna dispersa (SC4, SC7 y SC8), con rocas pequeñas o medianas (Figura 2; Tabla 1).

For each sex the weight-size ratio was determined by adjusting data to the model:

$$Pt = a \times Lt^b$$

where Pt is the total weight, Lt total length, a is the intercept, and b is the growth coefficient (Csirke, 1989). A significant difference of the growth coefficient from 3 was assessed with a t-Student test (Pauly, 1984), considering the growth as isometric if b is not significantly different from 3, and allometric otherwise.

As indicators of the physical conditions of the fish, the gonadosomatic (IGS) and hepatosomatic (IHS) indices and Fulton's condition factor (CF) were calculated, which were expressed as percentages (Lloret *et al.*, 2014):

$$FC = 100 \times \frac{Pt}{Lt^3} \quad IGS = 100 \times \frac{Pg}{Pe} \quad IHS = 100 \times \frac{Ph}{Pe}$$

where Pt is the total weight (g), Lt the total length (cm), Pg the wet weight of the gonad (g), Pe the eviscerated weight (g), and Ph the liver wet weight (g). These indices were analyzed by sex and gonadal maturity stage.

RESULTS

Abundance and characteristics of bottoms

Two hundred thirty-seven (237) lionfish specimens were observed between 35 and 160 m depth, 228 were found in the UMZ, mainly with the closed-circuit dive method. In MMZ and LMZ, four and five individuals were seen, respectively. Six were observed with ROV, two with a drift camera, and one was initially caught in a fish trap.

The depth strata showed bottoms with different types of reliefs, generally with aggregations of juvenile fish. In the UMZ, large barrel sponges were observed, hard bottoms covered by algae, and rocky knolls with coral presence (BF1-BF6 and SC4). In the MMZ, big rocks with associated fauna were found, (SC1 and SC11). The LMZ was characterized by soft bottoms with dispersed fauna, (SC4, SC7, and SC8), with medium or small rocks (Figure 2; Table 1).

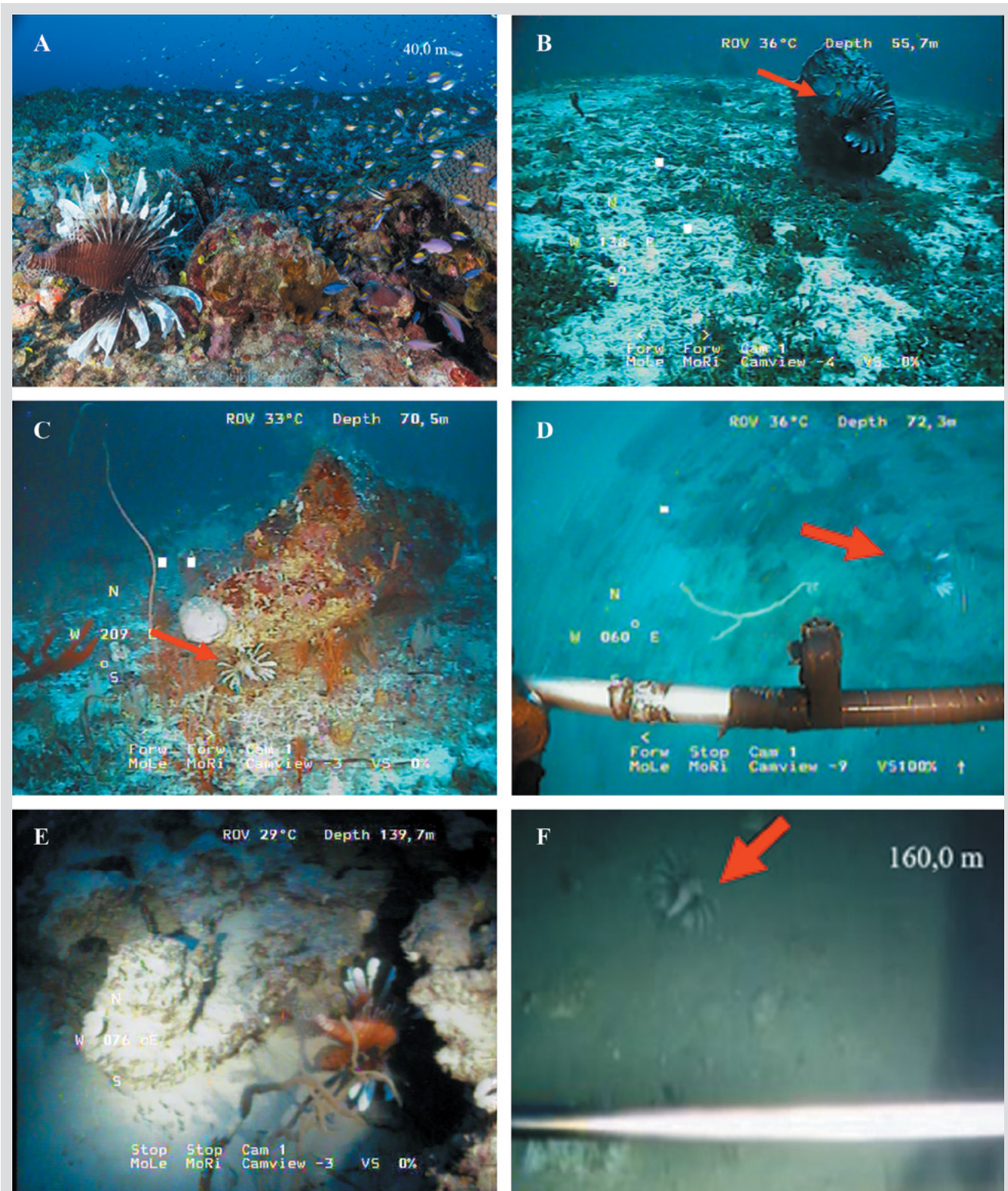


Figura 2. Sitios en los que fueron observados peces león en el PNNCP. ZMS (a y b), ZMM (c y d), y ZMI (e y f). Foto a (Deibis Seguro). Fotos b, c, d y e (Cedeño-Posso *et al.*, 2015). Foto f (Cedeño-Posso *et al.*, 2017).

Figure 2. Sites where lionfish were observed in the CPNNP. UMZ (a and b), MMZ (c and d), and LMZ (e and f). Photo a by Deibis Seguro; photos b, c, d, and e by Cedeño-Posso *et al.* (2015); photo f by Cedeño-Posso *et al.* (2017).



Tabla 1. Características de las estaciones y abundancia del pez león. ZMS: zona mesofótica superior. ZMM: zona mesofótica media. ZMI: zona mesofótica inferior. BF: Bajo Frijol. ZP: zona de pesca. SC: sector del PNNCP.

Table 1. Characteristics of the sampled stations and lionfish abundance. UMZ: upper mesophotic zone. MMZ: medium mesophotic zone. LMZ: lower mesophotic zone. BF: Bajo Frijol. ZP: fishing area. SC: CPNNP sector.

Estación / Station	Profundidad / Depth (m)	Zona / Zone	Abundancia / Abundance	Muestras / Samplings	Descripción del fondo / Bottom description
BF1	40.0-43.1	ZMS / UMZ	56	10	Fondo de bajo relieve, cubierto por rodolitos calcáreos, cascajo y algas. Gran variedad de esponjas (e.g. <i>Svenzea zeai</i> , y <i>Callyspongia</i> sp.), predominando <i>Xestospongia muta</i> . Ocasionalmente promontorios rocosos de origen coralino con presencia de octocorales, coralimorfarios y corales duros (e. g. <i>Montastraea cavernosa</i> , <i>Porites</i> sp., y <i>Mycetophyllia</i> sp.). Grandes agregaciones de peces (principalmente juveniles), crustáceos y moluscos. /
BF2	34.7-38.0		65	6	Low relief bottom, covered by calcareous rhodoliths, rubble, and algae. A wide variety of sponges (e.g., <i>Svenzea zeai</i> , and <i>Callyspongia</i> sp.), predominating <i>Xestospongia muta</i> . Occasional rocky promontories of coral origin with the presence of octocorals, coralimorphs, and hard coral (e.g., <i>Montastraea cavernosa</i> , <i>Porites</i> sp., and <i>Mycetophyllia</i> sp.). Large aggregations of fish (mainly juveniles), crustaceans, and mollusks.
BF3	35.0-37.1		9	5	
BF4	35.4-37.0		61	6	
BF5	38.5		17	2	
BF6	43.7-45.0		19	3	
ZP1	103.0	ZMI / LMZ	1	1	No hay descripción detallada del fondo. Con base en mapa geomorfológico del Parque, la zona se encuentra al borde de la plataforma continental en un área de baja pendiente, con pequeñas ondulaciones y canales submarinos, que pueden servir de refugio y hábitat para peces. El pez león fue capturado incidentalmente con nasa ilegal. / There is no detailed description of the bottom. Based on a geomorphologic map of the park, the zone is found on the edge of the continental shelf in a low slope area, with small undulations and submarine channels, which may serve as shelter and habitat for fish. Lionfish was incidentally caught with an illegal fish trap.
SC1	71.0-76.9	ZMM / MMZ	2	1	Fondo duro y homogéneo cubierto por algas. Montículos dispersos de rocas grandes con octocorales, esponjas erectas e incrustantes, algunas especies de invertebrados y peces. / Hard and homogeneous bottom covered by algae. Disperse high-rock knolls with octocorals, erect and fouling sponges, some invertebrate species, and fish.
SC4	55.7	ZMS / UMZ	1	1	En la zona superior fondo principalmente duro, de pendiente homogénea y cobertura algal. Se evidencian esponjas de gran tamaño y rocas de tipo coralíneas con fauna asociada. En zona profunda aumenta la pendiente y el fondo es más descubierto, con arena fina y montículos de rocas grandes con esponjas, octocorales y peces asociados. /
SC4	139.9	ZMI / LMZ	1	1	In the upper zone, the bottom is mainly hard, with a homogeneous slope and algal cover. Large size sponges can be seen and coralline-type rocks with associated fauna. In a deep zone, the slope increases, and the bottom is more uncovered, with fine sand and big-rock knolls with sponges, octocorals, and associated fish.
SC 7	113.5		1	1	Se presenta una pendiente plana con fondos blandos y fauna dispersa. Presencia de algunas especies de esponjas pequeñas, octocorales, erizos y pargos. / There is a flat slope with soft bottoms and disperse fauna. Presence of some species of small sponges, octocorals, hedgehogs, and porgies.
SC11	72.3-81.9	ZMM / MMZ	2	1	Fondo arenoso con rocas grandes octocorales y esponjas asociadas. / Sandy bottom with big rocks, octocorals, and associated sponges.
SC8	120.0-160.0	ZMI / LMZ	2	2	Fondo blando con fauna asociada a rocas de tamaño variable. Presencia de esponjas barril, lirios de mar, ofiuros, octocorales y corales escleractinios (<i>Madracis</i> spp.). Peces de las familias Holocentridae, Monacanthidae, Muraenidae y Labridae. / Soft bottom with fauna associated with variable size rocks. Presence of barrel sponges, crinoids, ophiuroids, octocorals, and Scleractinia (<i>Madracis</i> spp.). Fish from the Holocentridae, Monacanthidae, Muraenidae, and Labridae families.

En SC8 se observó un pez león a 160 m, asociado a fondo blando con rocas, siendo el ejemplar en el PNNCP registrado a mayor profundidad. En esa estación se registró presencia del coral *Madracis* sp. y gran variedad de equinodermos, corales y octocorales (Figura 2f).

In SC8 a lionfish was observed at 160 m, associated with a soft bottom with rocks, being the best specimen in CPNNP recorded at higher depth. In that station, the presence of *Madracis* sp. coral was recorded along with a wide variety of echinoderms, corals, and octocorals (Figure 2f).

Características morfológicas y relación talla-peso

Se capturaron 75 individuos de *P. volitans* con una talla ($\bar{x} \pm EE$) de $30,5 \pm 3,5$ cm y un peso de $376,5 \pm 43,5$ g. El pez más pequeño midió 19,0 cm y el más grande 42,0 cm, y el peso osciló entre 61 y 790 g. Los machos fueron significativamente más grandes (prueba de Mann-Whitney, $U_{11,39} = 396,0$; $P < 0,001$) y pesados (prueba de Mann-Whitney, $U_{11,39} = 404,5$; $P < 0,001$) que las hembras. Las relaciones entre longitud y peso estimadas fueron isométricas para hembras (prueba t, $t_1 = 1,16$; $P = 0,25$), machos (prueba t, $t_1 = 0,89$; $P = 0,57$) y sexos combinados (prueba t, $t_1 = 0,56$; $P = 0,37$) (Figura 3). Sin embargo, la comparación de los modelos obtenidos indica que el crecimiento entre sexos es diferente (Ancova, $F_{3,71} = 235,4$; $P < 0,001$).

Morphologic characteristics and size-weight ratio

Seventy-five individuals of *P. volitans* were captured with a length ($\bar{x} \pm EE$) of 30.5 ± 3.5 cm and a weight of 376.5 ± 43.5 g. The size of the smallest fish was 19.0 cm, the largest was 42.0 cm, and the weight was between 61 and 790 g. Males were significantly larger (Mann-Whitney's test, $U_{11,39} = 396.0$; $P < 0.001$) and heavier than females. The estimated ratios between length and weight were isometric for females (t test, $t_1 = 1.16$; $P = 0.25$), males (t test, $t_1 = 0.89$; $P = 0.57$), and combined sexes (t test, $t_1 = 0.56$; $P = 0.37$) (Figure 3). However, the comparison of the obtained models indicates that growth is different between sexes (Ancova, $F_{3,71} = 235.4$; $P < 0.001$).

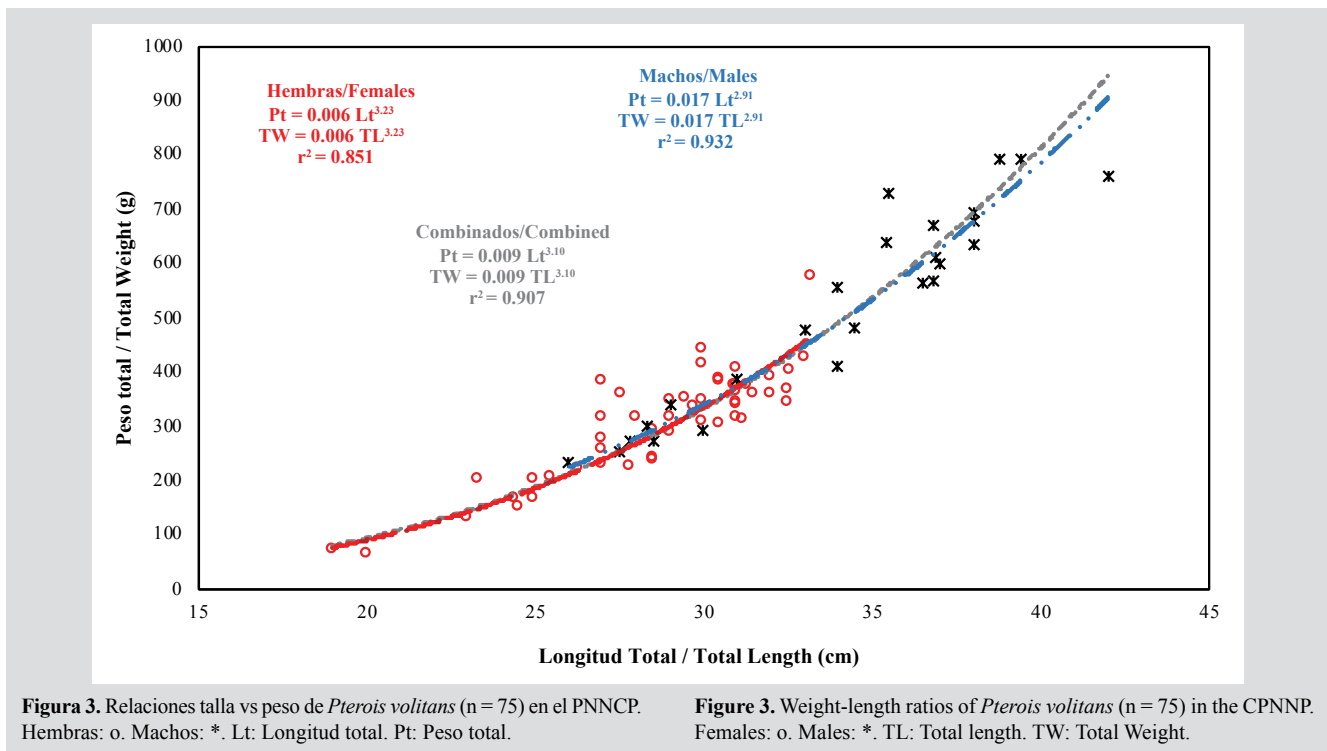


Figura 3. Relaciones talla vs peso de *Pterois volitans* (n = 75) en el PNNCP. Hembras: o. Machos: *. Lt: Longitud total. Pt: Peso total.

Figure 3. Weight-length ratios of *Pterois volitans* (n = 75) in the CPNNP. Females: o. Males: *. TL: Total length. TW: Total Weight.

Hábitos alimentarios

De 75 estómagos analizados 66 (88 %) presentaron alimentos o restos de presas parcialmente digeridas y 9 estuvieron vacíos (12 %). Se identificaron 16 componentes alimentarios, siendo los crustáceos la categoría con mayor número de componentes (S = 10) en la dieta. Los restos de peces y MONI presentaron los mayores % P y % F (Tabla 2). De acuerdo con % N y % P las familias más importantes de teleosteos fueron Acanthuridae y Monacanthidae. Asimismo, esas dos fueron las de mayor frecuencia en el grupo de los

Food habits

Out of 75 analyzed stomachs, 66 (88 %) showed partially digested food or prey remains and 9 (12 %) were empty. 16 food components were identified, with crustaceans being the category with the higher number of components (S = 10) in the diet. The fish and NIOM remains showed the highest % P and % F (Table 2). According to the results obtained for % N and % P, the most important teleostean families were Acanthuridae and Monacanthidae. Likewise, those two had the highest frequency in the fish group (Table 2).

peces (Tabla 2). Entre los crustáceos las familias con mayor % N y % P fueron Penaeidae y Palicidae, y con mayor % F fueron Palaemonidae y suborden Dendrobranchiata. De acuerdo con el % IIR, Acanthuridae fue la familia de mayor importancia, seguida por familias Penaeidae y Monacanthidae. La amplitud de nicho trófico del pez león en este ambiente es baja ($Bi = 0,22$).

El análisis de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) fue realizado a 19 hembras ($30,5 \pm 4,4$ cm) y a 11 machos ($35,6 \pm 3,6$ cm). En general, la media de $\delta^{13}C$ fue de $-17,08 \pm 0,36$ ‰ (de $-17,96$ a $-16,74$ ‰) y el de $\delta^{15}N$ fue de $8,68 \pm 0,46$ ‰ (de $7,38$ a $9,66$ ‰). Los machos tuvieron un enriquecimiento de carbono ($-17,06 \pm 0,27$ ‰ de $\delta^{13}C$) similar al de hembras ($-17,15 \pm 0,50$ ‰ de $\delta^{13}C$), sin diferencias significativas (t-Student, $t_{28} = 1,2 \times 10^{-3}$; $P = 0,17$). Igualmente, los machos presentaron similar enriquecimiento de nitrógeno ($8,85 \pm 0,35$ ‰ de $\delta^{15}N$) que hembras ($8,60 \pm 0,54$ ‰ de $\delta^{15}N$), no detectándose tampoco diferencias significativas (t-Student, $t_{28} = 1,4$; $P = 0,17$).

El área de la elipse (SEAc) calculada mediante un modelo bayesiano fue de $0,49$ ‰ en machos y $0,52$ ‰ en hembras (Figura 4) consumiendo presas con un estrecho intervalo de $\delta^{13}C$ ($\approx 1,4$ ‰) y $\delta^{15}N$ ($\approx 2,3$ ‰). Se evidencia traslapeo de nicho isotópico entre sexos (machos vs hembras: $74,9$ % y hembras vs machos: $76,8$ %) indicando que a pesar de las diferencias de tamaño no hay un uso diferencial significativo de recursos o consumo de especies distintas como presas principales.

Tabla 2. Índices tróficos porcentuales de las presas de *Pterois volitans* identificadas. N: número de individuos. % N: porcentaje en número. % P: porcentaje en peso. % FR: frecuencia relativa. % IIR: porcentaje del índice de importancia relativa. MONI: Materia orgánica no identificada.

Presas / Prey	N	N (%)	P / W (%)	FR / F (%)	IIR / RII (%)
Teleostei					
Acanthuridae	7	19.44	14.36	7.58	9.60
Holocentridae	1	2.78	1.32	1.52	0.23
Monacanthidae	4	11.11	5.66	3.03	1.90
Labridae	1	2.78	1.60	1.52	0.25
Serranidae	1	2.78	0.07	1.52	0.16
Pomacentridae	1	2.78	1.04	1.52	0.22
Crustacea					
Crangonidae	1	2.78	0.61	1.52	0.19
Penaeidae	5	13.89	5.85	3.03	2.24

Among the crustaceans, the families with the highest % N and % P were Penaeidae and Palicidae, and Palaemonidae and the suborder Dendrobranchiata showed the highest % F. According to % RII, the Acanthuridae family was the most important, followed by Penaeidae and Monacanthidae. The trophic niche breadth of lionfish in this environment is low ($Bi = 0.22$).

Carbon stable isotope ($\delta^{13}C$) and nitrogen ($\delta^{15}N$) analyses were conducted on 19 females (30.5 ± 4.4 cm) and 11 males (35.6 ± 3.6 cm). In general, the mean of $\delta^{13}C$ was -17.08 ± 0.36 ‰ (from -17.96 to -16.74 ‰) and 8.68 ± 0.46 ‰ for $\delta^{15}N$ (from 7.38 to 9.66 ‰). Males had a carbon enrichment of (-17.06 ± 0.27 ‰ of $\delta^{13}C$) like the females (-17.15 ± 0.50 ‰ of $\delta^{13}C$), without significant differences (t-Student, $t_{28} = 1.2 \times 10^{-3}$; $P = 0.17$). Likewise, males showed similar nitrogen enrichment (8.85 ± 0.35 ‰ of $\delta^{15}N$) as females (8.60 ± 0.54 ‰ of $\delta^{15}N$), with no significant differences (t-Student, $t_{28} = 1.4$; $P = 0.17$).

The ellipse area (SEAc) calculated through a Bayesian model was 0.49 ‰ in males, and 0.52 ‰ in females (Figure 4) consuming preys with a narrow interval of $\delta^{13}C$ (≈ 1.4 ‰) and $\delta^{15}N$ (≈ 2.3 ‰). There is a trophic niche overlap between sexes (males vs. females: 74.9 % and females vs. males: 76.8 %) indicating that despite the differences in size, there is no significant differential use of resources or consumption of different species as main preys.

Table 2. Percentage regarding trophic indices of the prey of *Pterois volitans*. N: number of individuals. % N: percentage by number. % W: percentage by weight. % FO: frequency of occurrence. % RII: index of relative importance. UOM: Unidentified organic matter.

Presas / Prey	N	N (%)	P / W (%)	FR / F (%)	IIR / RII (%)
Palaemonidae	3	8.33	2.73	4.55	1.89
Dendrobranchiata	3	8.33	2.45	4.55	1.84
Squillae	1	2.78	0.71	1.52	0.20
Portunidae	1	2.78	0.52	1.52	0.19
Mithracidae	1	2.78	0.52	1.52	0.19
Pseudosquillae	2	5.56	1.67	3.03	0.82
Palicidae	3	8.33	3.16	3.03	1.30
Caridea	1	2.78	0.05	1.52	0.16
Restos de peces / Fish remains	-	-	29.40	27.27	-
Restos de crustáceos / Crustacean remains	-	-	0.71	1.52	-
MONI / UOM	-	-	27.58	46.97	-

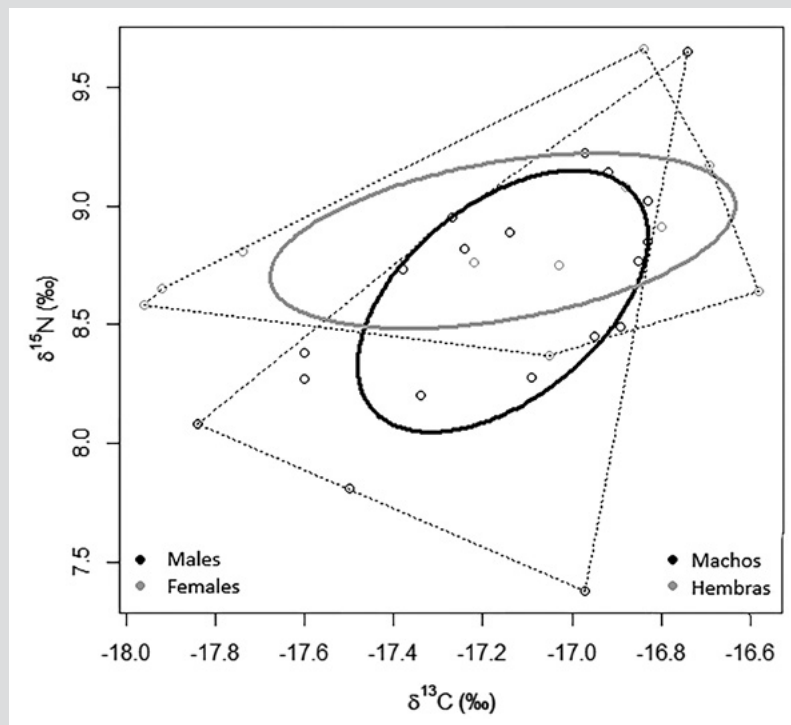


Figura 4. Amplitud del nicho isotópico de cada sexo. Las elipses estándar (nichos isotópicos) creadas por el análisis SIBER (SEA_s) se superponen con los datos individuales (círculos). Elipse clara: hembras; elipse oscura: machos.

Figure 4. Amplitude of the isotopic niche of each sex. The standard ellipses (isotope niches) created by the SIBER (SEA_s) analysis overlap with the individual data (circles). Light ellipse: females; dark ellipse: males.

Reproducción

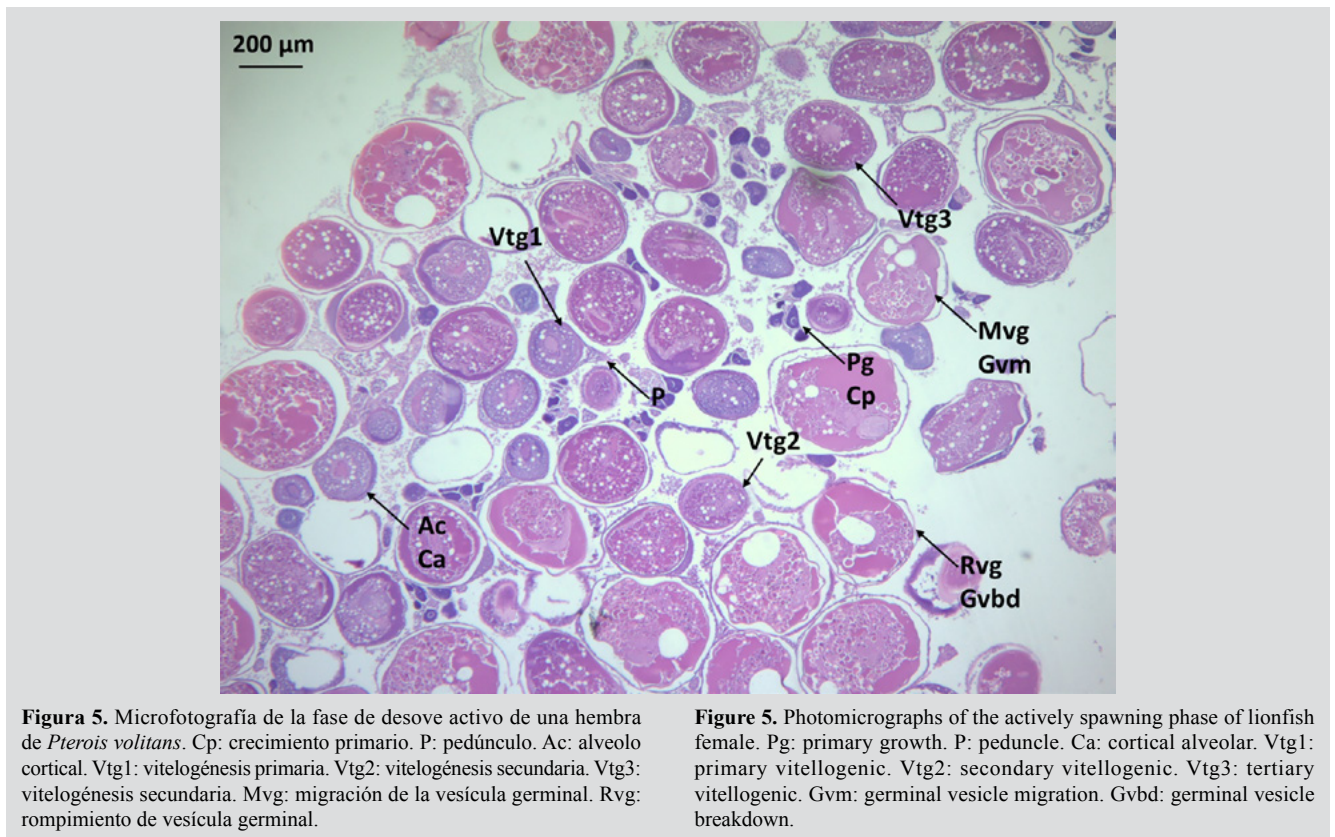
Con base en la inspección visual de las gónadas, de los 75 peces colectados 50 fueron hembras y 25 machos. Se analizaron preparaciones histológicas de 50 individuos encontrando que todos eran maduros, 78 % eran hembras (19-33 cm, 61-440 g) y 22 % machos (29-42 cm, 338-760 g).

Reproduction

Based on the visual inspection of gonads, 50 out of the 75 fish collected were females and 25 males. Histological preparations of 50 individuals were analyzed, finding that all of them were mature. 78 % were females (19-33 cm, 61-440 g), and 22 % were males (29-42 cm, 338-760 g).

En hembras predominó la fase de regresión ($n = 15$), seguida de desove activo ($n = 10$), desove ($n = 9$) y desarrollo tardío ($n = 5$). Los peces en desarrollo fueron clasificados como tardíos ya que eran observables oocitos en crecimiento primario, alveolo cortical y vitelogenados (primarios y secundarios). En fase de desove eran evidentes oocitos vitelogenados terciarios, así como folículos postovulatorios; aquellos casos donde se observó migración o ruptura de la vesícula germinal fueron asignados como desove activo. Las gónadas en regresión se caracterizaron por la presencia no solo de folículos postovulatorios sino también de atresias. Por su desarrollo ovocitario asincrónico pueden observarse varias etapas de la ovogénesis en el mismo ovario en desove activo (Figura 5). En todos los casos, las asignaciones realizadas macroscópicamente por inspección visual de las gónadas correspondieron con las microscópicas.

In females the regression stage was predominant ($n = 15$), followed by active spawning ($n = 10$), spawning ($n = 9$) and late development ($n = 5$). Developing fish were classified as late because oocytes in primary growth, cortical alveolus, and vitellogenesis (primary and secondary) were observed. In the spawning stage, tertiary vitellogenated oocytes were evident, as well as post-ovulatory follicles; cases where the migration or rupture of the germinal vesicle was observed were assigned as active spawning (Figure 5). The gonads in regression were characterized by the presence not only of post-ovulatory follicles, but also of atresia. Due to its oocyte asynchronous development, several stages of the oogenesis in the same ovary in active spawning (Figure 5) can be observed. In all cases, the assignments, made macroscopically by visual inspection of the gonads, matched the microscopic ones.



Condición corporal de los peces y ciclo gonadal

El factor de condición (FC) e índices gonadosomático (IGS) y hepatosomático (IHS) se muestran en la Figura 6. En hembras, el FC aumentó con el desarrollo gonadal (a medida que aumentó IGS) y alcanzó un pico en fase de desove activo, para ir disminuyendo después en regresión. El FC de

Fish body condition and gonadal cycle

The condition factor (CF) and the gonadosomatic (GSI) and hepatosomatic (HSI) indices are shown in Figure 6. In females, the CF increased with the gonadal development (as the GSI increased) and reached a peak in the active spawning stage, to then decrease in regression.

machos maduros fue alto y similar al de las hembras durante el período de desove, mientras que IGS e IHS fueron bajos comparativamente. Los estados de madurez avanzados (desove y desove activo) se presentaron en hembras entre 25 y 33 cm Lt, aunque hubo registro de un individuo de 19 cm Lt en fase de regresión.

The CF of mature males was comparatively low. Advanced maturity stages (spawning and active spawning) were seen in females between 25 and 33 cm TL, although an individual of 19 cm TL was recorded in the regression stage.

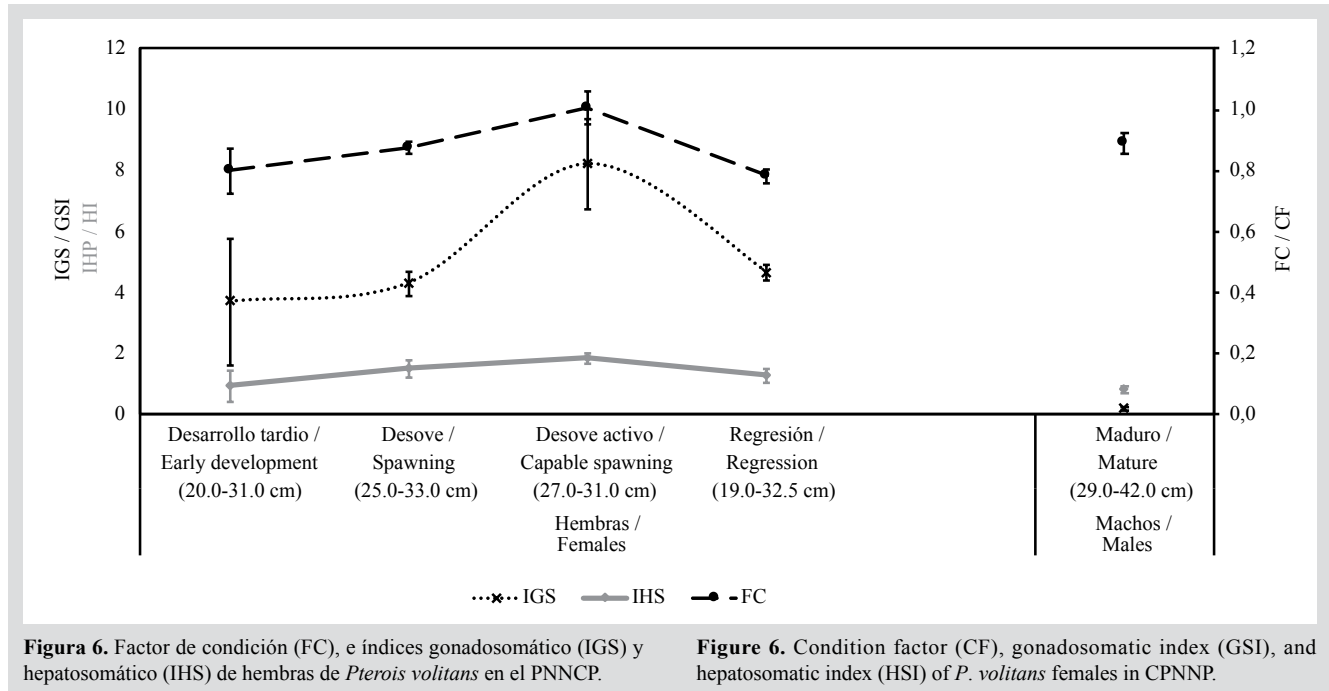


Figura 6. Factor de condición (FC), e índices gonadosomático (IGS) y hepatosomático (IHS) de hembras de *Pterois volitans* en el PNNCP.

Figure 6. Condition factor (CF), gonadosomatic index (GSI), and hepatosomatic index (HSI) of *P. volitans* females in CPNNP.

DISCUSIÓN

La presencia del pez león en las tres zonas ecológicas de los ECM del PNNCP (35-160 m de profundidad), coincide con lo encontrado en otros sectores del mar Caribe (Andradi-Brown, 2019) e indica el éxito de la colonización en ambientes mesofóticos del Caribe colombiano. La mayor cantidad de avistamientos en ZMS es consistente con registros en el Caribe occidental (Andradi-Brown, 2019), aunque también se debe considerar la mayor tecnología necesaria y la menor posibilidad de tiempo de buceo a mayor profundidad.

Por lo tanto, en las ZMM y ZMI del Parque existe una mayor dificultad para controlar la población del pez león mediante actividades extractivas, a lo que se suma que hay menor impacto de la pesca (Goodbody-Gringley *et al.*, 2019), debido a que la pesca con línea de mano (arte más utilizado en zonas mesofóticas y profundas) tiene baja tasa de captura para esta especie. La nasa, que es el método que mayor frecuencia de capturas proporciona (Merlano-Cera y García-Urueña, 2018), es un arte de pesca prohibido dentro del PNNCP.

DISCUSSION

The presence of lionfish in the three ecological zones of the CPNNP's MRE (35-160 m depth) coincides with the findings in other sectors of the Caribbean Sea (Andradi-Brown, 2019) and indicates colonization success in mesophotic environments in the Colombian Caribbean. The greater number of sightings in the UMZ is consistent with records in the Western Caribbean (Andradi-Brown, 2019), although the greater technology required and the reduced dive time at greater depths must also be considered.

Therefore, in the park's MMZ and LMZ, there is a higher difficulty to control the lionfish population through extractive activities, which adds to a lower impact on fishing (Goodbody-Gringley *et al.*, 2019), since hand-line fishing (most used art in mesophotic and deep zones) has a low catch rate for this species. Fish trap, the method that provides greater catch frequency (Merlano-Cera and García-Urueña, 2018), is a forbidden fishing practice inside the CPNNP.

Por tanto, en el área protegida se requiere la implementación de métodos de captura específicos para ecosistemas coralinos mesofóticos y profundos, dirigidos exclusivamente a esta especie (Harris *et al.*, 2020). La ampliación de la profundidad máxima de avistamiento en el PNNCP, hasta 160 m, corrobora la capacidad de invasión del pez león en ambientes mesofóticos, con las implicaciones que eso podría tener sobre su funcionalidad (Barbour *et al.*, 2011; Brightman-Claydon *et al.*, 2012; Agudo y Klein-Salas, 2014), teniendo en cuenta que estos ecosistemas han sido considerados de gran importancia para la conservación y protección debido a su alta riqueza íctica (Pinheiro *et al.*, 2016).

La abundancia del pez león en las zonas mesofóticas también está asociada al hábitat y disponibilidad de recurso alimentario, como ha sido evidenciado en otras zonas del Caribe (Agudo y Klein-Salas, 2014; Nuttall *et al.*, 2014). El PNNCP, por estar retirado de la costa (>32 km) y por tener un amplio intervalo de profundidad (34-1240 m), ofrece unas condiciones adecuadas para la proliferación del pez león en ambientes mesofóticos. La mayoría de avistamientos se dieron en sitios con esponjas de gran tamaño, agrupaciones de corales, octocorales y grandes rocas; la teoría afirma que la densidad del pez león en ECM es aparentemente afectada por complejidad del hábitat, lo que genera un nicho adecuado para esta especie (Andradi-Brown, 2019; Hunt *et al.*, 2019).

Adicionalmente, *Pterois* comparte el hábitat con muchas especies de peces e invertebrados de importancia ecológica y económica y busca alimento en lugares con agregaciones de peces, predominantemente de tallas pequeñas (Schmahl *et al.*, 2008). Esto coincide con lo observado en ZMS del Parque y en otras zonas mesofóticas y profundas (Nuttall *et al.*, 2014; Whitfield *et al.*, 2014), sustentando la idea de que *Pterois* impacta las poblaciones de peces nativos del Parque, ya sea por consumo de peces juveniles y especies pequeñas, como por competencia con especies mesodepredadoras nativas por presas o refugios (Goodbody-Gringley *et al.*, 2019; Hunt *et al.*, 2019).

Los especímenes capturados tuvieron una talla media mayor a la registrada en arrecifes someros del Caribe colombiano (Abril-Torres, 2012; Muñoz-Escobar y Gil-Agudelo, 2012; Gómez-Pardo, 2014; Pabón y Acero P., 2016; Romero-Arteaga, 2017; Merlano-Cera y García-Urueña, 2018). Además, también superan en tamaño a los descritos en la mayoría de estudios realizados en Atlántico occidental (ver revisión en Acero P. *et al.*, 2019), exceptuando lo encontrado por Eddy *et al.* (2016) en Bermuda ($33,5 \pm 0,2$ cm) y Muñoz *et al.* (2011) en Carolina del Norte, EE. UU. ($30,9 \pm 0,5$ cm).

Hence, in the protected area, the implementation of specific catching methods for mesophotic and coral ecosystems is required, which are exclusively directed toward this species (Harris *et al.*, 2020). The increase in the maximum sighting depth in CPNNP to 160 m confirms the fish's capabilities for invasion in mesophotic environments, with the implications that this might have on their functionality (Barbour *et al.*, 2011; Brightman-Claydon *et al.*, 2012; Agudo y Klein-Salas, 2014), considering that these ecosystems have been deemed of high importance for conservation and protection due to their high ichthyic richness (Pinheiro *et al.*, 2016).

Lionfish abundance in the mesophotic zones is also associated with the habitat and the availability of food resources, as it is evident in other Caribbean zones (Agudo and Klein-Salas, 2014; Nuttall *et al.*, 2014). The CPNNP, being away from the coast (>32 km) and having a wide depth interval (34-1240 m), offers adequate conditions for the proliferation of lionfish in mesophotic environments. Most sightings occurred in sites with large sponges, coral and octocoral groups, and big rocks; theory states that lionfish density in MRE is apparently affected by habitat complexity, which generates an adequate niche for this species (Andradi-Brown, 2019; Hunt *et al.*, 2019).

In addition, *Pterois* shares the habitat with many fish species and invertebrates of ecological and economic importance, and it looks for food in places with fish aggregations, mainly of small sizes (Schmahl *et al.*, 2008). This coincides with the observations in the park's UMZ and other mesophotic and deep zones (Nuttall *et al.*, 2014; Whitfield *et al.*, 2014), thus supporting the idea that *Pterois* impacts the park's native fish populations, either by consumption of juvenile fish and small species or by competing with native mesopredator species for preys or shelter (Goodbody-Gringley *et al.*, 2019; Hunt *et al.*, 2019).

The caught specimens had an average size larger than that recorded in shallow reefs of the Colombian Caribbean (Abril-Torres, 2012; Muñoz-Escobar and Gil-Agudelo, 2012; Gómez-Pardo, 2014; Pabón and Acero P., 2016; Romero-Arteaga, 2017; Merlano-Cera and García-Urueña, 2018). They also are larger than those described in most studies carried out in the Western Atlantic (see review in Acero P. *et al.*, 2019), except for what was found by Eddy *et al.* (2016) in Bermuda (33.5 ± 0.2 cm) and Muñoz *et al.* (2011) in North Carolina, USA (30.9 ± 0.5 cm). This agrees with the trend described in the invaded area that lionfish tend to be larger at greater depth (Andradi-Brown,

Esto concuerda con la tendencia descrita en el área invadida de que los peces león tienden a ser más grandes a mayor profundidad (Andradi-Brown, 2019; Bustos-Montes *et al.*, 2020), lo que se relaciona con que (a) las capturas se hacen primordialmente en sectores someros, lo que disminuye tamaño y peso promedio con el paso del tiempo (Frazer *et al.*, 2012; Henly, 2017) y (b) puede haber migraciones ontogénicas de ecosistemas someros a profundos (Barbour *et al.*, 2010; Biggs y Olden, 2011; Brightman-Claydon *et al.*, 2012).

Las estimaciones de las relaciones longitud-peso obtenidas no coinciden con el crecimiento alométrico registrado antes para esta especie (Barbour *et al.*, 2011; Darling *et al.*, 2011; de León *et al.*, 2013; Fogg *et al.*, 2013; Edwards *et al.*, 2014; Sandel *et al.*, 2015; Aguilar-Perera y Quijano-Puerto, 2016; Sabido-Itzá *et al.*, 2016; Villaseñor-Derbez y Fitzgerald, 2019; Chasqui *et al.*, 2020); sin embargo, se confirmó que los machos alcanzan mayores tallas (Edwards *et al.*, 2014). Fogg *et al.* (2019) afirman que el manejo de poblaciones de pez león requiere realizar estimaciones de las características del ciclo reproductivo y las tasas de crecimiento localmente, ya que en el caso de relación talla-peso existen diferencias significativas en estimaciones de biomasa calculadas a partir de la longitud de los peces cuando se están usando coeficientes diferentes a los de cada región en particular. Lo anterior, destaca la importancia de los hallazgos realizados, pionero en ambientes mesofóticos en Colombia, para el manejo y control de esta especie invasora en los ecosistemas locales. De este modo se podrá evaluar la efectividad de los programas asociados y el impacto sobre los ecosistemas, así como realizar futuras estimaciones de biomasa de esta especie.

Hábitos alimentarios

La alta proporción de presas en avanzado estado de digestión dificultó su identificación. Esto estuvo influenciado por el tiempo que se tardó entre captura y procesamiento de los ejemplares a causa de restricciones logísticas asociadas al muestreo en ambientes mesofóticos alejados de la costa. Por tanto, es necesario seguir analizando ejemplares de pez león, para conocer de forma más extensa y acertada su dieta en el Parque. En Bermudas también encontraron gran cantidad de estómagos con presas muy digeridas, infiriéndose que posiblemente la riqueza de presas del pez león podría ser mucho más amplia que la registrada (Eddy *et al.*, 2016). Además, la menor riqueza de presas en el PNNCP puede ser consecuencia a que en ambientes mesofóticos hay menor riqueza de especies con respecto a los someros, como lo registraron en Puerto Rico (Bejarano *et al.*, 2014), Curazao (Pinheiro *et al.*, 2016) y una revisión global de publicaciones entre 1968 y 2010

2019; Bustos-Montes *et al.*, 2020), which relates to the following: (a) captures are mainly made in shallow sectors, which decreases the average size and weight over time (Frazer *et al.*, 2012; Henly, 2017); and (b) there could be ontogenetic migrations of shallow ecosystems to deep ones (Barbour *et al.*, 2010; Biggs and Olden, 2011; Brightman-Claydon *et al.*, 2012).

The obtained length-weight ratios do not coincide with the allometric growth recorded earlier for this species (Barbour *et al.*, 2011; Darling *et al.*, 2011; de León *et al.*, 2013; Fogg *et al.*, 2013; Edwards *et al.*, 2014; Sandel *et al.*, 2015; Aguilar-Perera and Quijano-Puerto, 2016; Sabido-Itzá *et al.*, 2016; Villaseñor-Derbez and Fitzgerald, 2019; Chasqui *et al.*, 2020). However, it was confirmed that males reach larger sizes (Edwards *et al.*, 2014). Fogg *et al.* (2019) state that handling lionfish populations requires making estimations of the local reproductive cycle and growth rates because, in the case of the size-weight ratio, there are significant differences in biomass estimations calculated from the fish lengths when using coefficients different from those of each region in particular. The above highlights the importance of the findings made, pioneering in mesophotic environments in Colombia for handling and control of this invading species in the local ecosystems. In this way, the effectiveness of the associated programs and the impact on the ecosystems could be assessed, and future estimations of this species' biomass could be made.

Food habits

The high proportion of prey in an advanced state of digestion complicated their identification. This was influenced by the time elapsed between capture and processing of specimens due to logistic restrictions associated with the sampling in a mesophotic environment away from the coast. Therefore, it is necessary to keep analyzing lionfish specimens to know their diet more broadly and accurately in the park. In Bermuda, a big number of stomachs with very digested prey were found, inferring that possibly lionfish prey richness could be much broader than the registered one (Eddy *et al.*, 2016). Besides, the lower richness of preys in the CPNNP may be a consequence of the lower richness of species in mesophotic environments than in shallow ones, as was recorded in Puerto Rico (Bejarano *et al.*, 2014), Curaçao (Pinheiro *et al.*, 2016), and a global review of publications between 1968 and 2010 (Pyle *et al.*, 2019). In addition, lower diversity and biomass have been found in the deeper strata in Bermuda (Stefanoudis *et al.*, 2019a).

(Pyle *et al.*, 2019). A esto se añade que se ha encontrado menor diversidad y biomasa en los estratos más profundos en Bermudas (Stefanoudis *et al.*, 2019a).

Los ítems alimentarios encontrados en los análisis estomacales han sido previamente hallados en Estados Unidos, Bahamas, Bermudas, Golfo de México y el Caribe, donde la dieta del pez león está constituida principalmente por teleosteos y crustáceos (Morris *et al.*, 2009; Muñoz *et al.*, 2011; Dahl and Patterson, 2014; Sandel *et al.*, 2015; Eddy *et al.*, 2016; Acero P. *et al.*, 2019). Las familias de peces con mayor la importancia, Acanthuridae y Monacanthidae, han sido también registradas como presas en otros estudios en el Caribe, pero con una menor importancia numérica (Muñoz *et al.*, 2011; Pantoja-Echevarría *et al.*, 2017; Acero P. *et al.*, 2019), posiblemente debido a que se encontraban en menor frecuencia en los estómagos. Estas dos familias tienen especies que son observadas en el PNNCP con abundancias de ocasionales a comunes (Chasqui-Velasco and González-Corredor, 2019). La importancia de la familia Penaeidae en la dieta del pez león, coincide con lo encontrado en otros estudios (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2017; Acero P. *et al.*, 2019). En Cuba, se encontró que los individuos de tallas grandes consumieron principalmente camarones penéidos (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2017).

La amplitud del nicho trófico calculada fue contraria a las halladas en otros estudios en el Caribe, en los que el pez león se ha considerado como una especie generalista oportunista capaz de consumir gran cantidad de presas, llegando a superar las 200 especies (Acero P. *et al.*, 2019). Esta habilidad de adaptarse a diferentes ambientes ha permitido el éxito poblacional de *P. volitans* llegando en algunos lugares a diezmar poblaciones de especies nativas de Haemulidae, Labridae y Pomacentridae (Albins y Hixon, 2008; Morris y Akins, 2009; Green *et al.*, 2012).

En el PNNCP, las razones isotópicas de carbono y nitrógeno en el pez león fueron menores a las registradas en estudios desarrollados a latitudes más altas, tanto en ambientes someros (Muñoz *et al.*, 2011; Layman y Allgeier, 2012; Arredondo, 2016; Curtis *et al.*, 2017) como profundos (Eddy *et al.*, 2020), así como en arrecifes coralinos someros del Caribe colombiano (Acero P. *et al.*, 2019). El único estudio que tiene concentraciones similares de ambos isótopos fue realizado en Bahamas (O'Farrell *et al.*, 2014). Las menores concentraciones de isótopos en el ambiente mesofótico colombiano coinciden con lo encontrado recientemente en Bermudas (Eddy *et al.*, 2020). Las diferencias isotópicas entre zonas someras y profundas pueden ser reflejo de cambios en la estructura de la comunidad arrecifal en diversos taxones y de su baja

The food items found in the stomach analyses have been previously found in the USA, Bahamas, Bermuda, Gulf of Mexico, and the Caribbean, where lionfish's diet is mainly made up of teleostean and crustaceans (Morris *et al.*, 2009; Muñoz *et al.*, 2011; Dahl and Patterson, 2014; Sandel *et al.*, 2015; Eddy *et al.*, 2016; Acero P. *et al.*, 2019). The most important fish families, Acanthuridae and Monacanthidae, have been also recorded as preys in other studies in the Caribbean, but with lower numerical importance (Muñoz *et al.*, 2011; Pantoja-Echevarría *et al.*, 2017; Acero P. *et al.*, 2019), possibly due to the fact that they were found less frequently in the stomachs. These two families have species that are observed in the CPNNP with occasional to common abundances (Chasqui-Velasco and González-Corredor, 2019). The importance of the Penaeidae family in the lionfish's diet coincides with findings in other studies (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2017; Acero P. *et al.*, 2019). It was found in Cuba that large-size individuals mainly consumed penaeid shrimp (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2017).

The calculated amplitude of the trophic niche was against those found in other studies in the Caribbean, where lionfish have been considered a generalist opportunist species able to consume abundant prey, reaching more than 200 species (Acero P. *et al.*, 2019). This ability to adapt to different environments has allowed the population success of the *P. volitans*, decimating populations of Haemulidae, Labridae, and Pomacentridae native species in some places (Albins and Hixon, 2008; Morris and Akins, 2009; Green *et al.*, 2012).

In the CPNNP, the carbon and nitrogen isotopic ratios in lionfish were lower than those recorded in studies carried out at higher latitudes, both in shallow (Muñoz *et al.*, 2011; Layman and Allgeier, 2012; Arredondo, 2016; Curtis *et al.*, 2017) and deep (Eddy *et al.*, 2020) environments, and also in shallow coral reefs in the Colombian Caribbean (Acero P. *et al.*, 2019). The only study with similar concentrations in both isotopes was carried out in the Bahamas (O'Farrell *et al.*, 2014). The lowest concentrations of isotopes in the Colombian mesophotic environment coincides with recent findings in Bermuda (Eddy *et al.*, 2020). The isotopic differences between shallow and deep zones may reflect changes in the structure of the reef community for different taxa, and their low connectivity (Stefanoudis *et al.*, 2019a, 2019b), and therefore, the prey availability for lionfish may change (Eddy *et al.*, 2020). It is important to highlight that macroalgae and seagrass are

conectividad (Stefanoudis *et al.*, 2019a, 2019b), y por lo tanto, puede cambiar la disponibilidad de presas para el pez león (Eddy *et al.*, 2020). Es importante destacar que macroalgas y pastos marinos no son comunes en aguas profundas, por lo cual los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en presas del pez león pueden disminuir con la profundidad a medida que las fuentes de carbono se vuelven más planctónicas y pelágicas (Eddy *et al.*, 2020).

Los bajos intervalos de $\delta^{13}\text{C}$ (1,22 ‰) y $\delta^{15}\text{N}$ (2,28 ‰) coinciden con la amplitud de nicho de Levin en cuanto a que, en el PNNCP, *Pterois* tiende a comportarse como especialista, lo cual ha sido observado en algunas regiones del Gran Caribe como Cuba y Bahamas donde fue evidente en individuos de gran tamaño (Green *et al.*, 2012; Rojas-Vélez *et al.*, 2019). En este contexto, en el PNNCP se puede estar reflejando una especialización alimentaria, ya que en decenas de especies ícticas se ha evidenciado que las generalistas pueden presentar una segregación trófica a nivel de subgrupos de individuos en nichos pequeños (Bolnick *et al.*, 2003). Si esto es así, debe tenerse en cuenta que los grupos especializados de una especie generalista pueden afectar a presas de manera similar a las especialistas en cuanto a la reducción e incluso extinción local de las mismas (Araújo *et al.*, 2011). Sin embargo, los resultados de este estudio pueden estar influenciados, en mayor o menor medida, por el bajo tamaño muestral, por lo que se requeriría realizar más análisis para describir completamente la dieta de este depredador.

Reproducción

El desarrollo ovocitario observado histológicamente en hembras de *P. volitans* en PNNCP coincide con la descripción realizada en el Golfo de México y en Cuba (Fogg *et al.*, 2017; Cruz-López *et al.*, 2020). El hecho de que las hembras capturadas estuvieran sexualmente maduras a pesar de haberse recolectado en diferentes épocas del año, es un indicio del potencial reproductor de la especie y de su capacidad para mantenerse reproductivamente activa durante un largo período e incluso durante todo el año, como se ha descrito en otras regiones (Gardner *et al.*, 2015; Fogg *et al.*, 2017).

Este predominio de hembras maduras en ambientes profundos, coincide con lo encontrado en Bermudas (Eddy *et al.*, 2019) y sugiere que ambientes mesofóticos podrían ser lugares importantes para el ciclo de vida de esta especie, especialmente en lo concerniente a la reproducción. El patrón en el FC de las hembras durante la gametogénesis sugiere que hay una transferencia de energía (expresada en peso) para el desarrollo de ovarios. El IGS se incrementa durante la ovogénesis reflejando el aumento del peso relativo de gónadas,

not common in deep waters, so the $\delta^{13}\text{C}$ values in lionfish prey may decrease with depth as the carbon sources become more planktonic and pelagic (Eddy *et al.*, 2020).

The low intervals of $\delta^{13}\text{C}$ (1.22‰) and $\delta^{15}\text{N}$ (2.28‰) coincide with the amplitude of the Levin's niche in that, in CPNNP, *Pterois* tends to behave like a specialist, which has been observed in some regions of the Great Caribbean such as Cuba and Bahamas, where it was evident in large-size individuals (Green *et al.*, 2012; Rojas-Vélez *et al.*, 2019). In this context, in the CPNNP, there could be food specialization because, in tens of fish species, it has been evident that generalists can show trophic segregation at the level of subgroups of individuals in small niches (Bolnick *et al.*, 2003). If this is so, it should be considered that the specialized groups of a generalist species may affect preys in a similar way to the specialists regarding the decrease and even their local extinction (Araújo *et al.*, 2011). However, the results of this study may be influenced, to a greater or lesser extent, by the low sample size, so further analysis would be required to fully describe this predator's diet.

Reproduction

The histologically observed oocyte development in *P. volitans* females in the CPNNP coincides with the description made in the Gulf of Mexico and Cuba (Fogg *et al.*, 2017; Cruz-López *et al.*, 2020). The fact that caught females were sexually mature despite having been collected at different times of the year is a sign of the reproductive potential of the species and its capability to keep reproductively active for a long period or even during the whole year, as has been described in other regions (Gardner *et al.*, 2015; Fogg *et al.*, 2017).

This predominance of mature females in deep environments coincides with findings in Bermuda (Eddy *et al.*, 2019) and suggests that mesophotic environments could be important places for the lifecycle of this species, especially regarding reproduction. The CF pattern of females during gametogenesis suggests an energy transfer (expressed in weight) for the development of ovaries. The GSI increases during oogenesis, reflecting the increase in the relative weight of gonads, while the fat reserves accumulated in the liver move to the ovaries and the HSI decreases quickly (Costa, 2013; Domínguez-Petit *et al.*, 2017). However, in this study, the GSI and HSI behaviors are similar between stages, which goes to show that, in *Pterois*, the energy mobilization for the oogenesis is fast.



mientras que las reservas de grasa acumuladas en hígado se movilizan a los ovarios y el IHS disminuye rápidamente (Costa, 2013; Domínguez-Petit *et al.*, 2017); sin embargo, en este estudio los comportamientos de IGS e IHS son similares entre estados, lo que evidencia que en el *Pterois* la movilización de energía para la ovogénesis es rápida.

Esto coincide con las diferencias en tamaño encontradas entre los dos sexos, ya que de la energía obtenida las hembras asignan una mayor proporción a la formación de productos gonadales (Gadgil *et al.*, 1970) que al crecimiento somático. El pez león madura entre el primer y el segundo año de vida (Fogg *et al.*, 2017; Bustos-Montes *et al.*, 2020), y tiene alta tasa de mortalidad (Bustos-Montes *et al.*, 2020), por lo que su estrategia energética debe ser suficientemente eficiente como para mantener tasas reproductivas altas y constantes, que compensen el gasto reduciendo su crecimiento con la maduración (Fogg *et al.*, 2019), al igual que se ha comprobado en otros teleosteos (Reznick, 1983; Roff, 1983). En el caso de los machos, el hecho de alcanzar mayores tallas aumenta sus posibilidades de éxito en la competencia intrasexual y sus oportunidades de apareamiento (Shine, 1989; Fogg y Faletti, 2018). Los resultados de este primer estudio sobre la biología y ecología del pez león en el ambiente mesofótico del PNNCP resaltan la necesidad de continuar realizando esfuerzos de monitoreo y observaciones en todo el intervalo de profundidad del Parque, y la implementación de estrategias novedosas para control y manejo del pez león.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Universidad Jorge Tadeo Lozano (Utadeo), Parques Nacionales Naturales y al Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCP) por su apoyo y financiación. Los resultados son producto de los proyectos de UTADEO “Ecología y biología del pez león en dos ambientes contrastantes del Caribe colombiano. Fase V (código 822-15-17)” e “Invasiones biológicas en ambientes tropicales marinos: el caso del pez león (código 901-17-18)” y en el marco del subprograma de Manejo de Especies Invasoras del PNNCP. A Deibis Seguro de Scuba Cartagena y a la División de Buceo y Salvamento de la Armada Nacional por su apoyo en las jornadas de captura. Las observaciones con ROV y cámara de deriva fueron realizadas en los proyectos PRY-BEM-012-14 y “Mapeo de la distribución del ensamblaje de *Madracis* spp.” financiados por Invemar, ANH y Parques Nacionales. A Gabriel Navas Suárez y Adriana Bermúdez Tobón por su apoyo en los laboratorios de la Universidad de Cartagena. Christian

This coincides with the differences in size found between the two sexes because females allocate a greater proportion of the obtained energy to the formation of gonad products (Gadgil *et al.*, 1970) than to the somatic growth. Lionfish mature between the first and the second year of life (Fogg *et al.*, 2017; Bustos-Montes *et al.*, 2020) and has a high mortality rate (Bustos-Montes *et al.*, 2020), so its energetic strategy must be efficient enough to maintain high and constant reproductive rates that compensate the expense reducing their growth with maturing (Fogg *et al.*, 2019), as it has been confirmed in other teleosts (Reznick, 1983; Roff, 1983). In the case of males, the fact that they reach higher sizes increase their success possibilities in the intersexual competition and their mating opportunities (Shine, 1989; Fogg and Faletti, 2018). The results of this first study on the biology and ecology of lionfish in the CPNNP’s mesophotic environment highlight the need for continuing to make monitoring efforts and observations in the whole depth interval of the park and the implementation of new strategies for controlling and handling lionfish.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Universidad Jorge Tadeo Lozano (Utadeo), National Natural Parks, and the Corales de Profundidad Natural National Park (CPNNP) for their funding and support. The results are products of UTADEO’s projects *Ecología y biología del pez león en dos ambientes contrastantes del Caribe colombiano. Fase V (código 822-15-17)* and *Invasiones biológicas en ambientes tropicales marinos: el caso del pez león (código 901-17-18)*, and they are within the framework of the subprogram *Handling of invading species in the CPNNP*. We would like to thank Deibis Seguro from Scuba Cartagena and the Diving Division and Rescue of the National Navy for their support in the capture field trips. Observations with ROV and drifting cameras were made within the projects PRY-BEM-012-14 and *Mapeo de la distribución del ensamblaje de *Madracis* spp.*, which were funded by Invemar, ANH, and National Parks. We would like to thank Gabriel Navas Suárez and Adriana Bermúdez Tobón for their support in the laboratories of Universidad de Cartagena. Christian Sánchez Díaz prepared the cartography. We would also like to thank the undergraduate and graduate students that cooperated with sample processing, especially Nireth Sierra Sabalza, Shirley Bello Escobar, María Castellanos Jiménez, Margui Almario García, María Rodríguez, and Zuleima Vides Pedrozo. ASM received funding from Minciencias

Díaz Sánchez elaboró la cartografía. A los estudiantes de pregrado y posgrado que colaboraron en el procesamiento de muestras, especialmente a Nireth Sierra Sabalza, Shirly Bello Escobar, María Castellanos Jiménez, Margui Almario García, María Rodríguez y Zuleima Vides Pedrozo. ASM recibió financiamiento de Minciencias [convocatoria 860 de 2019]. DBM recibió financiamiento de Minciencias [convocatoria 647-2014] y de CEMarin [Convocatoria 5 de 2015]. Contribución No. 520 del Cecimar de la Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe.

(call for proposals 860 of 2019). DBM received funding from Minciencias (call for proposals 647-2014) and from CEMarin (call for proposals 5 of 2015). Contribution No. 520 of Cecimar of Universidad Nacional de Colombia, Caribbean campus.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Abril-Torres, A. 2012. Aspectos de la biología y ecología trófica y reproductiva del pez león, *Pterois volitans* (Linnaeus 1758), en San Andrés isla, Reserva de la Biosfera Seaflower, Caribe colombiano. Trabajo de grado Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 33 p.
- Acero P., A., D. Bustos-Montes, P. Pabón-Quintero, C.J. Polo-Silva and A. Sanjuan-Muñoz. 2019. Feeding habits of *Pterois volitans*: A real threat to Caribbean coral reef biodiversity: 269-314. In: Makowski, C. and C. Finkl (Eds). Impacts of invasive species on coastal environments. Coastal Research Library, Springer Publishing Company Inc., Cham, Switzerland. 482 p.
- Agudo, E.A. and E. Klein-Salas. 2014. Lionfish abundance, size structure and spatial distribution along the venezuelan coast (*Pterois volitans*, Pteroinae: Scorpaenidae). Rev. Biol. Trop., 62: 151-158.
- Aguilar-Perera, A. and L. Quijano-Puerto. 2016. Relations between fish length to weight, and otolith length and weight, of the lionfish *Pterois volitans* in the Parque Nacional Arrecife Alacranes, southern Gulf of Mexico. Rev. Biol. Mar. Oceanogr., 51 (2): 469-474.
- Albins, M.A. 2015. Invasive pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral-reef fishes. Mar. Ecol. Prog. Ser., 522: 231-243.
- Albins, M. and M. Hixon. 2008. Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. Mar. Ecol. Prog. Ser., 367: 233-238.
- Andrade-Amaya, C.A. 2001. Las corrientes superficiales en la cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. Rev. Acad. Col. Cienc. Ex. Fis. Nat., 25 (96): 321-335.
- Andradi-Brown, D.A. 2019. Invasive lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*): Distribution, impact, and management: 931-941. In: Loya, Y., K.A., Puglise and T. Bridge (Eds.) Mesophotic coral ecosystems. Corals of the World Springer International Publishing, Cham. 1003 p.
- Andradi-Brown, D.A., M.J.A. Vermeij, M. Slattery, M. Lesser, I. Bejarano, R. Appeldoorn, G. Goodbody-Gringley, A.D. Chequer, J.M. Pitt, C. Eddy, S.R. Smith, E. Brokovich, H.T. Pinheiro, M.E. Jessup, B. Shepherd, L.A. Rocha, J. Curtis-Quick, G. Eyal, T.J. Noyes, A.D. Rogers and D.A. Exton. 2017. Large-scale invasion of western Atlantic mesophotic reefs by lionfish potentially undermines culling-based management. Biol. Inv., 19 (3): 939-954.
- Araújo, M., D.I. Bolnick and C.A. Layman. 2011. The ecological causes of individual specialisation. Ecol. Lett., 14 (9): 948-958.
- Arias-González, J.E., C. González-Gándara, J. Luis Cabrera and V. Christensen. 2011. Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. Env. Res., 111 (7): 917-925.
- Arredondo, A.T. 2016. Comparación trófica del pez león, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) con tres especies de peces arrecifales del Caribe mexicano: a través del uso de isótopos estables y contenido estomacal. Maestría en Ciencias del Agua. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. Cancún. 108 p.
- Barbour, A.B., M.L. Montgomery, A.A. Adamson, E. Díaz-Ferguson and B.R. Silliman. 2010. Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 401: 291-294.
- Barbour, A.B., M.S. Allen, T.K. Frazer and K.D. Sherman. 2011. Evaluating the potential efficacy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) removals. PLoS ONE, 6 (5).
- Bejarano, I., R.S. Appeldoorn and M. Nemeth. 2014. Fishes associated with mesophotic coral ecosystems in La Parguera, Puerto Rico. Coral Reefs, 33 (2): 313-328.
- Biggs, C.R. and J.D. Olden. 2011. Multi-scale habitat occupancy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in coral reef environments of Roatan, Honduras. Aquat. Inv., 6 (3): 347-353.
- Bolnick, D.I., R. Svanbäck, J.A. Fordyce, L.H. Yang, J.M. Davis, C.D. Hulsey and M.L. Forister. 2003. The ecology of individuals: Incidence and implications of individual specialization. Am. Nat., 161 (1): 1-28.



- Brightman-Claydon, J.A., M.C. Calosso and S.B. Traiger. 2012. Progression of invasive lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 448: 119-129.
- Brown-Peterson, N.J., D.M. Wyanski, F. Saborido-Rey, B.J. Macewicz and S.K. Lowerre-Barbieri. 2011. A standardized terminology for describing reproductive development in fishes. *Mar. Coastal Fish.*, 3 (1): 52-70.
- Bustos-Montes, D., M. Wolff, A. Sanjuan-Muñoz and A. Acero P. 2020. Growth parameters of the invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Colombian Caribbean. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 38: 1-9.
- Cedeño-Posso, C., D. Alonso, M. Vides, V. Rocha, D. Morales, M. Bastidas, J.C. Aguirre, L. Chasqui, D. Ballesteros, A. Henao-Castro, M. Marrugo, C. Martínez, R. Preziosi y L. Barrios. 2015. Caracterización de las comunidades coralinas del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad en el Caribe colombiano: Una aproximación a la conservación de su biodiversidad. *Inf. Técn. Final Invermar*, Santa Marta. 212p.
- Cedeño-Posso, C., D. Alonso, D. Ballesteros, V. Yepes-Narváez, V. Rocha, A. Cardenas, L. Tavera, A. Polanco, G. Borrero, M. Garrido-Linares, A. Henao, M. Molina y D. Hernández. 2017. Mapeo de la distribución del ensamblaje de *Madracis* spp., en el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad. *Inf. Técn. Final Invermar*. Santa Marta. 61 p.
- Chasqui, D. Ballesteros, A. Henao-Castro, M. Marrugo, C. Martínez, R. Preziosi y L. Barrios. 2015. Caracterización de las comunidades coralinas del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad en el Caribe colombiano: Una aproximación a la conservación de su biodiversidad. *Inf. Técn. Final Invermar*, Santa Marta. 212 p.
- Chasqui, L., N. Rincón-Díaz and M.J. Vanegas. 2020. Abundance of the invasive lionfish *Pterois volitans* in the coastal coral reefs from Colombian Caribbean. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 49 (1): 157-170.
- Costa, A.M. 2013. Somatic condition, growth and reproduction of hake, *Merluccius merluccius*, in the Portuguese Coast. *Open J. Mar. Sci.*, 3 (1): 12-30.
- Côté, I.M., S.J. Green and M.A. Hixon. 2013. Predatory fish invaders: Insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean *Biol. Cons.*, 164: 50-61.
- Cruz-López, C., A. Sanz-Ochotorena, Y. Rodríguez-Gómez, R. Lara-Martínez, M. Segura-Valdez y L. Jiménez-García. 2020. Morfología de las gónadas maduras del pez león (*Pterois volitans*: Pisces, Scorpaenidae) en el litoral oeste de La Habana. *Rev. Invest. Mar.*, 40 (2): 25-42.
- Csirke B., J. 1989. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO, Roma. 79 p.
- Curtis, J.S., K.R. Wall, M.A. Albins and C.D. Stallings. 2017. Diet shifts in a native mesopredator across a range of invasive lionfish biomass. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 573: 215-228.
- Dahl, K. A. and W.F. Patterson. 2014. Habitat-specific density and diet of rapidly expanding invasive red lionfish, *Pterois volitans*, populations in the northern Gulf of Mexico, *PLoS ONE*, 9 (8): e105852.
- Darling, E.S., S.J. Green, J.K. O'Leary and I.M. Côté. 2011. Indo-Pacific lionfish are larger and more abundant on invaded reefs: A comparison of Kenyan and Bahamian lionfish populations. *Biol. Inv.*, 13 (9): 2045-2051.
- de León, R., K. Vane, P. Bertuol, V. Chamberland, F. Simal, E. Imms and M. Vermeij. 2013. Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endang. Spec. Res.*, 22 (2): 175-182.
- Domínguez-Petit, R., A. Anastasopoulou, L. Cubillos, H.D. Gerritsen, P. Gonçalves, M. Hidalgo, J. Kennedy, M. Korta, G. Marteinsdottir, C. Morgado, M. Muñoz, I. Quincozes, M. Saíza, A. Thorsen and F. Vitale. 2017. Maturity: 1-47. In: Domínguez-Petit, R., H. Murua, F. Saborido-Rey and E. Trippel (Eds.) *Applied fisheries reproductive biology for stock assessment and management*. CSIC. Vigo.
- Eddy, C., J. Pitt, J.A. Morris, S. Smith, G. Goodbody-Gringley and D. Bernal. 2016. Diet of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) in Bermuda. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 558: 193-206.
- Eddy, C., J. Pitt, K. Oliveira, J.J.A. Morris, J.C. Potts and D. Bernal. 2019. The life history characteristics of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) in Bermuda. *Env. Biol. Fish.*, 102: 887-900.
- Eddy, C., J.M. Pitt, J. Larkum, M.A. Altabet and D. Bernal. 2020. Stable isotope ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) in Bermuda. *Front. Mar. Sci.*, 7: 1-14.
- Edwards, M.A., T.K. Frazer and C.A. Jacoby. 2014. Age and growth of invasive lionfish (*Pterois* spp.) in the Caribbean Sea, with implications for management. *Bull. Mar. Sci.*, 90 (4): 953-966.
- Fogg, A.Q. and M.E. Faletti. 2018. Invasive lionfish (*Pterois* sp.) agonistic behavior observations. *Bull. Mar. Sci.*, 94 (1): 1-2.
- Fogg, A.Q., E.R. Hoffmayer, W.B. Driggers, M.D. Campbell, G.J. Pellegrin and W. Stein. 2013. Distribution and length frequency of invasive lionfish (*Pterois* sp.) in the northern Gulf of Mexico. *Gulf Carib. Res.*, 25: 111-115.
- Fogg, A.Q., N.J. Brown-Peterson and M.S. Peterson. 2017. Reproductive life history characteristics of invasive red lionfish (*Pterois volitans*) in the northern Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.*, 93 (3): 1-24.
- Fogg, A.Q., J.T. Evans, M.S. Peterson, N.J. Brown-Peterson, E.R. Hoffmayer and G.W. Ingram. 2019. Comparison of age and growth parameters of invasive red lionfish (*Pterois volitans*) across the northern Gulf of Mexico. *Fish. Bull.*, 117 (3): 125-139.

- Frazer, T.K., C.A. Jacoby, M.A. Edwards, S.C. Barry and C.M. Manfrino. 2012. Coping with the lionfish invasion: Can targeted removals yield beneficial effects? *Rev. Fish. Sci.*, 20 (4): 185-191.
- Gadgil, M. and W.H. Bossert. 1970. Life historical consequences of natural selection. *The Am. Nat.*, 104 (935): 1-24.
- Gardner, P.G., T.K. Frazer, C. A. Jacoby and R.P.E. Yanong. 2015. Reproductive biology of invasive lionfish (*Pterois* spp.). *Front. Mar. Sci.*, 2: 1-10.
- Gómez-Pardo, H.M. 2014. Ecología trófica del pez león *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) en tres formaciones coralinas del Caribe colombiano. Trabajo de grado Biología Marina. Univ. Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 57 p.
- González, J., M. Grijalba-Bendeck, A. Acero P. and R. Betancur-R. 2009. The invasive red lionfish, *Pterois volitans*, in the southwestern Caribbean Sea. *Aquat. Inv.*, 4 (3): 381-384.
- Goodbody-Gringley, G., C. Eddy, J.M. Pitt, A.D. Chequer and S.R. Smith. 2019. Ecological drivers of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) distribution across mesophotic reefs in Bermuda, *Front. Mar. Sci.*, 6: 1-12.
- Green, S.J., J.L. Akins and I.M. Côté. 2011. Foraging behaviour and prey consumption in the Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 433: 159-167.
- Green, S., J. Akins, A. Maljković and I. Côté. 2012. Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLoS ONE*, 7 (3): 1-3.
- Harris, H.E., A.Q. Fogg, S.R. Gittings, R.N.M. Ahrens, M.S. Allen and W.F. Patterson. 2020. Testing the efficacy of lionfish traps in the northern Gulf of Mexico. *PLoS ONE*, 15: 1-20.
- Henao-Castro, A., M. Marrugo y M.P. Molina. 2016. Invasión del pez león (*Pterois volitans*) en ecosistemas profundos del Caribe colombiano: Parque Nacional Natural Corales de Profundidad. *La Timonera*, 25: 61-63.
- Henly, L. 2017. Impacts of culling invasive lionfish (*Pterois* spp.) on native reef fish assemblages in Honduras. *Plymouth Stud. Scien.*, 10 (1): 22-40.
- Hunt, C.L., G.R. Kelly, H. Windmill, J. Curtis-Quick, H. Conlon, M.D.V. Bodmer, A.D. Rogers and D.A. Exton. 2019. Aggregating behaviour in invasive Caribbean lionfish is driven by habitat complexity. *Scient. Rep.*, 9 (1): 1-9.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis—a review of methods and their application. *J. Fish. Biol.*, 17: 411-429.
- Jackson, A.L., R. Inger, A.C. Parnell and S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER—Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *J. Anim. Ecol.*, 80 (3): 595-602.
- Kahng, S.E., J.R. García-Sais, H.L. Spalding, E. Brokovich, D. Wagner, E. Weil, L. Hinderstein and R.J. Toonen. 2010. Community ecology of mesophotic coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, 29 (2): 255-275.
- Kim, S.L. and P.L. Koch. 2012. Methods to collect, preserve, and prepare elasmobranch tissues for stable isotope analysis. *Env. Biol. Fish.*, 95 (1): 53-63.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological methodology*. Harper & Row Publishers, New York. 836 p.
- Labropoulou, M. and A. Eleftheriou. 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: Importance of morphological characteristics in prey selection. *J. Fish. Biol.*, 50(2): 324-340.
- Layman, C.A. and J.E. Allgeier. 2012. Characterizing trophic ecology of generalist consumers: A case study of the invasive lionfish in the Bahamas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 448: 131-141.
- Lloret, J., G. Schulman and M.R. Love. 2014. *Condition and health indicators of exploited marine fishes*. Wiley, Chichester. 247 p.
- Luiz, O.J., W.C.R. dos Santos, A.P. Marceniuk, L.A. Rocha, S.R. Floeter, C.E. Buck, A.G.C.M. de Klautau and C.E.L. Ferreira. 2021. Multiple lionfish (*Pterois* spp.) new occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. *Biol. Inv.*, 8: 1-7.
- Lysy, M., A.D. Stasko and H.K. Swanson. 2015. Package ‘nicheROVER’. 21 p.
- Marrugo, M. y C. Martínez. 2016. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad 2016-2017. Sistema de Parques Nacionales Naturales, Cartagena. 202 p.
- Martoja, R. and M. Martoja-Pierson. 1970. *Técnicas de histología animal*. Barcelona. 350 p.
- McDonald, J. 2014. *Handbook of biological statistics*. Parky House Publishing. Baltimore. 305 p.
- Merlano-Cera, M.M. y R. García-Urueña. 2018. Captura incidental en nasas del pez león *Pterois volitans* (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) en el Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 66 (3): 1197-2007.
- Mooney, H.A. and E.E. Cleland. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 98 (10): 5446-5451.
- Morales-Giraldo, D.F., V.L. Rocha-Gutiérrez y B.O. Posada-Posada. 2017. Geomorfología de los fondos submarinos del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, mar Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 46 (2): 73-90.
- Morris, J.A. and J.L. Akins. 2009. Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Env. Biol. Fish.*, 86 (3): 389-398.



- Morris, J.A., J. Akins, A. Barse, D. Cerino and D. Freshwater. 2009. Biology and ecology of the invasive lionfishes, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. Proc. 61st Gulf Carib. Fish. Inst., 61: 1-6.
- Morris, J.A., C. V. Sullivan and J.J. Govoni. 2011. Oogenesis and spawn formation in the invasive lionfish, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. Scient. Mar. 75 (1): 147-154.
- Muñoz, R.C., C.A. Currin and P.E. Whitfield. 2011. Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the southeast USA: Insights from stomach contents and stable isotopes. Mar. Ecol. Prog. Ser., 432: 181-193.
- Muñoz-Escobar, L. y D.L. Gil-Agudelo. 2012. Composición dietaria del pez león, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), en Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona. Bol. Invest. Mar. Cost., 41 (2): 471-477.
- Nuttall, M.F., M.A. Johnston, R.J. Eckert, J.A. Embesi, E.L. Hickerson and G.P. Schmahl. 2014. Lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) records within mesophotic depth ranges on natural banks in the northwestern Gulf of Mexico. BioInv. Rec., 3 (2): 111-115.
- O'Farrell, S., S. Bearhop, R.A.R. McGill, C.P. Dahlgren, D.R. Brumbaugh and P.J. Mumy. 2014. Habitat and body size effects on the isotopic niche space of invasive lionfish and endangered Nassau grouper, Ecosphere, 5 (10): 1-11.
- Pabón, P. y A. Acero P. 2016. Ecología trófica del invasor pez león *Pterois volitans* en el Caribe colombiano: impacto sobre familias ícticas de Santa Marta y San Andrés: 50-74. En: Campos C., N.H. y A. Acero P. (Eds.). Contribuciones en Ciencias del Mar de la Universidad Nacional de Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Pantoja-Echevarría, L.M., P.P. Chevalier-Monteagudo, D. Cabrera-Guerra, R.I. Corrada-Wong, D. Cobián-Rojas, H. Caballero-Aragón, A. García-Rodríguez y R.A. Fernández Osoria. 2017. Superposición de la dieta del pez león *Pterois volitans* (Teleostei: Scorpaenidae) con la de peces nativos de nivel trófico similar en Cuba. Bol. Invest. Mar. Cost., 46 (2): 115-134.
- Park, R. and S. Epstein. 1961. Metabolic fractionation of C¹³ & C¹² in plants. Plant Physiol., 36 (2): 133-138.
- Pauly, D. (1984). Fish population dynamics in tropical waters: A manual for use with programmable calculators. ICLARM Studies and Reviews 8. Philippines: International Center for Living Aquatic Resources Management-ICLARM.
- Pimiento, C., J.C. Nifong, M.E. Hunter, E. Monaco and B.R. Silliman. 2013. Habitat use patterns of the invasive red lionfish *Pterois volitans*: A comparison between mangrove and reef systems in San Salvador, Bahamas. Mar. Ecol., 36 (1): 28-37.
- Pinheiro, H.T., G. Goodbody-Gringley, M.E. Jessup, B. Shepherd, A.D. Chequer and L.A. Rocha. 2016. Upper and lower mesophotic coral reef fish communities evaluated by underwater visual censuses in two Caribbean locations. Coral Reefs, 35 (1): 139-151.
- Pinkas, L., M.S. Oliphant and I.L.K. Iverson. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. Fish Bull., 152: 1-105.
- Pujos, M., J.L. Pagliardini, R. Steer, G. Vernet and O. Weber. 1986. Influencia de la contracorriente norte colombiana para la circulación de las aguas en la plataforma continental: su acción sobre la dispersión de los efluentes en suspensión del río Magdalena. Bol. Cient. CIOH, 6: 3-16.
- Pyle, R.L., R.K. Kosaki, H.T. Pinheiro, L.A. Rocha, R.K. Whitton and J.M. Copus. 2019. Fishes: Biodiversity: 749-777. In: Loya, Y., K.A., Puglise and T. Bridge (Eds.). Mesophotic coral ecosystems. Corals of the World 12. Springer International Publishing, Cham, Switzerland. 1003 p.
- Reznick, D. 1983. The structure of guppy life histories: the tradeoff between growth and reproduction. Ecology, 64 (4): 862-873.
- Rocha, L.A., H.T. Pinheiro, B. Shepherd, Y.P. Papastamatiou, O.J. Luiz, R.L. Pyle and P. Bongaerts. 2018. Mesophotic coral ecosystems are threatened and ecologically distinct from shallow water reefs. Science, 361: 281-284.
- Roff, D.A. 1983. An allocation model of growth and reproduction in fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 1395-1404.
- Rojas-Vélez, S., J. Tavera and A. Acero P. 2019. Unraveling lionfish invasion: Is *Pterois volitans* truly a morphologically novel predator in the Caribbean?. Biol. Inv., 21: 1921-1937.
- Romero-Arteaga, D.A. 2017. Dieta del pez león *Pterois volitans* en dos ambientes del Caribe colombiano. Trabajo de grado Biología Marina, Univ. Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 67 p.
- Sabido-Itzá, M.M., A. Aguilar-Perera and A. Medina-Quej. 2016. Length-weight and length-length relations, and relative condition factor of red lionfish, *Pterois volitans* (Actinopterygii: Scorpaeniformes: Scorpaenidae), from two natural protected areas in the Mexican Caribbean. Acta Ichthyol. Piscat., 46 (4): 279-285.
- Sánchez, J.A., L.F. Dueñas, F. González, M. Gómez y J. Andrade. 2016. Primeras exploraciones en los arrecifes mesofóticos del PNN Corales de Profundidad mediante recirculadores (CCR Trimix), Caribe colombiano. Univ. Andes, Bogotá. 24 p.
- Sandel, V., D. Martínez-Fernández, D. Wangpraseurt and L. Sierra. 2015. Ecology and management of the invasive lionfish *Pterois volitans/miles* complex (Perciformes: Scorpaenidae) in southern Costa Rica, Rev. Biol. Trop., 63 (1): 213-221.
- Schmahl, G.P., E.L. Hickerson and W.F. Precht. 2008. Biology and ecology of coral reefs and coral communities in the Flower Garden Banks region, northwestern Gulf of Mexico: 221-261. In: Riegl, B. and R. Dodge (Eds.) Coral Reefs of the USA. Coral Reefs of the World, vol 1. Springer, Dordrecht. 803 p.

- Schofield, P.J. 2009. Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the western north Atlantic and Caribbean Sea. *Aquat. Inv.*, 4 (3): 443-449.
- Schofield, P.J. 2010. Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquat. Inv.*, 5 (1): 117-122.
- Shine, R. 1989. Ecological causes for the evolution of sexual dimorphism: A review of the evidence. *Q. Rev. Biol.*, 64 (4): 419-461.
- Stefanoudis, P. V., E. Gress, J.M. Pitt, S.R. Smith, T. Kincaid, M. Rivers, D.A. Andradi-Brown, G. Rowlands, L.C. Woodall and A.D. Rogers. 2019a. Depth-dependent structuring of reef fish assemblages from the shallows to the rariphotic zone. *Front. Mar. Sci.*, 6: 1-16.
- Stefanoudis, P. V., M. Rivers, S.R. Smith, C.W. Schneider, D. Wagner, H. Ford, A.D. Rogers and L.C. Woodall. 2019b. Low connectivity between shallow, mesophotic and rariphotic zone benthos. *R. Soc. Open Sci.*, 6: 1-13.
- Tornabene, L. and C.C. Baldwin. 2017. A new mesophotic goby, *Palatogobius incendius* (Teleostei: Gobiidae), and the first record of invasive lionfish preying on undescribed biodiversity. *PLoS ONE*, 12 (5): 1-20.
- Villaseñor-Derbez, J.C. and S. Fitzgerald. 2019. Spatial variation in allometric growth of invasive lionfish has management implications, *PeerJ*, 2019 (4):2-15. <https://peerj.com/articles/6667/>
- Whitfield, P.E., T. Gardner, S.P. Vives, M.R. Gilligan, W.R.C. Jr, G.C. Ray and J.A. Hare. 2002. Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 235:289-297.
- Whitfield, P.E., R.C. Muñoz, C.A. Buckel, B.P. Degan, D.W. Freshwater and J.A. Hare. 2014. Native fish community structure and Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* densities along a depth-temperature gradient in Onslow Bay, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 509: 241-254.
- Zar, J.H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 921 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 21/08/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 26/08/2021



Distribución y biomasa de anchoveta (*Engraulis ringens*) y múnida (*Pleuroncodes monodon*) en el ecosistema marino de la Reserva Nacional de Paracas, región sur del Perú

Distribution and biomass of anchovy (*Engraulis ringens*) and pelagic red squat lobster (*Pleuroncodes monodon*) in marine ecosystem of Paracas National Reserve, southern Peru

Rodolfo Cornejo^{1*}, Luis La Cruz y Ramiro Castillo

 0000-0001-9325-6512  0000-0002-2208-4538  0000-0003-0580-2742

1. Instituto del Mar del Perú (Imarpe). Esq. Gamarra y General Valle s/n. Chucuito. Callao, Perú. rcornejo@imarpe.gob.pe*; recpesq@gmail.com; llacruz@imarpe.gob.pe; prcastillo@imarpe.gob.pe

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

El presente estudio determinó la distribución y biomasa de la anchoveta y múnida relacionadas a las características oceanográficas en el Área Marina Protegida de la Reserva Nacional de Paracas en el Sistema Norte de la Corriente de Humboldt. Se recolectó información acústica, biológica y oceanográfica del hábitat pelágico en cruceros de investigación efectuados por el Instituto del Mar del Perú durante el verano y primavera de 2018, 2019 y 2020. Los resultados obtenidos indicaron que la ocupación espacial del hábitat pelágico de la anchoveta y múnida estuvieron influenciados por la dinámica de afloramientos, masas de aguas y una somera e intensa Zona Mínima de Oxígeno. Se registró una sobreposición espacial de altas biomásas de anchoveta y múnida en la capa superficial durante la noche. Aunque con presencia de enjambres densos de múnida en aguas intermedias anóxicas de la Zona Mínima de Oxígeno durante el día. El Área Marina Protegida de la Reserva Nacional de Paracas funciona como zona de protección de la estructura y funcionamiento del ecosistema pelágico nerítico y fortalece la producción pesquera del stock de anchoveta en el Sistema Norte de la Corriente de Humboldt.

PALABRAS CLAVE: ecología espacial, acústica pesquera, recursos hidrobiológicos, servicios ecosistémicos.

ABSTRACT

The present study determined the distribution and biomass of the Peruvian anchovy and pelagic red squat lobster related to the oceanographic characteristics in the marine protected area of the Paracas National Reserve in the Northern Humboldt Current System. Acoustic, biological, and oceanographic information was collected on the pelagic habitat in surveys carried out by the Peruvian Marine Research Institute during the summer and spring of 2018, 2019, and 2020. The results obtained indicated that the spatial occupation of the pelagic habitat of Peruvian anchovy and pelagic red squat lobster were influenced by the dynamics of upwelling, water masses, and a shallow and intense Oxygen Minimum Zone. Spatial overlap of high biomass of Peruvian anchovy and pelagic red squat lobster were recorded in the surface layer during the night. Although, with the presence of dense swarms of múnida in anoxic intermediate waters of the Oxygen Minimum Zone during the day. The Marine Protected Area off the Paracas National Reserve functions as a protection zone for the structure and functioning of the pelagic-neritic ecosystem and strengthens the fishery production of Peruvian anchovy stock in the Northern Humboldt Current System.

KEYWORDS: spatial ecology, fisheries acoustic, hydrobiological resources, ecosystem services.

INTRODUCCIÓN

La anchoveta (*Engraulis ringens*) es una especie endémica y dominante del Sistema Norte de la Corriente de Humboldt (SNCH), con biomásas anuales estimadas entre 1,7 y 12,7 millones de t en los últimos 20 años, la cual sustenta la pesquería sostenible más grande del mundo (Vildoso *et al.*, 1999; Castillo *et al.*, 2020a). Por otro lado, la múnida (*Pleuroncodes monodon*) es un crustáceo decápodo que habita el ecosistema pelágico nerítico y es considerado un recurso pesquero potencial por sus niveles de abundancia que varían entre 1,5 y 3,5 millones de t durante el verano y primavera (Chirichigno, 1970; Gutiérrez *et al.*, 2008; Castillo *et al.*, 2020a, 2020b).

La Reserva Nacional de Paracas (RNP), ubicada al sur del Perú en las provincias de Pisco e Ica, fue creada el 25 de septiembre de 1975, con una extensión de 335 000 ha, de las cuales 35 % corresponden a tierra firme e islas y el 65 % a aguas marinas (Decreto Supremo N° 1281- 75-AG; Jacinto, 2014; Guezal y Wickel, 2015). El ecosistema marino de la RNP es de alta productividad debido a la ocurrencia de procesos de afloramiento y una intensa Zona Mínima de Oxígeno (ZMO) propios del SNCH (Strub *et al.*, 1998; Messié y Chavez, 2015), lo cual sustenta la gran biodiversidad y biomasa marina de la provincia Peruano-Chilena (templada-fría) conformada por aves residentes y migratorias, así como cetáceos, delfines, lobos marinos, tortugas marinas, peces, crustáceos e invertebrados, destacando por su mayor frecuencia de ocurrencia la anchoveta (*Engraulis ringens*), pintadilla (*Cheilodactylus variegatus*), concha de abanico (*Argopecten purpuratus*), choro (*Aulacomya atra*), caracol chino (*Crossata ventricosa*), caracol (*Thaisella chocolata*), palabrita (*Transennella pannosa*), jaiba (*Cancer porteri*), cangrejo peludo (*Romaleon setosus*), aracanto palo (*Lessonia trabeculata*), lapa negra (*Fissurella latimarginata*) y erizo rojo (*Loxechinus albus*) (Vélez, 1975; Vildoso *et al.*, 1999; Chirichigno y Cornejo, 2001; Paz *et al.*, 2002; Reyes *et al.*, 2007; Guezal y Wickel, 2015; Flores *et al.*, 2019; Goya *et al.*, 2020). Sin embargo, existen escasos estudios sobre la densidad poblacional de especies marinas en áreas marinas protegidas (AMP), siendo importante como herramienta de gestión para la conservación, recuperación de los ecosistemas marinos y sus servicios ecosistémicos, así como mecanismos de mitigación de los efectos del cambio climático (FAO, 2012; Spalding *et al.*, 2013; Cutipa-Luque *et al.*, 2020).

El presente estudio tiene por objetivo determinar la distribución y biomasa de anchoveta y múnida y su relación con las características oceanográficas en la zona marino costera de la RNP.

INTRODUCTION

Anchovy (*Engraulis ringens*) is an endemic and dominant species of the Northern Humboldt Current System (SNCH), with an estimated biomass between 1.7 and 12.7 million t in the last 20 years, which sustains the largest sustainable fishery in the world (Vildoso *et al.*, 1999; Castillo *et al.*, 2020a). On the other hand, the red squat lobster (*Pleuroncodes monodon*) is a decapod crustacean that inhabits the neritic pelagic ecosystem and is considered to be a potential fishing resource due to its abundance levels, which vary between 1.5 and 3.5 million t during the summer and spring (Chirichigno, 1970; Gutiérrez *et al.*, 2008; Castillo *et al.*, 2020a, 2020b).

The Paracas National Reserve (RNP), located in the southern Peruvian provinces of Pisco and Ica, was created on September 25, 1975, with an extension of 335 000 ha, out of which 35 % corresponds to the mainland and 65 % to marine waters (Decreto Supremo N° 1281- 75-AG; Jacinto, 2014; Guezal and Wickel, 2015). The RNP marine ecosystem has a high productivity, given the occurrence of upwelling processes and an intense oxygen minimum zone (OMZ), which is typical of the SNCH (Strub *et al.*, 1998; Messié and Chavez, 2015). This sustains the great marine biodiversity and biomass of the Peruvian-Chilean province (temperate-cold) consisting of resident and migrant birds, as well as cetaceans, dolphins, sea lions, sea turtles, fish, crustaceans, and invertebrates, where the following are highlighted due to their higher occurrence frequency: the anchovy (*Engraulis ringens*), the Peruvian morwong (*Cheilodactylus variegatus*), the purple scallop (*Argopecten purpuratus*), the ribbed mussel (*Aulacomya atra*), the swollen frog shell (*Crossata ventricosa*), the *Thaisella chocolata* sea snail, the fine clam (*Transennella pannosa*), the jaiba (*Cancer porteri*), the jaiba peluda (*Romaleon setosus*), the *Lessonia trabeculate* kelp, the lapa negra (*Fissurella latimarginata*), and the red sea urchin (*Loxechinus albus*) (Vélez, 1975; Vildoso *et al.*, 1999; Chirichigno and Cornejo, 2001; Paz *et al.*, 2002; Reyes *et al.*, 2007; Guezal and Wickel, 2015; Flores *et al.*, 2019; Goya *et al.*, 2020). However, there are few studies on the population density of marine species in marine protected areas (MPA). Said studies are important management tools for the preservation and recovery of marine ecosystems and their services, as well as for mitigation mechanisms regarding the effects of climate change (FAO, 2012; Spalding *et al.*, 2013; Cutipa-Luque *et al.*, 2020).

The objective of this study is to determine the distribution and biomass of anchovy and red squat lobster, as well as their relationship with the oceanographic characteristics of the coastal-marine area of the RNP.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El ámbito geográfico del estudio comprendió el ecosistema marino correspondiente al área de influencia directa e indirecta del AMP de la RNP, en la zona sur del Pacífico suroriental del Perú de la Corriente de Humboldt entre Cerro Azul (13°01'S, 76°20'W) y San Juan (15°20'S, 75°19'W) (Figura 1). Se consideró como área de influencia directa la propia RNP y como área de influencia indirecta las áreas colindantes entre Cerro Azul y Punta Caballas, y un alcance horizontal desde 0,56 km [0,3 millas náuticas (mn)] hasta 185,20 km (100 mn) de distancia a la costa.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The geographic scope of the study encompassed the marine ecosystem corresponding to the direct and indirect influence areas of the RNP's MPA, in the southern region of the Peruvian Southwestern Pacific Humboldt Current, between Cerro Azul (13°01'S, 76°20'W) and San Juan (15°20'S, 75°19'W) (Figure 1). The RNP itself was considered as a direct influence area and the adjacent areas between Cerro Azul and Punta Caballas as indirect influence areas. This implies a horizontal scope from 0,56 km [0.3 nautical miles (nmi)] up to 185.20 km (100 nmi) from the coast.

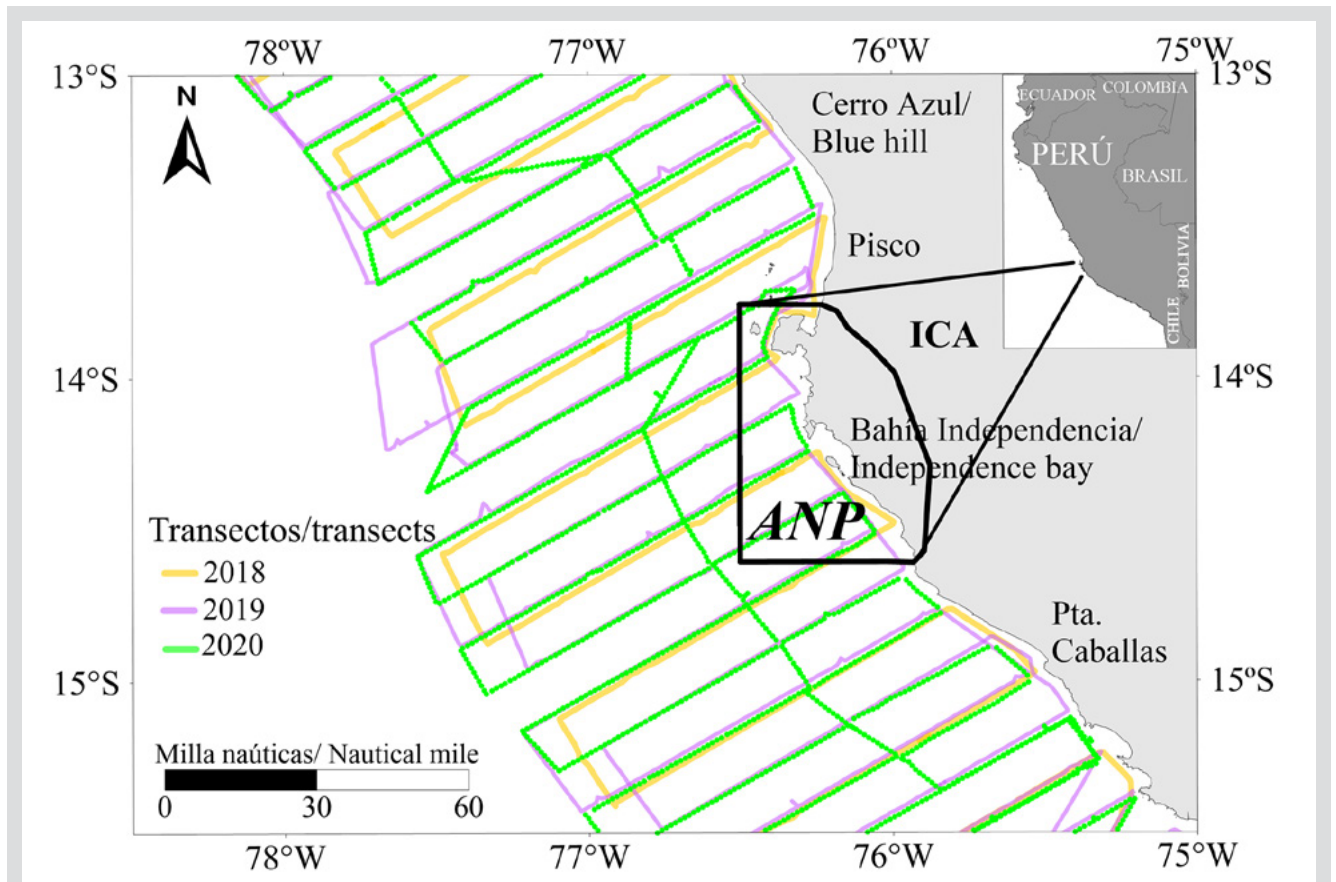


Figura 1. Transectos de los cruceros de evaluación hidroacústica 2018–2020 en el Área Natural Protegida (ANP) “Reserva Nacional de Paracas”, Pisco-ICA, Perú (polígono de línea continua de color negro).

Figure 1. 2018–2020 Transects of the hydroacoustic assessment cruises in natural protected areas (NPA), Paracas National Reserve, Pisco-ICA, Peru (continuous black line polygon).

Recolecta y análisis de datos acústicos, biológicos y oceanográficos

Los datos acústicos, biológicos y oceanográficos fueron recolectados durante el desarrollo de los Cruceros de Evaluación Hidroacústica de Recursos Pelágicos por el

Acoustic, biological, and oceanographic data collection and analysis

Acoustic, biological, and oceanographic data were collected during the Cruises for Hydroacoustic Assessment of Pelagic Resources carried out by Sea Institute of Peru

Instituto del Mar del Perú (Imarpe) con la participación de los Buques de Investigación Científica (BICs): José Olaya Balandra, Luis Flores Portugal y Humboldt, durante los meses de verano (febrero-marzo) y primavera (septiembre-octubre) de 2018, 2019 y 2020. Estos cruceros tuvieron como finalidad determinar la distribución y biomasa de los recursos pelágicos frente a toda la costa peruana (Tumbes 03°30' -Tacna 18°20' S). Para el presente trabajo se utilizó como área de estudio donde se sitúa la RNP entre 13°00' (Cerro Azul) y 15°30'S (al sur de Punta Caballas).

Datos acústicos

Los datos acústicos (Coeficiente Náutico del Área de Dispersión Acústica–NASC- $m^2 mn^2$ [MacLennan *et al.*, 2002]) para la anchoveta y la múnida fueron recolectados durante los cruceros 1802-04, 1809-11, 1902-03, 1909-11 y 2002-03 (los dos primeros dígitos de la codificación corresponden a los dos últimos dígitos del año, seguido de los dígitos que corresponden a los meses en que fue realizado el crucero).

El diseño de muestreo acústico se realizó por el método sistemático (Simmonds y MacLennan, 2005), que consistió en transectos o perfiles perpendiculares a la línea de costa y paralelos entre sí, con una separación de 18,52 km (10 mn). La longitud o distancia de los transectos fue desde 0,56 hasta 185,2 km (0,3-100 mn) de distancia de la costa. La velocidad de navegación del crucero fue 18,5 km/h (10 nudos) y la unidad básica de muestreo acústico fueron 1,85 km (1 mn). Las millas náuticas totales evaluadas fueron 4453 (8246,96 km) en 2018, 4411 (8169,17 km) en 2019 y 2320 (4296,64 km) en 2020. Las mediciones acústicas de las especies objetivo se efectuaron con ecosondas científicas multifrecuencia de la marca Simrad Kongsberg EK80 (18, 38, 70, 120 y 200 kHz) y EK 60 (38 y 120 kHz). Las calibraciones de las ecosondas se realizaron antes de iniciar los cruceros, según la metodología estándar (Simmonds y MacLennan, 2005; Demer *et al.*, 2015), utilizando esferas de calibración de cobre (Cu) y de carburo de tungsteno (WC). Los resultados de las calibraciones fueron aceptables (error cuadrático medio menor a 0,4 dB), según los indicadores y las recomendaciones del fabricante y el grupo de expertos en materia de acústica pesquera del International Council for the Exploration of the Sea (ICES).

Datos biológicos

Se recolectaron datos sobre la estructura de tallas (cm) y se estimaron los parámetros de *a* y *b* de la relación longitud (cm)-peso (g) de la anchoveta y múnida. Como muestreador se utilizaron las redes de arrastre pelágico de media agua de tipo Granton con aberturas verticales de 12 m para el BIC José

(Imarpe), with the participation of the José Olaya Balandra, Luis Flores Portugal, and Humboldt Scientific Research Vessels (SRV), during the months of summer (February-March) and spring (September-October) of 2018, 2019, and 2020. These cruises had the purpose of determining the distribution and biomass of the pelagic resources along the entirety of the Peruvian coast (Tumbes 03°30' -Tacna 18°20' S). For this work, the RNP, between 13°00' (Cerro Azul) and 15°30'S (south of Punta Caballas), was used as a study area.

Acoustic data

The acoustic data (Nautical Area Scattering Coefficient, NASC [$m^2 mn^2$]) (MacLennan *et al.*, 2002) for anchovy and red squat lobster were collected during the 1802-04, 1809-11, 1902-03, 1909-11, and 2002-03 cruises (the first two digits of each code correspond to the two last digits of the year, followed by the digits corresponding to the months in which the cruise was carried out).

The acoustic sampling design was performed using the systematic method (Simmonds and MacLennan, 2005), which consisted of transects or profiles perpendicular to the coastline and parallel to each other, with a separation of 18.25 km (10 nmi). The length or distance of the transects was from 0,56 to 185.25 km (0.3-100 nmi) from the coast. The cruise navigation speed was 18.5 km/h (10 knots), and the basic acoustic sampling unit was 1.85 (1 nmi). The total nautical miles evaluated were 4453 (8246.96 km) in 2018, 4411 (8169.17 km) in 2019, and 2320 (4296.64 km) in 2020. Acoustic measurements of the target species were conducted with Simrad Kongsberg EK80 (18, 38, 70, 120, and 200 kHz) and EK60 (38 and 120 kHz) scientific multifrequency echo sounders. Calibrations of the echo sounders were performed before the cruises started according to the standard methodology (Simmonds and MacLennan, 2005; Demer *et al.*, 2015), using copper (Cu) and tungsten carbide (WC) calibration spheres. The calibration results were acceptable (a mean squared error lower than 0.4 dB), according to the manufacturer's indicators and recommendations from the manufacturer and the International Council for the Exploration of the Seas' (ICES) expert group regarding fisheries acoustics.

Biological data

Data were collected on the size structure (cm), and the *a* and *b* parameters of the length-to-weight ratio [cm-g] of anchovy and red squat lobster were estimated. As a sampler, Granton-type pelagic midwater trawl nets were used, with vertical openings of 12 m for SRV José Olaya Balandra (with

Olaya Balandra (con sensores inalámbricos de pesca NOTUS), 8 m para el *BIC* Luis Flores Portugal y 14 m para el *BIC* Humboldt.

Datos oceanográficos

Para establecer los parámetros ambientales de preferencia de la anchoveta y la múnida fueron usados datos superficiales y verticales del CTD-O Seabird (Current-Temperature-Depth-Dissolved Oxygen). En los transectos se efectuaron estaciones oceanográficas por hora de navegación, lo que permitió recolectar parámetros físicos de la superficie del mar (temperatura, salinidad y oxígeno). Los registros de temperatura (°C) en la columna de agua se realizaron en las seis estaciones (5, 10, 20, 50, 70 y 100 mn de la costa) del perfil oceanográfico frente a Pisco (13° 42'S) con un CTD-O y un termómetro de superficie. Las muestras de la salinidad superficial del mar se analizaron a bordo con el Portasal Guildline modelo 8410A por el método de inducción. El oxígeno disuelto en superficie se calculó empleando la metodología de Winkler modificada por Carrit y Carpenter (1966). El muestreo vertical de los parámetros físicos (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) se realizó con el despliegue de la CTD-O en el perfil oceanográfico de Pisco, desde la superficie del mar hasta 500 m de profundidad.

Procesamiento de datos acústicos y estimación de la biomasa

La discriminación acústica fue realizada en el programa *EchoView* versión 9 (Myriax, Hobart; www.echoview.com), la identificación de los ecotrazos de las especies detectadas (anchoveta y múnida) fue de acuerdo a la composición de la captura del lance de pesca, tipo de ecotrazo característico de cada especie y por el análisis multifrecuencia (gráficos de respuesta acústica en frecuencia de los cardúmenes de anchoveta y agregaciones de múnida) (Castillo *et al.*, 2009; La Cruz *et al.*, 2017).

El post-procesamiento de información y tratamiento de datos acústicos se efectuó de acuerdo al protocolo técnico para la evaluación acústica de las áreas de distribución y abundancia de recursos pelágicos en el mar peruano (Castillo *et al.*, 2009).

La determinación de las áreas de distribución de la densidad y concentraciones de la anchoveta y la múnida fueron realizadas por interpolación de los datos NASC, que es una medida de la energía acústica retrodispersada de un blanco (especies evaluadas) en la columna de agua (eointegración), obtenidos de la exportación de los cardúmenes y agregaciones detectados en el programa *EchoView*.

NOTUS wireless fishing sensors), 8 m for *SRV* Luis Flores Portugal, and 14 m for *SRV* Humboldt.

Oceanographic data

To establish the environmental parameters of preference for anchovy and red squat lobster, superficial and vertical CTD-O Seabird data were used (Current-Temperature-Depth-Dissolved Oxygen). Oceanographic stations were set up on the transects per navigation hour, which allowed collecting physical parameters from the surface of the sea (temperature, salinity, and oxygen). The measurements of the temperature (°C) in the water column were taken at the six stations (5, 10, 20, 50, 70, and 100 nmi from the coast) regarding the oceanographic profile in front of Pisco (13° 42'S) with a CTD-O and a surface thermometer. The surface salinity samples from the sea were analyzed on board with a Portasal Guideline Model 8410A by means of the induction method. Vertical sampling of physical parameters (temperature, salinity, and dissolved oxygen) was performed by deploying the CTD-O in the oceanographic profile of Pisco, from the sea surface down to a depth of 500 m.

Acoustic data processing and biomass estimation

Acoustic discrimination was performed with the *EchoView* software, version 9 (Myriax, Hobart; www.echoview.com). Identification of the echo-traces from the detected species (anchovy and red squat lobster) was carried out according to the following aspects: the composition of what was captured by the fishing set, the type of echo-trace typical of each species, and multifrequency analysis (acoustic response graphs with the frequency of anchovy shoals and the red squat lobster aggregations) (Castillo *et al.*, 2009; La Cruz *et al.*, 2017).

The postprocessing of information and the handling of acoustic data were performed in accordance with the technical protocol for the acoustic evaluation of distribution and pelagic resource abundance areas in the Peruvian sea (Castillo *et al.*, 2009).

The determination of the density distribution areas and the concentrations of anchovy and red squat lobster was carried out by interpolation of the NASC data, which is a measurement of the backscattered acoustic energy from a target (evaluated species) in the water column (echo integration). These are obtained by exporting the shoals and aggregations detected on the *EchoView* software.

Moreover, for the vertical distribution of the species, the acoustic backscattering intensity was used (S_v , dB re 1 m^{-1}),

Asimismo, para la distribución vertical de las especies, se utilizó la fuerza del volumen de retrodispersión acústica (S_v , dB re 1 m^{-1}), que indica la densidad de una agregación o cardumen, y que es directamente proporcional a la biomasa expresada en decibeles (Simmonds y MacLennan, 2005). Los estimados de abundancia o biomasa fueron obtenidos por el método de estratificación en Áreas Iso Paralitorales (AIP) de $18,52 \times 55,56 \text{ km}$ ($10 \times 30 \text{ mn}$), cuya formulación matemática está descrita en Castillo *et al.* (2009):

$$B(i) = \frac{NASC \times A \times aL^b}{4\pi 10^{TS/10}}$$

Donde B(i) se refiere a la biomasa en el AIP(n), A es igual al área expresada en mn^2 de cada AIP. Los parámetros a y b son constantes de la relación longitud (cm)-peso (g) y L se refiere la talla media. TS (TS, Target Strength) se refiere a la ecuación de la fuerza de blanco para cada especie y rango de tallas específicas (Castillo *et al.*, 2009).

Análisis de la relación recurso-ambiente

La relación de la presencia de anchoveta y múnida con las variables oceanográficas, fue realizado mediante los Modelos Aditivos Generalizados (GAM), de la familia gaussiana y función link: identidad. Previamente, fue realizado un análisis exploratorio con el fin de identificar las autocorrelaciones espaciales y la identificación de colinealidad de las variables explicativas, utilizando el método de Spearman (parcelas) (Zuur, 2012). Los GAM se aplican a un conjunto de datos acústicos y físico-oceanográficos para examinar los efectos de las variables ambientales sobre las distribuciones y/o densidades de la anchoveta y múnida.

La variable dependiente correspondió a las muestras acústicas de 1 mn con los valores NASC de anchoveta y múnida, y las variables independientes fueron la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en la superficie del mar. Los análisis se llevaron a cabo para cada crucero de investigación. Los valores NASC de las muestras acústicas se transformaron logarítmicamente debido a la amplia gama de valores.

Los análisis GAM, se realizaron con el paquete *mgcv* (versión 1,8-34) del programa R (R Development Core Team, 2020). La desviación explicada (análoga a la varianza en una regresión lineal), se ajustó de acuerdo a las puntuaciones r^2 y *generalised cross-validation* (GCV). Se trazaron las formas funcionales para las covariables seleccionadas. Cuando las pendientes de las formas funcionales son positivas, las covariables están relacionadas positivamente con las variables dependientes o viceversa (Wood, 2006, 2017).

which indicates the density of an aggregation or shoal and is directly proportional to the biomass as well as expressed in decibels (Simmonds and MacLennan, 2005). The abundance or biomass estimates were obtained using the stratification method in Iso-para-littoral areas (AIP) of $18.52 \times 55.56 \text{ km}$ ($10 \times 30 \text{ nmi}$), whose formulation is described in Castillo *et al.* (2009):

$$B(i) = \frac{NASC \times A \times aL^b}{4\pi 10^{TS/10}}$$

Where B(i) refers to the biomass in AIP(n), A is the area of each AIP expressed in nmi^2 , parameters a and b are constants of the length-to-weight ratio [cm-g], and L refers to the mean size. TS refers to the target strength equation for each species and specific size range (Castillo *et al.*, 2009).

Analysis of the resource-environment relationship

The relationship of the presence of anchovy and red squat lobster with the oceanographic variables was determined by means of the Generalized Additive Models (GAM) of the Gaussian family and an identity link function. An exploratory analysis was previously conducted with the purpose of identifying the spatial autocorrelations and the co-linearity of the explicated variables using the Spearman method (parcels) (Zuur, 2012). The GAMs are applied to a set of acoustic and physical-oceanographic data to examine the effects of the environmental variables on the distributions and/or densities of anchovy and red squat lobster.

The dependent variable corresponded to the acoustic samples of 1 nmi with the NASC values of anchovy and red squat lobster, and the independent variables were temperature, salinity, and dissolved oxygen on the sea surface. The analyses were conducted for each research cruise. The NASC values of the acoustic samples were logarithmically transformed given the wide range of values.

The GAM analyses were performed with the *mgcv* (version 1,8-34) package of the R software (R Development Core Team, 2020). The explained deviation (analogous to the variance in a linear regression) was adjusted according to r^2 scores and generalized cross-validation (GCV). The functional forms for the selected co-variables were outlined. When the slopes of the functional forms are positive, the co-variables are positively related to the dependent variables or vice versa (Wood, 2006, 2017).

RESULTADOS

Condiciones oceanográficas

Condiciones oceanográficas superficiales

Las condiciones oceanográficas superficiales en el perfil frente a Pisco, en el verano de 2018, mostraron un predominio de condiciones de aguas frías con temperaturas alrededor de 19 °C, encontrándose los valores mayores a 21 °C por fuera de 92,6 km (50 mn). La salinidad en superficie se encontró entre 34,8 y 35,1 UPS, y los valores de oxígeno disuelto en superficie fueron mayores a 2 ml/l. En el verano de 2019, las condiciones fueron más cálidas con temperaturas entre 21 y 23 °C, con salinidades entre 34,8 y 35,3 UPS y valores de oxígeno mayores a 0,5 ml/l. En 2020 la temperatura fluctuó entre 19 y 24 °C, con salinidades de 34,8 UPS muy cerca a la costa y hasta 35,4 UPS alejadas de la costa, y con valores de oxígeno entre 5 y 7 ml/l.

Condiciones oceanográficas en la columna de agua

Las condiciones oceanográficas en el perfil frente a Pisco correspondieron a una zona de afloramiento costero de Aguas Costeras Frías (ACF) en primavera; y de agua de mezcla formada por ACF y Aguas Subtropicales Superficiales (ASS) en el verano. El perfil oceanográfico de Pisco se caracterizó por el ascenso de la isoterma de 15 °C, principalmente dentro de 50 m de profundidad durante 2018 y 2019, y por debajo de 80 m de profundidad en los veranos de 2019 y 2020.

La distribución de la salinidad registró la presencia de aguas de mezcla de ACF y ASS con la isohalina de 34,9 UPS ubicada entre 100 y 250 m de profundidad. Se registró el borde superior de la Zona Mínima de Oxígeno (ZMO) (valores de 0,5 ml/l) muy somera sobre la plataforma continental, principalmente en el verano y primavera de 2018 y profunda entre 50 y 120 m durante 2019 y 2020 (Figura 2).

Distribución horizontal de la anchoveta y múnida

La distribución de anchoveta fue principalmente costera, con dos características: (i) distribución discontinua y muy restringida a la costa dentro de los 37,04 km (20 mn) para 2019 y; (ii) distribución continua para los veranos y primaveras de 2018 y 2020 (Figura 3a). Cabe resaltar que en 2018 la distribución de la anchoveta llegó hasta 133,34 km (72 mn). A lo largo de la costa fueron observados importantes núcleos de alta concentración, principalmente localizados al norte de la RNP. Sin embargo, el área de la RNP concentró importantes densidades de anchoveta asociadas a una profundización de la ZMO en 2020.

RESULTS

Oceanographic conditions

Surface oceanographic conditions

The surface oceanographic conditions of the profile in front of Pisco in the summer of 2018 showed a predominance of cold-water conditions, with temperatures around 19 °C, with values higher than 21 °C found outside the 92.6 km (50 mni) area. The surface salinity was found to be between 34.8 and 35.1 PSU, and the surface dissolved oxygen values were higher than 2 ml/l. In the summer of 2019, the conditions were warmer, with temperatures between 21 and 23 °C, salinities 34.8 and 35.3 PSU, and oxygen values higher than 0.5 ml/l. In 2020, the temperature fluctuated between 19 and 24 °C, with salinities of 34.8 PSU very close to the coast and up to 35.4 PSU away from it, as well as with oxygen values between 5 and 7 ml/l.

Oceanographic conditions in the water column

The oceanographic conditions of the profile in front of Pisco corresponded to a coastal upwelling zone of Cold Coastal Waters (CCW) in spring; and of mixture water formed by CCW and Subtropical Surface Waters (SSW) in summer. The oceanographic profile of Pisco was characterized by a 15 °C increase in the isotherm mainly at a depth of 50 m during 2018 and 2019, as well as below 80 m in the summers of 2019 and 2020.

The salinity distribution reported the presence of CCW and SSW mixture waters with an isohaline of 34.9 PSU located between 100 and 250 m deep. The upper edge of the OMZ (values of 0.5 ml/l) was recorded, which was very superficial over the continental platform, mainly during the summer and spring of 2018, and deep, between 50 and 120 m, during 2019 and 2020 (Figure 2).

Horizontal distribution of anchovy and red squat lobster

The distribution of anchovy was mainly coastal, with two characteristics: (i) a discontinuous distribution that was also very restricted to the coast within 37.04 km (20 mni) for 2019; and (ii) continuous distribution for the summers and springs of 2018 and 2020 (Figure 3a). It is worth noting that, in 2018, the distribution of anchovy reached the 133.34 km mark (72 mni). Along the coast, significant high-concentration nuclei were observed, which were mainly located north of the RNP. However, the RNP area concentrated significant densities of anchovy, associated with a deepening of the OMZ in 2020.

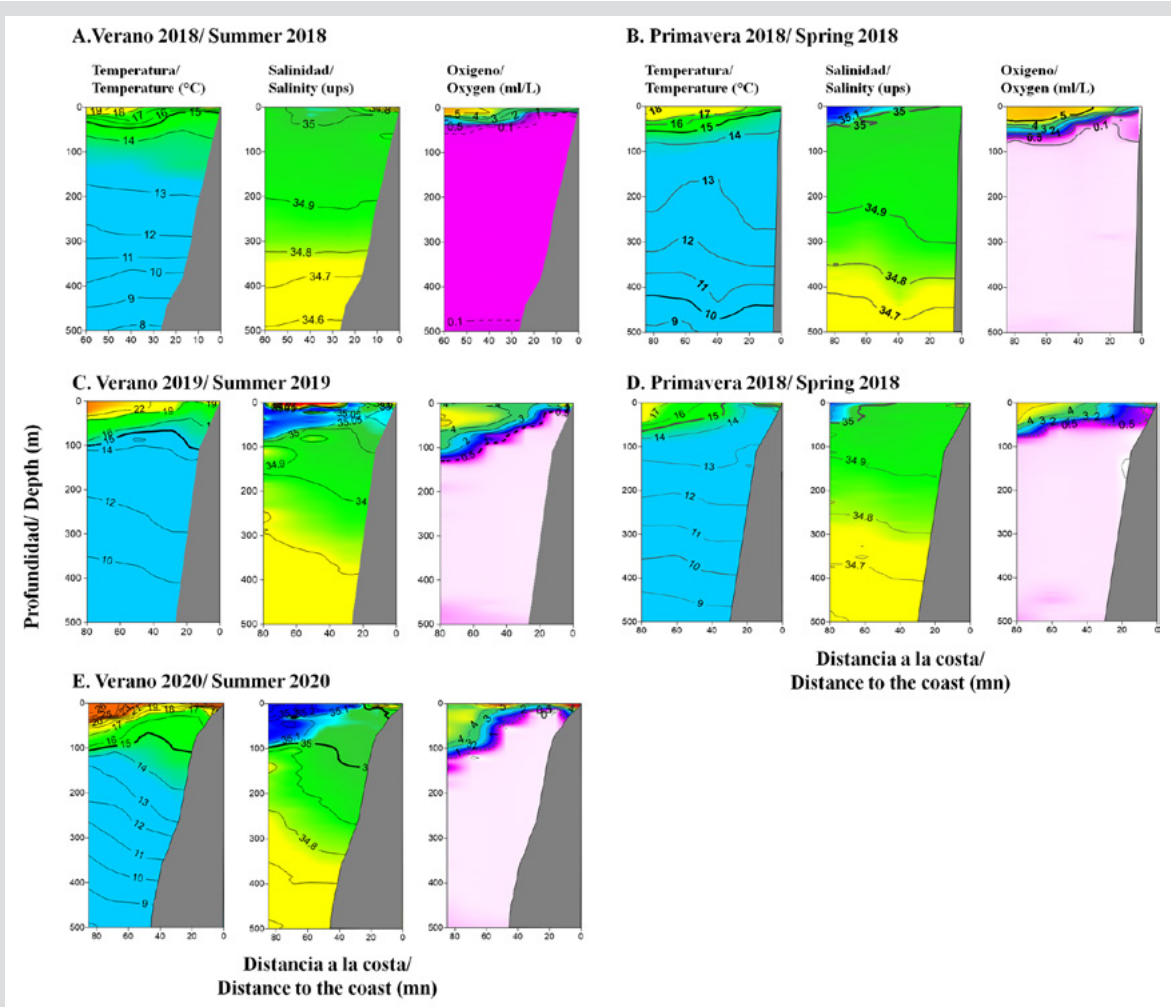


Figura 2. Perfil Oceanográfico frente a Pisco durante el 2018-2020: De izquierda a derecha, a) Temperatura (°C), b) Salinidad (UPS) y c) Oxígeno (ml/l). En el eje horizontal la distancia a la costa (mn) y en el eje vertical la profundidad en metros.

Figure 2. Oceanographic profile in front of Pisco during 2018-2020: From left to right, a) Temperature (°C), b) Salinity (PSU) and, c) Oxygen (ml/l). On the horizontal axis, the distance to the coast (nmi), and, on the vertical axis, the depth in meters.

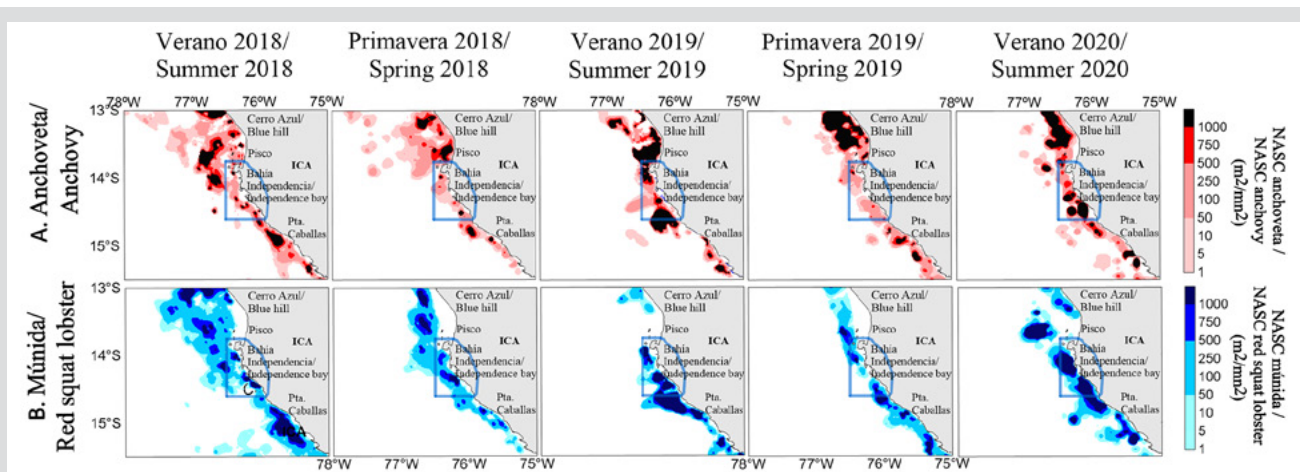


Figura 3. Distribución y concentración espacial de A) anchoveta y B) múnida durante 2018 – 2020 frente al Área Marina Protegida de la Reserva Nacional de Paracas (RNP), Pisco (Perú) (RNP, polígono de línea continua de color azul).

Figure 3. Distribution and spatial concentration of A) anchovy and B) red squat lobster during 2018 – 2020 in front of the Marine Protected Area of the Paracas National Reserve (RNP), Pisco (Peru) (RNP, continuous blue line polygon).

La múnida fue registrada a lo largo de la costa; generalmente tuvo una distribución continua durante 2018 y discontinua durante 2019 y 2020. Los núcleos de mayor abundancia se localizaron en la zona centro y sur de la RNP. Cabe indicar que durante el verano de 2018 la múnida presentó su mayor amplitud, registrándose hasta 138,9 km (75 mn) de distancia a la costa (Figura 3b), debido a una somera ZMO.

En algunas zonas al norte y sur de la RNP como Cañete, Punta Azua y San Nicolás se observaron registros acústicos de cardúmenes de anchoveta de altas abundancias formando cardúmenes tipo plumas y manchas con un rango de tallas entre 7 y 16 cm de longitud total (LT), compartiendo el hábitat con las agregaciones o enjambres de múnida (Figura 4). La estructura por tallas de la anchoveta capturada en el área evaluada, según grado de latitud, mostró la presencia dominante de individuos juveniles (tallas de LT menores a 12 cm). Los mayores porcentajes de juveniles fueron registrados en 15°S, seguida de 14°S y 13°S (Figura 5).

Distribución vertical de anchoveta y múnida

Verticalmente, los cardúmenes de anchoveta se encontraron a una profundidad media de 9,84 m y un rango de profundidad desde la superficie hasta 86,30 m. Los cardúmenes más someros se registraron frente a Cerro Azul y los más profundos al sur de Bahía Independencia, evidenciándose frente a la RNP un área de transición entre los cardúmenes más someros y profundos. La profundización de los cardúmenes de anchoveta en la zona sur se debió a la oxigenación de las capas más profundas de la columna de agua (> 30 m). Las mayores abundancias de anchoveta (> -45 dB) se encontraron principalmente en los primeros 20 m de la columna de agua (Figura 6a). Y en relación a las horas del día, los cardúmenes más densos fueron detectados durante las horas diurnas.

Verticalmente la múnida se registró entre 1,20 y 100,89 m de profundidad, con un valor medio de 18,23 m. Los registros más profundos se localizaron principalmente frente a Bahía Independencia; mientras que, las agregaciones más superficiales se registraron frente a Cerro Azul. Las mayores abundancias (> -55 dB) se encontraron principalmente en los primeros 25 m de la columna de agua y durante las horas de la noche (Figura 6b).

The red squat lobster was recorded along the coast; it generally had a continuous distribution during 2018 and a discontinuous one during 2019 and 2020. The nuclei with greater abundance were located in the central and southern areas of the RNP. It is worth indicating that, during the summer of 2018, the red squat lobster showed its highest amplitude, being recorded as far as 138.9 km (75 nmi) from the coast (Figure 3b), due to a superficial OMZ.

In some areas north and south of the RNP such as Cañete, Punta Azua, and San Nicolás, acoustic recordings of high-abundance anchovy shoals were observed, forming plume- and spot-type shoals with a size range between 7 and 16 cm of total length (LT), sharing the habitat with aggregations or swarms of red squat lobster (Figure 4). The structure by size of anchovy captured in the evaluated area per latitude degree showed the dominant presence of juvenile individuals (LT ratios lower than 12 cm). The highest juvenile percentages were recorded at 15°S, followed by 14°S and 13°S (Figure 5).

Vertical distribution of anchovy and red squat lobster

Vertically, anchovy shoals were found at a mean depth of 9.84 m and a depth range from the surface of up to 86.30 m. The most superficial shoals were recorded in front of Cerro Azul, and the deepest ones south of Bahía Independencia, thus evidencing, in front of the RNP, a transition area between the most superficial and the deepest shoals. The deepening of anchovy shoals in the southern zone was due to the oxygenation of the deepest layers of the water column (> 30 m). The greatest abundances of anchovy (> -45 dB) were found mainly in the first 20 m of the water column (Figure 6a). With regard to the time of day, the densest shoals were detected during daytime hours.

Vertically, the red squat lobster was recorded between 1.20 and 100.89 m deep, with a mean value of 18.23 m. The deepest records were located mainly in front of Bahía Independencia, whereas the most superficial aggregations were recorded in front of Cerro Azul. The greatest abundances (> -55 dB) were found mainly in the first 25 m of the water column and during nighttime hours (Figure 6b).

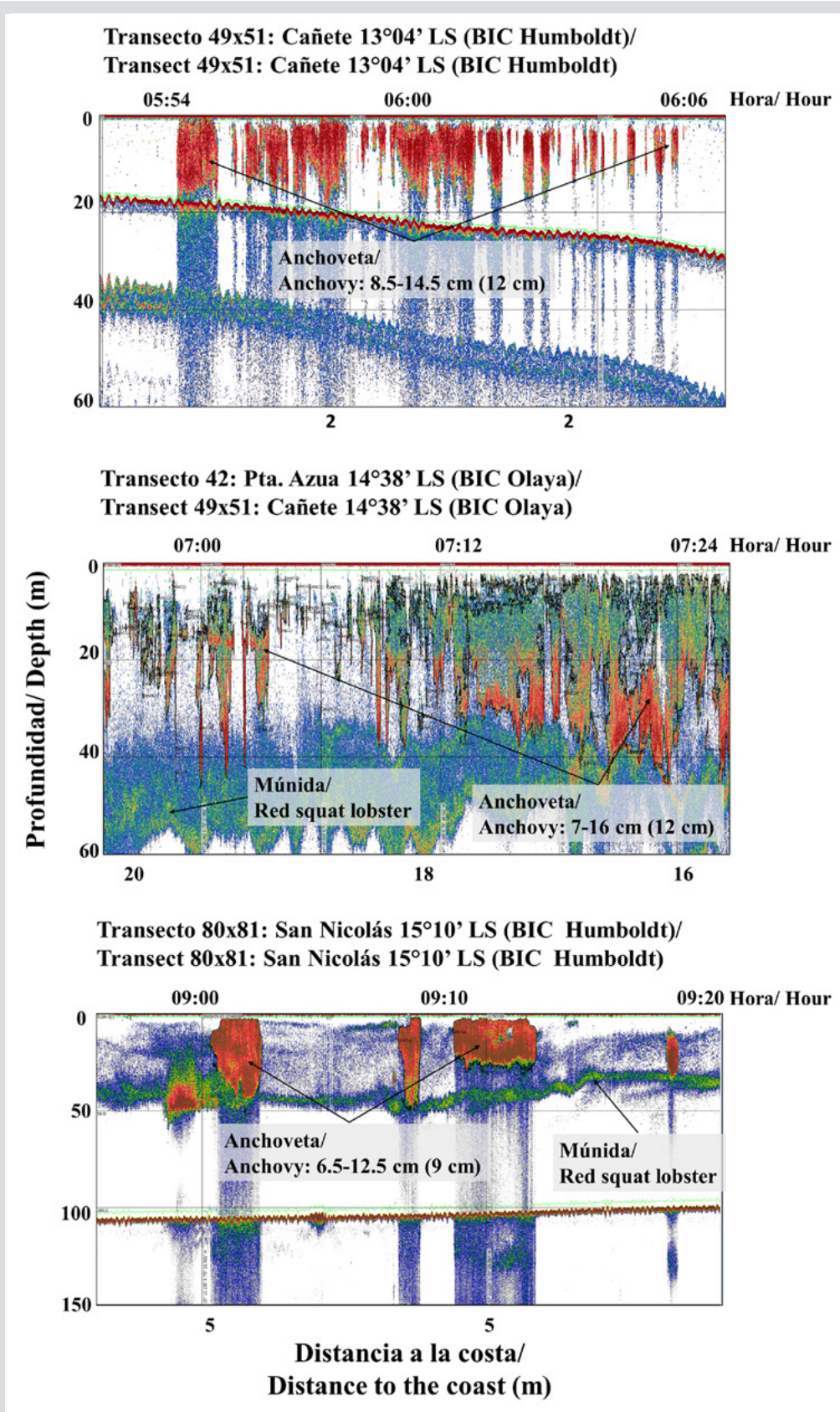


Figura 4. Registros típicos de anchoveta y múnida frente a la Reserva Nacional de Paracas (RNP). En cada imagen se muestra el rango de las tallas de anchoveta y en paréntesis la moda.

Figure 4. Typical records of anchovy and red squat lobster in front of the Paracas National Reserve (RNP). Each image shows the range of anchovy sizes and the mode in parentheses.

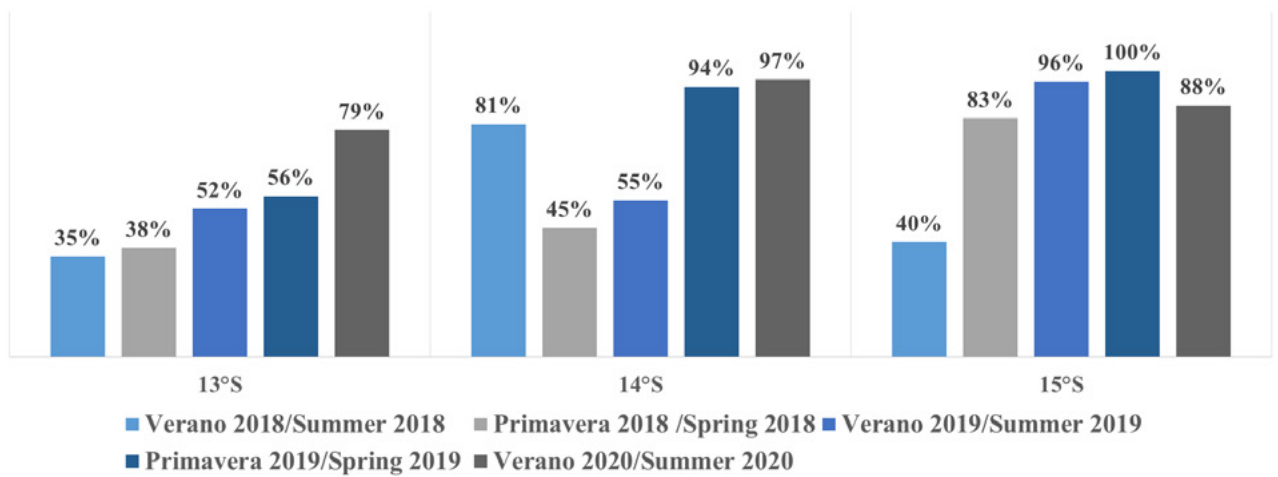


Figura 5. Porcentaje de juveniles de anchoveta frente a la Reserva Nacional de Paracas-RNP (desagregado por latitud) durante el periodo 2018 al 2020.

Figure 5. Percentage of anchovy juveniles in front of the Paracas National Reserve (disaggregated by latitude) from 2018 to 2020.

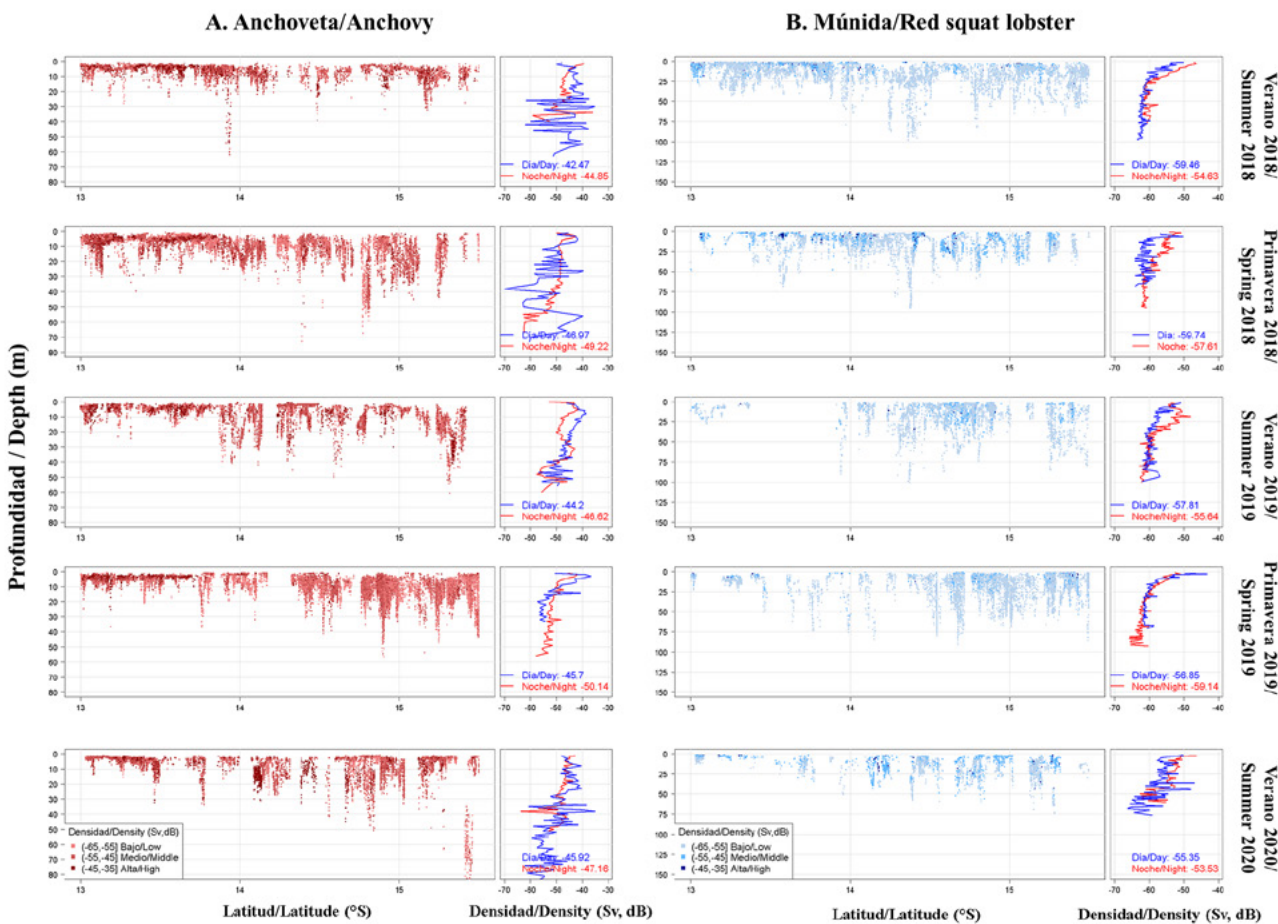


Figura 6. Distribución vertical de a) anchoveta y b) múnida frente a la Reserva Nacional de Paracas, Pisco (Perú) durante el periodo 2018–2020.

Figure 6. Vertical distribution of a) anchovy and b) red squat lobster in front of the Paracas National Reserve, Pisco (Perú) during 2018-2020.

Biomasa acústica de anchoveta y múnida

En el área de estudio evaluada, las mayores biomásas acústicas de anchoveta fueron estimadas en 13°S con 1 092 775,53 t (verano 2019) y 810 398,57 t (primavera 2019). Frente a 14°S y 15°S, las biomásas de anchoveta mostraron valores similares, con valores máximos durante los veranos del 2019 y 2020 (Figura 7). La biomasa acústica de la múnida ha sido variable frente a la RNP, mostrando una tendencia creciente entre 2018 y 2020. Registrándose en el verano de 2020, la mayor biomasa en 14°S con 995 972 t (Figura 7).

Acoustic biomass of anchovy and red squat lobster

In the evaluated study area, the greatest acoustic biomasses of anchovy were estimated at 13°S with 1 092 775.53 t (summer of 2019) and 810 398.57 t (spring of 2019). In front of 14°S and 15°S, the anchovy biomasses showed similar values, with the maximum values being reported during the summers of 2019 and 2020 (Figure 7). The acoustic biomass of red squat lobster has been variable in front of the RNP, showing a tendency to increase between 2018 and 2020. In the summer of 2020, the greatest biomass was recorded at 14°S with 995 972 t (Figure 7).

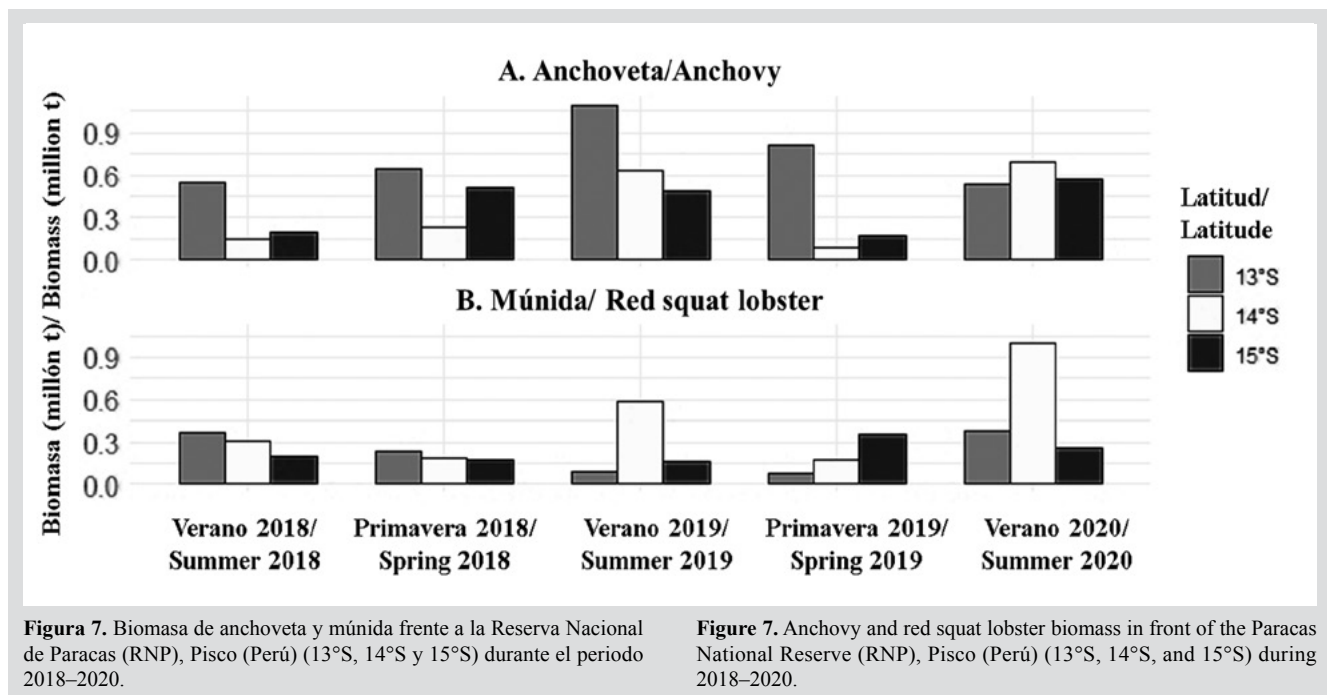


Figura 7. Biomasa de anchoveta y múnida frente a la Reserva Nacional de Paracas (RNP), Pisco (Perú) (13°S, 14°S y 15°S) durante el periodo 2018–2020.

Figure 7. Anchovy and red squat lobster biomass in front of the Paracas National Reserve (RNP), Pisco (Perú) (13°S, 14°S, and 15°S) during 2018–2020.

Relación de la anchoveta y múnida con las variables oceanográficas superficiales

La anchoveta fue registrada principalmente cuando la Temperatura Superficial del Mar (TSM) registró valores entre 16°–18 °C durante 2018 y con valores mayores a 18 °C durante 2019 y 2020, la Salinidad Superficial del Mar (SSM) entre 34,97–35,05 ups y el Oxígeno Superficial del Mar (OSM) principalmente entre 4,0–5,4 ml/l y 6,3–7,7 ml/l (Figura 8).

Con respecto a la múnida, fue detectada principalmente cuando la TSM registró valores entre 14°–17 °C durante 2018 y con valores entre 18°–19 °C durante 2019 y 2020, la SSM entre 35,05–35,1 UPS y OSM principalmente entre 3,0–4,0 ml/l (Figura 8).

Relationship of anchovy and red squat lobster with superficial oceanographic variables

Anchovy was recorded mainly when the sea surface temperature (SST) recorded values between 16 and 18 °C during 2018, as well as with values higher than 18 °C during 2019 and 2020; when the sea surface salinity (SSS) was between 34.9 and 35.05 PSU; and when the sea surface oxygen (SSO) was mainly 4.0–5.4 and 6.3–7.7 ml/l (Figure 8).

Regarding the red squat lobster, it was mainly detected when the SST showed values between 14 and 17 °C during 2018 and between 18 and 19 °C during 2019 in 2020, as well as an SSS between 35.05–35.1 ups and an SSO mainly between 3.0 and 4.0 ml/l (Figure 8).

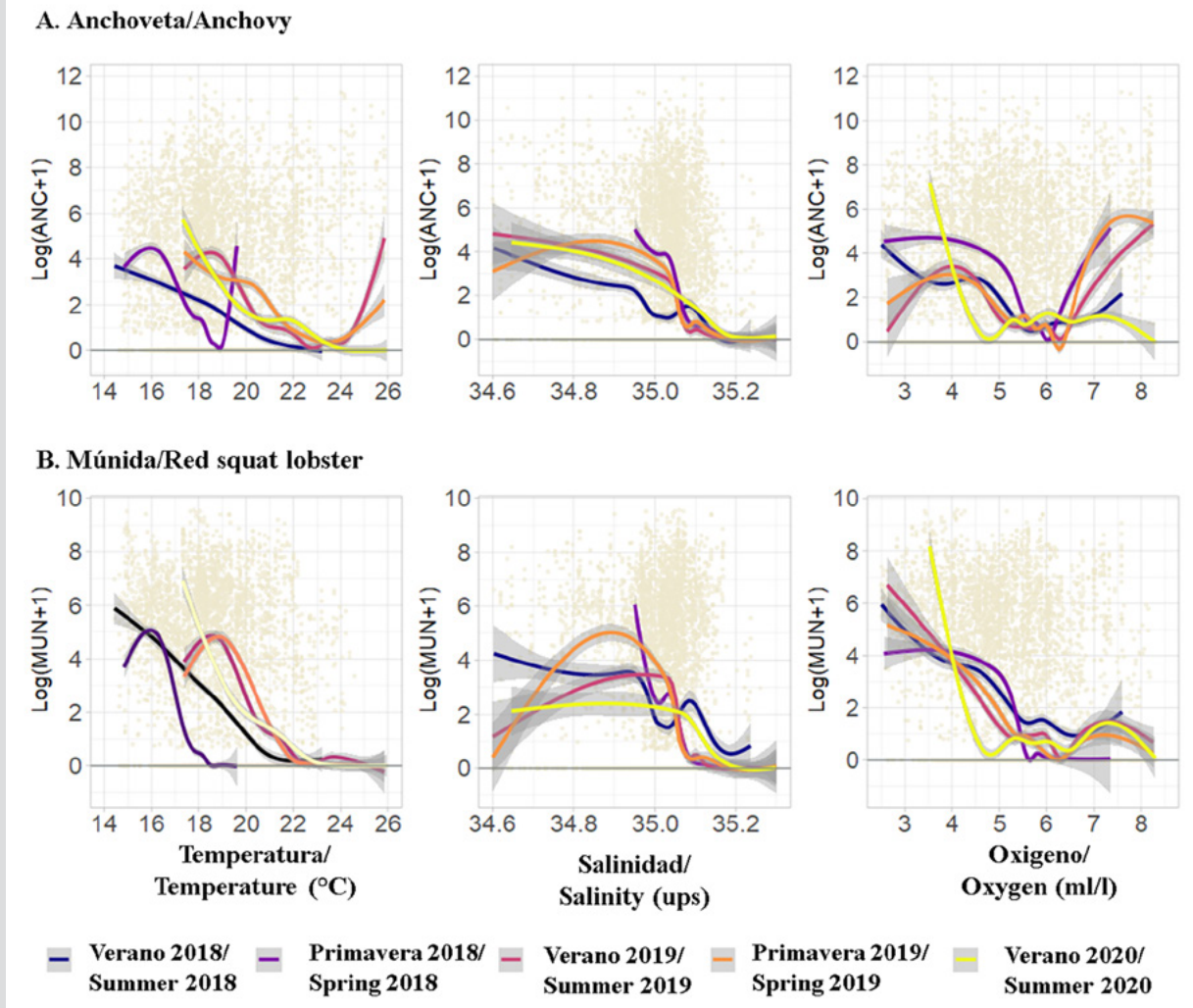


Figura 8. Resultados de los Modelos Aditivos Generalizados (GAM) de a) anchoveta y b) múnida en relación a la Temperatura, Salinidad y Oxígeno Superficial del Mar frente a la Reserva Nacional de Paracas (RNP), Pisco (Perú) durante el periodo 2018–2020.

Figure 8. Results of the Generalized Additive Models (GAM) of a) anchovy and b) red squat lobster with respect to temperature, salinity, and surface oxygen of the sea in front of the Paracas National Reserve (RNP), Pisco (Perú), during 2018–2020

DISCUSIÓN

Las condiciones oceanográficas en el área de la RNP fueron variables en primavera y verano debido a la influencia de los intensos procesos de afloramiento costero y la presencia de una ZMO, lo cual determinó la ocupación espacial de la anchoveta y múnida en el hábitat pelágico. En el ecosistema marino peruano, la alta variabilidad oceanográfica es la normalidad (Espino, 2013; Flores *et al.*, 2013). En el área de influencia de la RNP, frente a Pisco ($13^{\circ} 42,5'S$) y San Juan ($15^{\circ} 20,0'S$) se presentan las áreas de afloramiento más intensas del mar peruano, principalmente entre junio y agosto y diciembre a febrero (Zuta y Guillen, 1970; Walsh, 1975; Calienes, 2014; Palash, 2019). En estas áreas de afloramiento el agua fría llega hasta muy cerca de

DISCUSSION

The oceanographic conditions in the RNP were variable during spring and summer due to the influence of intense coastal upwelling processes and the presence of an OMZ, which determined the spatial occupation of anchovy and red squat lobster in the pelagic habitat. In the Peruvian marine ecosystem, a high oceanographic variability is normal (Espino, 2013; Flores *et al.*, 2013). In the RNP's area of influence, in front of Pisco ($13^{\circ} 42.5'S$) and San Juan ($15^{\circ} 20.0'S$), the Peruvian sea's most intense upwelling zones have been reported, mainly between June and August and from December to February (Zuta and Guillen, 1970; Walsh, 1975; Calienes, 2014; Palash, 2019). In these upwelling areas, cold water comes very close to the coast and advects

la costa y se advecta fuera de ella en una pluma entre 50 y 75 m de profundidad. Palash (2019) registra entre 11° y 16°S un gradiente de oxiclina somero cerca de la costa y profundo en aguas intermedias afuera de ella, con registros de altas abundancias de zooplancton principalmente en la zona costera. Este proceso oceanográfico ocurre en todas las áreas de afloramiento y esa heterogeneidad ambiental puede ser una clave en el desarrollo de la cadena alimentaria corta en el área de Pisco y San Juan: diatomeas-copépodos-engráulidos (Walsh y Dugdale, 1972; Ayon *et al.*, 2008; Calienes, 2014), así como de la producción de biomasa pesquera (Bakun y Weeks, 2008).

Las evaluaciones hidroacústicas permitieron el mapeo de hábitats de las poblaciones de anchoveta y múnida en el área del ecosistema pelágico de la RNP. Entre 2018 y 2020, se estimaron altas biomásas para anchoveta ($1,7 - 3,3 \times 10^6$ t) y múnida ($1,43 - 1,60 \times 10^6$ t). Los cardúmenes de anchoveta estuvieron dominados por ejemplares juveniles distribuidos en la franja costera desde 9 a 86 m de profundidad (promedio 20 m) con altas concentraciones durante el día, mientras que los enjambres de múnida registraron una distribución más profunda, llegando hasta 100 m (promedio 18 m) y con registros de altas concentraciones durante la noche.

Los resultados son consistentes con la distribución y abundancia del stock Norte-Centro (02°–16°S) de la anchoveta en el ámbito de la Provincia Pacífico Sur Oriental Templada, influenciada por la Corriente de Humboldt (Bouchon *et al.*, 2010; Castillo *et al.*, 2019; Oliveros-Ramos *et al.*, 2020), con biomásas que fluctúan entre 6 y 11×10^6 t y capturas de la flota cerquera industrial [operando fuera de 9,26 km (5 mn) de costa] entre 2 y 4×10^6 t en años recientes (Castillo *et al.*, 2019; Oliveros-Ramos *et al.*, 2020). Sin embargo, la zona de estudio corresponde al límite sur del Stock Norte-Centro de anchoveta, caracterizado por la mayor incidencia de cardúmenes de individuos juveniles (Imarpe, 2020). Mientras que la múnida presenta una distribución geográfica continua con núcleos de mayor abundancia en la costa central y sur del Perú (Castillo *et al.*, 2020b).

La distribución espacial de recursos pelágicos neríticos como anchoveta y múnida está asociados con masas de aguas y frentes costeros de ACF y ASS, los cuales siguen la pluma de agua fría en áreas de afloramiento para forrajeo del zooplancton (Swartzman *et al.*, 2008; Calienes, 2014). La múnida es considerada un indicador biológico de presencia de condiciones ambientales frías y distribuida en los principales focos de afloramiento (Aliaga *et al.*, 2004; Gutiérrez, 2016; Santibáñez, 2017; Castillo *et al.*, 2020b).

offshore in a plume between 50 and 75 m deep. Palash (2019) recorded, between 11° and 16°S, an oxycline gradient that is shallow near the coast and deep in intermediate waters offshore, with records of high zooplankton abundance mainly in the coastal zone. This oceanographic process occurs in all upwelling areas, and this environmental heterogeneity may be key in the development of the short food chain in the area of Pisco and San Juan: diatoms-copepods-engraulidae (Walsh and Dugdale, 1972; Ayon *et al.*, 2008; Calienes, 2014) – as well as of the production of fishing biomass (Bakun and Weeks, 2008).

Hydroacoustic tests allowed mapping the habitats of anchovy and red squat lobster populations in the pelagic ecosystem of the RNP. Between 2018 and 2020, high biomasses were estimated for anchovy ($1.7 - 3.3 \times 10^6$ t) and red squat lobster ($1.43 - 1.60 \times 10^6$ t). The anchovy shoals were dominated by juvenile specimens distributed in the coastal strip from 9 to 86 m deep (20 m on average) with high concentrations during the day, whereas red squat lobster swarms recorded a deeper distribution, reaching 100 m (18 m on average) and with records of high concentrations during nighttime.

The results are consistent with the distribution and abundance of the North-Center stock (02°–16°S) of anchovy within the Temperate Southeastern Pacific Province, influenced by the Humboldt Current (Bouchon *et al.*, 2010; Castillo *et al.*, 2019; Oliveros-Ramos *et al.*, 2020), with biomasses fluctuating between 6 and 11×10^6 t and captures by the industrial seine fleet [operating beyond 9.26 km (5 nmi) from the coast] between 2 and 4×10^6 t in recent years (Castillo *et al.*, 2019; Oliveros-Ramos *et al.*, 2020). However, the study area corresponds to the southern limit of the North-Center Stock of anchovy, characterized by a higher incidence of shoals with juvenile individuals (Imarpe, 2020); whereas the red squat lobster presents a continuous geographical distribution with higher abundance nuclei in the Peruvian central and southern coasts (Castillo *et al.*, 2020b).

The spatial distribution of neritic pelagic resources such as anchovy and red squat lobster is associated with CCW and SSW masses and coastal fronts, which follow the cold water plume in upwelling areas for zooplankton foraging (Swartzman *et al.*, 2008; Calienes, 2014). Red squat lobster is considered to be a biological indicator of the presence of cold environmental conditions and distributed in the main upwelling foci (Aliaga *et al.*, 2004; Gutiérrez, 2016; Santibáñez, 2017; Castillo *et al.*, 2020b).

Registros acústicos indicaron que existe una sobreposición espacial entre la anchoveta y múnida durante el ciclo nictimeral regulada por la presencia de la ZMO. Durante el día y noche, la anchoveta se encuentra formando cardúmenes densos (plumas y capas) en los primeros metros de la columna del agua limitados a condiciones oxigenadas, mientras que la múnida, durante el día, realiza migraciones verticales formando enjambres densos en la zona anóxica de la ZMO. Y durante la noche, este crustáceo pelágico asciende a la superficie formando pequeñas sub-estructuras (Gutiérrez *et al.*, 2008; Kiko *et al.*, 2015; Gutiérrez y Gerlotto, 2016; Sanfuentes, 2017; Castillo *et al.*, 2020b).

En el ecosistema marino peruano la presencia de una somera e intensa ZMO (< 0,5 ml/l, ~50–500 m), regula la distribución vertical de las especies pelágicas neríticas y oceánicas para el desarrollo de procesos bioecológicos (Cornejo, 2011; Lachkar y Gruber, 2012; Flores *et al.*, 2013; Calienes, 2014; Espinoza-Morriberon *et al.*, 2017; Palash, 2019; Castillo *et al.*, 2020b).

De esta manera, el AMP de la RNP tiene un efecto beneficioso en la protección de la estructura, función e integridad de los ecosistemas marinos y la productividad pesquera (Kellner *et al.*, 2007; Boerder *et al.*, 2017; Elliot *et al.*, 2017; Laffoley *et al.*, 2019, Cutipa-Luque *et al.*, 2020), permitiendo mejorar la capacidad reproductiva, crianza y alimenticia de stocks locales y regionales de la anchoveta y múnida, fortaleciendo su reclutamiento mediante el efecto de desborde de adultos y juveniles hacia áreas adyacentes al AMP. Asimismo, la RNP y las AMPs de la costa peruana pueden ofrecer una alternativa para garantizar que los niveles de extracción no sobrepasen los límites de sostenibilidad o que el tamaño de la población no disminuya más allá del nivel mínimo necesario, asegurando la viabilidad y sostenibilidad del Stock de anchoveta y de otros recursos pelágicos en el SNCH a mediano y largo plazo.

Es necesario desarrollar un programa de investigación integrativo en el AMP de la RNP y sus zonas contiguas considerando el monitoreo y evaluación científica de parámetros poblacionales de recursos hidrobiológicos, censos de biodiversidad marina, entre otros, con la finalidad de promover el aprovechamiento sostenible y conservación de la diversidad biológica de los ecosistemas marino-costeros a través de la zonificación ecológica y económica. Así como, la propuesta de valor de promoción de otras AMP en el ecosistema marino peruano, dado que presenta una baja cobertura de territorio marino protegido a nivel de América Latina y el Caribe.

Acoustic records indicated that there is a spatial overlap between anchovy and red squat lobster during the nychthemeral cycle, regulated by the presence of the OMZ. During the day and night, anchovy is found forming dense shoals (plumes and capes) within the first meters of the water column, limited to oxygenated conditions; whereas the red squat lobster, during the day, performs vertical migrations, forming dense swarms in the anoxic zone of the OMZ, and, during nighttime, this pelagic crustacean ascends to the surface forming little substructures (Gutiérrez *et al.*, 2008; Kiko *et al.*, 2015; Gutiérrez and Gerlotto, 2016; Sanfuentes, 2017; Castillo *et al.*, 2020b).

In the Peruvian marine ecosystem, the presence of a superficial and intense OMZ (< 0,5 ml/l, ~50–500 m) regulates the vertical distribution of neritic and oceanic pelagic species for the development of bioecological processes (Cornejo, 2011; Lachkar and Gruber, 2012; Flores *et al.*, 2013; Calienes, 2014; Espinoza-Morriberon *et al.*, 2017; Palash, 2019; Castillo *et al.*, 2020b).

In this way, the MPA of the RNP has a beneficial effect in the protection of the structure, function, and integrity of marine ecosystems and fishing productivity (Kellner *et al.*, 2007; Boerder *et al.*, 2017; Elliot *et al.*, 2017; Laffoley *et al.*, 2019, Cutipa-Luque *et al.*, 2020), thus allowing to improve the reproductive, nurturing, and nourishment capacity of local and regional stocks of anchovy and red squat lobster, strengthening their recruitment through the effect of the overflow of adults and juveniles towards areas adjacent to the MPA. In the same way, the RNP and the MPAs of the Peruvian coast may offer an alternative to ensure that the extraction levels do not exceed the sustainability limits or that the population size does not decrease beyond the minimum necessary level, thus ensuring the viability and sustainability of the anchovy stock, as well as of other pelagic resources in the SNCH, in the medium and long term.

It is necessary to develop an integrative research program in the RNP's MPA and its neighboring areas, considering the monitoring and scientific evaluation of population parameters for hydrobiological resources, marine biodiversity census, among others, with the purpose of promoting the sustainable utilization and preservation of the biological diversity of marine-coastal ecosystems by means of ecological and economic zoning. This includes the value proposal involving the promotion of other MPAs in the Peruvian marine ecosystem, given that it has a low coverage of protected marine territory at the Latin American and Caribbean levels.

CONCLUSIONES

La ocupación espacial del hábitat pelágico de la anchoveta y múnida en la RNP estuvo influenciada por la dinámica de afloramientos, masas de aguas y una somera e intensa ZMO. Se registró una sobreposición espacial de altas biomásas de anchoveta y múnida en la capa superficial durante la noche. Aunque, con presencia de enjambres densos de múnida en aguas intermedias anóxicas de la ZMO durante el día. El AMP de la RNP funciona como zona de protección de la estructura y funcionamiento del ecosistema pelágico nerítico y fortalece la producción pesquera del stock de anchoveta en el SNCH.

AGRADECIMIENTOS

A la dotación de los *BIC's* Humboldt, José Olaya Balandra y Luis Flores Portugal. Al Área Funcional de Hidroacústica (AFH) de la Dirección General de Investigaciones en Hidroacústica, Sensoramiento Remoto y Artes de Pesca (DGIHSA) del Imarpe. Contribución del Objetivo 13: Aplicación del Método Hidroacústico en la Evaluación de Recursos Pesqueros. Dghisa, AFH, Imarpe.

CONCLUSIONS

The spatial occupation of the pelagic habitat of anchovy and red squat lobster in the RNP was influenced by the dynamics of upwellings, water masses, and a superficial and intense OMZ. A spatial overlap of high anchovy and red squat lobster biomasses was recorded in the superficial layer during nighttime, albeit with the presence of dense red squat lobster swarms in anoxic intermediate waters of the OMZ during the day. The RNP's MPA serves as a protection zone for the structure and functioning of the neritic pelagic ecosystem, and it strengthens the fishing production of the anchovy stock in the SNCH.

ACKNOWLEDGEMENTS

To the provision of the Humboldt, José Olaya Balandra, and Luis Flores Portugal *SRVs*. To the Functional Hydroacoustics Division (AFP) of IMARPE's General Hydroacoustics, Remote Sensing, and Fishing Arts Research Directorate (DGIHSA). Contribution of Objective 13: Application of the Hydroacoustic Method in the Assessment of Fishing Resources. Dghisa, AFH, IMARPE.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aliaga, A., C. Salazar y J. Calderón. 2004. Distribución de anchoveta, múnida y calamar común en el norte del Perú, durante el verano 2001. *Inf. Inst. Mar Perú*, 32(3): 225–229.
- Ayón, P., M.I. Criales-Hernández, R. Schwaborn and H. J. Hirche. 2008. Zooplankton research off Peru: A review. *Prog. Oceanogr.*, 79(2-4): 238–255, <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2008.10.020>
- Bakun, A. and S. J. Weeks. 2008. The marine ecosystem off Peru: what are the secrets of its fishery productivity and what might its future hold? *Prog. Oceanogr.*, 79(2-4): 290–299.
- Boerder, K., A. Bryndum-Buchholz and B. Worm. 2017. Interactions of tuna fisheries with the Galápagos marine reserve. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 585: 1–15. <https://doi.org/10.3354/meps12399>
- Bouchon, M., P. Ayón, J. Mori, C. Peña, P. Espinoza, I. Hutchings, B. Buitrón, A. Perea, C. Goicochea y M. Messie. 2010. Biología de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens* Jenyns). *Bol. Inst. Mar Perú*, 25(1–2): 23–30.
- Calienes, R. 2014. Producción primaria en el ambiente marino en el Pacífico sudeste, Perú, 1960–2000. *Bol. Inst. Mar Perú*, 29(1–2): 232–288.
- Carrit, D. E. and J. H. Carpenter. 1966. Comparison and evaluation of currently employed modification of the Winkler method for determining dissolved oxygen in sea-water. *J. Mar. Res.*, 24: 286–318.
- Castillo, P. R., S. Peraltilla, A. Aliaga, M. Flores, M. Ballón, J. Calderón y M. Gutiérrez. 2009. Protocolo técnico para la evaluación acústica de las áreas de distribución y abundancia de recursos pelágicos en el mar peruano. Versión 2009. *Bol. Inst. Mar Perú*, 36(1–2): 7–28.
- Castillo, R., L. Dalla Rosa, W. García Díaz, L. Madureira, M. Gutiérrez, L. Vásquez and R. Koppelman. 2019. Anchovy distribution off Peru in relation to abiotic parameters: a 32-year time series from 1985 to 2017. *Fish. Oceanogr.*, 28: 389–401.
- Castillo, R., L. La Cruz, D. Grados, R. Cornejo, R. Guevara-Carrasco, R. and J. Csirke. 2020a. Anchoveta (*Engraulis ringens*) biomass in the Peruvian marine ecosystem estimated by various hydroacoustic methodologies during spring of 2019. *J. Mar. Biol. Oceanogr.*, 9: 2.
- Castillo, R., R. Cornejo, L. La Cruz, D. Grados, G. Cuadros, C. Valdez y M. Pozada. 2020b. Distribución y biomasa de recursos pelágicos neríticos y oceánicos en el ecosistema marino peruano obtenidos de los cruceros hidroacústicos en el 2019. *Bol. Inst. Mar. Perú*, 35(2): 213–241.
- Chirichigno, F. 1970. Lista de crustáceos del Perú. *Inf. Inst. Mar. Perú*, 35: 1–92.



- Chirichigno, F. y R. M. Cornejo. 2001. Catálogo comentado de los peces marinos del Perú. Inst. Mar Perú Publ. Esp. 314 pp.
- Cornejo, R. 2011. Caracterización biofísica del micronecton en relación a condiciones oceanográficas de meso-escala en el Sistema de la Corriente de Humboldt frente al Perú. Univ. Concepción, Fac. Cienc. Nat. Oceanogr., Dpto. Oceanogr. <http://repositorio.udec.cl/jspui/handle/11594/6140>
- Cutipa-Luque, L.M., L. Alvaríño y J.A. Iannacone. 2020. Situación actual de las áreas marinas protegidas en el Perú y propuestas de conservación. *Paideia XXI*, 10 (2): 573–612.
- Decreto Supremo N° 1281- 75-AG. Por medio del cual se estableció la Reserva Nacional de Paracas, ubicada en la provincia de Pisco, en el departamento de Ica, Área Natural Protegida que conserva una muestra representativa de los ecosistemas marino-costeros del Perú. 25 de setiembre de 1975.
- Demer, D. A., L. Berger, M. Bernasconi, E. Bethke, K. Boswell, D. Chu, R. Domokos *et al.* 2015. Calibration of acoustic instruments. *ICES Coop. Res. Rep.*, 326, 133 p.
- Elliott, S.A.M., A.D. Sabatino, M.R. Heath, W. R. Turrell and D. M. Bailey. 2017. Landscape effects on demersal fish revealed by field observations and predictive seabed modelling. *Plos One*, 12(12); e0189011. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189011>
- Espino M. 2013. El jurel *Trachurus murphyi* y las variables ambientales de macroescala. *Rev. Per. Biol.*, 20(1): 9-20.
- Espinoza-Morriberon, D., V. Echevin, F. Colas, J. Tam, J. Ledesma, L. Vásquez and M. Graco. 2017. Impacts of El Niño events on the Peruvian upwelling ~ system productivity. *J. Geophys. Res. Oc.*, 122, <https://doi.org/10.1002/2016JC012439>
- FAO. 2012. Estado de las áreas marinas y costeras protegidas en América Latina. Redparques Cuba, Santiago. 620 p.
- Flores, D., A. Tejada, H. Sarmiento, R. Muñoz y J. Macalupú. 2019. Línea base del sitio piloto Punta San Juan: recursos pesqueros. *Inf. Inst. Mar Perú*, 46(1): 78–87.
- Flores R., M. Espino, G. Luque y J. Quispe. 2013. Patrones de variabilidad ambiental en el mar peruano. *Rev. Per. Biol.*, 20(1): 21 – 28.
- Goya, E., C. Cardich, M. Llapapasca, J. Márquez, M. Meza y S. Rivadeneyra. 2020. Aves marinas en las islas Ballestas y Chíncha, GEF-UNDP Perú, 2013. *Inf. Inst. Mar Perú*, 47(1): 65–79.
- Guezal, R. y J. Wickel. 2015. Riqueza ecológica marina y áreas vulnerables de la Bahía de Paracas. *Saber Hacer*, 2 (1): 50–64.
- Gutiérrez, M. y F. Gerlotto. 2016. Dinámica de la interacción espacial entre agregaciones de anchoveta (*Engraulis ringens*) y la pequeña langosta múnida (*Pleuroncodes monodon*) en el curso de un ciclo noctemeral. *Inf. Inst. Mar Perú*, 43(3): 264–274.
- Gutiérrez, M., A. Ramírez, S. Bertrand, O. Morón and A. Bertrand. 2008. Ecological niches and areas of overlap of the squat lobster ‘múnida’ (*Pleuroncodes monodon*) and anchoveta (*Engraulis ringens*) off Peru. *Progr. Oceanogr.*, 79: 256–263.
- Imarpe. 2020. Situación del stock Norte-Centro de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) al mes de mayo de 2020 y perspectivas de explotación para la primera temporada de pesca del año. *Inf. Inst. Mar Perú*, 57 p.
- Jacinto, M. 2014. Propuesta de un sistema de indicadores ambientales y socio económicos en la zona marino costera de Pisco – Paracas. Tesis Maestría Gestión Ambiental, 117 p.
- Kellner, J.B., I. Tetreault, S.D. Gaines and R. M. Nisbet. 2007. Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecol. Appl.*, 17: 1039–1054. <https://doi.org/10.1890/05-1845>
- Kiko, R., H. Hauss, M. Dengler, S. Sommer and F. Melzner. 2015. The squat lobster *Pleuroncodes monodon* tolerates anoxic “dead zone” conditions off Peru. *Mar. Biol.*, 162: 1913–1921.
- Lachkar, Z. and N. Gruber. 2012. A comparative study of biological production in eastern boundary upwelling systems using an artificial neural network, *Biogeosciences*, 9: 293–308, <https://doi.org/10.5194/bg-9-293-2012>
- La Cruz, L., R. Castillo, J. Robles, C. Valdez and R. Cornejo. 2017. Pelagic species identification using multifrequency acoustic in the northern Humboldt Current System off Peru. 2017 IEEE/OES Acoustics in Underwater Geosciences Symposium (RIO Acoustics). <https://doi.org/10.1109/rioacoustics.2017.8349744>
- Laffoley, D. and J. M. Baxter. 2019. Ocean deoxygenation: everyone’s problem. Summary for policy makers. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2019.14.en>
- MacLennan, D., P. Fernandes and J. Dalen 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Mar. Sci.*, 59(2): 365–369. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1158>
- Messié, M. and F. P. Chavez. 2015. Seasonal regulation of primary production in eastern boundary upwelling systems. *Progr. Oceanogr.*, 134: 1–18.
- Oliveros-Ramos, R., M. Ñiquén, J. Csirke and R. Guevara-Carrasco. 2020. Management of the Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) fishery in the context of climate change. In Bahri, T., M. Vasconcellos, J. Johnson, D. Welsh, X. Ma and I. Perry (Eds). Adaptive management of fisheries in response to climate change. *FAO Fish. Aq. Techn. Pap.*, 667.
- Palash, S. A. 2019. Fine-scale vertical distribution of zooplankton in the oxygen minimum zone off Peru. M. Sc. thesis, Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Kiel. 57 p.
- Paz, N., J. Reyes y M. Echeagaray. 2002. Datos sobre captura, comercio y biología de tortugas marinas en el área de Pisco-Paracas. *Resumen I Jorn. Cient. Res. Nal. Paracas*, 125–19 p.

- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.R-project.org/>
- Reyes, J. C., M. Echegaray, H. Anchante, M. Ormeño y A. Altamirano. 2007. Nueva información sobre bufeos costeros y otros cetáceos menores en la Reserva Nacional de Paracas y su área de amortiguamiento. Resumen II Jorn. Cient. Res. Nal. Paracas. Pisco.
- Sanfuentes, F. 2017. Recopilación de antecedentes biológicos pesqueros del langostino enano (*Pleuroncodes* sp.) en Chile y Perú. Centro Invest. Apl. Mar, 24 p.
- Santivañez, M. 2017. Caracterización y comparación de patrones espacio temporales y nichos ecológicos de la múnida (*Pleuroncodes monodon*) y la anchoveta (*Engraulis ringens*) en el mar peruano desde 1998 hasta 2013. Tesis Biólogo, Univ. Nal. Mayor San Marcos Lima. 134 p.
- Simmonds, J. and D. MacLennan. 2005. Fisheries acoustics: theory and practice, Blackwell Science, Oxford.
- Spalding, M., M. Imè, M. Amy, A. Fitzgerald and L. Hale. 2013. Coastal and marine spatial planning. Ocean Yearb., 27: 213–248.
- Strub, T. P., J.M. Mesías, V. Montecino, J. Rutllant and S. Salinas. 1998. Coastal ocean circulation off western South America: 273-313. In: Robinson, A.R. y K.H. Brink (Eds). The global coastal ocean. The Sea 11, Interscience, New York.
- Swartzman, G., A. Bertran, M. Gutiérrez, S. Bertrand and L. Vásquez. 2008. The relationship of anchovy and sardina to water masses in the Peruvian Humboldt Current System from 1983–2005. Progr. Oceanogr., 79: 228–237.
- Vélez, J. 1975. Contribución al conocimiento de la ictiofauna marina de Pisco. Tesis, Univ. Nal. Mayor San Marcos, Lima.
- Vildoso, A., J. Vélez, N. Chirichigno y A. Chirinos de Vildoso. 1999. Diversidad de los peces marinos del Perú. Bol. Inst. Mar Perú, 18(1–2): 49–76.
- Walsh, J.J. 1975. A spatial simulation model of the Peru upwelling ecosystem. Deep-Sea Res., 22: 202–216.
- Walsh, J.J. and R.W. Dugdale. 1972. Nutrient submodels of phytoplankton production in the sea. In: Allen, H.E. and Kramer J.R. (Eds). Nutrient in natural waters. Wiley.
- Wood, S.N. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Chapman and Hall, New York.
- Wood, S. N. 2017. Generalized additive models: an introduction with R. 2nd ed. CRC.
- Zuta, S. y O. Guillén. 1970. Oceanografía de las aguas costeras del Perú. Bol. Inst. Mar Perú, 2(5): 157–324.
- Zuur, A.F. 2012. A beginner's guide to generalized additive models with R. Highland Statistics, Newburgh, England.

RECIBIDO/RECEIVED: 18/09/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 27/08/2021



Tortugas marinas en el mosaico de conservación Bahía Málaga, Pacífico colombiano

Sea Turtles in the Bahía Málaga Conservation Mosaic, Colombian Pacific

Karla G. Barrientos-Muñoz^{1*}, Maike Heidemeyer², Luis Fernando Ortega-Gordillo², Miller Valencia-Díaz³,
 ID 0000-0003-3963-5727 ID 0000-0001-7547-5631 ID 0000-0001-5156-404X ID 0000-0003-3877-1006

Carlos Andrés Hinojosa-Romero⁴, Santiago Valencia-González⁵, Héctor Javier Montaña⁶, María Claudia Diazgranados⁷,
 ID 0000-0001-9260-4263 ID 0000-0002-0549-8958 ID 0000-0001-7239-609X ID 0000-0001-8237-9840

Juan Pablo Caldas⁷, Edward Leonardo Sevilla-Dueñas⁸, Randall Arauz⁹ y Cristian Ramírez-Gallego¹⁰
 ID 0000-0003-3997-389X ID 0000-0002-8319-7333 ID 0000-0003-4907-0424 ID 0000-0001-9485-5736

1. Fundación Tortugas del Mar – FTM, Iniciativa Carey del Pacífico Oriental – Icapo, Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network – Widecast y Parques Nacionales Naturales de Colombia, Los Corales del Rosario y de San Bernardo. karla.barrientos@udea.edu.co*
2. Centro de Investigación en Limnología y Ciencias del Mar (CIMAR), Universidad de Costa Rica, San Pedro, Costa Rica; Centro de Rescate de Especies Marinas Amenazadas, Heredia, Costa Rica. maike.heidemeyer@ucr.ac.cr, luferorg@gmail.com
3. Consejo Comunitario de La Plata Bahía Málaga, Buenaventura y Asociación comunitaria de bahía Málaga Ecomanglar, Buenaventura. ecomanglarpacifico@gmail.com
4. Asociación de pescadores tradicionales de Bahía Málaga Los Esteros, Buenaventura. carloso1989@hotmail.es
5. Consejo Comunitario de las Comunidades Negras de la Plata Bahía Málaga, Buenaventura. consejobahiamalaga@gmail.com
6. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Uramba Bahía Málaga. regulacion.uramba@parquesnacionales.gov.co
7. Conservation International Colombia. mdiazgranados@conservation.org, jcaldas@conservation.org
8. Conservation International Colombia, Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca–CVC, Buenaventura. biologosevilla@gmail.com
9. Centro de Rescate de Especies Marinas Amenazadas, Tibás, San José, Costa Ric., rarauz@finsattached.org
10. Fundación Tortugas del Mar – FTM y Iniciativa Carey del Pacífico Oriental–Icapo. ramirezgallego.cristian@gmail.com

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

Entre 2016–2020 se caracterizaron las especies y tamaños de las tortugas marinas presentes en el Mosaico de Conservación Bahía Málaga, Valle del Cauca por medio de monitoreo acuático y la entrega voluntaria por parte de los pescadores del área. El registro de individuos fue determinado mediante monitoreo acuático, que se dividió en tres fases: muestreo exploratorio, muestreo continuado, muestreo estandarizado, además de entregas voluntarias por los pescadores en sus faenas de pesca. Se emplearon 107 horas de esfuerzo para un total de 51 individuos de tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) y negra (*Chelonia mydas*) registradas. Estos resultados contribuyen como línea base para el conocimiento de las tortugas marinas como estrategia efectiva para la investigación y conservación de bahía Málaga.

PALABRAS CLAVE: *Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas*, monitoreo acuático, Océano Pacífico.

ABSTRACT

The species and sizes of sea turtles present in the Bahía Málaga Conservation Mosaic, Valle del Cauca, were characterized between 2016–2020 through aquatic monitoring and voluntary delivery by native fishermen. The registry of individuals was determined by aquatic monitoring, which was divided into three phases: exploratory sampling, continuous sampling, standardized sampling, plus voluntary deliveries by fishermen in their fishing tasks. A total of 107 hours of effort were used to detect 51 individuals of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and black (*Chelonia mydas*) turtles. These results contribute as a baseline for the knowledge of sea turtles as an effective strategy for research and conservation in Bahía Málaga.

KEYWORDS: *Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas*, in-water monitoring, Pacific Ocean.

INTRODUCCIÓN

El océano Pacífico Oriental es una de las áreas más importantes de alimentación y anidación para cuatro especies de tortugas marinas (Groombridge y Luxmoore, 1989; Seminoff *et al.*, 2012). Su compleja oceanografía y biogeografía, caracterizada por su angosta plataforma continental, extensas áreas de aguas profundas y el fenómeno del Niño-Oscilación del Sur (ENSO) constituyen hábitats altamente dinámicos para las tortugas marinas, cuyas poblaciones se adaptaron con una plasticidad en su biología, comportamiento, morfología y demografía comparado con sus con-específicos en otras regiones del mundo (Seminoff *et al.*, 2012).

Las tortugas marinas son altamente migratorias con una compleja historia de vida que incluye la migración de adultos de áreas de alimentación a distantes áreas de reproducción y cambios ontogénicos que condiciona la distribución de juveniles en una variedad de hábitats marinos (Jensen *et al.*, 2013). En este complejo ciclo de vida, el hábitat de anidación ocupa menos de 1 % de su tiempo de vida promedio (Bjorndal, 1999a), pero es allí donde se realizan la mayor parte de los estudios por facilidad logística y menores costos. Los estudios en zonas de alimentación son difíciles y costosos (Rincón-Díaz y Rodríguez-Zárate, 2004), pero para comprender la historia de vida de las tortugas marinas y gestionar de manera efectiva su conservación, es indispensable realizar esfuerzos en zonas de alimentación, tránsito y residencia (Bjorndal, 1999b; Broderick *et al.*, 2007; Gaos *et al.*, 2012; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015a, 2015b; Páez *et al.*, 2015; Ramírez-Gallego *et al.*, 2015). Por lo cual, monitoreos continuos, sistemáticos y estandarizados son urgentes para conocer el estado actual de las tortugas marinas, que además permitan comprender el aporte de las tortugas marinas de esta zona para las poblaciones del Pacífico Oriental (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015a; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015b; Páez *et al.*, 2015; Ramírez-Gallego *et al.*, 2015; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020).

De las cinco especies de tortugas marinas identificadas en Colombia, cuatro tienen presencia en el Pacífico: la tortuga caná (*Dermochelys coriacea*), la tortuga verde del Pacífico y en la región conocida como “tortuga negra” (*Chelonia mydas*), la tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) y la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*), todas categorizadas como especies bajo algún riesgo de extinción por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) (Seminoff,

INTRODUCTION

The Eastern Pacific is one of the most important feeding and nesting areas for four sea turtle species (Groombridge and Luxmoore, 1989; Seminoff *et al.*, 2012). Its complex oceanography and biogeography, characterized by its narrow continental shelf, extensive deep-water areas, and the El Niño-Southern Oscillation (ENSO), constitutes highly dynamic habitats for sea turtles, which populations have adapted with plasticity in their biology, behavior, morphology, and demographics in comparison with their conspecifics in other regions of the world (Seminoff *et al.*, 2012).

Sea turtles are highly migratory, with a complex life history that includes the migration of adults from feeding areas to distant reproduction zones and ontogenetic changes, which condition the distribution of juveniles in a variety of marine habitats (Jensen *et al.*, 2013). In this complex life cycle, the nesting habitat takes up less than 1 % of the average lifespan (Bjorndal, 1999a), but it is there where most studies are conducted due to easier logistics and lower costs. Conducting studies in feeding areas is difficult and expensive (Rincón-Díaz and Rodríguez-Zárate, 2004), but in order to understand the life story of sea turtles and effectively manage their preservation, it is essential to make efforts in feeding, transit, and residence areas (Bjorndal, 1999b; Broderick *et al.*, 2007; Gaos *et al.*, 2012; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015a, 2015b; Páez *et al.*, 2015; Ramírez-Gallego *et al.*, 2015). Therefore, continuous, systematic, and standardized monitoring is urgent to know the actual state of sea turtles, which also allow us to understand their contribution of sea turtles in this area for populations in the Eastern Pacific (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015a, 2015b, 2020; Páez *et al.*, 2015; Ramírez-Gallego *et al.*, 2015).

Four out of the five marine turtle species identified in Colombia are present in the Pacific: the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*), the green Pacific turtle (*Chelonia mydas*, also known in the region as “black turtle”), the hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*), and the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*). All of these are classified as species at some risk of extinction by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) (Seminoff, 2004; Abreu-Grobois and Plotkin, 2008; Mortimer and Donnelly, 2008; Wallace *et al.*, 2013) and, at the national level, by the Colombian Red Book of Reptiles (*Libro rojo de reptiles de Colombia*, 2015) (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015a, 2015b; Páez *et al.*, 2015; Ramírez-Gallego *et al.*,

2004; Abreu-Grobois y Plotkin, 2008; Mortimer y Donnelly, 2008; Wallace *et al.*, 2013) y a nivel nacional por el Libro Rojo de Réptiles de Colombia (2015) (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015a, 2015b; Páez *et al.*, 2015; Ramírez-Gallego *et al.*, 2015). Además, todas se encuentran en el Apéndice I de CITES y están protegidas por diferentes normativas nacionales e internacionales (ver fichas de tortugas marinas en Morales-Betancourt *et al.*, 2015).

De acuerdo con Barreto-Sánchez (2011), en el Pacífico colombiano 40 % de las investigaciones en tortugas marinas son llevadas a cabo en playas de anidación y solo 12 % en zonas de alimentación. En el departamento del Chocó, se han llevado a cabo principalmente estudios en playas de anidación de la tortuga golfina en el Parque Nacional Natural (PNN) Utría y su zona de amortiguamiento (Amorocho *et al.*, 1992; Amorocho, 1993; Martínez, 1999; Martínez y Páez, 2000; Hinestroza y Páez, 2001; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2014; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2014, 2015b) y se registra anidación esporádica de la tortuga negra (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2013). Mientras que los juveniles de carey han sido observados en los parches de coral de Punta Diego y el arrecife de la Aguada del PNN Utría (Ramírez-Gallego obs.). De manera similar, en el departamento de Nariño, en el PNN Sanquianga, los estudios se han enfocado en playas de anidación de la tortuga golfina y tortuga negra (Ceballos-Fonseca *et al.*, 2003; Caicedo *et al.*, 2009; Muñoz *et al.*, 2010). Estudios que implican zonas de anidación y alimentación provienen únicamente del departamento del Cauca, en el PNN Gorgona (McCormick, 1996; Sánchez y Quiroga, 2002; Pavia *et al.*, 2007; Gaos *et al.*, 2010; Payán *et al.*, 2010; Zorilla, 2011; Tobón-López y Amorocho, 2014). Donde se registra la anidación de la tortuga golfina y de la tortuga negra esporádicamente, además de la presencia en agua de la tortuga caná y carey (McCormick, 1996; Amorocho *et al.*, 2001; Sánchez y Quiroga, 2002; Payán *et al.*, 2010; Zorilla, 2011; Rivera-Gómez *et al.*, 2016).

En 2003, el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras–Invemar realizó un recorrido por el Pacífico colombiano para confirmar especies, sitios de anidación y alimentación de tortugas marinas, pero el sector comprendido entre la bahía de Buenaventura y Cabo Corrientes no fue recorrido por presupuesto y se afirma que, al ser un área con manglares y acantilados, no son hábitats típicos para las tortugas marinas (Ceballos-Fonseca *et al.*, 2003). De manera consecuente, el departamento del Valle del Cauca es el sitio de menor información sobre las tortugas marinas a lo largo del litoral Pacífico colombiano. En el Santuario

2015). Moreover, all of the species are in Appendix I of the CITES, and they are protected by different national and international regulations (see marine turtle sheets in Morales-Betancourt *et al.*, 2015).

According to Barreto-Sánchez (2011), in the Colombian Pacific, 40 % of the research on sea turtles is conducted on nesting beaches and only 12 % in feeding areas. In the department of Chocó, studies have been carried out mainly on the nesting beaches of the olive ridley sea turtle in the Utría National Natural Park (PNN) and its buffer zone (Amorocho *et al.*, 1992; Amorocho, 1993; Martínez, 1999; Martínez and Páez, 2000; Hinestroza and Páez, 2001; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2014, 2015b), and a sporadic nesting of the black turtle has been recorded (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2013), whereas hawksbill sea turtle juveniles have been observed in coral patches in Punta Diego and the Aguada reef of the Utría PNN (Ramírez-Gallego, unpublished data). In a similar way, in the department of Nariño, in the Sanquianga PNN, studies have focused on the nesting beaches of the olive ridley sea and black turtles (Ceballos-Fonseca *et al.*, 2003; Caicedo *et al.*, 2009; Muñoz *et al.*, 2010). Studies involving nesting and feeding areas are only found in the department of Cauca, in the Gorgona PNN (McCormick, 1996; Sánchez and Quiroga, 2002; Pavia *et al.*, 2007; Gaos *et al.*, 2010; Payán *et al.*, 2010; Zorrilla, 2011; Tobón-López and Amorocho, 2014), where the sporadic nesting of the olive ridley sea and black turtles has been recorded, in addition to the presence of the leatherback and hawksbill sea turtles in the water (McCormick, 1996; Amorocho *et al.*, 2001; Sánchez and Quiroga, 2002; Payán *et al.*, 2010; Zorrilla, 2011; Rivera-Gómez *et al.*, 2016).

In 2003, the Marine and Coastal Research Institute (Invemar) toured the Colombian Pacific to confirm the species and nesting and feeding sites of sea turtles, but the sector comprising the Buenaventura Bay and Cabo Corrientes was not included due to a lack of budget, and it has been argued that, since it is an area with mangroves and cliffs, it is not a typical habitat for sea turtles (Ceballos-Fonseca *et al.*, 2003). Consequently, the department of Valle del Cauca is the place with the least information on sea turtles along the Colombian Pacific littoral. In the Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, there have been sporadic sightings of hawksbill sea and green Pacific sea turtles during shark monitoring (Fundación Malpelo, pers. comm.). In the Málaga Bay, Puerto España beach has been recorded as a nesting site for the olive ridley sea turtle (Merizalde *et al.*, 2005; Núñez, 2007; Barreto-Sánchez, 2011; Cubillos, 2016). The

de Fauna y Flora Malpelo, hay avistamiento esporádico de tortugas juveniles de carey y negras, mientras se realiza el monitoreo de los tiburones (Fundación Malpelo, com. pers). En bahía Málaga, la playa de Puerto España ha sido registrada como un sitio de anidación para la tortuga golfina (Merizalde *et al.*, 2005; Nuñez, 2007; Barreto-Sánchez, 2011; Cubillos, 2016); y las comunidades asentadas al interior de la bahía, confirman el avistamiento en agua y una continua interacción de tortugas marinas en sus artes de pesca artesanal. Barrientos *et al.* (2020) registraron la primera hembra de tortuga carey para el Pacífico colombiano en el mosaico de conservación de bahía Málaga.

El presente estudio hace parte del primer esfuerzo interinstitucional, intersectorial y comunitario entre el 2016 – 2020 en el Pacífico de Colombia dirigido a identificar las especies de tortugas marinas, tamaños, estructura poblacional, potenciales sitios de alimentación, residencia y/o tránsito y amenazas por medio del monitoreo acuático y la entrega voluntaria de pescadores locales de las tortugas marinas que ocurren en el mosaico de conservación bahía Málaga.

ÁREA DE ESTUDIO

El mosaico de bahía Málaga (3°56'–4°05' N, 77°19'–77°21' O) se encuentra localizada en el Pacífico Oriental, en la vertiente occidental de la cordillera Occidental, en el Pacífico colombiano, departamento del Valle del Cauca, Distrito de Buenaventura (Cantera *et al.*, 1999) (Figura 1). Tiene un área aproximada de 136 km², correspondiente a su componente marino-costero. La bahía es reconocida como zona estuarina con playas arenosas, rocosas y fangosas, además con acantilados y aproximadamente 3000 ha de bosques de manglar (Cantera, 1991; Cantera *et al.*, 1999). Presenta una humedad relativa de 90 % y una precipitación de 9000 mm, con un bosque muy húmedo tropical (bmh-T).

Bahía Málaga es un ecosistema estratégico del Pacífico oriental tropical, por los bienes y servicios ambientales que provee y por ser hábitat de una amplia diversidad de especies (Castellanos-Galindo *et al.*, 2006; Molina *et al.*, 2006; Invemar *et al.*, 2006). El mosaico de conservación constituido por el PNN Uramba–Bahía Málaga, el Parque Regional Natural (PRN) de La Sierpe, el Distrito de Manejo Integrado (DMI) La Plata, Bahía Málaga, territorios colectivos de comunidades negras y resguardos indígenas. El mosaico es el resultado del trabajo continuo y coordinado entre autoridades ambientales de índole nacional y regional como Parques Nacionales Naturales de Colombia

communities settled in the bay confirm their sightings in water and a continuous interaction with sea turtles in their artisanal fishing gears (Barrientos-Muñoz and Ramírez-Gallego, unpublished data). Barrientos *et al.* (2020) recorded the first hawksbill sea turtle female for the Colombian Pacific in the Málaga Bay Conservation Mosaic. This study is part of the first interinstitutional, intersectoral, and community effort made between 2016 and 2020 in the Colombian Pacific and aimed at identifying marine turtle species, as well as their sizes, population structure, potential feeding, residence, and/or transit sites, and threats, by means of aquatic monitoring and the local fishermen's voluntary surrender of the sea turtles captured in the Málaga Bay Conservation Mosaic.

STUDY AREA

The Málaga Bay Mosaic (3°56' - 4°05' N, 77°19' - 21' O) is located in the Eastern Pacific, in the western slope of the Cordillera Occidental (Western Mountain Range), in the Colombian Pacific, department of Valle del Cauca, Buenaventura district (Cantera *et al.*, 1999) (Figure 1). Its area is approximately 136 km², which corresponds to its coastal-marine component. The bay is recognized as an estuarine area with sandy, rocky, and muddy beaches, as well as with cliffs and approximately 3000 ha of mangrove forests (Cantera, 1991; Cantera *et al.*, 1999). It has a relative humidity of 90 % and a precipitation of 9000 mm, with a very wet tropical forest (bmh-T).

Málaga Bay is a strategic ecosystem of the tropical Eastern Pacific due to the environmental goods and services it provides and because it is a habitat with a wide diversity of species (Castellanos-Galindo *et al.*, 2006; Invemar *et al.*, 2006; Molina *et al.*, 2006). The Conservation Mosaic comprises the Uramba-Málaga Bay PNN, La Sierpe Regional Natural Park, La Plata Integrated Management District, Málaga Bay, collective territories of Black communities, and indigenous reservations. The Mosaic is the result of the continuous and coordinated work between national and regional environmental authorities, such as National Natural Parks of Colombia and the Valle del Cauca Autonomous Regional Corporation (CVC), the La Plata-Bahía Málaga, Chucheros, La Barra, and Puerto España-Miramar community councils, and the Wounaan indigenous communities, aimed at managing, organizing, and preserving this global-scale natural biodiversity hotspot (Resolution 1501 of 2010).

According to non-structured interviews, there is traditional knowledge by the local population on sea turtles.

y la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca–CVC, con los consejos comunitarios: La Plata – Bahía Málaga, Chucheros, La Barra y Puerto España – Miramar y las comunidades indígenas de la etnia Wounaan para el manejo, ordenamiento y conservación de este “Hot Spot” de la biodiversidad de la naturaleza a escala global (Resolución 1501 de 2010).

De acuerdo con entrevistas no estructuradas, existe un conocimiento tradicional de la población local sobre las tortugas marinas. Éstas, son observadas al interior de la bahía y/o interactuando con sus artes de pesca artesanal en o cerca de las más de 101 islas e islotes y en una entramada de canales y esteros identificado como el archipiélago de La Plata. Los sitios seleccionados para el esfuerzo de captura en el monitoreo acuático se realizó junto a pescadores locales y a partir del intercambio de conocimiento tradicional y científico.

These have been sighted within the bay and/or interacting with their artisanal fishing gears at or near the more than 101 islands and islets, as well as in a network of channels and estuaries identified as the La Plata Archipelago. The sites for the capture effort during aquatic monitoring were selected together with local fishermen and based on the exchange of traditional and scientific knowledge.

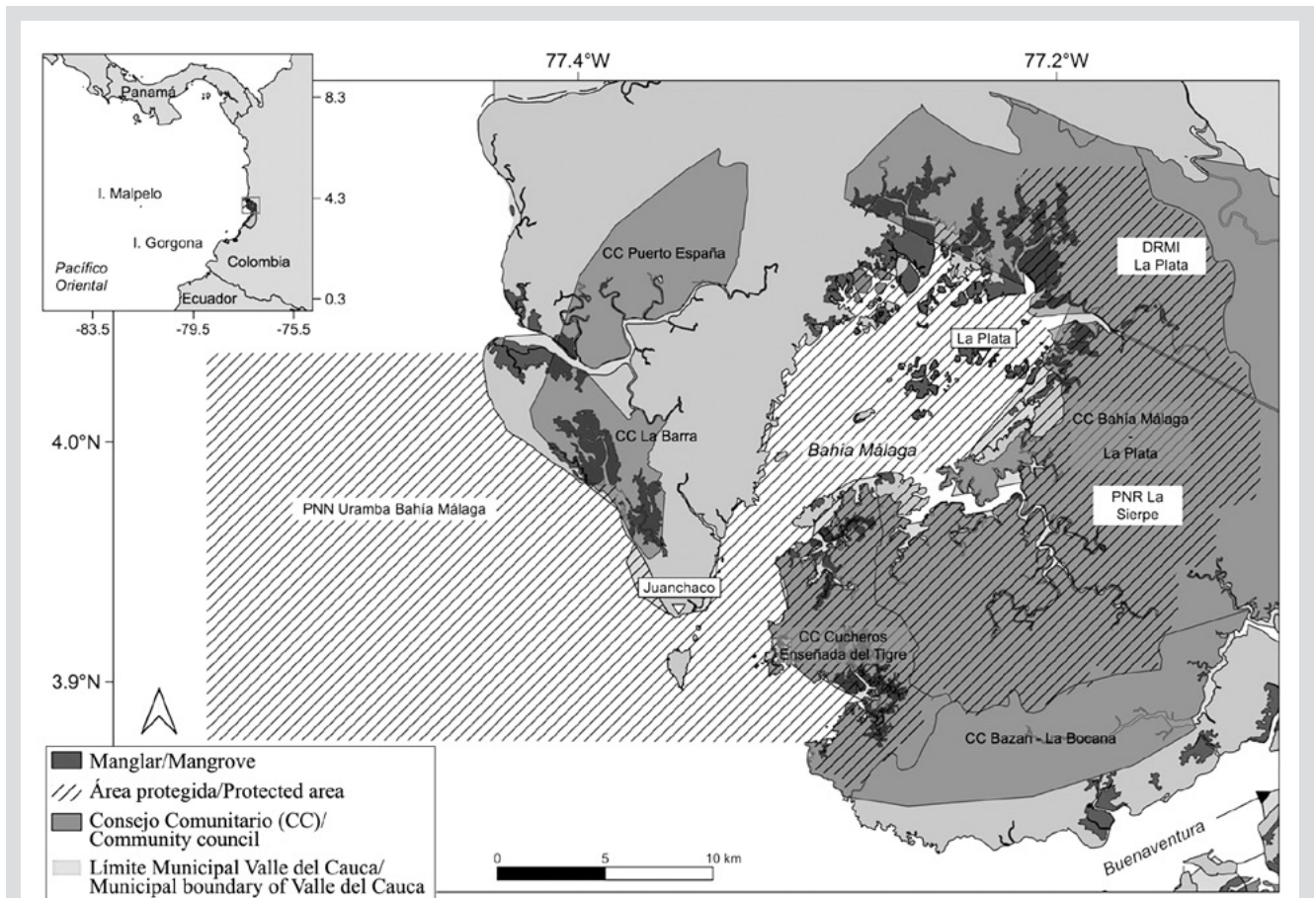


Figura 1. Área de estudio. Mosaico de conservación bahía Málaga en el Pacífico de Colombia. El mosaico está compuesto por las áreas protegidas Parque Nacional Natural (PNN) Uramba Bahía Málaga, el Distrito Regional de Manejo Integrado (DRMI) La Plata y el Parque Nacional Regional (PNR) La Sierpe y los consejos comunitarios (CC).

Figure 1. Study area. Málaga Bay Conservation Mosaic in the Colombian Pacific. The Mosaic comprises the following protected areas: the Uramba-Málaga Bay National Natural Park (PNN), La Plata Regional Integrated Management District (DRMI), La Sierpe National Regional Park (PNR), and the community councils (CC).

MATERIALES Y MÉTODOS

Monitoreo acuático

El intercambio de conocimiento local-científico y la articulación con la Asociación de pescadores tradicionales de Bahía Málaga Los Esteros–ASOPES–permitió identificar y seleccionar los sitios importantes de avistamiento y potencial captura de tortugas marinas en la bahía. Se realizó el monitoreo acuático que incluyó tres fases de trabajo desde 2016 a 2020: monitoreo exploratorio con redes de trasmallo, monitoreo continuado/adaptado con red de enmalle y un monitoreo estandarizado.

Muestreo exploratorio con redes de trasmallo:

En el primer semestre de 2016, se realizaron dos jornadas de monitoreo acuático de cinco días cada una, empleando entre tres y cuatro redes tipo chinchorro adaptadas para capturar tortugas marinas. Estas redes son manufacturadas con hilo de seda, cada una de aproximadamente 80 m de largo, 8 m de altura y una luz de malla de 30 a 45 cm y con menos plomo de un chinchorro típico para evitar el ahogamiento de las tortugas en caso de ser capturadas. De dos a tres veces por día, las redes fueron tendidas y retiradas por periodos de 1–2 horas. Los movimientos, los cambios repentinos en la velocidad y en la dirección de la marea, determinaron el tiempo de esfuerzo en que la malla estuvo tendida. El nombre y georeferenciación con GPS en cada sitio donde se realizó el tendido de la malla fue registrado y si las condiciones de visibilidad y seguridad para ingresar al agua lo permitían, se procedía a revisar la red cada 40 minutos mediante buceo en apnea con snorkel para encontrar tortugas marinas enmalladas y subirlas al bote [ver métodos similares en Carrión-Cortez *et al.* (2013) y Chacón-Chaverri *et al.* (2015)].

Muestreo continuado/adaptado con red de enmalle:

Desde el segundo semestre de 2016 se diseñó y estandarizó el método de captura de las tortugas marinas junto con los pescadores y líderes de las comunidades de bahía Málaga. Usando una red de enmalle elaborada en multifilamento de nylon torsionado (calibre 18), de 100 m de longitud por 8 m de fondo y luz de malla de 50 cm, se realizó el esfuerzo de captura en diferentes sitios donde comúnmente la comunidad ha avistado tortugas marinas y/o donde éstas han interactuado con las artes de pesca. Estos sitios generalmente son promontorios rocosos (denominados localmente como riscales, o troncos) a los que se asocian corales, esponjas y algas; La malla también fue desplegada en islotes y esteros.

MATERIALS AND METHODS

Aquatic monitoring

The exchange of local and scientific knowledge, as well as the articulated work with Los Esteros Traditional Fishermen Association of Málaga Bay (ASOPES), allowed identifying and selecting the important sighting and potential capture sites of sea turtles in the bay. Aquatic monitoring was conducted, which included three working phases between 2016 and 2020, namely exploratory monitoring with trammel nets, continued/adapted monitoring with gillnets, and standardized monitoring.

Exploratory monitoring with trammel nets

During the first semester of 2016, two five-day aquatic monitoring sessions were conducted, using three to four *chinchorro*-type nets adapted for capturing sea turtles. These nets were manufactured with silk threads and were approximately 80 m long and 8 m high each. They had a 30–45 cm mesh size as well as less lead than a typical *chinchorro* in order to prevent the turtles from drowning when they were captured. Twice or thrice a day, the nets were extended and removed for periods of 1–2 h. Movements and sudden changes in speed and in the direction of the tide determined the effort time in which the net was extended. We recorded the name and GPS georeference of each site where the net was extended. If the safety and visibility conditions for entering the water allowed it, we proceeded to check the net every 40 minutes via snorkel diving in order to find entangled sea turtles and get them onto the boat (see similar methods in Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015).

Continued/adapted sampling with gillnets

Starting in the second semester of 2016, a method for capturing sea turtles was designed and standardized together with the fishermen and leaders of the communities of Málaga Bay. By using a gillnet made from twisted nylon multifilament (caliber 18), 100 m in length, 8 m deep, and with a mesh size of 50 cm, the capture effort was performed at different sites where the community had often sighted sea turtles and/or where they had interacted with the fishing gears. These sites are generally rocky promontories (locally named *riscales*) or trunks to which corals, sponges, and algae are associated. The nets were also deployed in islets and estuaries.

At each site where the nets were extended, a previous visual inspection was performed from a boat and/or from the *riscales* for a period of 15 minutes with the engine switched off, in order to detect turtles that came out to breathe and to

En cada sitio donde se desplegó la malla, se realizó un avistamiento previo desde un bote y/o desde los riscales por un periodo de 15 minutos con el motor apagado, para detectar las tortugas saliendo a respirar y así, visualizar un punto preciso para hacer el tendido de ésta y aumentar las probabilidades de captura. Después de transcurridos los 15 minutos y no se avistaban tortugas, se procedía con el tendido de la malla. Ésta fue desplegada y recogida por periodos de entre 30 a 60 minutos con la ayuda de un bote con motor fuera de borda y otro bote más pequeño al remo. Dos personas en el bote pequeño revisaron manualmente la malla de manera frecuente, levantando la cuerda superior desde la proa para encontrar tortugas marinas enmalladas y subirlas a éste. Anotaciones correspondientes al nombre del sitio, coordenadas, clima, marea (puja o quiebra), estado de la marea (subiendo o bajando), hora de avistamiento de tortuga (en caso de observar tortugas respirando), hora de tendido y recogida de la malla, tiempo de esfuerzo del tendido y personas que lo realizaron, fueron registradas. Sin embargo, por presupuesto reducido, durante 2016 y 2018 no se realizaron jornadas de muestreo sistemáticos en el tiempo.

Muestreo estandarizado:

A partir del segundo semestre de 2019, se inició un muestreo estandarizado con el método de captura descrito en el punto anterior, ajustando nuestra unidad de esfuerzo al despliegue de la red de enmalle (100 m x 8 m, luz de malla = 50 cm) durante 30 minutos. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) se calculó dividiendo el número total de tortugas marinas capturadas en cada muestreo dividido por el número de unidades de esfuerzo. Se definieron cuatro jornadas de monitoreo acuático sistemático de diez días continuos durante el año (cada tres meses), en diferentes sitios escogidos la noche antes del monitoreo, donde comúnmente la comunidad ha avistado tortugas marinas recientemente empleando de cuatro a seis unidades de esfuerzo (2–3 horas) durante el día, en 41 sitios del mosaico.

Los sitios para el despliegue de la red, casi siempre estuvieron asociados a promontorios rocosos, muchos de estos sumergidos y que, con la reducida visibilidad del agua y cambios repentinos en la marea en esta área del Pacífico de Colombia, colocaba en riesgo la afectación de corales, esponjas, algas y el daño en sí mismo a la malla. Por esta razón, en nuestra unidad de esfuerzo se definió el despliegue de la malla por solo 30 minutos, a diferencia de los métodos usados en el Pacífico Oriental que emplean un esfuerzo de captura continuo de 24 h (Seminoff *et al.*, 2003), de 4–8 h (Carrión-Cortez *et al.*, 2013) y de 7 h (Chacón-Chaverri *et al.*, 2015).

visualize a precise point for extending the net, thus increasing the likelihood of captures. After 15 minutes, if no turtles were sighted, we proceeded to extend the net, which was deployed and retrieved for periods between 30 and 60 minutes with help from an outboard motorboat and a smaller rowboat. Two people in the small boat frequently checked the net manually, raising the superior cord from the bow in order to find entangled sea turtles and get them up. We recorded the name of the site and its coordinates, whether, tide (spring or neap), the state of the tide (rising or ebb tide), the time of turtle sighting (if the turtles were observed while coming out to breathe), and the net extension and retrieval times, as well as the people who performed them. However due to a lack of budget, between 2016 and 2018, no sampling sessions were conducted which were systematic in time.

Standardized sampling

Starting in the second semester of 2019, standardized sampling was carried out by means of the capture method described in the previous paragraph, adjusting the effort unit to the deployment of the gillnet (100 m x 8 m, mesh size = 50 cm) for 30 min. The catch per effort unit (CPUE) was calculated by dividing the total number of sea turtles captured in each sample, divided by the number of effort units. Four systematic aquatic monitoring sessions with a duration of 10 continuous days during the year (every three months) were defined, at different sites selected the night before the monitoring, where the community had often sighted sea turtles in recent times, employing four to six effort units (2-3 h) during the day, at 41 sites of the Mosaic.

The sites for the deployment of the net were almost always associated with rocky promontories, many of them submerged, which, with the reduced visibility in the water and the sudden changes in the tide of this area of the Colombian Pacific, constituted a risk for corals, sponges, algae, and the net itself. Therefore, in our effort unit, the deployment of the net was established at only 30 minutes, unlike the methods used in the Eastern Pacific, which employ continuous capture efforts of 24 hours (Seminoff *et al.*, 2003), 4-8 hours (Carrión-Cortez *et al.*, 2013), and 7 hours (Chacón-Chaverri *et al.*, 2015).

Bycatch and surrender by the fishermen

In addition to the systematic and standardized aquatic monitoring, on the basis of the community strengthening carried out by the researchers in 2016, which was oriented towards the territory and its communities, and later under La Minga project starting in 2019, the Málaga Bay community

Pesca incidental y entrega por pescadores

Además del monitoreo acuático sistemático y estandarizado, desde el fortalecimiento comunitario llevado a cabo por los investigadores en 2016 al territorio, sus comunidades y posteriormente bajo el proyecto La Minga desde 2019, el consejo comunitario de bahía Málaga y la Asopes–Los Esteros han liderado el proceso de entrega voluntaria por parte de los pescadores en la pesca incidental de las tortugas marinas en sus faenas y en articulación con los investigadores hemos logrado acuerdos de conservación del territorio, incluidas las tortugas marinas como un objeto valor de conservación y sus ecosistemas asociados.

La Asopes–Los Esteros está ubicada en bahía Málaga y la conforman 56 pescadores activos organizados bajo la asociación. Las artes de pesca usadas y permitidas en el territorio son de malla, dentro de la que se encuentra redes de multifilamento (de trapo) y de monofilamento (de plástico); de anzuelo, como el espinel, la línea de mano, el volantín y el calabrote; y la red de atajo.

En articulación con el Consejo Comunitario y Asopes–Los Esteros, las tortugas que quedaron capturadas (vivas o muertas) durante sus faenas de pesca, fueron entregadas para este estudio de manera voluntaria entre el 2016 al 2020. En la entrega de las tortugas, se registró la fecha, especie, nombre del pescador, arte de pesca y el sitio de captura.

Registro de tortugas

Luego de la captura desde el monitoreo acuático y/o entrega voluntaria por pesca incidental, las tortugas fueron llevadas de acuerdo a su cercanía a las comunidades de La Plata o de Miramar para seguir el protocolo de registro de información. Éste incluye la identificación de la especie, la toma de datos biométricos, el proceso de marcación del individuo, registro fotográfico cuando sea posible y la liberación.

Los datos biométricos registrados fueron la medición del largo curvo mínimo del caparazón (LCCmín), largo curvo del caparazón nuchal-supracaudal (LCCn-s), ancho curvo del caparazón (ACC), con una cinta métrica de $\pm 0,1$ cm y peso de cada individuo con una pesa mecánica o digital (precisión: 0,01 kg). En cuanto al proceso de marcación, se aplicaron un par de marcas metálicas tipo Inconel 681C (National Band & Tag, Newport, KY, EE.UU.) con codificación única en la segunda escama proximal de cada aleta delantera y para algunos individuos, un PIT tag pasivo integrado tipo DNACHIP ISO (AVID Identification Systems, Inc, Norco,

council and ASOPES (Los Esteros) have led the process of voluntary surrender of the bycatch in their gears involving sea turtles. Moreover, in articulation with the researchers, we have reached agreements for the conservation of the territory, including sea turtles as objects of conservation value, as well as their associated ecosystems. ASOPES (Los Esteros) is located in Málaga Bay and comprises 56 organized active fishermen. The fishing gear is used and allowed in the territory are nets, namely multifilament (cloth) and monofilament (plastic) nets; fishhooks, such as *espineles* [fish trolling devices], hand lines, kites, and hawsers; and *atajo* nets [a kind of fishing net that uses tidal flow in narrow spaces to capture fish].

In articulation with the community council and ASOPES (Los Esteros), the turtles that were captured (alive or dead) during fishing were voluntarily surrendered for this study between 2016 and 2020. As the turtles were surrendered, the date, the species, the names of the fishermen, the fishing gear, and the capture site were recorded.

Turtle records

After being captured during aquatic monitoring and/or voluntarily surrendered as bycatch, the turtles were taken (according to their proximity) to the communities of La Plata or Miramar in order to continue with the protocol for recording information. This includes identifying the species, gathering biometric data, marking the individuals, making photographic records if possible, and releasing the individuals.

The recorded biometric data were the measurement of the minimum curved carapace length (LCCmín), the curved length of the nuchal-supracaudal carapace (LCCn-s), the curved width of the carapace (ACC) –all taken with a ± 0.1 cm metric tape– and the weight of each individual, which was taken by using a mechanical or digital balance with a precision of 0.01 kg. As for the marking process, a pair of Inconel 681C metallic tags (National Band & Tag, Newport, USA) with unique coding were applied in the second proximal scale of each front flipper, and, for some individuals, a DNACHIP ISO-type integrated passive PIT tag (AVID Identification Systems, Inc, Norco, USA) was placed on the right front flipper with unique numbering. Subsequent capture events were registered as recaptures. Photographs of each side of the head were recorded per individual, and external physical conditions were assessed in order to detect injuries, mutilations, malformations, and/or the presence of fibropapilloma, as well as to continue by releasing the

CA, EE.UU.) fue colocado en su aleta delantera derecha con numeración única. Los subsecuentes eventos de captura fueron registrados como recapturas. Fotografías de cada lateral de la cabeza fueron registradas por individuo y se revisó la condición física externa para detectar lesiones, mutilaciones, deformidades y/o la presencia de fibropapilomas y continuar con su liberación en el mismo sitio o cerca del lugar inicial de captura dentro de las siguientes 4 horas. Este ejercicio fue realizado con la capacitación y acompañamiento de los investigadores, entidades públicas y continuada por los expertos locales capacitados en los protocolos estandarizados (Diez y Ottenwalder, 1999; Eckert *et al.*, 1999; Ehrhart y Ogren, 1999).

Análisis de datos

En ocasiones en que una de las dos medidas para el LCC no fueron tomadas en el campo, se reemplazaron los datos faltantes agregando (para obtener el LCCn-s) o eliminando (para obtener el LCCmin) el promedio de la diferencia entre LCCmin y LCCn-s, respectivamente para cada especie. Para *E. imbricata* se convirtió LCCn-s en el largo recto de caparazón nuchal-supracaudal (LRCn-s) utilizando la fórmula $SCL = 0,9355 * LCCn-s + 0,4486$ (Limpus, 1992). Para *C. mydas* se convirtió LCCmin primero al largo recto de caparazón mínimo (LRCmin) y de allí a LRCn-s utilizando la fórmula $LRCmin = 0,9240 * LCCmin + 1,0205$ y $LRCn-s = (SCLmin + 0,0460)/0,9883$ según Meylan *et al.* (2011). Los LRCn-s convertidos fueron utilizados para calcular el índice de condición corporal (ICC) utilizando la fórmula: $ICC = (Peso / LRC3) * 10\ 000$ (Bjorndal *et al.*, 2000). Para todo análisis de datos se utilizó el programa R v.v.3.4 (R Core Team, 2020).

Con el fin de detectar las áreas con la mayor cantidad de capturas de tortugas marinas, se construyeron mapas calientes (“heatmaps”) basados en el estimado de densidad de Kernel (KDE) implementado en el programa QGIS (QGIS Development Team, 2020). Las densidades son calculadas a partir de la cantidad de puntos GPS de cada captura y el radio de acción. El radio de acción fue calculado basado en los promedios en el tamaño del área de 95 % de uso de 67,16 ha para juveniles de *E. imbricata* (Carrión Cortez *et al.*, 2013) y de 1537 ha para *C. mydas* (Seminoff *et al.*, 2002), resultando en un radio de 462,4 m y 2211,9 m, respectivamente.

individuals at the same site or near the initial capture location within the next four hours. This exercise was carried out with the training and accompaniment of the researchers and public entities, and it was continued by the local experts trained in standardized protocols (Diez and Ottenwalder, 1999; Eckert *et al.*, 1999; Ehrhart and Ogren, 1999).

Data analysis

In cases where one of the two LLC measurements was not taken in the field, the missing data were replaced by adding (to obtain the LCCn-s) or removing (to obtain the LCCmin) the average of the difference between the LCCmin and the LCCn-s for each species. For *E. imbricata*, the LCCn-s was converted into the straight length of the nuchal-supracaudal carapace (LRCn-s) by using the following formula: $SCL = 0.9355 * LCCn-s + 0.4486$ (Limpus, 1992). For *C. mydas*, the LCCmin was first converted into the minimum straight length of the carapace (LRCmin), and then into the LRCn-s by using the following formulas: $LRCmin = 0.9240 * LCCmin + 1.0205$ and $LRCn-s = (SCLmin + 0.0460)/0.9883$, according to Meylan *et al.* (2011). The converted LRCn-s were used to calculate the body condition index (ICC) through the following formula: $ICC = (Weight / LRC3) * 10\ 000$ (Bjorndal *et al.*, 2000). For all data analyses, the R v.v.3.4 software was used (R Core Team, 2020).

With the purpose of detecting the areas with the largest amount of marine turtle captures, heatmaps were elaborated which were based on the Kernel density estimation (KDE), implemented in the QGIS software (QGIS Development Team, 2020). The densities were calculated from the amount of GPS points for each capture and the action radius. The action radius was calculated based on the averages in the size of the area for 95 % of the use: 67.16 ha for *E. imbricata* juveniles (Carrión-Cortéz *et al.*, 2013) and 1537 ha for *C. mydas* (Seminoff *et al.*, 2002). This resulted in radii of 462.4 and 2211.9 m, respectively.

RESULTADOS

Monitoreo acuático

Durante los cinco años de monitoreo acuático se llevaron a cabo tres fases en la captura de las tortugas marinas, para un total de 126 horas de esfuerzo en 41 sitios y 10 tortugas capturadas. En el monitoreo exploratorio con redes de trasmallo se emplearon 22 horas de esfuerzo de monitoreo acuático (2016/primer semestre) y se capturó un juvenil de tortuga negra. En el monitoreo continuado/adaptado con red de enmalle entre el segundo semestre de 2016 a 2018, se invirtieron 40 horas de esfuerzo de monitoreo y se capturaron tres juveniles de tortugas carey. Finalmente, un juvenil de tortuga negra y cuatro juveniles de tortuga carey con una recaptura adicional de uno de estos individuos, fueron capturados bajo el monitoreo estandarizado, en el cual se invirtieron 128 unidades de esfuerzo para un total de 64 horas de esfuerzo neto de tendido de la malla (octubre de 2019 a octubre de 2020). La mayor abundancia de tortugas capturadas con la malla fue de la tortuga carey 80,0 % (n = 8), seguido de la tortuga negra 20,0 % (n = 2).

Pesca incidental y entrega por pescadores

Desde mayo de 2016 a octubre de 2020, sin una tendencia temporal definida y a lo largo del mosaico de conservación un total de 43 tortugas marinas, entre carey (*E. imbricata*) y negra (*C. mydas*) fueron capturadas incidentalmente y entregadas por los pescadores de Asopes – Los Esteros a los investigadores y expertos locales. El 86 % conformado por 25 tortugas carey y 12 tortugas negras, fueron capturadas con malla de monofilamento. El 11,6 % conformado por cinco tortugas carey, fueron capturadas con red de atajo, mientras que 2,3 % conformado por una tortuga negra, fue capturada con línea de mano con anzuelo tipo J (Tabla 1). Adicionalmente, un juvenil de tortuga carey fue capturado en la playa del islote “El Cementerio”, cuando un pescador acercaba su embarcación a la orilla, el individuo estaba cerca, se asustó y emergió del mar, arrastrándose hacia la playa en donde fue capturada a mano.

Tabla 1. Tortugas marinas capturadas incidentalmente y entregadas de manera voluntaria por los pescadores de ASOPES – Los Esteros

Pesca incidental / Bycatch	Especies / Species		Total
	<i>Eretmochelys imbricata</i>	<i>Chelonia mydas</i>	
Malla de monofilamento / Monofilament net	25	12	37
Red de atajo / Atajo net	5	0	5
Línea de mano / Hand line	0	1	1
Total	30	13	43

RESULTS

Aquatic monitoring

During the five years of aquatic monitoring, three phases were executed in the capture of sea turtles, for a total of 126 hours of effort that 41 sites and 10 captured turtles. During the exploratory monitoring with trammel nets, 22 hours of aquatic monitoring effort were employed (2016/1st semester) and a black turtle juvenile was captured. During the continued/adapted monitoring with gillnets between the second semester of 2016 and 2018, 40 hours of monitoring effort were spent, and three hawksbill sea turtle juveniles were captured. Finally, a black turtle juvenile and four hawksbill sea turtle juveniles (with an additional recapture) were caught during the standardized monitoring, where 128 effort units were spent, for a total of 64 hours of net effort regarding net extension (from October 2019 to October 2020). The greatest abundance of turtles captured with nets corresponded to hawksbill sea turtles (80 %, n = 8), followed by black turtles (20 %, n = 2).

Bycatch and surrender by the fishermen

From May 2016 to October 2020, without a defined temporal tendency and along the Conservation Mosaic, a total of 43 sea turtles, comprising hawksbill sea (*E. imbricata*) and black turtles (*C. mydas*), were captured as bycatch and surrendered by the Asopes (Los Esteros) fishermen to the researchers and local experts. 86 % of these, namely 25 hawksbill sea turtles and 12 black turtles, were captured with monofilament nets. 11.6 %, which amounted to five hawksbill sea turtles, were captured with *atajo* nets, whereas 2.3 %, one black turtle, was captured using a hand line with a J-type fishhook (Table 1). Additionally, a hawksbill sea turtle juvenile was captured on the beach of El Cementerio Islet while a fisherman brought his boat ashore. The individual was close, got scared, and emerged from the sea, crawling towards the beach, where it was captured by hand.

Tabla 1. Sea turtles captured as by catch and voluntarily surrendered by ASOPES (Los Esteros) fishermen

Registro de tortugas

En los cinco años del estudio, un total de 54 tortugas han sido registradas e identificadas como tortugas Carey y negra. Entre estas, 72,2 % (n = 39) fueron tortugas Carey y 27,8 % (n = 15) tortugas negras registradas en el mosaico de conservación de bahía Málaga.

La tortuga Carey fue la especie con mayor tasa de captura durante el estudio. Un total de 36 individuos fueron registrados y marcados dentro de la bahía. Ocho capturas de Carey fueron bajo el monitoreo acuático, 30 por los pescadores con malla de monofilamento y red de atajo y una capturada adicional con la mano por un pescador. Fue la única especie con registro de recaptura (n = 3), un individuo fue marcado el 3 de julio de 2017 y recapturado el 1 de marzo de 2020, otro individuo fue marcado el 1 de marzo de 2020 y recapturado el 22 de octubre de 2020 y un individuo fue reportado muerto por los pescadores como pesca incidental meses después de su liberación. Basado en el tamaño mínimo de las hembras anidadoras reportadas en la colonia geográficamente más cercana de Machalilla en Ecuador (LCC = 73,0 cm; Gaos *et al.*, 2017), la mayoría 97,2 %, (n = 35) fueron tortugas juveniles presentando un promedio en el LCCmín de $45,3 \pm 11,6$ cm con una hembra adulta (3 %) y un LCCmín de 90 cm, siendo la primera tortuga Carey adulta reportada para el Pacífico colombiano (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020) (Figura 2). Con la recaptura de dos juveniles de Carey, el promedio individual de crecimiento (n = 2) osciló de $-0,29$ a $-0,76$ cm mes⁻¹. La tasa de crecimiento más lenta la tuvo la tortuga que midió 52,1 y que pasó a 61,1 cm de LCC en 31 meses, mientras que la tortuga de crecimiento más rápido midió 40,2 y que pasó a 45,5 cm de LCC en 7 meses. El índice de condición corporal (ICC) varió de 0,8–2,2, con un promedio de $1,1 \pm 0,2$ (Tabla 2).

Por su lado, las 15 tortugas negras también fueron capturadas en el archipiélago de La Plata. Dos de éstas bajo el monitoreo acuático, 12 capturadas con malla de monofilamento y una con línea de mano con anzuelo por los pescadores. Basado en el tamaño mínimo de anidamiento de 66,7 cm LCC reportado en la colonia geográficamente más cercana en las Islas Galápagos (Zárate *et al.*, 2003), la mayoría de los individuos de *C. mydas* son potencialmente adultos con un promedio de $65,6 \pm 13,1$ cm (Tabla 2). El ICC varió de 1,1–2,3, con un promedio de $1,4 \pm 0,4$ (Tabla 2).

Turtle records

During the five years of study, a total of 54 turtles have been recorded and identified as hawksbill sea and black turtles. Among these, 72 % (n = 39) were hawksbill sea turtles, and 28 % (n = 15) black turtles were recorded in the Málaga Bay Conservation Mosaic.

Hawksbill sea turtles were the species with the highest capture rate during the study. A total of 36 individuals were recorded and labeled within the bay. Eight hawksbill sea turtle captures occurred during aquatic monitoring, 30 were carried out by fishermen with monofilament and *atajo* nets, and one additional turtle was captured by hand by a fisherman. This was the only species with recapture records (n = 3): an individual was marked on July 3, 2017, and recaptured on March 1, 2020; another individual was marked on March 1, 2020, and recaptured on October 22, 2020; and one dead individual was recorded as bycatch by the fishermen months after its release. Based on the minimum size of the nesting females recorded in the geographically closest colony of Machalilla in Ecuador (LCC = 73.0 cm; Gaos *et al.*, 2017), most individuals, namely 97 % (n = 35), were juvenile turtles, with an LCCmín average of 45.3 ± 11.6 and one adult female (3 %) with an LCCmín of 90 cm. The latter was the first adult hawksbill sea turtle recorded for the Colombian Pacific (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020) (Figure 2). With the recapture of two hawksbill sea turtle juveniles, the individual growth average (n = 2) oscillated between -0.29 and -0.76 cm month⁻¹. The slowest growth rate was shown by a turtle whose LCC went from 52.1 to 61.1 cm in 31 months, whereas the fastest growing turtle's LCC went from 40.2 to 45.5 cm in 7 months. The body condition index (ICC) varied from 0.8 to 2.2, with an average of 1.1 ± 0.2 (Table 2).

On the other hand, the 15 black turtles were also captured in La Plata Archipelago. Two of these were caught during the aquatic monitoring, 12 with monofilament nets, and one with a hooked hand line by fishermen. Based on the minimum nesting LCC size of 66.7 cm recorded in the geographically closest colony in the Galapagos Islands (Zárate *et al.*, 2003), most of the *C. mydas* individuals were potential adults, with an average of 65.6 ± 13.1 cm (Table 2). The ICC varied from 1.1 to 2.3, with an average of 1.4 ± 0.4 (Table 2).

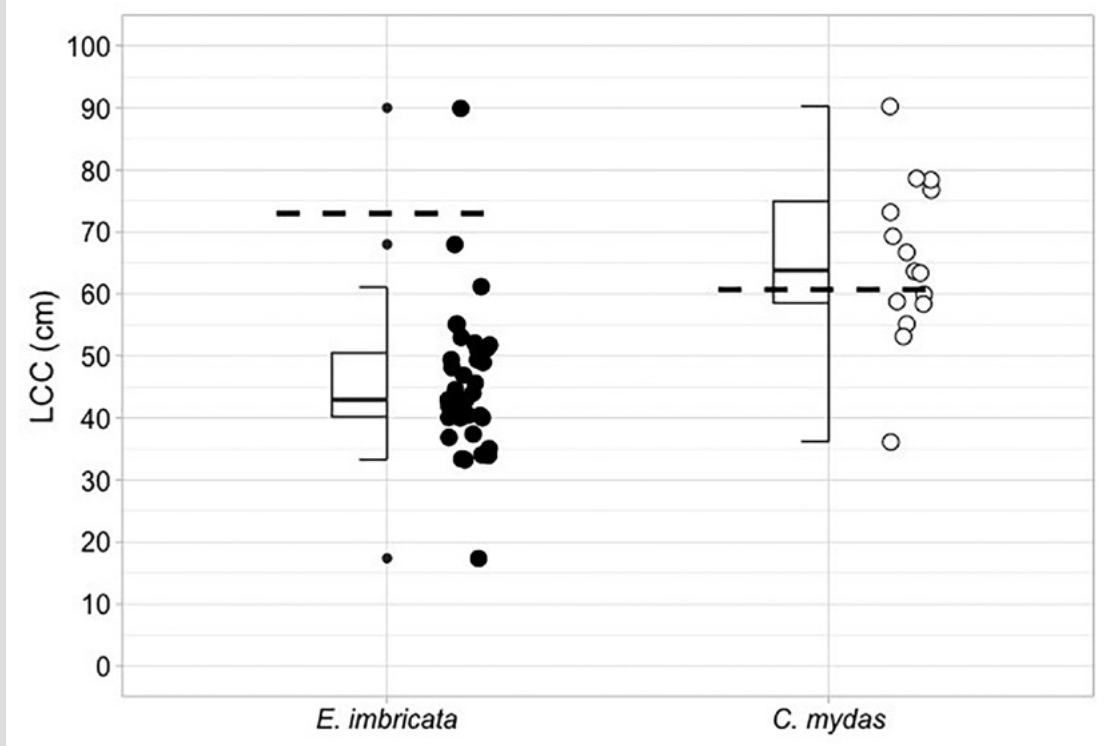


Figura 2. Mediana, cuartiles, rango y valores extremos del LCC (Largo Curvo Caparazón) en cm de individuos de tortuga Carey (*E. imbricata*) y negra (*C. mydas*) capturadas en bahía Málaga. Se indican tallas mínimas de anidamiento para cada especie (*E. imbricata* = 73,0 cm LCC, Gaos *et al.*, 2017; *C. mydas* = 60,7 cm LCC, Zárata *et al.*, 2003).

Figure 2. Median, quartiles, range, and extreme LCC (curved carapace length) values in cm for hawksbill sea turtle (*E. imbricata*) and black turtle (*C. mydas*) individuals captured in Málaga Bay. The minimum nesting sizes of each species are indicated (*E. imbricata* = 73.0 cm LCC, Gaos *et al.*, 2017; *C. mydas* = 60.7 cm LCC, Zárata *et al.*, 2003).

Tabla 2. Promedios ± DE (rango) de las mediciones biométricas de la tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) y negra (*Chelonia mydas*) registradas en bahía Málaga, Valle del Cauca. Dónde: LCCmin = largo curvo mínimo del caparazón (cm), LCCn-s = largo curvo del caparazón nuchal-supra-caudal (cm), LRC = largo recto del caparazón (cm) convertido según Limpus (2002) para *E. imbricata* y según Meylan *et al.*, 2011 para *C. mydas*, P = peso (kg) y el Índice de Condición Corporal (ICC).

Table 2. Averages ± SD (range) of biometric measurements of hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) and black turtles (*Chelonia mydas*) recorded in Málaga Bay, Valle del Cauca, where LCCmin = minimum curved carapace length (cm); LCCn-s = curved length of the nuchal-supra-caudal carapace (cm); LRC = straight carapace length (cm) converted according to Limpus (2002) for *E. imbricata* and according to Meylan *et al.* (2011) for *C. mydas*; P = weight (kg); and ICC = body condition index.

Especie / Species	N	LCCmin (cm)	LCCn-s (cm)	LRC (cm)*	P (g)	ICC
<i>Eretmochelys imbricata</i>	38	45.3 ± 11.6 (17.4–90.0)	46.4 ± 11.6 (18.5–90.5)	22.1 ± 5.2 (15–73.6)	11.3 ± 10.9 (3.0–6.9)	1.1 ± 0.2 (0.8–2.2)
<i>Chelonia mydas</i>	15	65.5 ± 13.1 (36.2–90.3)	65.8 ± 13.1 (36.6–90.7)	62.3 ± 12.3 (34.9–85.8)	35.4 ± 19.8 (10.0–85.0)	1.4 ± 0.4 (1.1–2.3)

De los 41 sitios donde se capturaron tortugas por medio de la red de enmalle para tortugas o por pesca incidental, la mayor densidad fue en el riscal Los Merendei (n = 6; 5 de *E. imbricata*, 1 de *C. mydas*); Cementerio (n = 4; 3 de *E. imbricata*, 1 de *C. mydas*); La Guatineria (n = 3; 2 de *E. imbricata*, 1 de *C. mydas*); riscal La Mesa (n = 2; 1 de *E. imbricata*, 1 de *C. mydas*); y Parguera (n = 3 de *E. imbricata*). Mientras que la Jejenera, el riscal de Pital, Chontaduro y La Aguada con dos capturas de *E. imbricata* por sitio (Figura 3).

Among the 41 sites where individuals were captured using grillnets for turtles or as bycatch, the greatest density corresponded to Los Merendei riscal (n = 6; 5 *E. imbricata*, 1 *C. mydas*); Cementerio (n = 4; 3 *E. imbricata*, 1 *C. mydas*); La Guatineria (n = 3; 2 *E. imbricata*, 1 *C. mydas*); La Mesa riscal (n = 2; 1 *E. imbricata*, 1 *C. mydas*); and Parguera (n = 3 *E. imbricata*). On the other hand, La Jejenera, the riscal of Pital, Chontaduro, La Aguada recorded two *E. imbricata* captures per site (Figure 3).

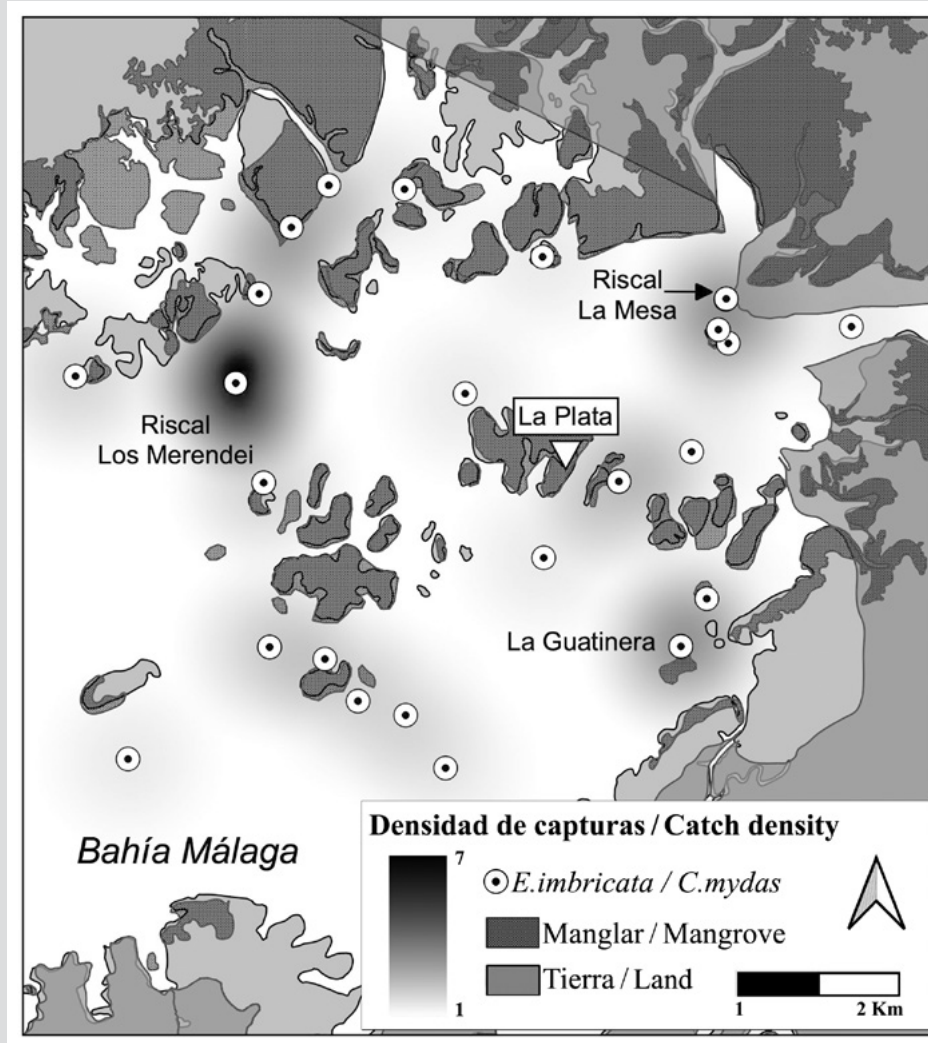


Figura 3. Capturas por sitio (densidad) de *Eretmochelys imbricata* y *Chelonia mydas* en el mosaico de conservación de bahía Málaga.

Figure 3. Captures per site (density) of *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Málaga Bay Conservation Mosaic.

DISCUSIÓN

Este estudio indica que el Mosaico de Conservación de Bahía Málaga alberga sitios importantes para el desarrollo y la alimentación en diferentes estadios en individuos de *E. imbricata* y *C. mydas*. Ambas especies están representadas principalmente por juveniles, subadultos y en menor medida por individuos potencialmente adultos (Zárate *et al.*, 2003; Chacón *et al.*, 2015; Gaos *et al.*, 2017; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020). El conocimiento de estos estadios y de zonas de alimentación son esenciales para generar estrategias efectivas para la conservación de ambas especies, categorizadas bajo algún riesgo de extinción (Seminoff, 2004; Mortimer y Donnelly, 2008; Hamann *et al.*, 2010; Bjorndal *et al.*, 2011; Rees *et al.*, 2016; Llamas *et al.*, 2017; Wildermann *et al.*, 2018).

DISCUSSION

Our study indicates that the Málaga Bay Conservation Mosaic harbors important sites for the development and feeding of different stages of *E. imbricata* and *C. mydas* individuals. Both species are mainly represented by juveniles, sub-adults, and potential adults to a lesser extent (Zárate *et al.*, 2003; Chacón *et al.*, 2015; Gaos *et al.*, 2017; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020). The knowledge of these stages and feeding areas is essential to generate effective strategies for the conservation of both species, which have been classified as being at some risk of extinction (Seminoff, 2004; Mortimer and Donnelly, 2008; Hamann *et al.*, 2010; Bjorndal *et al.*, 2011; Rees *et al.*, 2016; Llamas *et al.*, 2017; Wildermann *et al.*, 2018).

Las tortugas careyes que se encuentran en bahía Málaga exhiben un amplio rango de tamaño, que varía entre 17,4 – 90,0 cm con un promedio de 45,3 cm ($n = 38$) de LCC_{min}, mientras que en el PNN Gorgona, el rango varía de 32,0 – 58,0 cm con un promedio de 41,6 cm ($n = 49$) (Cañas-Uribe *et al.*, 2020). Sin embargo, el promedio del tamaño de las tortugas carey, sugiere que la gran mayoría de los individuos que habitan bahía Málaga no han alcanzado la edad de madurez (Liles *et al.*, 2011; Heidemeyer *et al.*, 2014; Tobón-López y Amorocho, 2014; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015; Liles *et al.*, 2015; Gaos *et al.*, 2017; Llamas *et al.*, 2017). El tamaño de hembras anidantes en la única colonia conocida para el Pacífico Sur Oriental está ubicada en Machalilla, Ecuador a unos 700 km de distancia, es en promedio de 91,1 cm LCC con un tamaño mínimo de 73,0 cm y la hembra encontrada en nuestro estudio se encuentra por encima del éste valor mínimo, confirmando que además de juveniles hay presencia de adultos (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020; Gaos *et al.*, 2017). En zonas de reclutamiento, la tortuga carey está dominada por individuos de entre 30 y 60 cm LCC_{min}, que han sido descritos a lo largo de la costa pacífica de América Latina, como en Isla Gorgona (Tobón-López y Amorocho, 2014), Isla Coiba en Panamá (Llamas *et al.*, 2017) y Costa Rica (Carrión, 2010; Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Heidemeyer *et al.*, 2014; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015). No obstante, la mayoría de estos sitios representan arrecifes coralinos y puntas rocosas, mientras que bahía Málaga, posee hábitats únicos como son los fondos de octocorales, manglares sobre sustrato rocoso, manglar enano y acantilados de rocas blandas (Invemar *et al.*, 2006), siendo dominado por una gran franja de manglar y aguas turbias durante prácticamente todo el año, lo que se asemeja más a los hábitats descritos para las careys adultas en Centroamérica (Gaos *et al.*, 2012).

En los muestreos se capturó una hembra de 90 cm de LCC_{min}, lo cual reitera la versatilidad de la tortuga carey en su uso de hábitats a lo largo de su desarrollo en el Pacífico Oriental (Gaos *et al.*, 2012; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020), pero también sugiere la posible existencia de sitios de anidación aún no descritos para esta especie en el Pacífico colombiano. Estudios genéticos y de telemetría para la carey del Pacífico Oriental (PO) evidencian que no tiene amplios desplazamientos entre sus sitios de anidación y forrajeo, por lo cual es necesario continuar esfuerzos para identificar y monitorear potenciales sitios de anidación en el área (Meylan *et al.*, 2011; Gaos *et al.*, 2012a, 2018; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015, 2020). Si bien, los registros de tortugas carey provienen de muestreos en su mayoría exploratorios, esporádicos y hasta recientemente

The hawksbill sea turtles found in Málaga Bay exhibit a wide range of sizes, which varies between 17.4 and 90.0 cm, with an LCC_{min} average of 45.3 cm ($n = 38$), whereas, in the Gorgona PNN, the range varies from 32.0 to 58.0 cm, with an average of 41.6 cm ($n = 49$) (Cañas-Uribe *et al.*, 2020). However, the average size of hawksbill sea turtles suggests that most individuals inhabiting Málaga Bay have not reached the maturity age (Liles *et al.*, 2011, 2015; Heidemeyer *et al.*, 2014; Tobón-López and Amorocho, 2014; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015; Gaos *et al.*, 2017; Llamas *et al.*, 2017). The LCC size of the nesting females in the only known colony of the Southeastern Pacific, located in Machalilla, Ecuador, about 700 km away, is 91.1 cm, with a minimum size of 73.0 cm; the female found during our study is above this minimum value, thus confirming that there are adults in addition to juveniles (Gaos *et al.*, 2017; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020). In recruitment areas, hawksbill sea turtles are dominated by individuals with an LCC_{min} between 30 and 60 cm, which have been described along the Pacific coast of Latin America, as is the case of Gorgona Island (Tobón-López and Amorocho, 2014), Coiba Island in Panamá (Llamas *et al.*, 2017), and Costa Rica (Carrión, 2010; Carrión-Cortez *et al.*, 2013; Heidemeyer *et al.*, 2014; Chacón-Chaverri *et al.*, 2015). Nevertheless, most of these sites represent coral reefs and rocky points, whereas Málaga Bay has unique habitats such as octocoral bottoms, mangroves on rocky substrate, dwarf mangroves, and soft rock cliffs (Invemar *et al.*, 2006). This area is dominated by a great mangrove strip and turbid waters almost all year long, which is similar to the habitats described for adult hawksbill sea turtles in Central America (Gaos *et al.*, 2012).

During sampling, a female with an LCC_{min} of 90 cm was captured, which validates the versatility of hawksbill sea turtles regarding their use of habitats throughout their development in the Eastern Pacific (Gaos *et al.*, 2012; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2020), but this also suggests the possible of still undescribed nesting sites for this species in the Colombian Pacific. Genetic and telemetry studies on the hawksbill sea turtle of the Eastern Pacific evidence that it does not move much between nesting and foraging sites, which is why it is necessary to keep making efforts to identify and monitor potential nesting sites in the area (Meylan *et al.*, 2011; Gaos *et al.*, 2012a, 2018; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2015, 2020). Even though the records for hawksbill sea turtles stem from mostly exploratory sampling that is sporadic and just recently standardized with respect to their methodology, the recapture of an individual after 2.5 years suggests that

estandarizados en su metodología, la recaptura de un individuo después de 2,5 años sugiere que la residencia también ocurre en bahía Málaga (Tobón-López y Amorocho 2014; Llamas *et al.*, 2017; Cañas-Uribe *et al.*, 2020).

Por su lado, la tortuga negra muestra un patrón similar a la tortuga Carey: las hembras reproductoras en las tres principales colonias de anidación del Pacífico Oriental (Colola en México, las islas Galápagos de Ecuador y la costa norte de Costa Rica) (Cornelius, 1986; Márquez, 1990; Alvarado y Figueroa, 1991; Alvarado-Díaz *et al.*, 1991, 2001; Zárate *et al.*, 2003; Chaloupka *et al.*, 2004; Delgado Trejo y Alvarado Díaz, 2012) registran promedios de 85 cm LCCmin, por lo que la gran mayoría de los individuos capturados en bahía Málaga representan juveniles grandes o sub-adultos. Tamaños similares han sido encontrados en otros sitios de alimentación para la tortuga negra (López-Castro *et al.*, 2010; Senko *et al.*, 2010; Sampson *et al.*, 2014), la variación del tamaño LCCmin estuvo más ajustada 36,2 – 90,3 con un promedio de 65,5 ± 13,1 cm (n = 15), sin embargo, estos valores son más amplios que los que ocurren en el PNN Gorgona con la tortuga negra, donde el promedio de LCCmin es de 64,0 cm con un rango de 37,9 – 82,7 cm (n = 276) (Sampson *et al.*, 2014).

Los datos del marcaje-recaptura de marcas metálicas aplicadas a las aletas de las tortugas (Green, 1979; Figueroa *et al.*, 1993; Heidemeyer *et al.*, 2018), así como el rastreo satelital de *C. mydas* en el PO (Blanco *et al.*, 2012; Hart *et al.*, 2015) han demostrado, que las tortugas negras muchas veces emplean migraciones de largas distancias para reclutar diversos sitios de alimentación después de su fase reproductiva en sus playas natales. Aparte de algunos registros que evidencian la existencia de sitios de anidación en la costa Pacífico de Colombia (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2013), la presencia de individuos cercanos a la edad reproductiva en bahía Málaga, sugiere que este podría ser su sitio de desarrollo final para iniciar la migración reproductiva hacia sus playas de anidación en Colombia y/o países cercanos como Panamá, Costa Rica y/o Ecuador. Meylan *et al.* (2011) sugieren que en el PO, los hábitats primordialmente ocupados por juveniles y adultos, respectivamente, son más mezclados que segregados, comparando con otras regiones del mundo, y comparando nuestros registros -aún limitados- con los datos obtenidos de otros sitios de alimentación en la región, (isla Gorgona, Sampson *et al.*, 2014), parece cumplirse en Colombia.

Es necesario seguir adelantando acciones de investigación y monitoreo continuos y estandarizados de las tortugas marinas presentes en el mosaico de conservación. Se plantea poder extender el trabajo en las otras comunidades

residence also takes place in Málaga Bay (Tobón-López and Amorocho 2014; Llamas *et al.*, 2017; Cañas-Uribe *et al.*, 2020).

On the other hand, black turtles show a similar pattern to that of hawksbill sea turtles: breeding females in the three main nesting colonies in the Eastern Pacific (Colola in Mexico, Galápagos Islands in Ecuador, and the northern coast of Costa Rica) (Cornelius, 1986; Márquez, 1990; Alvarado and Figueroa, 1991; Alvarado-Díaz *et al.*, 2001; Zárate *et al.*, 2003; Chaloupka *et al.*, 2004; Delgado Trejo and Alvarado Díaz, 2012) recorded LCCmin averages of 85 cm, which is why most of the individuals captured in Málaga Bay correspond to large juveniles or sub-adults. Similar sizes have been found in other feeding areas for black turtles (López-Castro *et al.*, 2010; Senko *et al.*, 2010; Sampson *et al.*, 2014). Variations in the LCCmin size were more consistent: 36.2-90.3, with an average of 65.5 ± 13.1 cm (n = 15). However, these values are higher than those occurring in the Gorgona PNN with black turtles, where the average LCCmin was 64.0 cm, with a range of 37.9-82.7 cm (n = 276) (Sampson *et al.*, 2014).

The data from the marking-recapture of metallic tags applied to the turtles' flippers (Green, 1979; Figueroa *et al.*, 1993; Heidemeyer *et al.*, 2018), as well as the satellite tracking of *C. mydas* in the Eastern Pacific (Blanco *et al.*, 2012; Hart *et al.*, 2015), have shown black turtles to have long migrations in order to recruit diverse feeding sites after the reproductive phase in their natal beaches. Apart from some reports evidencing the existence of nesting sites in the Pacific coast of Colombia (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2013), the presence of individuals close to the reproductive age in Málaga Bay suggests that this may be their final development site before they start their reproductive migration towards nesting beaches in Colombia and/or nearby countries such as Panama, Costa Rica, and/or Ecuador. Meylan *et al.* (2011) suggest that, in the Eastern Pacific, habitats primordially occupied by juveniles and adults are more mixed than segregated in comparison with other regions of the world. By comparing our still limited records with the data obtained from other feeding sites in the region (Isla Gorgona, Sampson *et al.*, 2014), this seems to be true for Colombia.

It is necessary to keep conducting research and active and standardized monitoring of the sea turtles present in the Conservation Mosaic. An extension of this work to other communities is being considered, replicating the exercise with fishermen and evaluating the capture percentage of the fishing gears. This would even be a monitoring indicator for

replicando el ejercicio con pescadores y evaluando el porcentaje de captura de las artes de pesca. Incluso este sería un indicador de seguimiento para el ordenamiento pesquero y la reglamentación en el uso de artes y métodos de menor impacto para los recursos hidrobiológicos el cual han venido trabajando las comunidades locales y el PNN Uramba Bahía Málaga. En el cual, las áreas de pesca usadas por las tortugas en la bahía de Málaga deben contar con un manejo pesquero especial, para garantizar la permanencia de estas en los riscales en acuerdos de conservación en articulación con las comunidades. Con el continuo monitoreo y técnicas de muestreo adicionales, como el uso de transmisión satelital y genética se espera poder obtener mayor información sobre el uso temporal y espacial de las tortugas marinas, su origen, tamaños, densidades, abundancia, tasa de crecimiento, tiempo de residencia, conectividad, amenazas, que aporten al conocimiento y conservación de ambas especies a nivel local y regional.

CONCLUSIONES

Nuestro estudio destaca la importancia de bahía Málaga como el sitio en el Pacífico de Colombia, que exhibe la mayor amplitud de tamaños para las tortugas marinas, *E. imbricata* y *C. mydas*, siendo esto clave para la supervivencia de estas especies en el PO. A pesar del corto tiempo del presente estudio (2016–2020), se evidencia que bahía Málaga es un sitio crítico como zona de alimentación y residencia para la tortuga carey del PO. La combinación de hábitats únicos de manglar, riscales y fondos con octocorales y esponjas de bahía Málaga evidencian que son de gran importancia para el forrajeo de ambas especies, ya que de acuerdo al índice de condición corporal, están permitiendo agregaciones productivas y saludables. La evidencia de un solo individuo de carey encontrado muerto y una tortuga negra (posteriormente comercializada) en las redes de los pescadores, no refleja que la pesca incidental de tortugas marinas sea tan baja en el área, es posible que en los primeros años del estudio los pescadores locales al encontrar individuos muertos en sus redes tuvieran miedo o vergüenza de registrarlo, por lo tanto esto debe interpretarse con cautela. En subsiguientes años de estudio con tortugas marinas en bahía Málaga, es importante mantener un diálogo constante para afianzar la confianza local y que más pescadores reporten la pesca incidental de tortugas marinas. A partir del esfuerzo interinstitucional, intersectorial y comunitario, este estudio contribuye como línea base para el conocimiento y generación de estrategias efectivas para la investigación y conservación de estas especies y sus ecosistemas en el mosaico de conservación de bahía Málaga.

fishing organization and regulation regarding the use of gears and methods with less impact on hydro-biological resources. This work has been conducted by local communities and the Uramba-Málaga Bay PNN. The fishing areas used by the turtles in Málaga Bay must have a special fishery management in order to ensure their permanence in the *riscales* within the framework of conservation agreements articulated with the communities. With continuous monitoring and additional sampling techniques such as the use of satellite transmission and genetics, we expect to be able to obtain more information on the temporal and spatial use of marine turtles, as well as their origin, sizes, densities, abundance, growth rate, residence time, connectivity, and threats, which contributes to the knowledge and conservation of both species at local and regional levels.

CONCLUSIONS

This study highlights the importance of Málaga Bay as the site in the Colombian Pacific that exhibits the greatest diversity of sizes for the sea turtles *E. imbricata* and *C. mydas*. This is essential for the survival of the species in the Eastern Pacific. Despite the short time of this study (2016-2020), it is evidenced that Málaga Bay is a critical site as a feeding and residence area for the hawksbill sea turtle of the PO. The combination of unique habitats including mangroves, *riscales*, and bottoms with octocorals and sponges in Málaga Bay shows their great importance for the foraging of both species, given that, according to the body condition index, they allow for productive and healthy aggregations. The evidence of only one dead hawksbill sea turtle individual, as well as that of a black turtle (later commercialized) in the fishermen's nets, does not reflect that the bycatch of turtles is low in the area. It is possible that, in the first years of this study, when they found dead individuals in their nets, the local fishermen were too scared or ashamed to report it, which is why this must be cautiously interpreted. In the next years of study with sea turtles in Málaga Bay, it is important to maintain a constant dialogue to strengthen local trust and to get more fishermen to record the bycatch of sea turtles. On the basis of interinstitutional, intersectoral, and community efforts, this study contributes with a baseline for knowledge and the generation of effective strategies for research and the conservation of these species and their ecosystems in the Málaga Bay Conservation Mosaic.



AGRADECIMIENTOS

El proyecto es posible gracias a las comunidades de La Plata, Miramar, Mangaña, La Sierpe y Puerto España. Un especial agradecimiento a la Asociación de Pescadores Tradicionales de Bahía Málaga Los Esteros y a los investigadores locales Edgar López, Vanessa Moreno, Otoniel Angulo, Vicente González, Yoselín Sinisterra, Maicol Valencia, Isabelino Valencia, Eddie Rebolledo, Jeiler Caicedo y Rubén Canga. A Parques Nacionales Naturales de Colombia y la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca–CVC, en la Dirección Ambiental Regional Pacífico Oeste en Buenaventura, por su apoyo logístico y acompañamiento en algunos censos. A Jeffrey Seminoff de NOAA–National Marine Fisheries Service bajo el Marine Turtle Research Program quienes proveen las marcas metálicas en el marco del Pacific Sea Turtle Flipper Tagging Program. El proyecto fue financiado por el Oleoducto del Pacífico y recientemente en el marco de La Minga, el esquema de sostenibilidad financiera de las áreas protegidas regionales del Pacífico Colombiano, liderado por Fondo Acción y Conservación Internacional Colombia, la Corporación del Valle del Cauca – CVC – Los consejos comunitarios de La Plata Bahía Málaga y de Chucheros, y con fondos de la Fundación Tortugas del Mar y la Asociación Comunitaria de Bahía Málaga Ecomanglar, Consejo Comunitario de las Comunidades Negras de la Plata Bahía Málaga.

ACKNOWLEDGEMENTS

This project was made possible by the communities of La Plata, Miramar, Mangaña, La Sierpe, and Puerto España. Special thanks to Asociación de Pescadores Tradicionales de Bahía Málaga Los Esteros (Los Esteros Traditional Fishermen Association of Málaga Bay) and to local researchers Edgar López, Vanessa Moreno, Otoniel Angulo, Vicente González, Yoselín Sinisterra, Maicol Valencia, Isabelino Valencia, Eddie Rebolledo, Jeiler Caicedo, and Rubén Canga. We would like to thank Parques Nacionales Naturales de Colombia (National Natural Parks of Colombia) and the Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (Regional Autonomous Corporation of Valle del Cauca, CVC) in the Western Pacific Environmental Directorate in Buenaventura for their logistic support and accompaniment in some censuses. Thanks to Jeffrey Seminoff, NOAA - National Marine Fisheries Service, Marine Turtle Research Program, who provided us with the metallic tag within the framework of the Pacific Sea Turtle Flipper Tagging Program. This project was funded by Oleoducto del Pacífico (The Pacific Pipeline) and recently within the framework of La Minga, the scheme, led by Fondo Acción y Conservación Internacional Colombia and the CVC, the community councils of La Plata, Málaga Bay, and Chucheros, and with funds from the Tortugas del Mar Foundation and the Ecomanglar Community Association of Málaga Bay, Community Council of the Black Communities of La Plata, Málaga Bay.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Abreu-Grobois, A. and P. Plotkin. 2008. *Lepidochelys olivacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. Version 3.1 <https://www.iucnredlist.org/02/10/2020>.
- Alvarado, J. y A. Figueroa. 1991. Comportamiento reproductivo de la tortuga negra *Chelonia agassizii*. Cienc. Desarr., 17: 43-49.
- Alvarado-Díaz, J., C. Delgado-Trejo and I. Suazo-Ortuño. 2001. Evaluation of black turtle project in Michoacán, México. Mar. Turtle Newslet., 92:4-7.
- Amorocho, D. 1993. Reporte temporadas de anidación 1991-1992. Inf. Fundación Natura. 74 p.
- Amorocho, D.F., T.H. Rubio y R.W. Diaz. 1992. Observaciones sobre el estado actual de las tortugas marinas en el Pacífico colombiano: 155-179. En: Rodríguez-M., J.V. y H. Sánchez-P. (Eds). Contribución al conocimiento de las tortugas marinas de Colombia. Inderena, Bogotá.
- Amorocho, D.F., F.A. Sánchez y D.D. Quiroga. 2001. El encanto de las tortugas marinas en el Parque Nacional Natural Gorgona: 141-147. En: Barrios, L.M. y M. López-Victoria (Eds.). Gorgona marina: Contribución al conocimiento de una isla única. Ser. Publ. Esp. Invenmar, 7, 160 p.
- Barreto Sánchez, L.J. 2011. Diagnóstico del estado actual de las tortugas marinas en el Pacífico Colombiano. Informe de País, Bogotá. 71 p.
- Barrientos-Muñoz, K. G., C. Ramírez-Gallego and L. Rivas. 2013. First report on the nesting of black sea turtle (*Chelonia mydas*) on the north Pacific of Colombia. MTN, 138: 19-21. <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn138/mtn138-7.shtml>
- Barrientos-Muñoz, K. G., C. Ramírez-Gallego and V. P. Páez. 2014. Nesting ecology of the olive Ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) (Cheloniidae) at Valle beach, northern Pacific, Colombia. Acta Biol. Col., 19: 437-445. <https://dx.doi.org/10.15446/abc.v19n3.42457>
- Barrientos-Muñoz, K., C. Ramírez-Gallego y V.P. Páez. 2015a. *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. 258 p.
- Barrientos-Muñoz K.G., C. Ramírez-Gallego y V. Páez. 2015b. *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829): 161-165. En: Morales Betancourt, M.A., C.A. Lasso, V.P. Páez y B. Bock (Eds). Libro rojo de reptiles de Colombia. Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt (IAvH), Bogotá. 258 p.

- Barrientos-Muñoz, K. G., M. Valencia-Díaz, C. A. Hinojosa-Romero, S. Valencia-González, M.C. Diazgranados, E.L. Sevilla-Dueñas y C. Ramírez-Gallego. 2020. Primer registro de una hembra de tortuga carey, *Eretmochelys imbricata* en el Mosaico de Conservación Bahía Málaga, Pacífico colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 49 (Supl. Esp.): 289-294 <http://boletin.invenmar.org.co:8085/ojs/index.php/boletin/article/view/1073>
- Bjorndal, K.A. 1999a. Conservation of hawksbill sea turtles: perception and realities. Chel. Cons. Biol. IUCN/SSC, 3 (2): 174-176.
- Bjorndal, K.A. 1999b. Prioridades para la investigación en hábitats de alimentación: 13-15. En: Eckert, K., A. Bjorndal, A. Abreu, M. Donnelly (Eds). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. UICN/CSE Grupo Especialista Tortugas Marinas Publ., 4.
- Bjorndal K.A., A.B. Bolten and M.Y. Chaloupka. 2000. Green turtle somatic growth model: evidence for density dependence. Ecol Appl., 10(1): 269-282.
- Bjorndal K.A., B.W. Bowen, M. Chaloupka, L.B. Crowder and others. 2011. Better science needed for restoration in the Gulf of Mexico. Science, 331: 537-538.
- Blanco, G. S., S.J. Morreale, H. Bailey, J.A. Seminoff, F.V. Paladino and J.R. Spotila. 2012. Post-nesting movements and feeding grounds of a resident East Pacific green turtle *Chelonia mydas* population from Costa Rica. Endang. Spec. Res., 18(3): 233-245. doi: <https://doi.org/10.3354/esr00451>
- Broderick, A.C., M.S. Coyne, W.J. Fuller, F. Glen and B.J. Godley. 2007. Fidelity and over-wintering of sea turtles. Proc. Roy. Soc. B Biol. Sci., 274: 1533-1539.
- Caicedo, J., L. Jiménez. L. Zapata y X. Zorrilla. 2009. Resultados y proyecciones de la conservación de Tortugas marinas en el Parque Nacional Natural Sanquianga, Pacífico colombiano. Cali, 21 p.
- Cantera, J. 1991. Etude structurale des mangroves et des peuplements macrobenthiques littoraux de deux bailes du pacifique colombien (Malaga et Buenaventura) rapport avec les conditions du milieu et les perturbations anthropiques. Tesis Doctorado. A l' Université d' Aix-Marseille II Faculte Sciences de Luminy. 371 p.
- Cantera J., B. Thomassin and P. Arnaud. 1999. Faunal zonation and assemblages in the Pacific Colombian mangroves. Hydrobiology, 413: 17-33.
- Cañas-Urbe, M., L.F. Payán, D.F. Amoroch y V.P. Páez. 2020. Tasas de crecimiento somático de tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, en el Parque Nacional Natural Gorgona, Colombia, entre 2004 y 2018. Bol. Invest. Mar. Cost., 49 (Supl. Esp.): 13-30. <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2020.49.SuplEsp.1061>
- Carrion-Cortez, J., P. Zárate and J. Seminoff. 2010. Feeding ecology of the green sea turtle (*Chelonia mydas*) in the Galapagos Islands. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 90. 1005 - 1013. 10.1017/S0025315410000226.
- Carrión-Cortez, J., C. Canales-Cerro, R. Arauz and R. Riosmena-Rodríguez. 2013 Habitat use and diet of juvenile Eastern Pacific hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the north Pacific coast of Costa Rica. Chel. Conserv. Biol., 12(2): 235-245.
- Castellanos-Galindo, G.A., J.A. Caicedo-Pantoja, L.M. Mejía-Ladino y E. Rubio. 2006. Peces marinos y estuarios de bahía Málaga, Valle del Cauca, Pacífico colombiano. Biota Col., 7(2): 262-282.
- Ceballos-Fonseca, C., L. Martínez y D. Quiroga. 2003. Distribución, amenazas y esfuerzos de conservación de las tortugas marinas en el Pacífico colombiano: 13-17. En: Informe final, Invenmar, Santa Marta.
- Chacón-Chaverri, D., D.A. Martínez-Cascante, D. Rojas y L.G. Fonseca. 2015. Golfo Dulce, Costa Rica, un área importante de alimentación para la tortuga carey del Pacífico oriental (*Eretmochelys imbricata*). Rev. Biol. Trop., 63 (Supl.1): 351-362.
- Chaloupka, M., P. Dutton and H. Nakano. 2004. Status of sea turtle stocks in the Pacific. Papers presented at the Expert Consultation on Interactions between Sea Turtles and Fisheries within an Ecosystem Context. <https://www.fao.org/3/y5750e/y5750e00.pdf>
- Cornelius, S. 1986. The sea turtles of Santa Rosa National Park. Fund. Parques Nales. Costa Rica. Programa Educación Ambiental UNED. 64 p.
- Cubillos Pérez, D.L. 2016. Características geomorfológicas de una playa potencial de anidación e identificación de las posibles amenazas para tortugas marinas en Puerto España, Departamento del Valle del Cauca. Tesis Biología, Pont. Univ. Javeriana, Cali. 44 p.
- Delgado Trejo, C. and J. Alvarado Díaz, 2012. Current conservation status of the black sea turtle in Michoacán, México: 263-278. In: Seminoff, J.A. and B.P. Wallace (Eds). Sea turtles of the Eastern Pacific: advances research and conservation. Univ. Arizona Press, Tucson, USA.
- Díez, C. and J. Ottenwalder. 2000. Habitat surveys: 41. In: Eckert, K., K. Bjorndal, F. Abreu-Grobois and M. Donnelly (Eds). Research and management techniques for the conservation of sea turtles. IUCN/SSC Mar. Turtle Spec. Group Publ., 4. 278 p.
- Eckert, K., K. Bjorndal, F. Abreu-Grobois and M. Donnelly (Eds). Research and management techniques for the conservation of sea turtles. IUCN/SSC Mar. Turtle Specialist Group Publ., 4: 232.
- Ehrhart and Ogren. 1999. Studies in foraging habitats: capturing and handling turtles: 61-64. In: K. Eckert, K. Bjorndal, F. Abreu-Grobois y M. Donnelly (Eds). Research and management techniques for the conservation of sea turtles. IUCN/SSC Mar. Turtle Spec. Group Publ., 4, 278 p.
- Figueroa, A., J. Alvarado, F. Hernández, G. Rodríguez and J. Robles. 1993. The ecological recovery of sea turtles of Michoacán, Mexico. Special attention to the black turtles (*Chelonia agassizii*). Final Report to WWF-USFWS. Albuquerque, USA. 96 p.
- Gaos, A.R., F.A. Abreu-Grobois, J. Alfaro-Shigueto, D. Amoroch, R. Arauz, A. Baquero, R. Briseno, D. Chacón, C. Dueñas, C. Hasbun, M. Liles, G. Mariona, C. Muccio, J.P. Muñoz, W.J. Nichols, M. Peña, J.A. Seminoff, M. Vásquez, J. Urteaga, B. Wallace, I.L. Yáñez and P. Zárate. 2010. Signs of hope in the eastern Pacific: international collaboration reveals encouraging status for a severely depleted population of hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata*. Oryx, 44(4): 595-601.
- Gaos, A.R., R.L. Lewison, B.P. Wallace, I.L. Yáñez, M.J. Liles, W.J. Nichols, A. Baquero, C.R. Hasbun, M. Vasquez, J. Urteaga and J.A. Seminoff. 2012a. Spatial ecology of critically endangered hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata*: implications for management and conservation. Mar. Ecol. Prog. Ser., 450: 181-198.



- Gaos, A. R., R.L. Lewison, I.L. Yáñez, B.P. Wallace, M.J. Liles, W.J. Nichols, Baquero, A., Hasbún, C. R., Vásquez, M., J. Urteaga and J.A. Seminoff. 2012b. Shifting the life-history paradigm: discovery of novel habitat use by hawksbill turtles. *Biol. Lett.*, 8 (1): 54–56. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0603>
- Gaos, A., M. Liles, V. Gadea, A. Peña de Niz, F. Vallejo, M. Cristina, J. Darquea, A. Henríquez, A. Rivera, S. Chavarría, D. Melero, J. Urteaga, C. Pacheco, D. Chacón, C. LeMarie, J. Alfaro-Sigueto, J. Mangle, I. Yáñez and J. Seminoff. 2017. Living on the edge; hawksbill turtle nesting and conservation along the Eastern Pacific Rim. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 45(3): 572-584.
- Gaos, A.R., R.L. Lewison, M.P. Jensen, M.J. Liles, A. Henríquez, S. Chavarría, C.M. Pacheco, P. Torres, F. Vallejo, C. Miranda, C. LeMaire, J. Lucero, K. Ocegüera, D. Chacón, L. Fonseca M. Abrego, J.A. Seminoff, E.E. Flores, I. Llamas, R. Donadi, B. Peña, J.P. Muñoz, D.A. Ruales, J.A. Chaves, S. Otterstrom, A. Zavala, C.E. Hart, R. Brittain, J. Alfaro-Shigueto, J. Mangel, I.L. Yáñez and P.H. Dutton. 2018. Rookery contributions, movements and conservation needs of hawksbill turtles at foraging grounds in the eastern Pacific Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 586: 203-216. <https://doi.org/10.3354/meps12391>
- Green, D. 1979. Double tagging of green turtles in the Galapagos Islands. *Mar. Turtle Newslet.*, 13:4–9.
- Groombridge, B. and R. Luxmoore. 1989. The green turtle and hawksbill (Reptilia: Cheloniidae): world status, exploitation and trade. Switzerland: CITES Secretariat. 601 p.
- Hamann, M, M.H. Godfrey, J.A. Seminoff, K. Arthur and others. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endang. Spec. Res.*, 11: 245–269.
- Hart, C.E., G.S. Blanco, M.S. Coyne, C. Delgado-Trejo, B.J. Godley, T.T. Jones, A. Resendiz, J.A. Seminoff, M.J. Witt and W. Nichols. 2015. Multinational tagging efforts illustrate regional scale of distribution and threats for East Pacific green turtles (*Chelonia mydas agassizii*). *PLoS One*, 10(2), e0116225. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116225>
- Heidemeyer, M., R. Arauz-Vargas and E. López-Agüero. 2014. New foraging grounds for hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*) along the northern Pacific coast of Costa Rica, Central America. *Rev. Biol. Trop.*, 62: 109-118.
- Heidemeyer, M., C. Delgado-Trejo, C.E. Har, C. Clyde-Brockway, L.G. Fonseca, R. Mora, A. Lara and R. Obando. 2018. Long-term in-water recaptures of adult black turtles (*Chelonia mydas*) provide implications for flipper tagging methods in the Eastern Pacific. *Herpetol. Rev.*, 49(4): 653–657.
- Hinestroza, L. M. y V. P. Páez. 2001. Anidación y manejo de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) en la playa la Cueva, Bahía Solano, Chocó, Colombia. *Cuad. Herpetol.*, 14: 131 – 144.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” [Invemar], Universidad del Valle e Instituto para la Investigación y la Preservación del Patrimonio Cultural y Natural del Valle del Cauca [Inciva]. 2006. Biomálaga: Valoración de la biodiversidad marina y costera de Bahía Málaga (Valle del Cauca), como uno de los instrumentos necesarios para que sea considerada un área protegida. Cali: Invemar, Univalle e Inciva.
- Jensen, M.P., N.N. FitzSimmons and P.H. Dutton. 2013. Molecular genetics of sea turtles: 135-161. In: Wyneken, J., K.J. Lohmann and J.A. Musick (Eds). *The biology of sea turtles*. Vol 3. CRC, Boca Raton, EE. UU.
- Liles, M. J., M.V. Jandres, W. A. López, G. I. Marion, C. R. Hasbún and J. A. Seminoff. 2011. Hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata* in El Salvador: nesting distribution and mortality at the largest remaining nesting aggregation in the Eastern Pacific Ocean. *Endang. Spec. Res.*, 14, 23-30.
- Liles, M.J., M.J. Peterson, J.A. Seminoff, E. Altamirano, A.V. Henríquez, A.R. Gaos, V. Gadea, J. Urteaga, P. Torres, B.P. Wallace and T.R. Peterson. 2015. One size does not fit all: importance of adjusting conservation practices for endangered hawksbill turtles to address local nesting habitat needs in the EP Ocean. *Biol. Conserv.*, 184: 405-413.
- Limpus, C. J. 1992. Estimation of tag loss in marine turtle research. *Wildl. Res.*, 19: 457– 469.
- Llamas, I., E. Flores, M. Abrego, J. Seminoff, C. Hart, B. Pena, G. Álvarez, W. Poveda, A. Amorocho and A. Gaos. 2017. Distribution, size range and growth rates of hawksbill turtles at a major foraging ground in the eastern Pacific Ocean. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 45(3): 597–605. <http://dx.doi.org/10.3856/vol45-issue3-fulltext-9>
- López-Castro, M., K. Volker, A. Mariscal-Loza and W.J. Nichols. 2010. Long term monitoring of black turtles (*Chelonia mydas*) at coastal foraging areas of the Baja California Peninsula, México. *Endang. Spec. Res.*, 11: 35.
- Márquez, M. 1990. Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date. *FAO Spec. Cat. FAO Fish. Synop.*, 11(125), 81 p.
- Martínez, L. M. 1999. Ecología de anidación de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) en la playa de La Cueva, costa Pacífica chocoana, Colombia, en 1998. Tesis Univ. Antioquia, Medellín. 24 p.
- Martínez, L. M. y V. P. Páez. 2000. Ecología de anidación de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) en la playa La Cueva, costa pacífica chocoana, Colombia, en 1998. *Actual. Biol.*, 22: 131-143.
- McCormick, C. 1996. Contribución al conocimiento de la ecología y biología reproductiva de las tortugas marinas en la Isla Gorgona. Tesis Univ. Valle, Cali.
- Merizalde, L., D. Amorocho, J. Loaiza, D. Gómez, V. Pérez y C. Ortiz. 2005. Reconocimiento de áreas potenciales para la reproducción de las tortugas marinas en el Valle del Cauca. *Inf. Técn. CIMAD – CVC*. Cali.
- Meylan P.A., A.B. Meylan and J.A. Gray. 2011. The ecology and migrations of sea turtles 8. Tests of the developmental habitat hypothesis. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, 357: 1–70.
- Molina, M. F., S. Espinosa y G. Parra. 2006. Fortalecimiento de los criterios de conservación de la diversidad marina y costera de bahía Málaga, costa pacífica del Valle del Cauca, Colombia. Tesis Fund. Univ. Popayán, Popayán.

- Morales-Betancourt, M. A., C. A. Lasso, V. P. Páez y B. C. Bock. 2015. Libro rojo de reptiles de Colombia. Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt, Univ. Antioquia. Bogotá. 258 p.
- Mortimer, J. A. and M. Donnelly. 2008. *Eretmochelys imbricata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. Version 3.1 <https://www.iucnredlist.org> 02/11/2020.
- Muñoz, O., X. Moreno y G. Mayor. 2010. Aspectos sobre la actividad reproductiva de la tortuga caguama del Pacífico *Lepidochelys olivacea* (Testudines: Cheloniidae) en la Playa Mulatos del PNN Sanquianga, Colombia: 103. III Congr. Col. Zool., Asoc. Col. Zool. 327 p.
- Núñez, L. E. 2007. Plan de manejo integral de la Reserva Natural Especial de Puerto España – Miramar.
- Páez, V., C. Ramírez-Gallego y K.G. Barrientos-Muñoz. 2015. *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758): 153-156. En: Morales Betancourt, M. A., C. A. Lasso, V. P. Páez y B. Bock (Eds.). Libro rojo de reptiles de Colombia. Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt (IAvH), Univ. Antioquia. Bogotá. 258 p.
- Pavía, A., D. Amorocho and J. Rodríguez. 2007. Nesting ecology and public participation for conservation management of olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) at Gorgona National Park - Colombia. Final report presented to Rufford Small Grants for Nature Conservation. CIMAD. Cali. 38 p.
- Payan, L., D. Amorocho, E. Sandoval y L. Jiménez. 2010. Biología reproductiva de tortugas marinas en el PNN Gorgona - Colombia durante la temporada julio 2009 - febrero 2010: 104. III Congr. Col. Zool. 327 p.
- QGIS Development Team. 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramírez-Gallego C., V. Páez y K.G. Barrientos-Muñoz. 2015. *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761): 122-126. En: Morales Betancourt, M. A., C. A. Lasso, V. P. Páez y B. Bock (Eds.). Libro rojo de reptiles de Colombia. Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander von Humboldt (IAvH), Univ. Antioquia. Bogotá. 258 p.
- Rees, A.F, J. Alfaro-Shigueto, P.C.R. Barata, K.A. Bjorndal and others. 2016. Are we working towards global research priorities for management and conservation of sea turtles? *Endang. Spec. Res.*, 31: 337–382.
- Rincón-Díaz, M. P. y C. J. Rodríguez-Zárate. 2004. Caracterización de playas de anidación y zonas de alimentación de tortugas marinas en el archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33: 137-158.
- Rivera-Gómez, M., I.C. Calle-Bonilla, A. Cuéllar-Chacón, F. Paredes-Mina y A. Giraldo-López. 2016. Registro de la tortuga caná (*Dermochelys coriacea*) en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano. *Biota Col.*, 17(2): 163–166. <https://doi.org/10.21068/c001>
- Sampson, L., L.F. Payán, D.F. Amorocho, J.A. Seminoff and A. Giraldo. 2014. Intraspecific variation of the green turtle, *Chelonia mydas* (Cheloniidae), in the foraging area of Gorgona National National Park (Colombian Pacific). *Acta Biol. Col.*, 19: 461–470.
- Sánchez, F. A. y D. D. Quiroga. 2002. Determinación de hábitos y comportamiento alimenticio de la tortuga marina negra del Pacífico (*Chelonia mydas agassizii*) en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico Colombiano. Tesis Ecólogo, Fund. Univ. Popayán, Popayán.
- Seminoff, J.A. 2004. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004. Version 3.1. <https://www.iucnredlist.org> 02/11/2020.
- Seminoff, J.A., A. Resendiz and J.N Wallace. 2002. Home range of green turtles *Chelonia mydas* at a coastal foraging area in the Gulf of California, Mexico. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 242: 253 - 265.
- Seminoff, J.A., T.T. Jones, A. Resendiz, J.N Wallace and M.Y. Chaloupka. 2003. Monitoring green turtles (*Chelonia mydas*) at a coastal foraging area in Baja California, Mexico: multiple indices describe population status. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 83: 1355 - 1362.
- Seminoff, J.A., J. Alfaro-Shigueto, D. Amorocho, R. Arauz, A. Baquero, D. Chacón, A. Gaos, S. Kelez, J. Mangel, J. Urteaga and B.P. Wallace. 2012. Biology and conservation of sea turtles in the eastern Pacific Ocean: A general overview: 11-38. In: Seminoff, J.A. and W.P Wallace (Eds). *Sea Turtles of the Eastern Pacific Ocean: research advances, conservation challenges and signs of success*. Univ. Arizona, Tucson, EE. UU.
- Senko, J., M. López-Castro, K. Volker and W.J. Nichols. 2010. Immature East Pacific green turtles (*Chelonia mydas*) use multiple foraging areas off the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico: first evidence from mark-recapture data. *Pac. Sci.*, 64 (1):125–130 <https://doi.org/10.2984/64.1.125>
- Tobón-López, A. and D.F. Amorocho. 2014. Population study of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* (Cheloniidae) in the southern Pacific region of Colombia. *Acta Biol. Col.*, 19(3): 447-457.
- Wallace, B.P., M. Tiwari and M. Girondot. 2013. *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013. Version 3.1. <https://www.iucnredlist.org> 02/11/2020.
- Wildermann, N., C. Gredzens, H. Barrios-Garrido, I. Bell, J. Blumenthal, A. Bolten and others. 2018. Informing research priorities for immature sea turtles through expert elicitation. *Endang. Spec. Res.*, 37: 55–76. <https://doi.org/10.3354/esr00916>
- Zárate P., A. Fernie and P. Dutton. 2003. First results of the East Pacific green turtle, *Chelonia mydas*, nesting population assessment in the Galapagos Islands: 70-73. In Seminoff, J. A. (ed.) *Proceedings of the 22nd symposium on sea turtle biology and conservation*. NOAA Techn. Mem. NMFS – SEFSC.
- Zorrilla, X. 2011. Monitoreo de tortugas marinas en el Parque Nacional Natural Gorgona Acciones, avances y proyecciones. Mem. Taller de diagnóstico del estado de las tortugas marinas en el Pacífico colombiano. *Fund. Conserv. Amb. Col.*. Cali. 40 p.



Biomasa de pastos marinos y su rol como sumideros de carbono en las localidades de la isla de San Andrés y La Guajira, Caribe colombiano

Seagrass biomass and their role as carbon reservoirs in the localities of San Andrés Island and La Guajira, Colombian Caribbean

Andrés Acosta-Chaparro*, Laura Sánchez-Valencia, Diana Isabel Gómez-López,

0000-0002-0618-5689

0000-0002-1408-7050

0000-0002-4361-0330

Juan David González-Corredor y Raúl Navas-Camacho

0000-0002-5065-4913

0000-0002-6062-315X

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" Invemar, Santa Marta D. T. C. H., Colombia. andres.acosta@invemar.org.co*, laura.sanchez@invemar.org.co, diana.gomez@invemar.org.co, juan.gonzales@invemar.org.co, raul.navas@invemar.org.co

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

Los pastos marinos se han destacado por ser muy efectivos en la fijación de carbono atmosférico, entre otros, debido a su capacidad de producir biomasa vegetal. Por lo anterior, se cuantificaron los valores de densidad de vástagos (m^3), biomasa (corazonadores) y el carbono presente en 12 localidades con *Thalassia testudinum* del Caribe colombiano (La Guajira y San Andrés isla). Las muestras biológicas se procesaron en laboratorio hasta obtener los valores de peso seco aéreo, subterráneo y total, y la estimación del carbono se realizó a partir de la relación del 35 % de la biomasa seca. Se realizaron pruebas estadísticas para determinar diferencias significativas entre las estaciones, resaltando la biomasa aérea en La Guajira y la biomasa subterránea en San Andrés. Se calculó que el carbono total en la biomasa viva de las praderas de La Guajira fue de 197 484 Mg C y en San Andrés 1835,4 Mg C. La diferencia entre áreas se debió a factores geomorfológicos e intrínsecos particulares. Se destaca que, aunque el carbono retenido en la biomasa (aérea y subterránea) es comparativamente menor al que se encuentra en los sedimentos, constituye el pilar de conservación tanto del sumidero de carbono como para la sostenibilidad del ecosistema.

PALABRAS CLAVE: Pastos marinos, Colombia, biomasa, carbono azul.

ABSTRACT

Seagrass meadows have stood out for being very effective fixing atmospheric carbon, among others, due to their ability to produce plant biomass. Therefore, the values of shoot density (m^3), biomass (cores) and carbon present in 12 locations with *Thalassia testudinum* at the Colombian Caribbean (La Guajira and San Andrés Island) were quantified. The biological samples were processed in laboratory until obtaining the values of aerial, underground and total dry weight, and the estimation of the carbon was establishing from a ratio of 35 % of the dry biomass. Statistical tests were carried out to determine significant differences between the sites, highlighting the aerial biomass in La Guajira and the underground biomass in San Andrés. It was calculated that the total carbon in the seagrasses' biomass from La Guajira were 197 484 Mg C and in San Andrés 1835.4 Mg C. The difference between locations were due to particular geomorphological and intrinsic factors. It is highlighted that, although the carbon retained in the biomass (aerial and underground) is comparatively lower than in sediments, it constitutes the pillar of conservation of both carbon sink as well as for the sustainability of the ecosystem.

KEYWORDS: Seagrass, Colombia, biomass, blue carbon.

INTRODUCCIÓN

Los pastos marinos representan menos de un 2 % de la cobertura a nivel global, sin embargo, son diez veces más eficientes para secuestrar carbono que otros sistemas biológicos terrestres (McLeod *et al.*, 2011; Murray *et al.*, 2011, Ramírez-García *et al.*, 2019), lo que los convierte en importantes sumideros de carbono en las zonas costeras, en una temática denominada carbono azul (Nellemann y Corcoran, 2009; Pendleton *et al.*, 2012, Macreadie *et al.*, 2019). Las praderas de pastos marinos almacenan tanto el carbono producido en sus tejidos (autóctono) como el proveniente de fuentes distintas (alóctono) (seston, macroalgas, etc.), acumulándolo en sus sedimentos (Duarte *et al.*, 2005, 2010; Kennedy *et al.*, 2010; Fourqurean *et al.*, 2012). Se calcula que globalmente las praderas de pastos marinos secuestran entre 20,73 a 50,69 Tg C/año (Charpy-Roubaud y Sournia, 1990; Duarte y Cebrián, 1996; Duarte *et al.*, 2005, 2010), lo que corresponde entre 10 y 18 % de la captura de carbono en los océanos, con un estimado diario de hasta $1,21 \pm 0,3 \text{ g/m}^2$ en los rizomas y raíces de la biomasa subterránea (Duarte y Chiscano, 1999).

El hecho de secuestrar carbono, se debe principalmente a su capacidad de producir biomasa vegetal, la cual juega un papel primordial en el almacenamiento de este en los sedimentos anóxicos, llegando incluso a hacerlo por décadas (Duarte *et al.*, 2005), por lo que entre más extensas y altas sean las praderas que conforman, mayor secuestro de carbono tendrá. Autores como Fourqurean *et al.* (2012) estiman que el carbono almacenado globalmente como biomasa promedia en $2,52 \pm 0,48 \text{ Mg C/ha}$ y de este, dos tercios corresponden a lo almacenado en rizomas y raíces, que finalmente podrá quedar sepultado por incluso milenios, convirtiéndolo en un gran sumidero de carbono a largo plazo (Pergent *et al.*, 1994; Mateo *et al.*, 1997; Ricart *et al.*, 2020). En Colombia, son pocas las estrategias y los estudios enfocados en esta temática, centrándose principalmente en la evaluación de atributos estructurales sin resaltar la importancia de estos en los reservorios de carbono, por este motivo, el presente estudio buscó cuantificar la biomasa y el carbono presente en esta, de las praderas de pastos marinos más representativas del Caribe colombiano, como lo son las de San Andrés y La Guajira.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en dos regiones del Caribe colombiano donde el desarrollo y presencia de las praderas de pastos marinos es destacada. Una de ellas, en el Caribe

INTRODUCTION

Seagrasses represent less than 2 % of global cover, however, they are ten times more efficient at sequestering carbon than other terrestrial biological systems (McLeod *et al.*, 2011; Murray *et al.*, 2011, Ramírez-García *et al.*, 2019), which makes them important carbon sinks in coastal areas, this process is called Blue Carbon (Nellemann and Corcoran, 2009; Pendleton *et al.*, 2012, Macreadie *et al.*, 2019). Seagrass meadows store the carbon produced in their tissues (autochthonous) and from different sources (allochthonous) (seston, macroalgae, etc.), accumulating in their sediments (Duarte *et al.*, 2005, 2010; Kennedy *et al.*, 2010; Fourqurean *et al.*, 2012). It is estimated that seagrasses globally sequester between 20.73 to 50.69 Tg C/year (Charpy-Roubaud and Sournia, 1990; Duarte and Cebrián, 1996; Duarte *et al.*, 2005, 2010), which corresponds between 10 and 18 % of carbon sequestration in the oceans, with a daily estimate of $1.21 \pm 0.3 \text{ g/m}^2$ in the rhizomes and roots of the underground biomass (Duarte and Chiscano, 1999).

The fact of sequestering carbon is due to its ability to produce biomass, fulfilling a primary role in its storage in anoxic sediments, even for decades (Duarte *et al.*, 2005), it means that if the seagrass meadow is more extensive, it will have greater carbon sequestration. Authors such as Fourqurean *et al.* (2012) estimate that the average carbon stored globally is $2.52 \pm 0.48 \text{ Mg C/ha}$ and of this, two-thirds correspond to the stored in rhizomes and roots, which may ultimately be buried for even millennia, turning it into a large sink of long-term carbon (Pergent *et al.*, 1994; Mateo *et al.*, 1997; Ricart *et al.*, 2020). In Colombia, there are few studies related to this theme, mainly focusing on the evaluation of structural attributes without highlighting their importance as carbon reservoirs, for this reason, we sought to quantify the biomass and its role in the carbon present in two of the most representative seagrass meadows from the Colombian Caribbean, San Andrés Island and La Guajira.

STUDY AREA

The study was carried out in two regions of the Colombian Caribbean where the presence of seagrass meadows is marked. The first one is the area of La Guajira, where more than 80 % of the total seagrass in the country is found (Díaz *et al.*, 2003). The other region was in the western Caribbean, on the island of San Andrés, a site that is part of the SeaFlower Biosphere Reserve since 2000 and

continental, es La Guajira, en donde se encuentra más de 80 % del total de los pastos marinos del país (Díaz *et al.*, 2003). La otra región fue en el Caribe occidental insular, en la isla de San Andrés, la cual hace parte de la Reserva de Biósfera SeaFlower desde 2000 y desde 2005 hace parte de la sección sur del Área Marina Protegida (AMP) establecida al interior de la Reserva (Gómez-López *et al.*, 2012).

La Guajira

La plataforma continental en esta región constituye el extremo más norte de Colombia, presenta amplitudes que varían entre 8 y 17 km con un perfil de fondo que aumenta progresivamente y que constituye el talud continental, a su vez, cuenta con una extensión de pastos marinos de 56 424 ha básicamente de *Thalassia testudinum* (K.D. Koenig, 1805) que se extienden entre 0 y 15 metros de profundidad (Gómez-López *et al.*, 2014).

Los sedimentos de la plataforma continental de La Guajira, generalmente presentan contenidos de carbonatos, compuestos principalmente por restos de moluscos (bivalvos y gastrópodos) y equinodermos (ofiuros y otros organismos). Desde el punto de vista granulométrico, los depósitos sedimentarios son principalmente arenosos, con fracciones areno-lodosas hacia la Sierra Nevada y lodosas desde Bahía Honda hacia el oeste (Corpoguajira e Invemar, 2012). La intensidad de los vientos noreste y este, en la zona, transportan continuamente grandes cantidades de sedimentos que afectan la transparencia de las aguas. Además, estos vientos traen consigo un fuerte oleaje que genera continuamente resuspensión del material depositado en los fondos poco profundos y un efecto de surgencia, con afloramiento de aguas subsuperficiales (Gutiérrez-Leones *et al.*, 2015).

La toma de datos en esta zona se realizó en dos sectores: Media Guajira, en las estaciones de Musichi donde se muestreo una pradera extensa a 1 m de profundidad, constituida por *T. testudinum*; y Carrizal, estación donde se muestreo una pradera a 0,8 m de profundidad. En el sector de la Alta Guajira se muestrearon seis praderas, una en Cabo de la Vela (0,5 m de profundidad), dos en Bahía Portete (1,5 m de profundidad) y tres Bahía Hondita (1 m de profundidad) (Fig. 1).

San Andrés

La isla de San Andrés se encuentra ubicada en la porción occidental del mar Caribe, a unos 800 km de la costa de Colombia y a unos 110 de la de Nicaragua, posee una longitud de aproximadamente 12 km y un ancho de alrededor de 4 km en su sector más amplio. Por el lado de barlovento, posee una barrera arrecifal que separa un costado expuesto

has been part of a Marine Protected Area (AMP) since 2005 (Gómez-López *et al.*, 2012).

La Guajira

This area constitutes the northernmost point of the Colombian continental platform, it has amplitudes that vary between 8 and 17 km with a bottom that increases progressively. In turn, it has an extension of seagrass meadows of 56 424 ha, basically of *Thalassia testudinum* (K.D. Koenig, 1805) that extends between 0 and 15 m deep (Gómez-López *et al.*, 2014).

The sediments of La Guajira generally present carbonate content, composed mainly of remains of mollusks (bivalves and gastropods) and echinoderms (brittle stars and other organisms). The sedimentary deposits are mainly sandy, with sandy-muddy fractions towards the Sierra Nevada and muddy in Hondita Bay (Corpoguajira and Invemar, 2012). The intensity of the northeast and east winds in the area continually removes large amounts of sediment deposited in the shallow bottoms that affect the water's transparency. Also, produces an upwelling effect, with the outcropping of subsurface waters (Gutiérrez-Leones *et al.*, 2015).

The data in this area was carried out in two sectors: the Media Guajira, at Musichi, where an extensive meadow was sampled at a depth of 1 m; and Carrizal, a station sampled at 0.8 m. In the Alta Guajira, 6 meadows were sampled, one in Cabo de la Vela (0.5 m depth), 2 in Portete Bay (1.5 m) and 3 in Hondita Bay (1 m) (Fig. 1).

San Andres Island

Is located in the western area of the Caribbean Sea, at about 800 km from the coast of Colombia and about 110 from Nicaragua, it has a length of approximately 12 km and a width of 4 km in its broader sector. On the windward side, it has a barrier reef that separates a side exposed to the waves and winds, and a second environment that is generally calm, where a lagoon basin of variable extension is present (Díaz *et al.*, 1996, 2000; Gamboa *et al.*, 2010). Fragments of corals, sea urchins, and other animals have been deposited there, as well as calcareous macroalgae of species such as *Penicillus* spp., *Caulerpa* spp., and *Halimeda* spp., this last, as the most representative (Díaz *et al.*, 2003), rising the bioclastic sands that dominate as the most common type of sediment. In this sector, there are formations of seagrass meadows that consolidate the sediment layer with an approximate extension of 399 ha (Gómez-López *et al.*, 2014).

al oleaje y vientos, y un segundo ambiente por lo general protegido y calmo, donde se observa una cuenca lagunar que varía su extensión a la costa (Díaz *et al.*, 1996, 2000; Gamboa *et al.*, 2010). En esta cuenca se han depositado fragmentos de corales, erizos y otros animales, así como macroalgas calcáreas de especies como *Penicillus* spp., *Caulerpa* spp. y *Halimeda* spp., siendo estas últimas las más representativas (Díaz *et al.*, 2003), dando origen a las arenas bioclásticas que dominan como el tipo de sedimento más común. En este sector, se encuentran formaciones de praderas de pastos marinos que ayudan a consolidar la capa de sedimento con una extensión aproximada que en la isla llega a ser de 399 ha (Gómez-López *et al.*, 2014).

Stations were located in Cotton Cay (2 m), Mar Azul, and Hooker Bay (both approximately at 1 m), all of them located inside the pre-reef lagoon, next to the windward side of the island (Fig. 1) and constituted predominantly by *T. testudinum*.

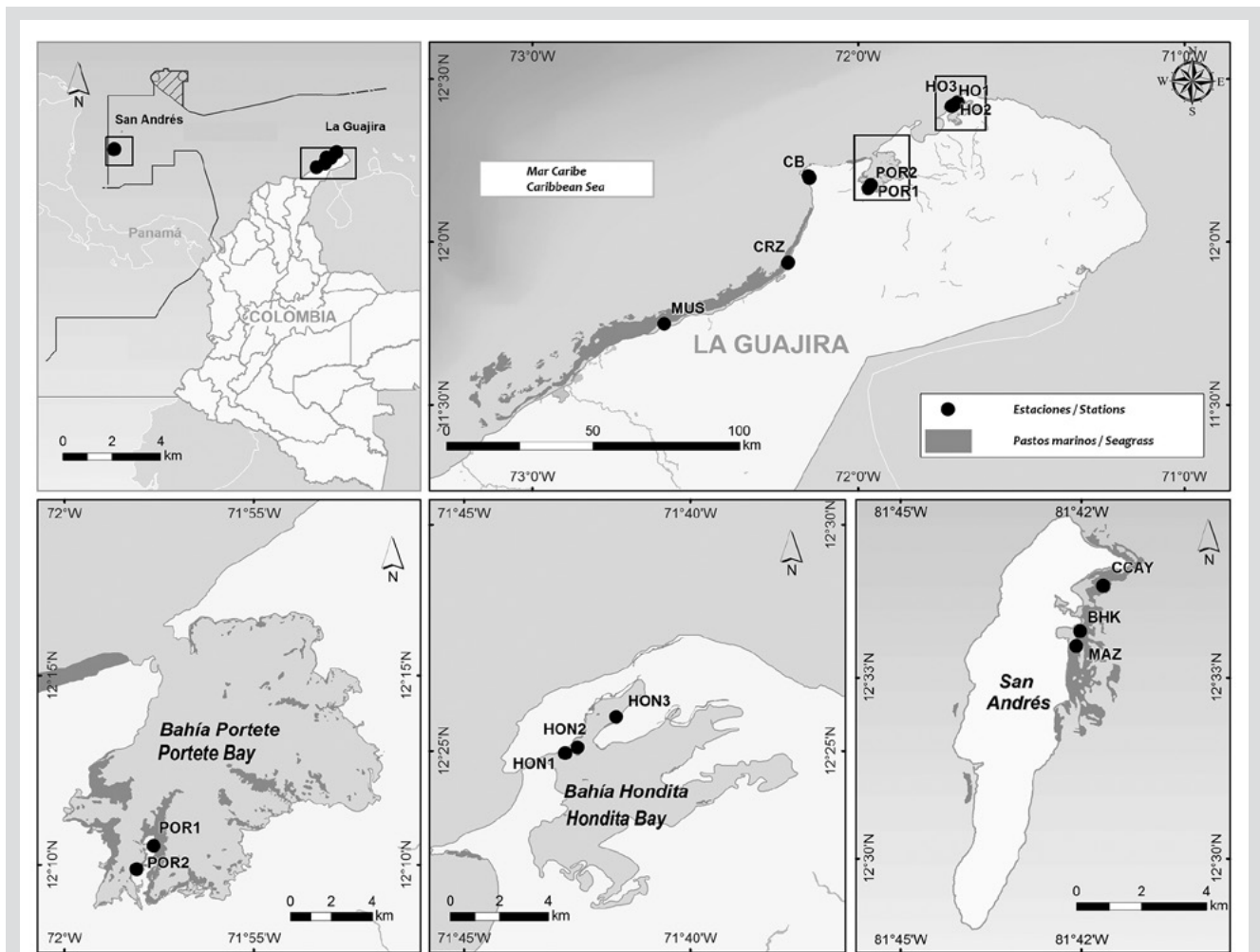


Figura 1. Mapa de las diferentes estaciones de muestreo ubicadas en la zona de La Guajira y San Andrés, (Guajira con POR: Bahía Portete, CB: Cabo de la Vela, CRZ: Carrizal, HON: Bahía Hondita; San Andrés con CCAY: Cotton Cay, BHK: Bahía Hooker, MAZ: Mar Azul) (Laboratorio servicios de Información geográfica – Invemar, 2020).

Figure 1. Sampling stations located in La Guajira and San Andrés, (Guajira with POR: Portete Bay, CB: Cabo de la Vela, CRZ: Carrizal, HON: Hondita Bay; San Andrés with CCAY: Cotton Cay, BHK: Hooker Bay, MAZ: Mar Azul) (Geographic Information Services Laboratory – Invemar, 2020).

En esta área se ubicaron tres estaciones en los lugares conocidos como Cotton Cay (2 m de profundidad), Mar Azul y Bahía Hooker (las dos a aproximadamente a 1 m de profundidad), todos ellos ubicados al interior de la laguna prearrecifal, al costado de barlovento de la isla (Fig. 1) y constituidas predominantemente por *T. testudinum*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante el segundo semestre de 2017, y haciendo uso de un cuadrante de PVC de 50 x 50 cm, se tomaron datos de densidades (vástagos/m²), en cada uno de los sitios de muestreo siguiendo los protocolos descritos en el manual de SeagrassNet (Short *et al.*, 2008), posterior a ello, se realizó la extracción de la biomasa en sectores con alta densidad de pastos marinos (> 200 vástagos/m²) con ayuda de un nucleador de PVC (8 cm de diámetro y 40 cm de largo) que se insertó a través del sedimento, teniendo especial atención en no cortar las hojas, y llegando hasta el componente de rizomas y raíces de las plantas. El nucleador fue tapado en la parte superior y extraído del fondo con la muestra inmersa en él, tomando tres réplicas por estación. Cada una de estas fue tamizada para retirar sedimento particulado y puesta en bolsas herméticas dentro de una nevera con hielo para su traslado al laboratorio.

Fase de laboratorio

De cada estación se obtuvo el peso de la biomasa húmeda (g), separando a su vez las hojas y rizomas verticales (en adelante sección aérea) y las raíces y rizomas horizontales (en adelante sección subterránea). Las muestras fueron llevadas al laboratorio de calidad ambiental marina de Invemar, donde se limpiaron con HCl al 10 % para obtener únicamente el peso de la biomasa de la planta y minimizar el error por otros componentes asociados. Posteriormente, cada muestra fue puesta en bolsas de papel previamente rotuladas que se secaron en un horno a 60 °C durante 72 horas hasta obtener un peso constante del valor de la biomasa seca (g PS).

Procedimientos numéricos

Para calcular en cada estación los datos de biomasa (g PS/m²), se extrapoló el valor inicial del peso correspondiente a las muestras a 1 m². Adicionalmente, posterior a determinar que los datos no correspondían a una distribución normal, los resultados se compararon con una prueba de Kruskal-Wallis y una prueba de comparaciones múltiples de Tukey, con el fin de determinar diferencias entre las estaciones a nivel de su biomasa aérea, subterránea y total, haciendo uso del programa Statgraphics Centurion XVI.

MATERIALS AND METHODS

During the second semester of 2017, using a 50 x 50 cm PVC quadrant, density data (stems/m²) were taken at each of the sampling sites following the protocols described in the SeagrassNet manual (Short *et al.*, 2008). Biomass extraction was carried out in sectors with a high density of seagrass (> 200 stems/m²) using a PVC corer (8 cm diameter and 40 cm long) inserted through the sediment, taking special care with the leaves, and reaching the rhizomes and roots of the plants. The corer was covered at the top and extracted from the bottom, taking 3 replicates per station. Each of these was cleaned to remove particulate sediment and placed in hermetic bags in a refrigerator with ice for transfer to a laboratory.

Laboratory phase

The weight of the wet biomass (g) was obtained from each station, separating the vertical leaves and rhizomes (aerial section) and the horizontal roots and rhizomes (underground section). The samples were sent to the marine environmental quality laboratory of Invemar, where they were cleaned with 10 % HCl to obtain the weight of the biomass of the plant and minimize the error due to other associated components. Subsequently, each sample was placed in previously labeled paper bags and dried at 60 °C for 72 hours to obtain a constant weight of the dry biomass value (g DW).

Numerical procedures

To calculate the biomass (g DW/m²) at each station, the initial value of the weight corresponding to the samples was extrapolated to 1 m². Additionally, after determining the data did not correspond to a normal distribution, the results were compared with a Kruskal-Wallis test and a Tukey multiple comparison test, to determine differences between the stations at the level of their aerial, underground and total biomass, using the Statgraphics Centurion XVI program.

The carbon content was determined using the methodology described by Fourqurean *et al.* (2012) where the calculated value corresponds to 35 % of the dry weight of the biomass. This procedure was carried out with each sampled station, to finally convert the values to Mg C/ha and thus extrapolate the value at the seagrass extension in the two sampling areas (La Guajira and San Andrés).

El contenido de carbono se determinó teniendo en cuenta lo descrito por Fourqurean *et al.* (2012), en el que se calcula que el valor corresponde al 35 % del peso seco de la biomasa. Este procedimiento se realizó con cada estación muestreada, para finalmente convertir los valores encontrados a Mg C/ha y así extrapolar el valor a la extensión de pastos correspondiente a las dos áreas de muestreo (La Guajira y San Andrés).

RESULTADOS

Los registros de biomasa aérea indican que las estaciones de Bahía Hondita 3 y Bahía Hondita 2 presentaron los datos más altos, con valores de 923,2 y 1068,4 g PS/m², seguidos por Cotton Cay y Carrizal, que superaron los 700 g PS/m². Por su parte, en la biomasa subterránea, las estaciones de Bahía Hondita 2 y Bahía Hooker destacaron con valores de 866,8 g PS/m² y 1057,1 g PS/m² respectivamente, seguidos de Cotton Cay, con 725,5 g PS/m². Cabe resaltar que 6 de las 11 estaciones presentaron una biomasa total que supera los 1000 g PS/m² mientras que las estaciones Bahía Hondita 1 y Bahía Portete 1 y 2 de La Guajira, registraron los menores valores.

RESULTS

Aerial biomass in Hondita Bay 3 and 2 presented the highest data, with values of 923.2 and 1068.4 g DW/m², followed by Cotton Cay and Carrizal, with values above 700 g DW/m². In the underground biomass, Hondita Bay 2 and Hooker Bay stood out with values of 866.8 g DW/m² and 1057.1 g DW/m² respectively, followed by Cotton Cay, with 725.5 g DW/m². Six of the stations presented total biomass that exceeds 1000 g DW/m², while the Hondita Bay 1 and Portete Bay 1 and 2 stations registered the lowest reported values.

Tabla 1. Variables de biomasa aérea, subterránea (a 50 cm de profundidad) y total (promedio + desviación estándar, g PS/m²) y densidad (vástagos/m²) para cada una de las estaciones.

Table 1. Variables of aerial, underground (at 50 cm depth) and total biomass (average + standard deviation, g DW/m²) and density (shoots/m²) for each one of the stations.

Área / Area	Localidad / Locality	Biomasa aérea / Aerial biomass	Promedio aérea / Aerial average	Biomasa subterránea / Underground biomass	Promedio subterránea / Underground average	Biomasa total / Total biomass	Promedio total / Total average	Densidad / Density
San Andrés	Bahía Hooker	407.87 ± 62.1	590.93	1057.169 ± 139.5	735.51	1465.1	1326.4	320
	Cotton Cay	748.11 ± 31.2		725.56 ± 47.4		1473.7		384
	Mar Azul	616.79 ± 18.5		423.79 ± 44.8		1040.6		400
La Guajira	Carrizal	728.1 ± 31.2	626.16	476.19 ± 45	426.66	1204.3	1052.8	288
	Cabo de la Vela	462.38 ± 58.4		112.74 ± 26.8		575.1		256
	Bahía Hondita/ Hondita Bay 1	550.47 ± 94.1		348.19 ± 13.1		898.7		352
	Bahía Hondita/ Hondita Bay 2	1068.43 ± 44.3		866.82 ± 67.3		1935.3		384
	Bahía Hondita/ Hondita Bay 3	923.2 ± 96.4		417.16 ± 51.9		1340.4		384
	Musichi	655.92 ± 37.3		703.67 ± 53.8		1359.6		336
	Bahía Portete/ Portete Bay 1	358.13 ± 11.3		277.55 ± 44.2		635.7		240
	Bahía Portete/ Portete Bay 2	262.63 ± 49.1		210.90 ± 22		473.5		288

Las densidades presentaron valores más altos en Mar Azul (400 vástagos/m²) y Bahía Hondita 2 (384 vástagos/m²) y más bajos en Bahía Portete 1 y 2 (por debajo de 280 vástagos/m²). Se destaca de igual modo que los valores más altos de la biomasa aérea corresponden a La Guajira y los de la subterránea a San Andrés. En la comparación entre las estaciones, se evidenciaron diferencias significativas a nivel de la biomasa aérea (Kruskal Wallis = 19,24, valor p = 0,03), la biomasa subterránea (Kruskal Wallis = 23,53, valor p = 0,008), así como en la total (Kruskal Wallis = 20,53, valor p = 0,02).

Densities presented higher values in Mar Azul (400 stems/m²) and Hondita Bay 2 (384 stems/m²) and lower values in Portete Bay 1 and 2 (below 280 stems/m²). The highest values of aerial biomass correspond to La Guajira and the underground to San Andrés. In the comparison between the stations, significant differences were evidenced at the level of aerial biomass (Kruskal Wallis = 19.24, value p = 0.03), underground biomass (Kruskal Wallis = 23.53, value p = 0.008), as well as in the total (Kruskal Wallis = 20.53, p-value = 0.02).

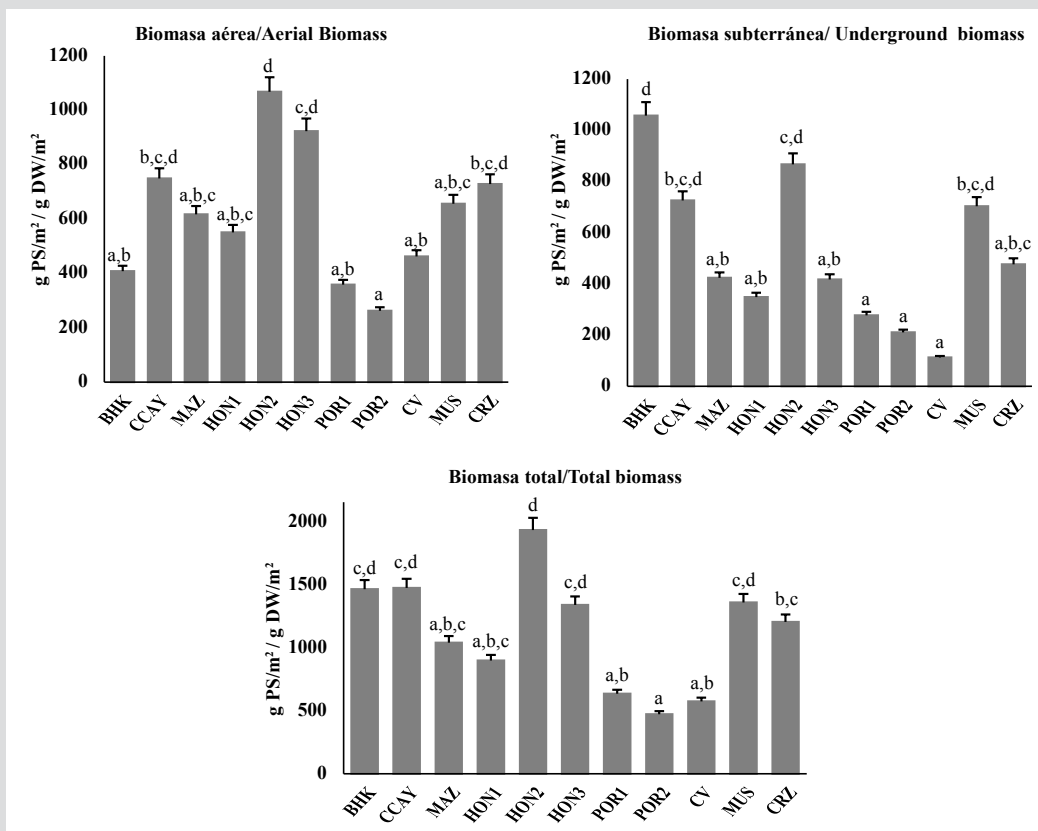


Figura 2. Valores de biomasa aérea, subterránea y total para cada una de las estaciones, siendo POR: Bahía Portete, CV: Cabo de la Vela, CRZ: Carrizal, HON: Bahía Hondita, CCAY: Cotton Cay, BHK: Bahía Hooker y MAZ: Mar Azul (letras diferentes representan diferencias significativas entre estaciones, p < 0,05).

Figure 2. Values of aerial, underground and total biomass for each of the stations, POR: Portete Bay, CV: Cabo de la Vela, CRZ: Carrizal, HON: Hondita Bay, CCAY: Cotton Cay, BHK: Hooker Bay and MAZ: Mar Azul (different letters represent significant differences between stations, p < 0.05).

Por otro lado, San Andrés presentó una mayor presencia de carbono en su biomasa total (4,6 Mg C/ha) frente a La Guajira (3,5 Mg C/ha), sin embargo, La Guajira presentó un valor más alto a nivel de la sección aérea, especialmente en Bahía Hondita 2 (3,7 Mg C/ha), mientras que en San Andrés destacó la subterránea, especialmente en Bahía Hooker (3,7 Mg C/ha). Estaciones como Bahía Portete 1, Bahía Portete 2 y Cabo de la Vela, presentaron los valores

San Andrés presented a greater presence of carbon in its total biomass (4.6 Mg C/ha) compared to La Guajira (3.5 Mg C/ha), however, La Guajira presented a higher value at the aerial section, especially in Hondita Bay 2 (3.7 Mg C/ha), while in San Andrés the underground one stood out, especially in Hooker Bay (3.7 Mg C/ha). Stations such as Portete Bay 1, Portete Bay 2, and Cabo de la Vela, presented the lowest values in both sections

más bajos en ambas secciones (por debajo de 1,6 Mg C/ha). Las estaciones que tuvieron una presencia más destacada de carbono sumando ambas secciones fueron Cotton Cay en San Andrés con 5,2 Mg C/ha y Bahía Hondita 2 para La Guajira con 6,8 Mg C/ha. Estaciones como Bahía Portete 1 y 2, presentaron los valores más bajos (menores a 2,2 Mg C/ha).

(below 1.6 Mg C/ha). The stations with the highest presence of carbon in both sections combined were Cotton Cay in San Andrés with 5.2 Mg C/ha and Hondita Bay 2 for La Guajira with 6.8 Mg C/ha. Stations such as Portete Bay 1 and 2 presented the lowest values (less than 2.2 Mg C/ha).

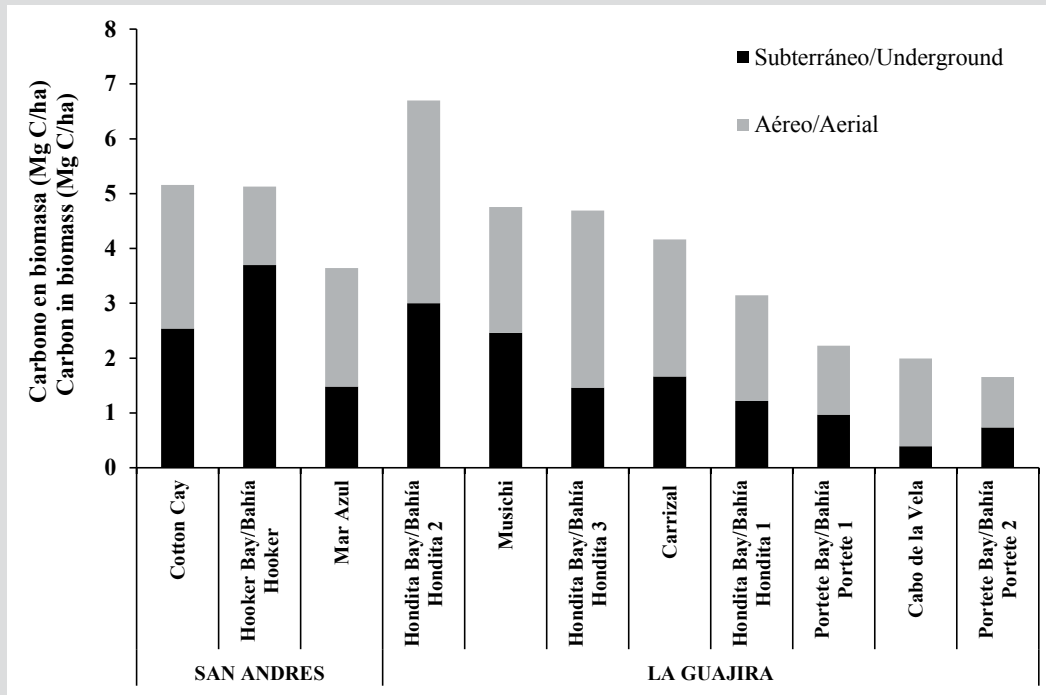


Figura 3. Valores de carbono (Mg C/ha) para cada sección de la planta en cada una de las estaciones trabajadas.

Figure 3. Carbon values (Mg C/ha) for each section of the plant in the stations.

Teniendo en cuenta los valores promedio de carbono registrados en ambas regiones y la extensión de las praderas de cada área, se estimó que los valores del stock de carbono asociado a las biomásas de pastos marinos son de 197 484 Mg C para La Guajira y de 1835,4 Mg C para San Andrés.

Taking into account the average values of carbon registered in both regions and the seagrass extension of each one, it was estimated that the carbon stock associated with the biomass of seagrasses is 197484 Mg C for La Guajira and 1835.4 Mg C for San Andrés.

DISCUSIÓN

Las diferencias registradas a nivel de las biomásas pueden deberse a diferentes factores relacionados a las condiciones de cada sitio, en el caso específico de La Guajira, la resuspensión de sedimentos es frecuente en la mayoría de los casos (Corpoguajira e Invemar, 2012), lo que hace que sus aguas sean extremadamente turbias, factor que contribuye a estimular el incremento del área foliar para la obtención de luz y llevar a cabo el proceso de fotosíntesis, aumentando su biomasa aérea (Kraemer y Hanisak 2000, Díaz *et al.*, 2003). Esto se reafirma con estudios de monitoreo realizados por

DISCUSSION

The differences in the biomass may be due to factors related to the conditions of each site, in the specific case of La Guajira, the resuspension of sediments is frequent in most cases (Corpoguajira and Invemar, 2012), which makes its waters extremely cloudy, a factor that stimulates the increase of the leaf area to obtain light and carry out the photosynthesis process, increasing its aerial biomass (Kraemer y Hanisak 2000; Díaz *et al.*, 2003). This is reaffirmed by monitoring studies carried out by Invemar (Gómez-López *et al.*, 2018), where it was observed that

Invemar (Gómez-López *et al.*, 2018), donde se pudo observar que aquellas con mayor longitud corresponden a La Guajira (23,3 cm), mientras que en San Andrés se tomaron datos comparativamente más bajos (18,4 cm).

De forma distinta sucede en San Andrés, dado que los puntos donde se encuentran las praderas presentan condiciones de eutrofización producto de su cercanía al muelle de la isla y al centro poblado de esta (Gómez-López *et al.*, 2012). Esta situación trae consigo un aumento de las fracciones fangosas y lodosas, una disminución del oxígeno disponible y la proliferación de algas oportunistas (Burkholder *et al.*, 2007). En este sentido, especies como *Halimeda* spp, *Chaetomorpha* spp y *Cladophora* spp, son características de la zona (Gómez-López *et al.*, 2012; Albis-Salas y Gavio, 2015), y pueden crecer encima de las praderas, limitando en algunos casos, el crecimiento foliar (Duarte y Cebrián, 1996). A su vez, el mayor desarrollo de biomasa subterránea en esta región puede estar ligado a la alta fuente de sedimentos disponibles para atrapar en su sistema rizoidal, llegando incluso a formar terrazas que en algunos sectores de la isla pueden llegar a tener una altura entre 30 cm a 1 m sobre el fondo. Este sistema rizoidal les otorga un mejor mecanismo de fijación ante la presión por factores físicos como la remoción por embarcaciones y la presencia de vientos y corrientes por efecto de los alisios del nororiente (Albis-Salas *et al.*, 2006).

Comparando los resultados con estudios anteriores realizados en las mismas estaciones (Tabla 1), se puede identificar que los valores expuestos en este estudio corresponden a los rangos indicados anteriormente sin variaciones marcadas, sumándose a ellos los casos de Bahía Hondita 1, Bahía Hondita 2, Bahía Hondita 3 y Carrizal, que no contaban con registros anteriores, siendo estos los primeros. La excepción a esto corresponde a Cotton Cay, dado que el valor de abril de 2018 varía considerablemente en relación al valor de 1473,7 g PS/m² del presente estudio. Esto pudo deberse a la variación del atributo según la época de muestreo, dado que el primer caso corresponde a una temporada seca y el segundo a una lluviosa (Gómez-López *et al.*, 2012). Esta variación se ha documentado en otras localidades del Caribe colombiano, donde se han registrado cambios notorios en los parámetros de estructura en las praderas entre los dos semestres del año, debido a que este fenómeno genera variaciones en los nutrientes, la salinidad y en la disponibilidad de luz en la columna de agua (Gavio *et al.*, 2010). Ejemplo de ello es lo documentado por Gómez-López y Alonso (2016) en las praderas de Ballena y Manaure en La Guajira, así como las de Triganá y Pinorroa en Chocó Darién.

those with greater length correspond to La Guajira (23.3 cm), while in San Andrés is comparatively lower (18.4cm).

In San Andrés, seagrass meadows have conditions of eutrophication as a result of their proximity to the populated center (Gómez-López *et al.*, 2012). This situation generates an increase in muddy and muddy fractions, a decrease in available oxygen, and the proliferation of opportunistic algae (Burkholder *et al.*, 2007). In this sense, species such as *Halimeda* spp, *Chaetomorpha* spp, and *Cladophora* spp, are characteristic of the area (Gómez-López *et al.*, 2012, Albis-Salas and Gavio, 2015), and can grow on top of the seagrasses, limiting in some cases, leaf growth (Duarte and Cebrián, 1996). In turn, the greater development of underground biomass in this area may be linked to the high source of sediments available in its rhizoid system, even forming terraces that can reach a height between 30 cm to 1 m above the bottom. This rhizoidal system gives them a better fixing mechanism against pressure from physical factors such as removal by boats and the presence of winds and currents due to the effect of the Northeast Winds (Albis-Salas *et al.*, 2006).

Comparing the results with previous studies carried out in the same stations (Table 1), the values shown in this study seem to be similar, adding to them the cases of Hondita Bay 1, Hondita Bay 2, Hondita Bay 3, and Carrizal, which did not have previous records. The exception corresponds to Cotton Cay since the value reported for April 2018 varies considerably comparing the 1473.7 g PS/m² of the present study. This could be due to the variation of the sampling season since the first case corresponds to a dry season and the second to a rainy one (Gómez-López *et al.*, 2012). This variation has been documented in other localities of the Colombian Caribbean, where notorious changes have been registered in the structure parameters of the seagrasses between the two semesters of the year because this phenomenon generates variations in nutrients, salinity, and availability of light in the water column (Gavio *et al.*, 2010). An example of this is documented by Gómez-López and Alonso (2016) in the Ballena and Manaure seagrass in La Guajira, as well as those of Triganá and Pinorroa in Chocó Darién.

Table 2. Valores de peso seco en diferentes localidades del Caribe.

Lugar / Site	Valor / Value	Autor / Author
Florida, EEUU	1564 g PS/m ²	Powell <i>et al.</i> (1989)
Cancún, México	693 + 105 g PS/m ²	Gallegos <i>et al.</i> (1993)
Bahía Portete / Portete Bay, Colombia	765 – 1278 g PS/m ²	Castillo-torres (2002)
Cabo de la Vela, Colombia	657 – 1344 g PS/m ²	Castillo-torres (2002)
San Andrés, Colombia	801 – 1743 g PS/m ²	Castillo-torres (2002)
Bahía Portete / Portete Bay, Colombia	868.20 – 954.09 g PS/m ²	Albis-Salas <i>et al.</i> (2006)
Cabo de la Vela, Colombia	956.49–1821.09 g PS/m ²	Albis-Salas <i>et al.</i> (2006)
Cahuita, Costa Rica	828.8 + 391 g PS/m ²	Fonseca <i>et al.</i> (2007)
Costa Rica	786.5 + 287 g PS/m ²	Nielsen-Muñoz y Cortés (2008)
Quintana Roo, México	1857 g PS/m ²	Arellano-Méndez <i>et al.</i> (2015)
San Andrés, Colombia	573.94 g PS/m ²	Sánchez-Valencia <i>et al.</i> (2019)

Table 2. Dry Weight values of total biomass in different sites of the Caribbean.

Por otro lado, los valores promedio de biomasa total se encontraron en un punto intermedio respecto a estudios realizados en otros países (Tabla 1). Las variaciones entre estos sitios pudieron deberse a componentes fisicoquímicos en la columna de agua, el tipo de sustrato en el que se desarrollan (Lee *et al.*, 2007; Ralph *et al.*, 2007) y variables como la temperatura y salinidad, que pueden generar cambios en la composición y estructura de la pradera. En el caso de este estudio, estas variables parecen no intervenir de manera negativa en la biomasa, dado que los valores promedio de temperatura (La Guajira: 28,6 °C; San Andrés: 29,1 °C) y salinidad (La Guajira: 36,6 ups; San Andrés: 35,9 ups) (Invemar, 2020), se encuentran cercanos a los rangos óptimos reportados para *T. testudinum*, de aproximadamente 30 °C para temperatura, y entre 24-35 para salinidad (Mazzotti *et al.*, 2007). Zonas con una biomasa menor, pueden ser resultado de temperaturas elevadas y aguas euri o estenohalinas, causando efectos deletéreos por la proliferación de fitoplancton y macroalgas, o bien por dinámicas naturales de la pradera en su ciclo anual (Burkholder *et al.*, 2007).

En cuanto al carbono presente en la biomasa de las dos áreas de estudio, cabe resaltar que son pocos los estudios enfocados en determinar este dato, especialmente en la región Caribe, sin embargo, los valores registrados en este estudio, superan el promedio mundial de 2,5 + 0,4 Mg C/ha Fourqurean *et al.* (2012). Cabe aclarar que este se trata de un promedio de estudios realizados en diferentes regiones del mundo y con diferentes especies de pastos marinos, por lo cual el resultado podría variar significativamente según la especie, como en el caso de las praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo con valores promedio de 7,2 + 1,5 Mg C/ha (Fourqurean

The average values of total biomass were found at an intermediate point comparing studies in other countries (Table 2). The variations between these sites could be due to physicochemical components in the water column, the type of substrate in which they develop (Lee *et al.*, 2007; Ralph *et al.*, 2007), and variables such as temperature and salinity, which can generate changes in the composition and structure of the meadow. In the case of this study, these variables do not seem to intervene negatively in biomass, because the average values of temperature (La Guajira: 28.6 °C; San Andrés: 29.1 °C) and salinity (La Guajira: 36.6 ups; San Andrés: 35.9 ups) (Invemar, 2020), are close to the optimal ranges reported for *T. testudinum*, of approximately 30 °C for temperature, and between 24-35 for salinity (Mazzotti *et al.*, 2007). Areas with lower biomass may be the result of high temperatures and euri or stenohaline waters, causing deleterious effects due to the proliferation of phytoplankton and macroalgae, or to the natural dynamics of the meadow in its annual cycle (Burkholder *et al.*, 2007).

Regarding the carbon present in the biomass of the two study areas, it should be noted that there are few studies focused on determining this data, especially in the Caribbean region, however, the values recorded in this study exceed the world average of 2.5 + 0.4 Mg C/ha reported by Fourqurean *et al.* in 2012. It should be noted that this is an average of studies carried out in different regions of the world and with different species of seagrasses, so the result could vary significantly depending on the species, as in the case of *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean that reported average values of 7.2 + 1.5 Mg C/ha (Fourqurean *et al.*, 2012). Particularly, in the case of *T.*

et al., 2012). Particularmente, en el caso de las praderas de *T. testudinum*, se registran datos presentes en el Caribe mexicano de 14,5 Mg C/ha (ArellanoMéndez *et al.*, 2015) y de 0,39 + 0,05 Mg C/ha (Congdom *et al.*, 2017); así mismo, Fourqurean *et al.* (2012) presentan valores de 0,84 + 0,1 Mg C/ha para el Atlántico occidental en la parte del trópico. Estos valores son contrastantes con respecto al de este estudio, evidenciando no solo la variabilidad del comportamiento de esta especie y cómo la distribución geográfica y los patrones intrínsecos de cada sitio pueden afectar este resultado, sino también lo importante que es seguir investigando todo lo referente a carbono azul.

Si bien los reservorios de carbono asociados a la biomasa tienden a ser comparativamente más bajos al compararlos con los valores calculados para el sedimento (Ricart *et al.*, 2020), cuyo promedio global es de 194,2 + 20,2 Mg C/ha (Fourqurean *et al.*, 2012), su importancia no radica sólo en esta función, teniendo en cuenta que también cumplen un papel fundamental para la prestación de algunos servicios ecosistémicos importantes, entre los que destaca la regulación climática, dado que el mantenimiento de la estructura de las praderas, permite llevar a cabo de manera más eficiente su función como reservorio de carbono en sedimentos (Pergent *et al.*, 1994; Romero *et al.*, 1994, Mazarrasa *et al.*, 2015).

A nivel del Caribe colombiano esto cobra mayor importancia, teniendo en cuenta los datos registrados en Serrano *et al.* (2021), los cuáles muestran una aproximación al cálculo del carbono en los sedimentos de los pastos marinos del país, destacando que el valor de los stocks en los sedimentos de La Guajira y San Andrés superan los promedios globales, alcanzando los 240 Mg C/ha. Esto, sumado a lo registrado por Guerra *et al.* (2020) para San Andrés, donde se calculó que el valor de carbono en los sedimentos osciló entre 91 y 144 Mg C/ha, y lo hallado por Congdon *et al.* (2017) y Gullström *et al.* (2018), donde se evidenció que el contenido de carbono en sedimentos es más alto en zonas donde la cobertura y la biomasa tiende a ser mayor, refrenda el hecho de que la protección del sistema de biomasa aérea y subterránea repercute directamente en los reservorios de los sedimentos, y por ende en la optimización de los procesos de captura de carbono.

CONCLUSIONES

Se evidenciaron diferencias significativas en las estaciones a nivel de la biomasa aérea, subterránea y total, mostrando la variación que hay según las condiciones particulares en las que se desarrollan las praderas de cada lugar.

testudinum meadows, there is data present in the Mexican Caribbean with values of 14.5 Mg C/ha (Arellano-Méndez *et al.*, 2015) and 0.39 + 0.05 Mg C/ha (Congdom *et al.*, 2017), and for the tropical western Atlantic with the Fourqurean *et al.* (2012) reported values of 0.84 + 0.1 Mg C/ha. These results are contrasting with the one reported in this study, showing the variability of the behavior of this species and how the geographical distribution and the intrinsic patterns can affect the results. Also, shows how important it is to continue investigating the related theme of Blue Carbon.

The carbon values associated with biomass tend to be comparatively lower when compared to the values calculated for the sediment (Ricart *et al.*, 2020), whose global average is 194.2 + 20.2 Mg C/ha (Fourqurean *et al.*, 2012), but their importance does not depend only in this function, taking into account that they also play a fundamental role in the provision of some important ecosystem services, especially climate regulation. This means that the maintenance of the seagrass structure, allows it to more efficiently carry out its function as a carbon reservoir in sediments (Pergent *et al.*, 1994; Romero *et al.*, 1994, Mazarrasa *et al.*, 2015).

At level of the Colombian Caribbean, this becomes more important, taking into account the data recorded in Serrano *et al.* (2021), which shows an approximation of the carbon values in the sediments of the country's seagrasses, highlighting that the stocks in the sediments of La Guajira and San Andrés exceed global averages, reaching 240 Mg C/ha. This, added to the study from Guerra *et al.* (2020) for San Andrés, where the value of carbon in the sediments ranged between 91 and 144 Mg C/ha, and the information reported by Congdon *et al.* (2017) and Gullström *et al.* (2018), where it was shown that the carbon content in sediments is higher in areas where coverage and biomass tend to be greater, endorses the fact that the protection of the aerial and underground biomass system has a direct impact on the reservoirs of sediments, and therefore in the optimization of carbon capture processes.

CONCLUSIONS

Significant differences were evidenced in the stations at the level of aerial, underground, and total biomass, showing the variation that exists according to the particular conditions in which the seagrass develops.

The aerial section predominated in La Guajira, presumably due to turbidity factors that stimulate its growth to optimize light capture, while in San Andrés the underground

En La Guajira predominó la sección aérea, presumiblemente debido a factores de turbidez que estimulan su crecimiento para optimizar la captación de luz, mientras que en San Andrés predominó la sección subterránea, debido a que las estaciones se encuentran en sustratos fangosos por lo que requieren mecanismos de fijación al fondo más fuertes.

Los valores de biomasa total se encuentran de manera generalizada cercanos a los valores registrados por diversos autores en las mismas localidades de estudio, y en un punto intermedio con respecto a otras regiones del Caribe como Costa Rica, México y Florida.

Los valores de carbono (Mg C/ha) en San Andrés y en La Guajira superan el dato del promedio mundial calculado con datos de varias especies, sin embargo, presentaron una variación con respecto a los registrados en otras regiones del Caribe correspondientes a la misma especie (*T. testudinum*).

Los stocks de carbono registrados para San Andrés y La Guajira corresponden a estimaciones basadas en los datos recopilados aquí; sin embargo, se requieren de estudios a futuro donde se tenga en cuenta la variabilidad de las coberturas a lo largo de ambas regiones, para dar un dato con un grado de certidumbre mayor.

Si bien los valores de reservorios de carbono asociados a la biomasa son comparativamente más bajos con respecto a los sedimentos, la presencia y mantenimiento de la estructura en la pradera representa un factor primordial en el mantenimiento de este reservorio.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos a la Acción MAPCO cofinanciada según contrato de subvención ENV/2016/380-256 de la Unión Europea, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-Invemar y Fundación Natura Colombia con la asesoría del IMEDEA-CSIC de España y la Universidad Edith Cowan de Australia. Los autores agradecen a la Dra. Núria Marbà del Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados de España por sus valiosos aportes y sugerencias en la elaboración del documento, al personal de Coralina que acompañó las actividades de campo en el sector de San Andrés. La presente publicación es responsabilidad exclusiva de los autores y no necesariamente refleja los puntos de vista de la Unión Europea. Esta es la contribución # 1334 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - Invemar.

section predominated because the stations are located in areas of the muddy substrate, requiring stronger fixing mechanisms to the bottom.

Total biomass values are similar to the values reported by various authors in the same study areas, and at an intermediate point concerning other Caribbean areas such as Costa Rica, Mexico, and Florida.

Carbon values (Mg C/ha) in San Andrés and La Guajira exceed the world average data calculated with data from several species, however, they presented a variation for those reported in other areas of the Caribbean corresponding to the same species (*T. testudinum*).

The carbon stocks reported for San Andrés and La Guajira correspond to estimates based on the data compiled in this study, however, future studies are required to take into account the variability of coverage throughout both regions.

Although the values of carbon reservoirs associated with biomass are comparatively lower concerning sediments, the presence and maintenance of the structure in the grassland represent a primary factor in the maintenance of this reservoir.

ACKNOWLEDGMENTS

Acknowledgments to the MAPCO Action co-financed according to grant contract ENV/2016/380-256 of the European Union, Institute of Marine and Coastal Research-Invemar, and Fundación Natura Colombia with the advice of IMEDEA-CSIC of Spain and the Edith Cowan University of Australia. The authors thank Dr. Núria Marbà from the Mediterranean Institute for Advanced Studies in Spain for her valuable contributions and suggestions in preparing the document, and the Coralina staff who accompanied the field activities in the San Andrés sector. This publication is the sole responsibility of the authors and does not necessarily reflect the views of the European Union. This is contribution # 1334 of the Marine and Coastal Research Institute - Invemar.



BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Albis-Salas, M. R. and B. Gavio. 2015. Notes on the marine algae of the International Biosphere Reserve Seaflower, Caribbean Colombia IV: New records of macroalgal epiphytes on the seagrass *Thalassia testudinum*. Bol. Invest. Mar. Cost., 44(1), 55-70. ISSN 0122-9761
- Albis-Salas, M. R., D. I. Gómez-López y G. Duque. 2006. Estructura y producción primaria de las praderas de *Thalassia testudinum* en La Guajira, Caribe colombiano, en época climática seca. Acta Biol. Colomb., 11, 100 p. ISSN: 1900-1649.
- Arellano-Méndez, L., S. Morales-Ojeda y J. Herrera-Silveira. 2015. Carbono orgánico de las praderas de *Thalassia testudinum* en bahía de la Ascensión (Quintana Roo, México). Una primera estimación del contenido de carbono azul en una laguna costera del Caribe mexicano: 476-481. En: Paz, F. y J. Wong. (Eds). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, México. pp. ISBN: 978-607-96490-2-9.
- Burkholder, J. M., D. A. Tomasko and B.W. Touchette. 2007. Seagrasses and eutrophication. J Exp Mar Bio Ecol., 350 (1-2): 46-72. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.024>.
- Castillo-Torres, P. 2002. Caracterización estructural y evaluación del estado ambiental de las praderas de pastos marinos del Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 81 p.
- Charpy-Roubaud, C. and A. Sournia, A. 1990. The comparative estimation of phytoplanktonic and microphytobenthic production in the oceans. Mar. Microb. Food Webs, 4: 31– 57.
- Congdon, V. M., S. S. Wilson and K. H. Dunton. 2017. Evaluation of relationships between cover estimates and biomass in subtropical seagrass meadows and application to landscape estimates of carbon storage. Southeastern Geographer, 57(3), 231-245.
- Corpoguajira e Invemar. 2012. Atlas marino costero de La Guajira. Santa Marta, Colombia: Serie de Publicaciones Especiales de Invemar No. 27. 188 p. ISBN: 978-958-8448-45-9.
- Díaz, J. M., G. Díaz-Pulido, J. Garzón-Ferreira, J. Geister y J. A Sánchez. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano. I. Complejos arrecifales oceánicos. Ser. Publ. Esp. Invemar, 2, 83 p. ISBN: 958-95950-3-0.
- Díaz, J. M., L. M. Barrios-Suárez, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Santa Marta, Colombia: Invemar, Serie de Publicaciones Especiales No.5. 179 p. ISBN: 958-95950-8-1.
- Díaz, J. M., L. M. Barrios-Suárez y D. I. Gómez-López. (Eds.). 2003. Praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. Ser. Publ. Espec., 10, 162 p. ISBN: 958-97301-5-9.
- Duarte, C. and J. Cebrián. 1996. The fate of marine autotrophic production. Limnol. Oceanogr. Bull., 41: 1758-1766. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.8.1758>
- Duarte, C. and C. Chiscano. 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. Aquat. Bot., 65: 159-174. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00038-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00038-8)
- Duarte, C. M., J. J. Middelburg and N. Caraco. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences, 2(1): 1-8. <https://doi.org/10.5194/bg-2-1-2005>
- Duarte, C., N. Marbà, E. Gacia, J. Fourqurean, J. Beggins, C. Barrón and E. Apostolaki. 2010. Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. Global Biogeochem. Cycles, 24: 1-8. <https://doi.org/10.1029/2010GB003793>
- Fourqurean, J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. A. Mateo and O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. Nat. Geosci., 5(7), pp 505. <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>.
- Fonseca, A. C., V. Nielsen y J. Cortés. 2007. Monitoreo de pastos marinos en Perezoso, Cahuita, Costa Rica (sitio Caricom). Rev. Biol. Trop., 55(1): 55-66. ISSN 0034-7744.
- Gallegos, M. E., M. Merino, N. Marbà and C. M. Duarte. 1993. Biomass and dynamics of *Thalassia testudinum* in the Mexican Caribbean: elucidating rhizome growth. Mar. Ecol. Prog. Ser., 185-192. <https://doi.org/10.3354/meps095185>
- Gamboa, L., B.O. Posada, O.C. González, G. Hurtado y C.A. Andrade-Amaya. 2010. Descripción física del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina: 35-53. En Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. ISBN: 978-958-8448-50-3.
- Gavio, B., P. Palmer-Cantillo and J. E. Mancera. 2010. Historical analysis (2000–2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, SeaFlower Biosphere Reserve, Colombian Caribbean. Mar. Pollut. Bull., 60(7), pp 1018-1030. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.025>
- Gómez-López, D. I. y D. Alonso. (Eds.). 2016. Levantamiento de información para la caracterización y diagnóstico de las praderas de pastos marinos con fines de elaborar una propuesta de zonificación de la zona marino-costera del departamento de La Guajira y Chocó Caribe. Fase II: época climática seca. Informe Técnico final Temática 2. En: Vides et al. (Eds). Levantamiento de información ambiental de sistemas marinos y costeros sobre el Caribe colombiano Fase II. Convenio 167 ANH- Invemar, Santa Marta.
- Gómez-López, D. I., C. Segura-Quintero, P.C. Sierra-Correa y J. Garay-Tinoco. 2012. Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Ser. Publ. Espec. Invemar, 28. ISBN: 978-958-8448-50-3.
- Gómez-Lopez, D. I., C. Díaz-Sanchez, E. Galeano, L. Muñoz, S. Millán, N. Bolaños y C. Garcia. 2014. Informe técnico final Proyecto de Actualización cartográfica del atlas de pastos marinos de Colombia: Sectores Guajira, Punta San Bernardo y Chocó: Extensión y estado actual. PRY- BEM-005-13 (convenio interadministrativo 2131068) Fonade-Invemar. Santa Marta. 136 p.
- Gómez-López, D.I., A. Acosta-Chaparro, J.D. González, L. Sanchez, R. Navas-Camacho y D. Alonso. 2018. Reporte del estado de los arrecifes coralinos y pastos marinos en Colombia (2016-2017). Ser. Publ. Gen. Invemar, 101. 100 p.
- Guerra-Vargas, L. A., L. G. Gillis and J. E. Mancera-Pineda. 2020. Stronger together: do coral reefs enhance seagrass meadows “Blue Carbon” potential? Front. Mar. Sci., 7, 628.

- Gullström, M., L. D. Lyimo, M. Dahl, G. S. Samuelsson, M. Eggertsen, E. Anderberg and M. Björk. 2018. Blue carbon storage in tropical seagrass meadows relates to carbonate stock dynamics, plant–sediment processes, and landscape context: insights from the western Indian Ocean. *Ecosystems*, 21(3), 551-566. doi: <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0170-8>
- Gutiérrez Leones, G. A., M. A. Correa Ramírez, H. Fritz y S. Ernesto. 2015. Análisis de la variabilidad espacio-temporal del sistema de surgencia de La Guajira en el dominio espacio-frecuencia, empleando el MTM-SVD (Multi Taper Method Singular Value Decomposition). *Bol. Cient. CIOH*, (33), 87-106. doi https://doi.org/10.26640/01200542.33.87_106.
- Invemar. 2020. Sistema de Información Ambiental Marina de Colombia – SIAM. Base de datos de la Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM (segundo muestreo 2017 La Guajira y San Andrés). Invemar. Disponible en: <http://www.invemar.org.co/siam/redcam>
- Kraemer, G.P. and M.D. Hanisa. 2000. Physiological and growth responses of *Thalassia testudinum* to environmentally-relevant periods of low irradiance. *Aquat. Bot.*, 67(4): 287-300. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00096-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00096-6)
- Lee, K.-S., S.R. Park and Y.K. Kim. 2007. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 350 (1-2): 144–175. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.016>.
- Macreadie, P. I., A. Anton, J. A. Raven, N. Beaumont, R. M. Connolly, D. A. Friess and C. M. Duarte. 2019. The future of Blue Carbon science. *Nature communications*, 10(1), 1-13. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11693-w>
- Mateo, M.A., J. Romero, M. Pérez, M.M. Littler and D.S. Littler. 1997. Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 44: 103-110. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0116>.
- Mazarraza, I., N. Marbà, C.E. Lovelock, O. Serrano, P.S. Lavery, J.W. Fourqurean and C.M. Duarte. 2015. Seagrass meadows as a globally significant carbonate reservoir. *Biogeosciences*, 12(16), 4993-5003. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4993-2015>
- Mazzotti, F.J., L.G. Pearlstine, R. Chamberlain, T. Barnes, K. Chartier and D. DeAngelis. 2007. Stressor-response models for seagrasses, *Halodule wrightii* and *Thalassia testudinum*. Final report to the South Florida Water Management District and the US Geological Survey. Univ. Florida, Florida Lauderdale Res. Educ. Cent., Fort Lauderdale, USA.
- McLeod, E., G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte and B. R. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Front. Ecol. Environ.*, 9(10), pp 552-560. <https://doi.org/10.1890/110004>.
- Murray, B., L. Pendleton, W. Jenkins and S. Sifleet. 2011. Green payments for blue carbon economic incentives for protecting threatened coastal habitats. <https://nicholasinstitute.duke.edu/sites/default/files/publications/blue-carbon-report-paper.pdf>.
- Nielsen-Muñoz, V. y J. Cortés, J. 2008. Abundancia, biomasa y floración de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en el Caribe de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 56(4), pp 175-189. ISSN: 0034-7744.
- Nellemann, C. and E. Corcoran. (Eds.). 2009. Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: a rapid response assessment. United Nations Environment Programme /Earthprint. ISBN: 978-82-7701-060-1.
- Pendleton, L., D.C. Donato, B.C. Murray, S. Crooks, W.A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, J.W. Fourqurean, J.B. Kauffman, N. Marba, P. Megonigal, E. Pidgeos, D. Herr, D. Gordon and A. Baldera. 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS One*, 7(9). <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9501-3>.
- Pergent, G., J. Romero, C. Pergent-Martini, M. A. Mateo and C. F. Boudouresque. 1994. Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 106(1-2): 139-146. <https://doi.org/10.3354/meps106139>.
- Powell, G.V., J.W. Kenworthy and J.W. Fourqurean. 1989. Experimental evidence for nutrient limitation of seagrass growth in a tropical estuary with restricted circulation. *Bull. Mar. Sci.*, 44(1), 324-340.
- Ralph, P.J., M.J. Durako, S. Enriquez, C.J. Collier and M.A. Doblin. 2007. Impact of light limitation on seagrasses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 350 (1-2): 176–193. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.017>.
- Ramírez-García P., K. Pedraza-Venegas y A. Granados-Barba, 2019. Los pastos marinos y la captura de carbono azul una razón para estudiarlos en el CASGM: 281-300. En: Granados-Barba A., L. Ortiz-Lozano, C. González-Gándara y D. Salas-Monreal (Eds). *Estudios Científicos en el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México*. Univ. Autón. Campeche. 376 p. ISBN 978-607-8444-54-0. <https://doi.org/10.26359/epomex0319>
- Ricart, A.M., P.H. York, C. Bryant, M. Rasheed, D. Lerodiaconou and P. Macreadie. 2020. High variability of Blue Carbon storage in seagrass meadows at the estuary scale. *Sci. Rep.*, 10: 5865. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62639-y>.
- Romero, J., M. Pérez, M.A. Mateo and E. Sala. 1994. The belowground organs of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* as a biogeochemical sink. *Aquat. Bot.*, 47(1): 13-19. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(94\)90044-2](https://doi.org/10.1016/0304-3770(94)90044-2)
- Sánchez-Valencia, L., A. Acosta-Chaparro, J.D. González-Corredor, R. Navas-Camacho, D.I. Gómez-López y N. Bolaños. 2019. Estado de los pastos marinos en las islas de San Andrés y Providencia en 2016 y 2018. *Ser. Publ. Gen.*, 105. Invemar-Coralina.
- Serrano, O., D.I. Gómez-López, L. Sánchez-Valencia, A. Acosta-Chaparro, R. Navas-Camacho, J. González-Corredor and N. Marbà. 2021. Seagrass blue carbon stocks and sequestration rates in the Colombian Caribbean. *Scient. Rep.*, 11(1): 1-12.
- Short, F.T., L.J. McKenzie, R.G. Coles, K.P. Vidler and J.L. Gaeckle. 2008. *SeagrassNet manual for scientific monitoring of seagrass habitat*, Univ. New Hampshire Publ., ISBN: 095-797-4124.



Pycnogonida de aguas mexicanas: listado con observaciones en diversidad y ecología

Pycnogonida of Mexican waters: A checklist with observations on diversity and ecology

Luis Miguel Ramírez-Tello^{1*}, José Luis Tello-Musi² y Roberto López-García³

0000-0002-2892-8009

0000-0002-2519-9453

0000-0003-2491-8708

1. Laboratorio de Zoología, FES Iztacala, UNAM. Av. de los Barrios #1, Los Reyes Ixtacala, Tlalnepantla, Edo. de Méx. lmrt919@gmail.com*

2. Laboratorio de Zoología, FES Iztacala, UNAM. Av. de los Barrios #1, Los Reyes Ixtacala, Tlalnepantla, Edo. de Méx. jltm@unam.mx

3. Área de Ciencias Experimentales, Escuela Nacional Colegio de Ciencias y Humanidades, UNAM. Calzada de los Remedios 10, Bosque de los Remedios, Naucalpan de Juárez, Edo de Méx. roberto.lopez@cch.unam.mx

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

Este trabajo representa un listado actualizado de especies de Pycnogonida para ambos océanos, el Pacífico mexicano (PA) y el Golfo de México (GMx). La investigación se realizó a partir de los primeros registros históricos de Schimkewitsch en 1883 hasta la fecha. El número de especies registradas se incrementó en este listado. El número total de especies en los océanos mexicanos fue de 58, distribuidas en 19 géneros y 10 familias. Todos los registros se verificaron con la literatura original, y aquellos que eran cuestionables fueron eliminados de la lista. Con la información rescatada a través del presente listado, se realizó una extrapolación del número de especies totales con curvas de rarefacción, demostrando que las especies registradas cayeron por debajo de la diversidad proyectada. Las curvas mostraron un estimado de al menos 80 especies en el Pacífico, mientras que para el Golfo de México se proyectaron 100 especies. Esta información sugiere que son insuficientes los esfuerzos de colecta y los registros a nivel nacional y por océano (PA y GMx) para describir la diversidad de picnogónidos mexicanos.

PALABRAS CLAVE: Picnogónidos, Océano Pacífico, Golfo de México, listado, curvas de acumulación de especies.

ABSTRACT

This work is an updated checklist of Mexican Pycnogonida species for both oceans, the Mexican Pacific (PA) and the Gulf of Mexico (GMx). This research was carried out based on the first historical records by Schimkewitsch in 1883 up to the present day. The number of recorded species increased in this study. The total number of species in Mexican oceans is 58, distributed among 19 genera and 10 families. All records were cross-referenced with the original literature, and those found to be questionable were deleted from the checklist. With the data reported in this checklist, an extrapolation of the total number of species was performed using rarefaction curves, thus demonstrating that the recorded species fell well below the projected diversity. The curves showed an estimate of 80 species in the Pacific, whilst 100 species were projected for the Gulf of Mexico. These data indicate that collection efforts and species occurrences nationwide and by waterbody (PA and GMx) are insufficient to describe the diversity of Mexican pycnogonids.

KEYWORDS: Pycnogonids, Pacific Ocean, Gulf of Mexico, checklist, species accumulation curves.

INTRODUCCIÓN

Los picnogónidos de las aguas mexicanas se han documentado muy poco en la literatura, con nuevos registros esporádicos en el océano pacífico (PA) y el Golfo de México (GMx). Uno de los primeros registros publicados de picnogónidos del PA de México fue el de Schimkewitsch (1893), quien citó tres especies (De León-Espinosa *et al.*, 2021). Durante la expedición de Allan Hancock entre 1883 y 1887, se capturaron algunos picnogónidos, pero solo se estudiaron años después, cuando Hilton (1942a) analizó las muestras y registró dos especies de dos géneros de Pycnogonida en el Golfo de California (GC).

Utilizando especímenes de la “colección Albatross” del Museo Peabody, Hedgpeth (1948) publicó un listado, que contiene 70 especies y 24 géneros, centrado en aguas intermareales y poco profundas de la región norte del GMx desde la costa de Florida y el Parque Nacional Dry Tortugas. Hedgpeth señaló que algunas de estas especies también estaban ubicadas en aguas mexicanas. Otros estudios en aguas poco profundas en la costa de Florida, E.E.U.U. (Stock, 1995; Child, 1979), produjeron varios registros adicionales, que se resumieron en un listado que contiene 31 especies y 14 géneros (Child, 1992). Child también indicó que algunas especies de su lista se encontraron en aguas mexicanas. Tiempo después, Munilla (2002) publicó una actualización al listado de picnogónidos para aguas, tanto del PA como del GMx, el cual registra 42 especies, 17 géneros y 6 familias.

La exploración adicional de las orillas rocosas intermareales de las costas de Veracruz confirmó la presencia de *Achelia sawayi* Marcus, 1940 y de *Anoplodactylus californicus* Hall, 1912 (Vasallo *et al.*, 2014), mientras que *Anoplodactylus batangrensis* Helfer, 1938 se descubrió en aguas anquialinas de Yucatán (Álvarez y Ojeda, 2018) y se describió un nuevo registro para Baja California Sur (BCS), *Eurycyde bamberi* De León-Espinosa y De León-González, 2015. Estos tres estados son parte de los principales puertos y regiones turísticas de México.

En expediciones a la zona batipelágica, se encontraron especímenes de *Colossendeis tenera* Hilton, 1943 en el PA desde el GC hasta aguas del estado de Colima, entre 750 y 2,054 m de profundidad, aumentando el conocimiento de su distribución y ecología (Hendrickx, 2020). Asimismo, otra expedición por la parte sur del GC y el PA tuvo como objetivo recolectar simbioses artrópodos meso y batipelágicos en un intervalo de profundidad entre 200 y 3600 m. Esta expedición produjo un nuevo registro

INTRODUCTION

Pycnogonids from Mexican waters have been scarcely documented in the literature, with sporadic new records in the Pacific Ocean (PA) and the Gulf of Mexico (GMx). One of the first published records for pycnogonids in the PA of Mexico was that of Schimkewitsch (1893), who recorded three species (De León-Espinosa *et al.*, 2021). During Allan Hancock's expedition from 1883 to 1887, some pycnogonids were captured but remained unstudied until years later, when Hilton (1942a) analyzed the samples and recorded two species of genus Pycnogonida in the Gulf of California (GC).

Using specimens from the Peabody Museum's "Albatross collection", Hedgpeth (1948) published a checklist, which contains 70 species and 24 genera, focused on intertidal and shallow waters of the northern GMx region from the coast of Florida and the Dry Tortugas National Park. He noted that some of these species were located in Mexican waters as well. Other shallow-water studies conducted in coastal Florida, US (Stock, 1955; Child, 1979), produced several additional records that were summarized in a checklist containing 31 species and 14 genera (Child, 1992). Child also indicated that some species within his checklist were found in Mexican waters. Later, Munilla (2002) published an update to the pycnogonids checklist for both PA and GMx waters, recording 42 species, 17 genera, and 6 families in Mexican waters.

Further exploration of the intertidal rocky shores of the coasts of Veracruz confirmed the presence of *Achelia sawayi* Marcus, 1940 and *Anoplodactylus californicus* Hall, 1912 (Vasallo *et al.*, 2014), whereas *Anoplodactylus batangrensis* (Helfer, 1938) was discovered in anchialine waters in Yucatán (Álvarez and Ojeda, 2018), and a new record for Baja California Sur (BCS), *Eurycyde bamberi* De León-Espinosa and De León-González, 2015, was described. These three states are part of the main ports and touristic regions in Mexico.

In expeditions to the bathypelagic zone, specimens of *Colossendeis tenera* Hilton, 1943 were found in the PA from GC to waters of Colima state, at depths from 750 to 2,054 m, thus increasing the knowledge about their distribution and ecology (Hendrickx, 2020). Similarly, another expedition through the southern part of the GC and the eastern PA aimed at collecting meso- and bathypelagic arthropod symbionts from depths ranging from 200 to 3600 m. This expedition produced a new record for



de *Bathypallenopsis calcanea* (Stephensen, 1933) en aguas mexicanas (Gasca y William, 2018).

El listado más reciente sobre picnogónidos mexicanos contiene 51 especies, con 24 registradas únicamente para BCS. Los autores incluyeron la descripción de dos nuevas especies para las aguas mexicanas –*Tanystylum occidentalis* (Cole, 1904) y *Nymphon apheles* Child, 1979 – junto con la redescrición de otras siete especies y un posible nuevo registro del género *Tanystylum* sp. (De León-Espinosa *et al.*, 2021).

El propósito de este estudio es actualizar la lista de picnogónidos en aguas mexicanas, así como estimar el potencial número total de especies que podrían encontrarse en la misma región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una investigación exhaustiva de la literatura para obtener registros de especies de picnogónidos de las aguas del PA y el GMx de México (Schimkewitsch, 1893; Hilton, 1939, 1942a, 1942b, 1942c, 1942d; Hedgepeth, 1948, 1954; Stock, 1955, 1986; Child, 1973, 1979, 1992, 2009; Salazar-Vallejo y Stock, 1987; Müller, 1993; Monteforte y García-Gasca, 1994; Wicksten, 1996; Wright, 1997; Hendrickx y Brusca, 2002; Munilla, 2002; Hendrickx, 2005, 2020; Raiskii y Turpeava, 2006; Foster *et al.*, 2007; Munilla y Soler-Membrives, 2008; Dietz *et al.*, 2013; Corrales-López *et al.*, 2014; Murtaugh y Hernández, 2014; Vasallo *et al.*, 2014; De León-Espinosa y De León-González, 2015; Morales-Zárate *et al.*, 2016; Álvarez y Ojeda, 2018; Gasca y William, 2018; De León-Espinosa *et al.*, 2021). También se registraron la profundidad, las ubicaciones y la distribución geográfica cuando estuvieron disponibles.

La validez taxonómica de los registros de los nombres de las especies en este listado obedece al registro mundial de especies marinas (World Register of Marine Species, WoRMS) de 2021 y a la PycnoBase (Bamber, 2021). Para las referencias geográficas se adoptó la nomenclatura de Munilla (2002).

Para mejorar la comprensión de los picnogónidos en las aguas mexicanas, y para estimar mejor la verdadera riqueza de sus especies, se calcularon las curvas de acumulación con Estimates (Colwell, 2012). Para generar los datos, se cruzaron las veces en que se registró una especie en un estado mexicano en un solo año. Luego se crearon conjuntos de datos a nivel nacional, de los océanos (PA y GMx) y de datos para cada

Bathypallenopsis calcanea (Stephensen, 1933) in Mexican waters (Gasca and William, 2018).

The most recent checklist on Mexican pycnogonids comprises a list of 51 species, with 24 species reported for BCS alone. The authors included the description of two new species for Mexican waters –*Tanystylum occidentalis* (Cole, 1904) and *Nymphon apheles* Child, 1979– along with the redescription of seven other species and a possible new record of the genus *Tanystylum* sp. (De León-Espinosa *et al.*, 2021).

This study aims to update the list of pycnogonids in Mexican waters, in addition to estimating the total potential number of species that could be found in the same region.

MATERIALS AND METHODS

An in-depth research on the literature was conducted to obtain records of pycnogonid species from the PA and GMx waters of Mexico (Schimkewitsch, 1893; Hilton, 1939, 1942a, 1942b, 1942c, 1942d; Hedgepeth, 1948, 1954; Stock, 1955, 1986; Child, 1973, 1979, 1992, 2009; Salazar-Vallejo and Stock, 1987; Müller, 1993; Monteforte and García-Gasca, 1994; Wicksten, 1996; Wright, 1997; Hendrickx and Brusca, 2002; Munilla, 2002; Hendrickx, 2005, 2020; Raiskii and Turpeava, 2006; Foster *et al.*, 2007; Munilla and Soler-Membrives, 2008; Dietz *et al.*, 2013; Corrales-López *et al.*, 2014; Murtaugh and Hernández, 2014; Vasallo *et al.*, 2014; De León-Espinosa and De León-González, 2015; Morales-Zárate *et al.*, 2016; Álvarez and Ojeda, 2018; Gasca and William, 2018; De León-Espinosa *et al.*, 2021). Depth, location, habitat, and geographic distribution were also recorded when available.

The taxonomic validity of the records of the species' names in this checklist follows the World Register of Marine Species (WoRMS, 2021) and PycnoBase (Bamber, 2021). For geographic references, the nomenclature by Munilla (2002) was adopted.

To improve our understanding of pycnogonids in Mexican waters, and to better estimate the true richness of their species, accumulation curves were calculated with Estimates (Colwell, 2012). To generate the data, a cross match was performed between the times a species was registered at a Mexican state on a single year. Then, a nationwide dataset, oceans datasets (PA and GMx), and a dataset for every Mexican state were created. Rarefaction curves were extrapolated to estimate the expected number of species.

estado mexicano. Por último se extrapolaron las curvas de rarefacción para estimar el número esperado de especies.

Para ubicar los picnogónidos mexicanos, se trazaron mapas de todos los especímenes con georreferencias utilizando QGIS 3.18.12 ‘Zürich’ y la capa (Shapefile) “División política estatal” (CONABIO, 2008). El mapa se dividió en tres porciones: una para el NE PA, otra para el PA tropical y la última para el GMx.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Listado. La Tabla 1 presenta una lista de especies de picnogónidos registradas en aguas mexicanas. Para cada especie enumerada se presentan detalles como el hábitat general, biología, la ubicación, coordenadas de recolección y la distribución. Se registraron diez familias: Ammotheidae, Ascorhynchidae, Callipallenidae, Colossendeidae, Endeidae, Nymphonidae, Pallenopsidae, Phoxichilidiidae, Pycnogonidae y Rhynchothoracidae. Una especie, *Pigroromitus timsanus* Calman, 1927, se registró como *incertae sedis* con respecto a su clasificación familiar. Dentro de estas familias se enumeran 19 géneros y 58 especies, aumentando en siete el número de especies conocidas en las aguas mexicanas. Cuatro de estas especies estaban presentes en ambos océanos (*Anoplodactylus californicus*, *Pigrogromitus timsanus*, *Pycnogonum reticulatum* Hedgepeth 1948 y *Tanystylum duospinum* Hilton, 1939). En el GMx se registraron 25 especies y 37 en el PA. Se listan cinco holotipos de especies descritas en aguas mexicanas: (1) *Anoplodactylus insignis* (Hoek, 1881), Holotipo (♂) – Universidad de Miami, Gerda St. 1276; (2) *Anoropallene palpida* (Hilton, 1939), Holotipo (♂) – U.S.N.M. No. 79429, Velero III; (3) *Ascorhynchus serratus* Hedgepeth, 1948, Holotipo (♀) – U.S.N.M. No. 81101; (4) *Callipallene californiensis* (Hall, 1913), Holotipo (♂) – N.M.N.H, Isla Espíritu Santo; y (5) *Nymphon lituus* Child, 1979, Holotipo (♀) – U.S.N.M. No. 169205.

To locate the Mexican Pycnogonida, all specimens with georeferences were mapped using QGIS 3.18.12 ‘Zürich’ and the layer (Shapefile) “División política estatal” (CONABIO, 2008). The map was divided into three portions: one for the NE PA, another for the tropical PA, and the last one for the GMx.

RESULTS AND DISCUSSION

Checklist. A checklist of pycnogonid species reported in Mexican waters is presented in Table 1. For each listed species, details such as general habitat, biology, collection site and coordinates, and distribution are presented. Ten families are reported: Ammotheidae, Ascorhynchidae, Callipallenidae, Colossendeidae, Endeidae, Nymphonidae, Pallenopsidae, Phoxichilidiidae, Pycnogonidae, and Rhynchothoracidae. One species, *Pigroromitus timsanus* Calman, 1927 was registered as *incertae sedis* with respect to family placement. Within these families, 19 genera and 58 species are listed, thus increasing the number of species known in Mexican waters by seven. Four of these species were present in both oceans (*Anoplodactylus californicus*, *Pigrogromitus timsanus*, *Pycnogonum reticulatum* Hedgepeth 1948 and *Tanystylum duospinum* Hilton, 1939). In the GMx, 25 species were recorded, while 37 species were reported in the PA. Five holotypes for species described in Mexican waters are listed: (1) *Anoplodactylus insignis* (Hoek, 1881), Holotype (♂) – University of Miami. Gerda St. 1276; (2) *Anoropallene palpida* (Hilton, 1939), Holotype (♂) – U.S.N.M. No.79429, Velero III; (3) *Ascorhynchus serratus* Hedgepeth, 1948, Holotype (♀) – U.S.N.M. No.81101; (4) *Callipallene californiensis* Hall, 1913, Holotype (♂) – N.M.N.H. – Espíritu Santo Island; and (5) *Nymphon lituus* (Child, 1979), Holotype (♀) – U.S.N.M. No.169205.

Tabla 1. Especies registradas de Pycnogonida para aguas mexicanas, incluyendo hábitat, biología, ubicación, profundidad, zona geográfica y referencia bibliográfica. Para las referencias geográficas se adoptaron las abreviaciones de Munilla (2002): A: Alabama, AA: anfiatlántico, AP: anfipacífico, B: Bélize, C: California, Ca: Caribe, Cosmop. Np., Cosmopolita, no en aguas polares, CR: Costa Rica, EP: Pacífico Este, F: Florida, GMx: Golfo de México, IM: Indo Mozambique, M: Mediterráneo, O: Oregon, PA: Pacífico, Pc: Pacífico Caribeño, Pc+P: Pp. Pacífico de Panamá, Panamá Caribeño y Pacífico, PAN: pantropical. T: Texas, t: tropical, WA: Atlántico occidental. Referencias citadas: (Alvarez y Ojeda, 2018¹), (Child, 1979²; 1992³; 2009⁴), (Corrales-López *et al.*, 2014⁵), (De León-Espinosa y De León-González, 2015⁶; De León-Espinosa *et al.*, 2021⁷), (Dietz *et al.*, 2013⁸), (Foster *et al.*, 2007⁹), (Gasca y William, 2018¹⁰), (Hedgpeth, 1948¹¹; 1954¹²), (Hendrickx y Brusca 2002¹³, Hendrickx 2005¹⁴; 2020¹⁵), (Hilton, 1942a¹⁶; 1942b¹⁷; 1942c¹⁸), (Morales-Zarate *et al.*, 2016¹⁹), (Monteforte y García-Gasca, 1994²⁰), (Munilla, 2002²¹, Munilla y Soler-Membrives 2008²²), (Murtaugh y Hernández, 2014²³), (Salazar-Vallejo y Stock, 1987²⁴), (Schimkewitsch, 1893²⁵), (Stock, 1955²⁶; 1986²⁷), (Vasallo *et al.*, 2014²⁸), (Wicksten, 1996²⁹), (Wright, 1997³⁰).

Table 1. Reported species of Pycnogonida in Mexican waters, including habitat, biology, location, depth, geographic range, and literature reference. For the geographic references, the abbreviations from Munilla (2002) were adopted: A: Alabama, AA: anfiatlantic, AP: anfipacific, B: Belize, C: California, Ca: Caribbean, Cosmop. Np., Cosmopolitan, not found in polar waters, CR: Costa Rica, EP: East Pacific, F: Florida, GMx: Mexican Gulf, IM: Indo Mozambique, M: Mediterranean, O: Oregon, PA: Pacific, Pc: Pacific Caribbean, Pc+P: Pp. Panamá Pacific, Caribbean Panamá and pacific, PAN: pantropical. T: Texas, t: tropical, WA: occidental atlantic. Cited references: (Alvarez and Ojeda, 2018¹), (Child, 1979²; 1992³; 2009⁴), (Corrales-López *et al.*, 2014⁵), (De León-Espinosa and De León-González, 2015⁶; De León-Espinosa *et al.*, 2021⁷), (Dietz *et al.*, 2013⁸), (Foster *et al.*, 2007⁹), (Gasca and William, 2018¹⁰), (Hedgpeth, 1948¹¹; 1954¹²), (Hendrickx and Brusca 2002¹³, Hendrickx 2005¹⁴; 2020¹⁵), (Hilton, 1942a¹⁶; 1942b¹⁷; 1942c¹⁸), (Morales-Zarate *et al.*, 2016¹⁹), (Monteforte and García-Gasca, 1994²⁰), (Munilla, 2002²¹, Munilla and Soler-Membrives 2008²²), (Murtaugh and Hernández, 2014²³), (Salazar-Vallejo and Stock, 1987²⁴), (Schimkewitsch, 1893²⁵), (Stock, 1955²⁶, 1986²⁷), (Vasallo *et al.*, 2014²⁸), (Wicksten, 1996²⁹), (Wright, 1997³⁰).

Taxón / Taxa	Hábitat-biología / Habitat-biology	Ubicación y profundidad / Location and depth	Zona geográfica / Geographic range
Clase: Pycnogonida Latreille, 1810			
Orden: Pantopoda Gerstaecker, 1863			
Superfamilia: Ascorhynchoidea Pocock, 1904			
Incertae sedis			
<i>Pigrogromitus timsanus</i> Calman, 1927	Bentos. Intermareal, rocas y arrecifes, lavado de algas, fauna incrustada en muelle / Benthic. Intertidal, rocks and reef, algal wash, encrusting fauna at dock	<ul style="list-style-type: none"> • Ciudad de Veracruz y Playa Escondida, Catemaco. Yucatán, Puerto Progreso / Veracruz City and Playa Escondida, Catemaco. Yucatán, Progreso Port^{3,21}. 0-2 m • Baja California Sur, isla Espíritu Santo / Baja California Sur, Espíritu Santo Island^{2,14}. 24°27'40"N, 110°22'30"W • Baja California Sur, marina La Paz, La Paz / Baja California Sur, La Paz marine, La Paz⁷. 24°09'17"N, 117°19'31"W 	GMx, Pp, PA
Familia: Ammotheidae Dohrn, 1881			
<i>Achelia alaskensis</i> (Cole, 1904)	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> • Baja California Sur, laguna Guerrero Negro / Baja California Sur, Guerrero Negro Lagoon¹⁹. 5-12 m 	PA
<i>Achelia gracilis</i> Verrill, 1900	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> • Quintana Roo, canal de Yucatán / Quintana Roo, Yucatán channel^{21,27}. 37-157 m 	B, WA
<i>Achelia sawayai</i> Marcus, 1940	Bentos. Malecón, sobre las rocas, raíces de mangle, playa rocosa / Benthic. Malecón over rocks, mangroove roots, rocky beach	<ul style="list-style-type: none"> • Veracruz, Tuxpan^{3,21}. 0-2 m • Veracruz, Montepio²⁸ • Quintana Roo, bahía Ascensión / Quintana Roo, Ascension bay^{2,21}. 0-1 m • Quintana Roo, canal de Yucatán / Quintana Roo, Yucatán channel²⁷. 21°05'N, 86°28'W. 37-157 m 	Pc, F, PAN, C, GMx
<i>Ammothea hilgendorfi</i> (Böhm, 1879)	Bentos. Suelo arenoso / Benthic. Sand floor	<ul style="list-style-type: none"> • Baja California Sur, bahía Tortugas / Baja California Sur, Tortugas bay^{2,21}. 27°38'N, 114°50'W. 15-18 m 	PA, AP, M
<i>Ammothella biunguiculata</i> (Dohrn, 1881)	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> • Baja California, Ensenada¹⁶ 	PA
<i>Ammothella marcusii</i> Hedgpeth, 1948	Bentos. Playa coralina / Benthic. Coral beach	<ul style="list-style-type: none"> • Oaxaca, isla Tangola / Oaxaca, Tangola Island^{2,21}. 15°46'N, 96°06'W. 0-2 m 	B,Pp, F, WA -EP, PA
<i>Ammothella rugulosa</i> Verrill, 1900	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> • Quintana Roo, bahía Ascensión / Quintana Roo, Ascension bay^{2,4} • Quintana Roo, isla Cozumel / Quintana Roo, Cozumel Island^{2,4} 	GMx

Taxón / Taxa	Hábitat-biología / Habitat-biology	Ubicación y profundidad / Location and depth	Zona geográfica / Geographic range
<i>Ammothella spinifera</i> Cole, 1904	Bentos. Intermareal, rocas intermareales, playa arenosa, fauna incrustada en muelle, parasitando <i>Bispira melanostigma</i> / Benthic. Intertidal, rocky intertidal, sand beach, encrusting fauna at dock, parasitizing <i>Bispira melanostigma</i>	<ul style="list-style-type: none"> Guerrero, bahía Petatlán / Guerrero, Petatlán bay^{2,21}. 17°34'N, 101°30'W. 46 m Sonora, Puerto Peñasco / Sonora, Peñasco Port^{2,21} Sinaloa, isla Venado / Sinaloa, Venado Island^{2,13,21}. 23°14'N, 106°29'15"W. 0-1 m Baja California Sur, bahía Concepción / Baja California Sur, Concepción bay^{2,13,14,21,24}. 26°39'N, 111°46'20"W. 0.5 m Baja California Sur, isla San Francisco / Baja California Sur, San Francisco Island^{2,21}. 24°49'30"N, 110°34'30"W Baja California Sur, marina Fonatur, Santa Rosalía / Baja California Sur, Fonatur marine, Santa Rosalía⁷. 27°20'13"N, 112°15'47"W Baja California Sur, marina La Paz, La Paz / Baja California Sur, La Paz marine, La Paz⁷. 24°09'17"N, 117°19'31"W 	PA, Pp, C, WA – EP
<i>Ammothella symbia</i> Child, 1979	Bentos. Playa arenosa, fauna incrustada en muelle / Benthic. Sand Beach, encrusting fauna at dock	<ul style="list-style-type: none"> Sinaloa, isla Venado / Sinaloa, Venado Island^{2,14,21}. 23°14'N, 106°29'15"W. 0-1 m Baja California Sur, marina Fonatur, Santa Rosalía / Baja California Sur, Fonatur marine, Santa Rosalía⁷. 27°20'13"N, 112°15'47"W Baja California Sur, marina Cabo San Lucas, Cabo San Lucas / Baja California Sur, Cabo San Lucas marine, Cabo San Lucas⁷. 22°53'09"N, 109°54'38"W 	PA, CRp, Ept
<i>Nymphopsis duodorsospinosa</i> Hilton, 1942	Bentos. Incrustamiento intermareal, coral, en Sargassum y Padina, asociada con <i>Nodipecten subnodosus</i> / Benthic. Intertidal fouling, coral, at Sargassum and Padina, associated with <i>Nodipecten subnodosus</i>	<ul style="list-style-type: none"> Sonora, puerto Peñasco / Sonora, Peñasco Port^{2,14,21}. 31°20'N, 113°40'W Jalisco, bahía Tenacatita / Jalisco, Tenacatita bay^{2,3,21}. 19°15'N, 104°49'W. 46-64 m Sonora, bahía Venecia y bahía San Carlos / Sonora, Venecia bay and San Carlos bay^{2,21}. 28°11'N, 111°22'W. 5 m Baja California Sur, bahía San Francisquito e isla Espíritu Santo / Baja California Sur, San Francisquito bay and Espíritu Santo Island^{2,11,16,21}. 24°22'N, 110°11'W. 20-36 m Baja California Sur, bahía Ojo de Liebre, Guerrero Negro, La Concha / Baja California Sur, Ojo de Liebre bay, Guerrero Negro, La Concha⁶. 27°50'35"N, 114°16'22"W El Dátil⁶. 27°48'43"N, 114°15'06"W El Zacatoso⁶. 27°51'45"N, 114°12'19"W. 0-10 m 	PA, B, Pp, F, C, WA – EP
<i>Nymphopsis spinosissimum</i> (Hall, 1912)	Arena y algas / Sand and kelp	<ul style="list-style-type: none"> Baja California, bahía Rosario, bahía Tortugas / Baja California, Rosario bay, Tortugas bay¹⁶. 18-27 m 	PA
<i>Tanystylum californicum</i> Hilton, 1939	Bentos. Canasta de ostras, asociado con <i>Pinctada mazatlanica</i> y <i>Pteria sterna</i> / Benthic. Oyster basket, associated with <i>Pinctada mazatlanica</i> and <i>Pteria sterna</i>	<ul style="list-style-type: none"> Baja California Sur, isla Gaviota / Baja California Sur, Gaviota Island²⁰. 23°03'N, 109°38'W. 6 m Baja California Sur, bahía Concepción / Baja California Sur, Concepción bay²³. 26°49'43"N, 111°49'59"W. 0-3 m 	PA, C
<i>Tanystylum duospinum</i> Hilton, 1939	Bentos. algas verdes, playa coralina / Benthic. Green algae, coral beach	<ul style="list-style-type: none"> Sonora, isla Patos / Sonora, Patos Island² 29°17'N, 112°29'W Sonora, isla Tiburón, Baja California Sur, bahía Santa María, Baja California Sur, Cabo San Lucas / Sonora, Tiburón Island¹⁴, Baja California Sur, Santa María bay^{2,14,21}, Baja California Sur, Cabo San Lucas^{11,18,21}. 0.3 m Baja California, bahía Todos los Santos / Baja California, Todos los Santos bay^{18,21}. 18-46 m Oaxaca, isla Tangola / Oaxaca, Tangola Island^{2,21} Guerrero, bahía Petatlán / Guerrero, Petatlán bay^{2,21}. 46 m Veracruz Montepio^{3,21} 	PA, B, Pp, C. PAN GMx
<i>Tanystylum geminum</i> Stock, 1954	Bentos. Sobre Thalassia / Benthic. Over Thalassia	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, isla Cozumel / Quintana Roo, Cozumel Island^{2,21} 	Pc, F, WA



Taxón / Taxa	Hábitat-biología / Habitat-biology	Ubicación y profundidad / Location and depth	Zona geográfica / Geographic range
<i>Tanystylum intermedium</i> Cole, 1904	Bentos. intermareal, playa coralina, Fauna incrustada / Benthic. Intertidal, coral beach, fouling	<ul style="list-style-type: none"> • Sonora, puerto Peñasco / Sonora, Peñasco Port^{2, 14, 21} • Jalisco, bahía Tenacatita / Jalisco, Tenacatita bay^{2, 21}. 19°15'N, 104°49'W. 46-64 m • Oaxaca, isla Tangola / Oaxaca, Tangola Island^{2, 21} • Baja California Sur, bahía Concepcion / Baja California Sur, Concepción bay⁹ 26°84'N, 111°89'W. 0-8 m • Baja California Sur, bahía De la Paz / Baja California Sur, De la Paz bay³⁰ 24°17'N, 110°20'W. 0-15 m 	PA, Pp, EP
<i>Tanystylum isthmiacum</i> Stock, 1955	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> • Baja California Sur, bahía Tortugas / Baja California Sur, Tortugas bay^{2, 21} 27°38'N, 114°50'W. 15-18 m • Baja California, isla Cedros / Baja California, Cedros Island^{2, 21} 28°12'N, 115°15'W. 15-27 m 	PA, Pc+p, CR, AA – EP
<i>Tanystylum occidentalis</i> (Cole, 1904)	Bentos. Fauna incrustada en muelle / Benthic. Encrusting fauna at dock	<ul style="list-style-type: none"> • Baja California Sur, marina Fonatur, Santa Rosalía / Baja California Sur, Fonatur marine, Santa Rosalía⁷ 27°20'13"N, 112°15'47"W, • Baja California Sur, marina Fiscal, bahía de la Paz / Baja California Sur, Fiscal marine, De la Paz bay⁷ 24°09'41"N, 110°19'09"W 	PA, C
<i>Tanystylum orbiculare</i> Wilson, 1878	Bentos. Playa, rocas, intermareal / Benthic. Beach, rocks, intertidal	• Veracruz, Montepio, Tuxpan, Punta Delgada, Ciudad de Veracruz y Catemaco / Veracruz, Montepio, Tuxpan, Punta Delgada, Veracruz City, and Catemaco ^{3, 21} . 0-3 m	C, T, Ca, Cosmop. Np.
<i>Tanystylum</i> sp. Wicksten, 1996	Bentos. Entre esponjas e hidroides / Benthic. Among sponges and hydroids	• Baja California Sur, rocas Alijos / Baja California Sur, Alijos Rocks ²⁹ . 12-34 m	?
<i>Tanystylum</i> sp. De León-Espinosa et al., 2021	Fauna incrustada en muelle / Encrusting fauna at dock	<ul style="list-style-type: none"> • Baja California Sur, marina Fonatur, Santa Rosalía / Baja California Sur, Fonatur marine, Santa Rosalía⁷ 27°20'13" N, 112°15'47"W • Baja California Sur, marina Cantamar, bahía de la Paz / Baja California Sur, Cantamar marine, De la Paz bay⁷ 24°16'44"N, 110°19'51"W 	?
Familia: Ascorhynchidae Hoek, 1881			
<i>Ascorhynchus latipes</i> (Cole, 1906)	Bentos. Malecón, sobre rocas / Benthic. Malecón over rocks	• Veracruz, Ciudad de Veracruz y Tuxpan / Veracruz, Veracruz City, and Tuxpan ^{3, 11, 12, 21} 0-2 m	GMx, B, F, Ca
<i>Ascorhynchus serratus</i> Hedgpeth, 1948	Bentos / Benthic	• Canal de Yucatán / Yucatán channel ^{3, 11, 21} . 422 m	B, F, Ca
<i>Eurycyde bamberi</i> De León-Espinosa y De León-González, 2015	Bentos / zona pesquera, asociado con <i>Nodipecten subnodosus</i> / Benthic / fishing zone, associated with <i>Nodipecten subnodosus</i>	• Baja California Sur, bahía Ojo de Liebre, Guerrero Negro, El Dátil / Baja California Sur, Ojo de Liebre bay, Guerrero Negro, El Dátil ⁶ 27°48'43"N, 114°15'06"W. 0-10m	PA
<i>Eurycyde clitellaria</i> Stock, 1955	Bentos / Benthic	• Jalisco, bahía Tenacatita / Jalisco, Tenacatita bay ^{2, 3, 21, 26} . 19°15'N, 104°49'W 46-64 m	PA, F, WA – EP
Superfamilia: Colossendeioidea Hoek, 1881			
Familia: Colossendeidae Jarzynsky, 1870			
<i>Colossendeis gracilis</i> Hoek, 1881	Incrustamiento intermareal / Intertidal fouling	• Baja California Sur, Golfo de California / Baja California Sur, Gulf of California ²⁵ . 23°59'N, 108°40'W. 1819 m	PA
<i>Colossendeis gracilis pallida</i> Schimkewitsch, 1893	Incrustamiento intermareal / Intertidal fouling	<ul style="list-style-type: none"> • Nayarit, islas Tres Mariás / Nayarit, Tres Mariás Islands²⁵. 21°19'N, 106°24'W. 1243 m • Guerrero, Acapulco²⁵. 16°33'N, 99°52'30"W. 1207 m 	PA

Taxón / Taxa	Hábitat-biología / Habitat-biology	Ubicación y profundidad / Location and depth	Zona geográfica / Geographic range
<i>Colossendeis tenera</i> Hilton, 1943	Incrustamiento intermareal, bajo la zona límite de mínima oxigenación / Intertidal fouling, under the oxygen minimum zone boundaries	<ul style="list-style-type: none"> Sinaloa, Golfo de California / Sinaloa, Gulf of California¹⁵ 24°38'48"N, 108°26'54"W. 1016 – 1020 m 25°33'56"N, 109°42'01"W. 1043 m Colima^{8,15}. 18°26'45"N, 104°16'10"W. 1858 – 1879 m 18°33'43"N, 103°57'45"W. 1058 – 1088 m 18°40'28"N, 104°35'51"W. 1040 – 1095 m 18°50'19"N, 104°34'14"W. 1101 – 1106 m Baja California Sur, Golfo de California / Baja California Sur, Gulf of California^{8,15} 23°18'40"N, 111°19'37"W. 750 – 850 m 24°32'36"N, 109°30'30"W. 1600 m 24°56'24"N, 110°16'42"W. 864 – 1225 m 28°28'18"N, 115°45'12"W. 2038 – 2054 m 30°38'N, 116°31.67"W. 1385 – 1433 m 31°46'18"N, 117°12'18"W. 1395 – 1397 m 	PA, Cosmop.
Superfamilia: Nymphonoidea Pocock, 1904			
Familia: Callipallenidae Hilton, 1942			
<i>Anoropallene palpida</i> (Hilton, 1939)	Bentos. Fango / Benthic. Mud	<ul style="list-style-type: none"> Baja California Sur, bahía Santa María / Baja California Sur, Santa María bay^{2,14,17,21}. 24°44'N, 112°13'W Baja California Sur, bahía Pichilique / Baja California Sur, Pichilique bay^{2,17,21}. 24°15'N, 110°19'W. 3-5 m Sonora, bahías Estero y Guasimas / Sonora, Estero and Guasimas bays^{2,21}. 27°50'N, 110°35'W Oaxaca, bahía Chacahua / Oaxaca, Chacahua bay^{2,21}. 5-8m 	PA, Pp, C, EP
<i>Callipallene brevirostris</i> (Johnston, 1837)	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, canal de Yucatán / Quintana Roo, Yucatán channel²⁷. 21°00'N, 86°29'W. 26 m 	GMx, Ca
<i>Callipallene californiensis</i> (Hall, 1913)	Bentos. Intermareal, rocas y zona intermareal con algas, asociado con <i>Pinctada mazatlanica</i> y <i>Pteria sterna</i> , asociado con <i>Nodipecten subnodosus</i> / Benthic. Intertidal, rock and algal wash, associated with <i>Pinctada mazatlanica</i> and <i>Pteria sterna</i> , associated with <i>Nodipecten subnodosus</i>	<ul style="list-style-type: none"> Baja California, isla Cedros / Baja California, Cedros Island^{2,14,21}. 28°12'N, 115°15'W. 8-27 m Baja California Sur, isla Espiritu Santo / Baja California Sur, Espiritu Santo Island^{2,21}. 24°27'40"N, 110°22'30"W Baja California Sur, isla San Francisco / Baja California Sur, San Francisco Island^{2,21}. 24°49'30"N, 110°34'30"W Baja California Sur, bahía Concepción / Baja California Sur, Concepción bay^{2,21}. 26°39'N, 111°46'20"W Baja California Sur, bahía Ojo de Liebre, Guerrero Negro, La Concha / Baja California Sur, Ojo de Liebre bay, Guerrero Negro, La Concha⁶. 27°50'35"N, 114°16'22"W. 0-10 m Baja California Sur, isla Gaviota / Baja California Sur, Gaviota Island²⁰. 23°03'N, 109°38'W. 6 m Baja California Sur, marina La Paz, La Paz / Baja California Sur, La Paz marine, La Paz⁷. 24°09'17"N, 117°19'31"W 	PA, Pp, C, EP + Panamá
<i>Callipallene emaciata</i> (Dohrn, 1881)	Bentos. Raíces de manglar / Benthic. Mangroove roots	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, bahía Ascensión / Quintana Roo, Ascension Bay^{2,21}. 0-1 m 	B, Pp, F, AA, M
<i>Pallenoides spinulosum</i> (Stock, 1955)	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, canal de Yucatán / Quintana Roo, Yucatán channel^{21,27}. 21°08'N, 86°27'W. 33-585 m 	Ca
Familia: Nymphonidae Wilson, 1878			
<i>Nymphon apeheles</i> Child, 1979	Bentos. Fauna incrustada en muelle / Benthic. Encrusting fauna at dock	<ul style="list-style-type: none"> Baja California Sur, marina Cantamar / Baja California Sur, Cantamar marine⁷. 24°16'44"N, 110°19'51"W 	PA, C, Pp
<i>Nymphon floridanum</i> Hedgpeth, 1948	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, canal de Yucatán / Quintana Roo, Yucatán channel^{21,27}. 21°05'N, 86°27'W. 37-157 m 	B, Pc, F, WA



Taxón / Taxa	Hábitat-biología / Habitat-biology	Ubicación y profundidad / Location and depth	Zona geográfica / Geographic range
<i>Nymphon lituus</i> Child, 1979	Bentos. Algas, peñascos, inermareal, en Sargassum y Padina, asociado con <i>Nodipecten subnodosus</i> / Benthic. Algae, boulders, intertidal, in Sargassum and Padina, associated with <i>Nodipecten subnodosus</i>	<ul style="list-style-type: none"> Baja California, isla Ángel de la Guardia / Baja California, Ángel de la Guardia Island^{2,21}. 29°32'N, 113°33'W Sonora, Puerto Peñasco / Sonora, Peñasco Port^{2,14,2}. 0 m Baja California Sur, bahía Concepcion / Baja California Sur, Concepción bay^{7,21}. 9 m Baja California Sur, bahía Ojo de Liebre, Guerrero Negr. El Dátil / Baja California Sur, Ojo de Liebre bay, Guerrero Negro, El Dátil⁶. 27°48'43"N, 114°15'06"W Chocolatero / Chocolatero⁶. 27°53'04"N, 114°15'06"W La Concha / La Concha⁶. 27°50'35"N, 114°16'22"W. 0-10 m 	PA, Pp, EP
<i>Nymphon pixellae</i> Scott, 1912	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> Baja California, roca Consagración, Golfo de California / Baja California, Consagración rock, Gulf of California^{2,16,21}. 330 m Sonora, Golfo de California. Isla San Pedro Nolasco / Sonora, Gulf of California, San Pedro Nolasco Island^{2,14,16} 	PA, Pp, C, AP (Japón)
Familia: Pallenopsidae Fry, 1978			
<i>Bathypallenopsis californica</i> (Schimkewitsch, 1893)	Placa continental. Mar profundo / Continental shelf. Deep sea	<ul style="list-style-type: none"> Baja California Sur, Golfo de California / Baja California Sur, Gulf of California^{21,25}. 23°59'N, 108°40'W. 1790 m 	PA, Pp, O, EP, IM
<i>Bathypallenopsis calcanea</i> (Stephensen, 1933)	Epibionte comensalista de <i>Aeginura grimaldii</i>	<ul style="list-style-type: none"> Baja California Sur, Golfo de California / Baja California Sur, Gulf of California¹⁰. 1790 m 	PA, Cosmop.
Superfamilia: Phoxichilidoidea Sars, 1891			
Familia: Endeidae Norman, 1908			
<i>Endeis spinosa</i> (Montagu, 1808)	Bentos. Aguas someras, sobre <i>Thalassia</i> , arrecife / Benthic. Shallow waters, over <i>Thalassia</i> , reef	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, isla Mujeres / Quintana Roo, Mujeres Island^{3,21} Campeche, laguna Términos / Campeche, Términos lagoon^{3,21}. 0-2 m Ciudad de Veracruz / Veracruz City^{3,21} 	B, Pc, F, AA, M, GMx
Familia: Phoxichilidiidae Sars, 1891			
<i>Anoplodactylus batangensis</i> (Helfer, 1938)	Bentos. Sobre <i>Thalassia</i> / Benthic. Over <i>Thalassia</i>	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, isla Cozumel / Quintana Roo, Cozumel Island^{2,21}. 1 m Campeche, laguna de Términos / Campeche, Términos lagoon^{3,21}. 1 m Yucatán, puerto Progreso, Laguna Intermareal / Yucatán, Progreso Port, Intermareal lagoon^{3,21} Yucatán, Cenote Nohoch Nah / Yucatán, Nohoch Nah Cenote¹. 20°17.92'N, 87°24.22'W 	Pc+p, PAN, GMx
<i>Anoplodactylus californicus</i> Hall, 1912	Bentos / Incrustamiento intermareal, playa rocosa, estrella de mar canasta	<ul style="list-style-type: none"> Veracruz, Playa Escondida, este de Catemaco / Veracruz, Playa Escondida, east of Catemaco^{3,21} Veracruz, Montepio / Veracruz, Montepio²⁸ Baja California, roca Consagración / Baja California, Consagración rock¹⁶ Baja California Sur, marina Puerto Escondido, Loreto / Baja California Sur, Puerto Escondido marine, Loreto⁷. 25°48'52"N, 111°18'40"W Baja California Sur, marina Palmira, La Paz / Baja California Sur, Palmira marine, La Paz⁷. 24°11'05"N, 110°18'12"W Baja California Sur, marina La Paz, La Paz / Baja California Sur, La Paz marine, La Paz⁷. 24°09'17"N, 117°19'31"W 	GMx, B, C. Cosmop. artic, sub-antartic.
<i>Anoplodactylus erectus</i> Cole, 1904	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> Baja California Sur, bahía San Francisquito / Baja California Sur, San Francisquito bay¹⁶. 36 m Baja California Sur, marina Fiscal, bahía De La Paz / Baja California Sur, Fiscal marine, De La Paz bay⁷. 24°09'41"N, 110°19'09"W Sonora, puerto Peñasco / Sonora, Peñasco Port^{2,14,21}. 31°21'N, 113°49'W. 20 m Sinaloa, bahías Ohuira y Topolobampo / Sinaloa, Ohuira and Topolobampo bays⁵ 	PA, Pp C, AP
<i>Anoplodactylus evelinae</i> Marcus, 1940	Bentos. Pozas de marea y rocas / Benthic. Tide pools and rocks	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, bahía Ascensión / Quintana Roo, Ascensión bay^{2,21} 	B, Pp, F, AA – EP
<i>Anoplodactylus glandulifer</i> Stock, 1954	Bentos. Arrecife de coral / Benthic. Coral reef	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, bahía Ascensión / Quintana Roo, Ascensión bay^{2,21}. 1.3-2 m 	B, Pc
<i>Anoplodactylus insignis</i> (Hoek, 1881)	Rocas incrustadas, entre briozoos e hidroides / Fouled rocks, among bryozoans and hydroids	<ul style="list-style-type: none"> Tamaulipas, Barra de Toro / Tamaulipas, Barra de Toro^{3,21}. 13 m 	PA, F, W

Taxón / Taxa	Hábitat-biología / Habitat-biology	Ubicación y profundidad / Location and depth	Zona geográfica / Geographic range
<i>Anoplodactylus lentus</i> Wilson, 1878	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> Campeche, banco de Campeche / Campeche, Campeche bank^{3,21} 21°59.4'N, 91°05.9'W. 47 m Quintana Roo, canal de Yucatán / Quintana Roo, Yucatán channel^{3,21,27} 20°57'N, 86°23'W. 113-439 m 21°13'N, 86°25'W – 21°16'N, 86°23'W. 113-238 m 21°00'N, 86°25'W – 21°03'N, 86°25'W. 210 m 20°59'N, 86°24'W. 210-293 m 21°06'N, 86°28'W. 192-307 m 21°02'N, 86°29'W. 225-439 m 	F, Ca, WA
<i>Anoplodactylus maritimus</i> Hodgson, 1914	Bentos. Sobre Thalassia / Benthic. Over Thalassia	<ul style="list-style-type: none"> Campeche, laguna Términos / Campeche, Términos lagoon^{3,21}. 0.5-1 m 	GM, B, F, A, AA
<i>Anoplodactylus monotrema</i> Stock, 1979	Bentos. Arrecife de coral / Benthic. Coral reef	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, isla Mujeres y bahía Ascensión / Quintana Roo, Mujeres Island and Ascensión bay^{2,21}. 0.8-2 m 	B, Pc, WA-EP
<i>Anoplodactylus pectinus</i> Hedgpeth, 1948	Bentos. raíces de manglar / Benthic. Mangroove roots	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, bahía Ascensión / Quintana Roo, Ascensión bay^{2,21} 	B, Pc, PAN
<i>Anoplodactylus petiolatus</i> (Kroyer, 1844)	Bentos. intermareal, sobre Thalassia / Benthic / Intertidal, over Thalassia	<ul style="list-style-type: none"> Yucatán, puerto Progreso / Yucatán, Progreso Port^{3,21} Campeche, NE Champotón / Campeche, NE Champoton^{3,21} 	GMx, F, T, A, AA, M
<i>Anoplodactylus viridintestinalis</i> (Cole, 1904)	Bentos. Playa coralina, intermareal, incrustamiento, alga intermareal, asociado con <i>Pinctada mazatlanica</i> y <i>Pteria sterna</i> / Benthic. Coral beach, intertidal, fouling, intertidal algae, associated with <i>Pinctada mazatlanica</i> and <i>Pteria sterna</i>	<ul style="list-style-type: none"> Oaxaca, isla Tangola / Oaxaca, Tangola Island^{2,21}. 15°46'N, 96°06'W Sonora, puerto Peñasco / Sonora, Peñasco Port^{2,14,21}. 31°11'45"N, 113°33'30"W Baja California Sur, bahía De La Paz / Baja California Sur, De La Paz bay³⁰. 24°17'N, 110°20'W. 0-15 m Baja California Sur, marina Puerto Escondido, Loreto / Baja California Sur, Puerto Escondido marine, Loreto⁷. 25°48'52"N, 111°18'40"W 	PA, Pp, C, Ept
<i>Phoxichilidium femoratum</i> (Rathke, 1799)	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> Baja California Sur, laguna Guerrero Negro / Baja California Sur, Guerrero Negro lagoon¹⁹. 5-12 m 	PA
Superfamilia: Pycnogoidea Pocock, 1904			
Familia: Pycnogonidae Wilson, 1878			
<i>Pycnogonum reticulatum</i> Hedgpeth, 1948	Bentos. Aguas someras / Benthic. Shallow waters	<ul style="list-style-type: none"> Quintana Roo, isla Mujeres / Quintana Roo, Mujeres Island^{2,21} Baja California Sur, rocas Alijos / Baja California Sur, Alijos rocks²⁹. 50-60 m 	Pc+p, F, Ca, Ept
<i>Pycnogonum rickettsi</i> Schmitt, 1934	Bentos. Entre esponjas, asociado con <i>Nodipecten subnodosus</i> / Benthic. Among sponges, associated with <i>Nodipecten subnodosus</i>	<ul style="list-style-type: none"> Oaxaca, isla Tangola / Oaxaca, Tangola Island^{2,21}. 15°46'N, 96°06'W Sonora, puerto Peñasco / Sonora, Peñasco Port^{2,14,21}. 31°11'45"N, 113°33'30"W Baja California Sur, bahía de La Paz / Baja California Sur, De La Paz bay³⁰. 24°17'N, 110°20'W. 0-15 m Baja California Sur, marina Puerto Escondido, Loreto / Baja California Sur, Puerto Escondido marine, Loreto⁷. 25°48'52"N, 111°18'40"W 	PA
<i>Pycnogonum stearnsi</i> Ives, 1883	Bentos. Algas, intermareal, playa coralina / Benthic. Algae, intertidal, coral beach	<ul style="list-style-type: none"> Sonora, puerto Peñasco y bahía San Carlos / Sonora, Peñasco Port and San Carlos bay^{2,14,21}. 27°56'N, 111°04'W Sonora, puertos Lobos / Sonora, Lobos Ports². 30°17'N, 112°53'W Oaxaca, isla Tangola / Oaxaca, Tangola Island^{2,14,21}. 15°46'N, 96°06'W Oaxaca, Golfo de Tehuantepec / Oaxaca, Gulf of Tehuantepec² 	PA, C, AP
Superfamilia: Rhynchothoracoidea Fry, 1978			
Familia: Rhynchothoracidae Thompson, 1909			
<i>Rhynchothorax philopsammum</i> Hedgpeth, 1951	Bentos. Playa coralina / Benthic. Coral beach	<ul style="list-style-type: none"> Oaxaca, isla Tangola / Oaxaca, Tangola Island^{2,21}. 15°46'N, 96°06'W Oaxaca, Golfo de Tehuantepec / Oaxaca, Gulf of Tehuantepec^{2,21} 	PA, B, C, Cosmop. Np.
<i>Rhynchothorax percivali</i> Clark, 1976	Bentos / Benthic	<ul style="list-style-type: none"> ?²² 	?



De las 1351 especies de picnogónidos descritas a nivel mundial, 290 (Bamber *et al.*, 2021) son Ammotheidae, que representa la familia más diversa (Munilla y Soler-Membrives, 2008). Esto es consistente con el listado actualizado, donde Ammotheidae también es la familia más diversa en aguas mexicanas, con 20 especies en 5 géneros. Phoxichilidiidae es la segunda familia más diversa en México, con 2 géneros y 13 especies, de las cuales 12 pertenecen al género *Anoplodactylus* Wilson, 1878 (Tabla 2).

Out of the 1351 species of pycnogonids described worldwide, 290 species (Bamber *et al.*, 2021) are Ammotheidae, thus making it the most diverse family (Munilla and Soler-Membrives, 2008). This is consistent with our updated checklist, where Ammotheidae is also the most diverse family in Mexican waters, with 20 species in 5 genera. Phoxichilidiidae is the second most diverse family in Mexico, with 2 genera and 13 species, of which the genus *Anoplodactylus* Wilson, 1878 contains 12 species (Table 2).

Tabla 2. Riqueza de especies y géneros de familias mexicanas de Pycnogonida.

Table 2. Richness of species and genera for Mexican families of Pycnogonida.

Familias / Families	Géneros / Genera	Especies / Species
Ammotheidae	5	20
Ascorhynchidae	2	4
Callipallenidae	3	5
Colossendeidae	1	3
Endeidae	1	1
Nymphonidae	1	4
Pallenopsidae	1	2
Phoxichilidiidae	2	13
Pycnogonidae	1	3
Rhynchothoracidae	1	2
Incertae sedis	1	1
Total	19	58

La familia cosmopolita Nymphonidae es la segunda familia más diversa a nivel mundial con 272 especies (Munilla y Soler-Membrives, 2008), la mayoría de las cuales están ubicadas dentro del género *Nymphon* Fabricius, 1794 (Bamber, 2021). Este género está pobremente representado en México, con sólo cuatro especies registradas: *Nymphon floridanum* (Hedgpeth, 1948) capturada en Yucatán, *Nymphon lituus* en Baja California (Child, 1979) y Guerrero (De León-Espinosa y De León-González, 2015), *Nymphon pixellae* Scott, 1912 en GC (Hilton, 1942a) y *Nymphon apheles* Child, 1979 (De León-Espinosa *et al.*, 2021) en BCS.

The cosmopolitan family Nymphonidae is the second most diverse family worldwide, with 272 species (Munilla and Soler-Membrives, 2008), most of which are placed within the genus *Nymphon* Fabricius, 1794 (Bamber, 2021). This genus is poorly represented in Mexico, with only four species recorded: *Nymphon floridanum* (Hedgpeth, 1948) collected in Yucatán, *Nymphon lituus* in Baja California (Child, 1979) and Guerrero (De León-Espinosa and De León-González, 2015), *Nymphon pixellae* Scott, 1912 in GC (Hilton, 1942a) and *Nymphon apheles* Child, 1979 (De León-Espinosa *et al.*, 2021) in BCS.

Debido a su estilo de vida holobentónico, muchos de los picnogónidos se capturaron en asociación con otras especies bentónicas. Por ejemplo, *Nymphon lituus* y *Nymphopsis duodorsospinosa* Hilton, 1942 se capturaron entre comunidades macroalgales de *Sargassum* C. Agardh, 1820 y *Padina* Adanson, 1763. De la misma manera, se encontró a *Anoplodactylus batangensis*, *A. maritimus*

Due to their holobenthic lifestyle, many pycnogonids were captured in association with other benthic species. For instance *Nymphon lituus* and *Nymphopsis duodorsospinosa* Hilton, 1942 were captured from among macroalgal communities of *Sargassum* C. Agardh, 1820 and *Padina* Adanson, 1763. Likewise, *Anoplodactylus batangensis*, *A. maritimus* Hodgson, 1914, *A. pectinus* Hedgpeth, 1948, *A.*

Hodgson, 1914, *A. pectinus* Hedgpeth, 1948, *A. petiolatus* (Krøyer, 1844), *A. viridintestinalis* (Cole, 1904), *Achelia sawayai*, *Callipallene emaciate* (Dohrn, 1881), *Endeis spinosa* (Montagu, 1808), *Nymphopsis spinosissimum* (Hall, 1912), *Pycnogonum stearnsi* Ives, 1883 y *Tanystylum geminum* Stock, 1954 colonizando la hierba marina *Thalassia Banks* ex König, 1805, comunidades intermareales y de algas verdes, laminariales y raíces de manglar.

En relaciones tróficas más complejas y probablemente ectoparasitarias (Dietz *et al.*, 2018), se recolectaron a *Anoplodactylus insignis*, *A. viridintestinalis* (Cole, 1904), *Callipallene californiensis*, *Eurycyde bamberi*, *N. lituus*, *N. duodorsospinosa*, *Pycnogonum rickettsi* Schmitt, 1934, *Tanystylum californicum* Hilton, 1939 y tres especies no identificadas del género *Ammothella* Verrill, 1900, *Nymphon* y *Tanystylum* Miers, 1879, las cuales se asociaron con briozoos, estrellas cesta, hidroides, esponjas, como parte de la epifauna de ostras perlíferas *Pinctada mazatlanica* (Habley, 1856) y *Pteria sterna* (Gould, 1851) o como epibiontes de la vieira gigante de pata de león *Nodipecten subnodosus* (Sowerby I, 1835). Se encontró a *Ammothella spinifera* Cole, 1904 parasitando al poliqueto *Bispira melanostigma* (Schmarda, 1861), y hubo un registro de *Bathypallenopsis calcanea* en una relación de comensalismo con la medusa *Aeginura grimaldii* (Maas, 1904). Se pueden encontrar detalles adicionales y referencias de esta diversidad de asociaciones en la Tabla 1.

La profundidad varía para la mayor parte de las especies registradas, con un intervalo de 0-64 m. El registro más profundo en aguas mexicanas fue el de *Colossendeis tenera*, que se encontró entre 2038 y 2054 m en el PA noreste de Baja California (Hendrickx, 2020). Como resultado de la exploración submarina en aguas del GC, se reportó *B. calcanea* en BCS (Gasca, 2018), además del registro reciente de *C. tenera* en el mismo estado. La diversidad de BCS ha aumentado de 24 especies (De León-Espinosa *et al.*, 2021) a 26, y dos especímenes no identificados que se encontraron en la región permanecen sin descripción.

Los lugares más usuales y exitosos para encontrar picnogónidos son diversos e incluyen las orillas costeras, bahías, lagunas, arrecifes, playas de coral y aguas intermareales y de incrustamiento. Además, se ha mostrado que algunos picnogónidos pueden recolectarse mediante la provisión de un sustrato artificial con cestas de ostras, como en el caso de *T. californicum* (Murtaugh y Hernández, 2014). La búsqueda de picnogónidos en el océano profundo no ha sido muy estudiada por los enormes desafíos que representa. Es técnicamente difícil alcanzar ecosistemas batipelágicos y abisales como

petiolatus (Krøyer, 1844), *A. viridintestinalis* (Cole, 1904), *Achelia sawayai*, *Callipallene emaciate* (Dohrn, 1881), *Endeis spinosa* (Montagu, 1808), *Nymphopsis spinosissimum* (Hall, 1912), *Pycnogonum stearnsi* Ives, 1883, and *Tanystylum geminum* Stock, 1954, were found colonizing the marine seagrass *Thalassia Banks* ex König, 1805, intertidal and green algae communities, kelp, and mangrove roots.

In more complex and probable ectoparasitic or trophic relationships (Dietz *et al.*, 2018), *Anoplodactylus insignis*, *A. viridintestinalis* (Cole, 1904), *Callipallene californiensis*, *Eurycyde bamberi*, *N. lituus*, *N. duodorsospinosa*, *Pycnogonum rickettsi* Schmitt, 1934, *Tanystylum californicum* Hilton, 1939, and three unidentified species of the genera *Ammothella* Verrill, 1900, *Nymphon*, and *Tanystylum* Miers, 1879 were collected in association with bryozoans, a basket star, hydroids, sponges, as part of the epifauna of oyster pearls *Pinctada mazatlanica* (Hanley, 1856) and *Pteria sterna* (Gould, 1851), or as epibionts of the giant lion paw scallop *Nodipecten subnodosus* (Sowerby I, 1835). *Ammothella spinifera* Cole, 1904 was found parasitizing the polychaete *Bispira melanostigma* (Schmarda, 1861), and there was one record of *Bathypallenopsis calcanea* in a commensal relationship with the medusa *Aeginura grimaldii* (Maas, 1904). Further details and references on these various associations can be found in Table 1.

Depth varies for most of the reported species, ranging from 0 to 64 m. The deepest record for Mexican waters was *Colossendeis tenera*, found between 2.038 and 2.054 m in the Northeast PA of Baja California (Hendrickx, 2020). As a result of deep sea exploration in GC waters, *B. calcanea* was reported in BCS (Gasca, 2018), in addition to the recent record of *C. tenera* in the same state. The diversity for BCS has increased from 24 (De León-Espinosa *et al.*, 2021) to 26 species, and two unidentified specimens found in the region remain undescribed.

The usual and most successful places for finding pycnogonids are diverse and include coastal shores, bays, lagoons, reefs, coral beaches, and intertidal and fouling waters. Moreover, it has been shown that some pycnogonids can be collected by providing an artificial substrate with oyster baskets, as was the case of *T. californicum* (Murtaugh and Hernández, 2014). The search for pycnogonids in the deep sea remains largely understudied because of the great challenges it poses. It is technically difficult to reach bathypelagic and abyssal ecosystems such as hydrothermal vents, ridges, and trenches. Even though these challenges exist, deep sea exploration should be encouraged, since there

los respiraderos, riscos y fosas hidrotermales. Si bien existen estos desafíos, debe promoverse la exploración submarina, pues hay una escasez de conocimiento sobre estas zonas (Schnabel *et al.*, 2020). También se sabe que los picnogónidos pueden sumergirse más profundo, pero ha habido pocas capturas, aumentando la endemidad reportada en las zonas batiales y abisales (Raiskii, 2006).

De los 17 estados que componen el litoral mexicano, 14 han sido explorados en búsqueda de picnogónidos. La mayoría de los registros son de aguas de BCS, Sonora y QROO, mientras que los estados menos estudiados son Tamaulipas, Nayarit y Colima (Figura 1). Las aguas de BCS y Sonora forman parte del GC, y esta importante ecorregión alberga la diversidad más alta de picnogónidos estudiados en México.

Desafortunadamente, esta región también padece problemas ambientales con contaminantes como metales, metaloides, arsénico, selenio, fertilizantes, pesticidas, aguas residuales de ganadería, la descarga de componentes eutróficos de criaderos de camarones –los cuales contribuyen a la elongación de etapas hipóxicas o anóxicas y a ecosistemas en parche, tanto en el agua como en la biota– y la presencia de floraciones de algas nocivas, todo esto debido a la frecuente actividad antropogénica (Páez-Osuna *et al.*, 2017). Un problema adicional para muchas especies de picnogónidos es la zona de mínimo oxígeno (ZMO) en el PA del este. Esta amplia área frente a la costa oeste de México lleva a un agotamiento del oxígeno disuelto a medida que la profundidad aumenta, amenazando la diversidad de organismos encontrados en este intervalo batimétrico (Luch-Cota *et al.*, 2007).

is a great lack of knowledge from these zones (Schnabel *et al.*, 2020). In addition, it is known that pycnogonids can sink to greater depths but have been poorly captured, thus increasing the endemity reported in the bathyal and abyssal zone (Raiskii, 2006).

Out of the 17 states that comprise the coastline of Mexico, 14 have been explored in the search of pycnogonids. Most of the records are from BCS, Sonora, and QROO waters, whereas the least studied states are Tamaulipas, Nayarit, and Colima (Figure 1). BCS and Sonora waters are part of the GC, and this important ecoregion harbors the highest diversity of studied Pycnogonida in Mexico.

Alas, it also suffers from environmental issues with pollutants such as metals, metalloids, arsenic, selenium, fertilizers, pesticides, livestock rearing effluents, shrimp farms eutrophic components discharge –which contribute to the elongation of hypoxic or anoxic stages and patched ecosystems, both in water and biota– and the presence of harmful algal blooms, all this due to frequent anthropogenic activity (Páez-Osuna *et al.*, 2017). An additional problem for many species of pycnogonids is the persistent oxygen minimum zone (OMZ) in the eastern PA. This wide area off the western coast of Mexico leads to a rapid depletion of the dissolved oxygen as the depth increases, threatening the diversity of organisms found in this bathymetric range (Luch-Cota *et al.*, 2007)

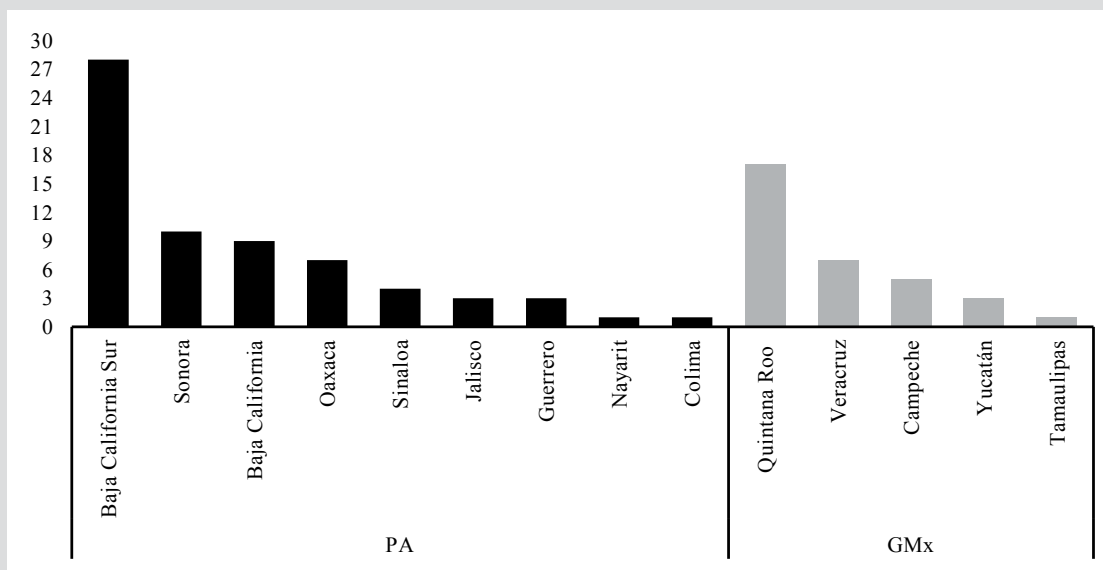


Figura 1. Número de especies registradas por estado en México.

Figure 1. Number of recorded species per Mexican state.

Registros dudosos. Durante la búsqueda de registros de picnogónidos mexicanos, se encontraron algunas inconsistencias en la literatura y las bases de datos, las cuales se describen en la Tabla 3. Por ejemplo, se les asignaron nombres taxonómicos no publicados a tres especies en el Museo Nacional de Historia Natural (NMNH), en la Base de Datos de la Colección de Zoología Invertebrada del Instituto Smithsonian (2020), y no hay especímenes adicionales disponibles para ser estudiados.

Tabla 3. Inconsistencias registradas en diez registros/capturas de picnogónidos en aguas mexicanas. EP: Pacífico Este, GMx: Golfo de México, NWA: Noroeste del Atlántico, SWA: Suroeste del Atlántico. Referencias bibliográficas: (Child, 1979¹; 2009²), (Fabrizio *et al.*, 2019³), (Hedgpeth, 1948⁴), (Hendrickx, 2020⁵), (Hilton, 1939⁶), (Raiskii, 2006⁷).

Dubious records. While searching for Mexican pycnogonid records, some inconsistencies in the literature and databases were found, which are described in Table 3. For example, three species present at the National Museum of Natural History (NMNH), Smithsonian Institution Invertebrate Zoology Collection Database (2020), were assigned unpublished taxonomic names, and no additional specimens are available for study.

Table 3. Registered inconsistencies among ten records/captures of pycnogonids in Mexican waters. EP: East Pacific, GMx: Mexican Gulf, NWA: Northwest Atlantic, SWA: Southwest Atlantic. Cited authors references: (Child, 1979¹; 2009²), (Fabrizio *et al.*, 2019³), (Hedgpeth, 1948⁴), (Hendrickx, 2020⁵), (Hilton, 1939⁶), (Raiskii, 2006⁷).

Especies / Species	Autor / Author	Inconsistencias / Inconsistencies	Referencia geográfica / Geographic reference	Notas del autor / Author notes
<i>Achelia chelata</i> Hilton, 1939	Munilla, 2002	Ubicación errónea / Mistaken location	• Vera Cruz, U.S. ^{2,6}	
<i>Ammothella appendiculata</i> Dohrn, 1881	Munilla, 2002	Ubicación errónea / Mistaken location	• Texas, U.S. ²	
<i>Ascorhynchus ovicoxa</i> Stock, 1975	Raiskii, 2006	Ubicación incierta / Uncertain location	• NWA del GMx. 340 – 2223 m	
<i>Ascorhynchus armatus</i> Wilson, 1881	Raiskii, 2006	Ubicación incierta / Uncertain location	• NWA del GMx. 39 – 3515 m	
<i>Colossendeis macerrima</i> Wilson, 1881	NMNH / Child	Sin publicar, incierto / Unpublished, uncertain	• Baja California. 110°75'N, 26°79'W • NWA ⁵ , EP ⁷ . 62–4306 m	Paratipo / Paratype
<i>Nymphon grossipes</i> Fabricius, 1780	NMNH / Hilton	Sin publicar, incierto / Unpublished, uncertain	• BCS. 117°10'N, 29°67'W • NWA ⁴	Holotipo / Holotype (♀)
<i>Pycnogonum cessaci</i> Bouvier, 1911	NMNH / Child	Sin publicar, incierto / Unpublished, uncertain	• Oaxaca, bahía Tangola / Oaxaca, Tangola bay. 96°09'N, 15°76'W • EP (Panamá) ¹ , SE de las costas de U.S. ¹ y SWA ³ / EP (Panama) ¹ , SE coasts of U.S. ¹ and the SWA ³	Paratipo / Paratype (♂)
<i>Rhynchothorax percivali</i> Clark, 1976	Munilla y Soler-Membrives, 2008	Falta la referencia / Lacks citation	• ?	Reportado en México / Reported in Mexico
<i>Tanystylum</i> sp.	De León-Espinosa, 2021	Sin identificar / Unidentified	• BCS marina Fonatur, Santa Rosalía / BCS Fonatur marine, Santa Rosalía. 27°20'13"N, 112°15'47"W • Marina Cantamar, bahía De La Paz / Cantamar marine, De La Paz bay. 24°16'44"N, 110°19'51"W	2 especímenes, 1(♂), material enviado a la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) / 2 Specimens, 1(♂), material sent to Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL)
<i>Tanystylum</i> sp.	Wicksten, 1996	Sin identificar / Unidentified	• BCS, rocas Alijos / BCS, Alijos Rocks	Material enviado a NMNH / Material sent to NMNH

Dos de las especies registradas en la literatura fueron identificadas de manera no concluyente: *Tanystylum* sp. (Wicksten, 1996) y *Tanystylum* sp. (De León-Espinosa *et al.*, 2021). La primera fue sugerida como un nuevo registro en el PA por Child C.A., con semejanza taxonómica a una especie de

Two of the species reported in literature were inconclusively identified, *Tanystylum* sp. (Wicksten, 1996) and *Tanystylum* sp. (De León-Espinosa *et al.*, 2021). The former was suggested as a new record for PA by Child C.A., with taxonomical resemblance to a species from Panama, although

Panamá, aunque los datos complementarios no se publicaron; y se concluyó que la segunda no podía describirse debido a sus diferencias morfológicas con otras especies de *Tanystylum*.

De acuerdo con el listado de Munilla (2002), *Achelia chelata* fue reportada por Hilton en 1939 como una especie mexicana en las aguas costeras de Veracruz, aunque en realidad era de la localidad de Vera Cruz en California, E.E.U.U. Por lo tanto, este registro no cuenta como mexicano y no se incluyó en el presente listado.

Ammothella appendiculata (Dohrn, 1881) fue presuntamente registrada en aguas de QROO por Child, 1979 y Hedgpeth, 1948 (Munilla, 2022), pero dichos registros no figuran en los documentos originales. El registro más cercano de *A. appendiculata* es de Texas, E.E.U.U (Child, 2009). Debido a la proximidad geográfica con Tamaulipas, esta especie puede estar presente en aguas mexicanas, pero, dado que no se trata de un registro confirmado, no se incluyó en el listado. *Rhynchothorax percivali* Clark, 1976 se registró anteriormente en México (Munilla y Soler-Membrives, 2008), pero no había información sobre la ubicación ni una referencia clara de dónde encontrarla. Sin embargo, se incluyó en nuestro listado, con el ánimo de que estudios futuros esclarezcan este asunto.

Los siguientes registros también son cuestionables. Raiskii y Turpeava (2006) listaron las especies *E. spinosa* (3 – 5000 m) y *A. maritimus* (0 – 4379 m) en el NWA del GMx. Ya existían registros de estas especies, pero solo para aguas someras. Se registraron dos especies adicionales – *Ascorhynchus ovicoxa* Stock, 1975 (340 – 2223 m) y *A. armatus* (Wilson, 1881) (39 – 3515 m) – en el mismo rango geográfico; estos podrían ser nuevos registros para aguas mexicanas, pero, como no se describen referencias geográficas precisas, no se incluyeron en el listado.

Análisis de datos. La mayoría de los conjuntos de datos para cada estado eran demasiado pequeños para ser computados por Estimates o el distanciamiento de nudos requerido para extrapolar las muestras hacia que los resultados fueran estadísticamente insatisfactorios en términos de representatividad. Solo BCS y QROO, junto con cada conjunto de datos de los océanos y nacionales, fueron efectivamente computados y graficados (Figura 2).

Ninguna de las curvas de rarefacción alcanzó la asíntota, lo que indica que hay necesidad de recolección adicional para representar mejor la verdadera diversidad. La asíntota en la curva de rarefacción nacional se predijo por debajo de las 140 especies, y las que se han recolectado hasta el momento representan la mitad del estimado. Se espera que la asíntota

complementary data remained unpublished. It was concluded that the latter remained undescribed due to its morphological differences with other *Tanystylum* species.

According to Munilla's checklist (2002), *Achelia chelata* was reported by Hilton in 1939 as a Mexican species in the coastal waters of Veracruz, although that record was from the locality of Vera Cruz in California USA. Therefore, this record does not count as a Mexican record and was not included in this checklist.

Ammothella appendiculata (Dohrn, 1881) was allegedly recorded in QROO waters by Child, 1979 and Hedgpeth, 1948 (Munilla, 2002), but there are no such records in the original papers. The closest record of *A. appendiculata* was reported in Texas, USA (Child, 2009). Due to the geographic proximity to Tamaulipas, this species may be present in Mexican waters, but, since it is not a confirmed occurrence, it was not included in the checklist. *Rhynchothorax percivali* Clark, 1976 was previously reported in Mexico (Munilla and Soler-Membrives, 2008), but there was no information on the location nor a clear reference as to where it could be found. However, it was included in our checklist in the hope that future studies shed light on this matter.

The following records also are also questionable. Raiskii and Turpeava (2006) reported the species *E. spinosa* (3 – 5000 m) and *A. maritimus* (0 – 4379 m) in the NWA of the GMx. Records for these species were already present, but only in shallow waters. Two more species – *Ascorhynchus ovicoxa* Stock, 1975 (340 – 2223 m) and *A. armatus* (Wilson, 1881) (39 – 3515m) – were recorded within the same geographic range; these could be new records for Mexican waters, but, since no precise geographic reference is provided, they were not included in the checklist.

Data Analysis. Most of the datasets for each state were either too small to be computed by Estimates, or the knots distancing requirement for sample extrapolation made the results statistically unsatisfactory in terms of representativeness. Only BCS and QROO, along with each ocean and nationwide datasets, were effectively computed and graphed (Figure 2).

None of the rarefaction curves reached the asymptote, thus indicating that there is a need for further collection to better represent the true diversity. The asymptote in the nationwide rarefaction curve was predicted below 140 species, with the ones collected so far representing about half of that estimate. The asymptote for PA is expected to be at 80 species, which also represents twice the number of currently documented records. In contrast, the asymptote for GMx is projected to be

del PA sea de 80 especies, lo cual también representa el doble de los registros documentados en la actualidad. En contraste, la asíntota del GMx se proyecta cerca de las 100 especies, que es cinco veces el número actual de especies documentadas. Finalmente, las asíntotas de BCS y QROO se estiman en cerca de 40 y 60 especies respectivamente; a BCS le falta solo un tercio de las especies para alcanzar dicho nivel, y la predicción de QROO es aproximadamente seis veces las especies actuales. Estas estimaciones indican que los esfuerzos de recolección y la ocurrencia de especies a nivel nacional, por océano (PA y GMx) y en BCS y QROO son insuficientes en la actualidad para describir cabalmente la diversidad de picnogónidos mexicanos. Las curvas de rarefacción también indican que se debe realizar mucho más de trabajo de campo para estimar mejor la verdadera diversidad de picnogónidos en aguas mexicanas.

Las referencias geográficas se documentaron con mayor frecuencia y minucia en estudios que cubren el GC que en aquellos realizados en el NE PA tropical o el GMx. Esto se hizo evidente cuando se mapearon los individuos georreferenciados con QGIS (Figura 3). Hay 13 géneros distribuidos en el mapa GC en comparación con los 8 mapeados en el NE PA tropical y los 3 registrados en el GMx. La carencia de referencias geográficas claras en los sitios de captura es otra área de oportunidad para superar e incrementar el conocimiento sobre la distribución de estas especies en aguas mexicanas.

close to 100 species, which is five-fold the present number of documented species. Finally, the asymptotes of BCS and QROO are estimated to be close to 40 and 60 species, respectively; BCS is missing only a third of the species to reach the plateau, and the prediction for QROO species is nearly six times the current species. These estimations indicate that the collection efforts and species occurrence nationwide, per ocean (PA and GMx), and in BCS and QROO are currently insufficient to fully describe the diversity of Mexican pycnogonids. The rarefaction curves also indicate that substantially more fieldwork must be conducted to better estimate the true diversity of pycnogonids in Mexican waters.

The geographic references are more frequently and thoroughly documented in studies covering GC than those performed either in the tropical NE PA or the GMx. This became evident when the georeferenced individuals were mapped with QGIS (Figure 3). There are 13 genera distributed in the GC map, in comparison with the eight genera mapped in the tropical NE PA and the three genera registered in the GMx. The lack of clear geographic references at the capture sites is another area of opportunity to overcome in order to increase the knowledge about the distribution of these species in Mexican waters.

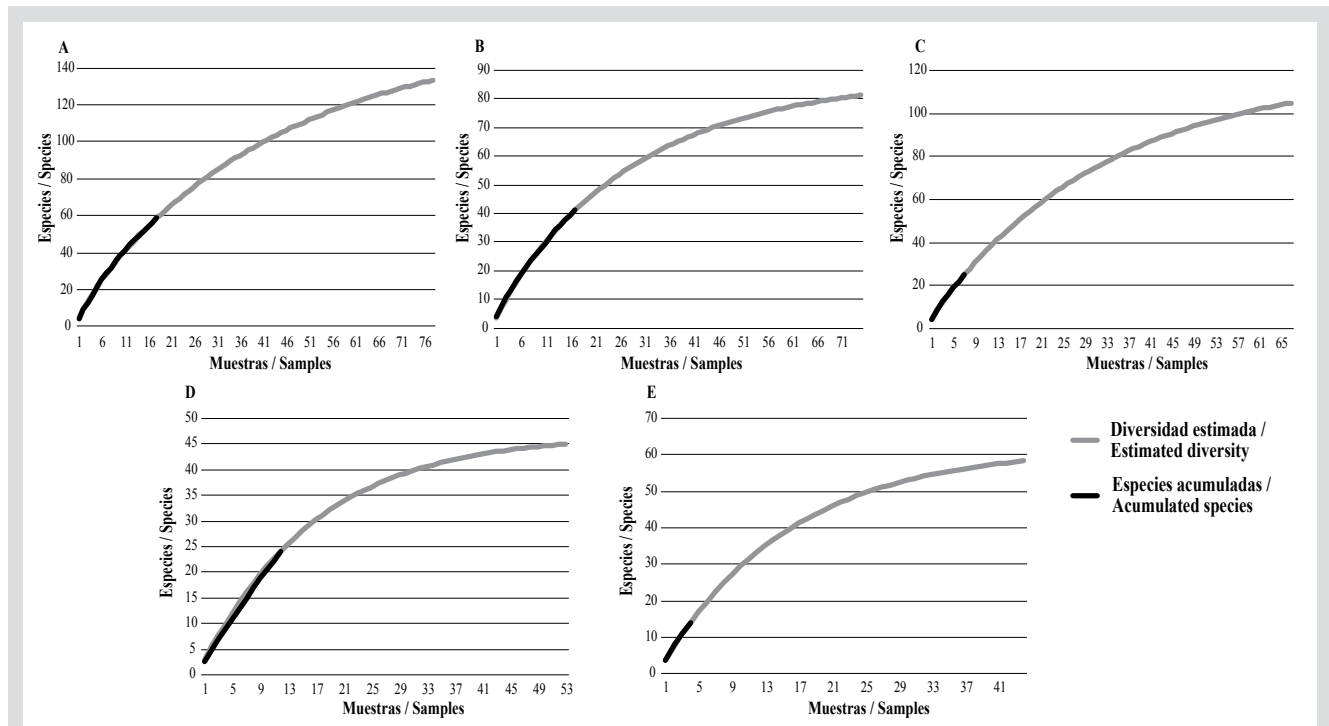


Figura 2. Curvas de acumulación de especies: A) Nacional; B) Océano PA; C) Océano GMx; D) BCS; E) QROO.

Figure 2. Species accumulation curves: A) nationwide; B) PA Ocean; C) GMx Ocean; D) BCS; E) QROO.

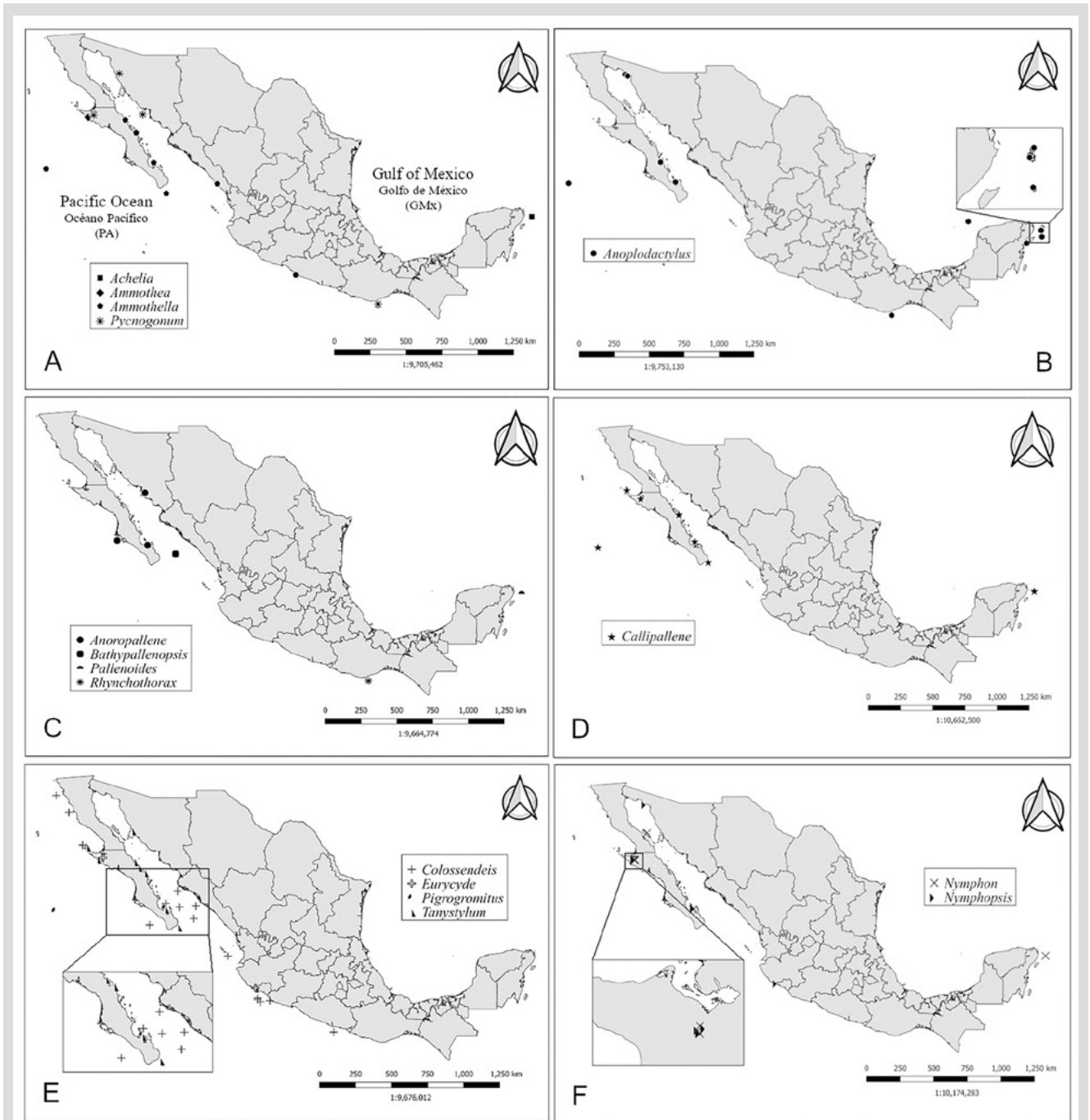


Figura 3. Mapas de distribución de géneros de Pycnogonida: A) *Achelia*, *Ammothea*, *Ammothella*, *Pycnogonum*; B) *Anoplodactylus*; C) *Anoropallene*, *Bathypallenopsis*, *Pallenoides*, *Rhynchothorax*; D) *Callipallene*; E) *Colossendeis*, *Eurycyde*, *Pigrogromitus*, *Tanystylum*; F) *Nymphon*, *Nymphopsis*.

Figure 3. Pycnogonida genera distribution maps: A) *Achelia*, *Ammothea*, *Ammothella*, *Pycnogonum*; B) *Anoplodactylus*; C) *Anoropallene*, *Bathypallenopsis*, *Pallenoides*, *Rhynchothorax*; D) *Callipallene*; E) *Colossendeis*, *Eurycyde*, *Pigrogromitus*, *Tanystylum*; F) *Nymphon*, *Nymphopsis*.

CONCLUSIONES

El número de especies de pycnogónidos que se registraron en aguas mexicanas aumentó de 51 a 58. Se conocen algunos aspectos de la biología básica de los pycnogónidos, pero aún hay mucho por descubrir. Por ejemplo, existen registros de su comensalismo y relaciones parasitarias con otros grupos biológicos, pero no hay explicación para la manera en que estas relaciones funcionan tanto en aguas someras como a grandes profundidades. Este intervalo de profundidad sugiere una gran flexibilidad en sus hábitos o justifica la necesidad de estudios taxonómicos más detallados que utilicen caracterización molecular.

Dada la intermitencia de los esfuerzos de recolección y la inconsistencia en la georreferenciación de especímenes, se identificaron registros dudosos de distribución. Si estos especímenes se reexaminaran con mayor cuidado, el número de especies mexicanas podría aumentar. En general, la diversidad actual descrita en México representa 4,3 % de las especies a nivel mundial, debido a que el número proyectado de especies en el país es de 140, este cálculo tiene el potencial de aumentar 10 %.

Es claro que las principales regiones portuarias de México en términos económicos son los lugares en los que se concentró la mayoría de los esfuerzos de recolección. Esto muestra la necesidad de explorar nuevas áreas como los estados de Michoacán, Chiapas y Tabasco, que no cuentan con registro alguno de este grupo en la actualidad. Junto a este aumento en los esfuerzos, se debe prestar mayor atención al etiquetado de especímenes, dado que algunas referencias geográficas no fueron claras. Para acompañar estos datos, podrían añadirse georreferencias para proyectar mejores mapas, en aras de entender los patrones ecológicos y de distribución de estas especies.

AGRADECIMIENTOS

Se le agradece al Dr. Lars Vihemsen del Statens Naturhistoriske Museum, del departamento de biosistemática de la Universidad de Copenhague, Dinamarca, por compartir amablemente una copia del documento de 1955 escrito por Stock, que no pudimos encontrar en ningún otro lugar. También se expresa gratitud al Dr. David Bowles por sus sugerencias invaluable y por su ayuda en la revisión minuciosa del lenguaje.

CONCLUSIONS

The number of pycnogonid species recorded in Mexican waters increased from 51 to 58. Some aspects of the basic biology of pycnogonids are known, but much is yet to be discovered. For instance, there are records of their commensalism and parasitic relations with other biological groups, but there is no explanation on how these relations work both in shallow waters and at great depths. This depth range either suggests a great flexibility in their habits or supports the need for more detailed taxonomic studies using molecular characterization.

Because of the spaced collecting efforts and inconsistency in specimen georeferencing, dubious distributional records were identified. If these specimens were carefully reexamined, the number of species for Mexico could increase. Overall, the current described diversity for Mexico represents 4.3 % of the world's species. Since the projected number of species for the country is 140, this calculation potentially could increase to 10 %.

It is clear that the main economic port regions of Mexico are where most previous collection efforts were focused. This shows the need to explore new areas such as the states of Michoacán, Chiapas, and Tabasco, which currently stand without any record of this group. Alongside these increased efforts, better attention should be paid to labeling specimens, since some geographic references were not clear. Accompanying this data, georeferences could be added in order to project better maps for understanding their ecology and distributional patterns.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Dr. Lars Vihelmsen, from the Statens Naturhistoriske Museum in the biosystematics department of the University of Copenhagen, Denmark, for kindly sharing a copy of Stock's 1955 paper, which we could not find elsewhere. We would also like to express our sincere gratitude to Dr. David Bowles for his invaluable suggestions and his help in thoroughly reviewing the language.



BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alvarez, F. and M. Ojeda. 2018. First record of a sea spider (Pycnogonida) from an alkaline habitat. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 46: 219-224.
- Bamber, R.N., A. El Nagar and C.P. Arango. 2021. Pycnobase: World Pycnogonida Database. Accessed at <http://www.marinespecies.org/pycnobase> on 2021-03-29. <https://doi.org/10.14284/360>
- Child, C.A. 1973. Arthropoda: Pycnogonida (Sea spiders): 320-325. In: Brusca, R. (Ed.) *Common intertidal invertebrates of the Gulf of California*. Univ. Arizona, Tucson, USA.
- Child, C.A. 1992. Shallow-water Pycnogonida of the Gulf of Mexico. In: *Memoirs of the Hourglass Cruises. Volume IX, Part 1*. Florida Marine Research Institute. Department of Natural Resources. St Petersburg, Florida. 86 p.
- Child, C.A. 2009. Pycnogonida and Xiphosura (Cheliceriformes) of the Gulf of Mexico: 815-820. In: Felder, D L and D K Camp (Eds.) *Gulf of Mexico—Origins, waters, and biota*. Texas A&M Univ. College Station, USA.
- Colwell, R.K., A. Chao, N.J. Gotelli, S. Yi-Lin, C.X. Mao, R.L. Chazdon and J.T. Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J. Plant Ecol.*, 5: 3-21.
- CONABIO. 2008. División política estatal 1:250000. 2005. Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [map, spf.]
- Corrales-López, R., J. Díaz-Gaxiola y D. Sánchez-Vargas. 2014. Comunidades de invertebrados epibentónicos asociados a sustratos duros en la zona intermareal de las bahías Ohuira y Topolobampo, Sinaloa. *Juyyaania*, 2: 211-234.
- Dietz, L., F. Krapp, M.E. Hendrickx, C.P. Arango, K. Krabbe, J.M. Spaak and F. Leese. 2013. Evidence from morphological and genetic data confirms that *Colossendeis tenera* Hilton, 1943 (Arthropoda: Pycnogonida), does not belong to the *Colossendeis megalonyx* Hoek, 1881 complex. *Org. Divers. Evol.*, 13: 151-162.
- Dietz L., J. Dömel, F. Leese, T. Lehmann and R. Melzer. 2018. Feeding ecology in sea spiders (Arthropoda: Pycnogonida): what do we know? *Front. Zool.*, 15: 7.
- De León-Espinosa, A. and J. De León-González. 2015. Pycnogonids associated with the giant lion's-paw scallop *Nodipecten subnodosus* (Sowerby) in Ojo de Liebre Bay, Guerrero Negro, Baja California Sur, Mexico. *Zookeys*, 530: 129-149.
- De León-Espinosa, A., J. De León-González and J. Gómez-Gutiérrez. 2021. Pycnogonids from marine docks located along the west coast of the Gulf of California, Mexico. *Zootaxa*, 4938: 151–195.
- Fabrizio S., A.L. Ruda, T. Munilla, A. Soler-Membrives, L. Ortega, E. Schwindt, G. López, J. (Lobo) Orensanz and M.L. Christoffersen. 2019. Pycnogonida (Arthropoda) from Uruguayan waters (Southwest Atlantic): annotated checklist and biogeographic considerations. *Zootaxa*, 4550: 185–200.
- Foster, M.S., L.M. McConnico, L. Lundsten, T. Wadsworth, T. Kimball, L.B. Brooks, M. Medina-López, R. Riosmena-Rodríguez, G. Hernández-Carmona, R.M. Vásquez-Elizondo, S. Johnson and DL Steller. 2007. Diversity and natural history of a *Lithothamnion muelleri-Sargassum horridum* community in the Gulf of California. *Cienc. Mar.*, 33: 367-384.
- Gasca, R. and E.B. William. 2018. Symbiotic associations of crustaceans and a pycnogonid with gelatinous zooplankton in the Gulf of California. *Mar Biodiv.*, 48: 1767–1775.
- Hedgpeth, J. W. 1948. The pycnogonida of the western north Atlantic and the Caribbean. *Proc. U.S. Natl. Mus.*, 97: 157-342.
- Hedgpeth, J. W. 1954. Pycnogonida. In P.S. Galtsoff (ed.) *The Gulf of Mexico, its origin, waters and marine life*. Fish. Bull. Fish Wildl. Serv. U.S. 89: 425-427.
- Hendrickx M.E. y R.C. Brusca. 2002. Biodiversidad de los invertebrados marinos de Sinaloa: 141-163. In: Cifuentes J.L. y J. Gaxiola (Eds.) *Atlas de la biodiversidad de Sinaloa*. Sinaloa, México.
- Hendrickx M.E. 2005. Chapter 8. Chelicerata: Pycnogonida: 117-119. In: Hendrickx M.E, R.C. Brusca and L.T. Findley (Eds.) *A distributional checklist of the macrofauna of the Gulf of California, Mexico. Part 1. Invertebrates (Listado y distribución de la macrofauna del Golfo de California, México. Parte 1 Invertebrados)*. Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson, USA.
- Hendrickx M.E. 2020. The deep water *Colossendeis tenera* Hilton, 1943 (Pycnogonida, Pantopoda, Colossendeidae) off Western Mexico: 39-45. In: Hendrickx, M.E. (Ed.) *Deep sea pycnogonids and Crustaceans of the Americas*. Springer, Cham, Switzerland.
- Hilton, W. 1939. A preliminary list of pycnogonids from the shores of California. *J. Ent. Zool. Pomona Coll.*, 31: 27-35.
- Hilton, W. A. 1942a. Pycnogonids from Allan Hancock expeditions. In: *Allan Hancock pacific expeditions*. Ed. The University of Southern California Press. Los Ángeles, California. 5: 277-399.
- Hilton, W. A. 1942b. Pantopoda Chiefly from the Pacific. Family Callipallenidae. *Pomona J. Ent. Zool.*, 34: 38-41.
- Hilton, W. A. 1942c. Pycnogonids from the Pacific. Family Tanystylidae. *Pomona J. Ent. Zool.*, 34: 69-70.
- Hilton, W. A. 1942d. Pycnogonids from the Pacific. Family Phoxichilididae Sars 1891. *Pomona J. Ent. Zool.*, 34: 71-74.
- Luch-Cota, S, E. Aragón-Noriega, F. Arreguín-Sánchez, D. Auriolles-Gamboa, J. Bautista-Romero, R.C. Brusca, R. Cervantes-Duarte, R. Cortés-Altamirano, P. Del-Monte-Luna, A. Esquivel-Herrera, G. Fernández, M.E. Hendrickx, S. Hernández-Vázquez, H. Herrera-Cervantes, M. Kahru, M. Lavin, D. Luch-Belda, J. López-Martínez, S. Marinone, M. Nevárez-Martínez, S. Ortega-García, E. Palacios-Castro, A. Páres-Sierra, G. Ponce-Díaz, M. Ramírez-Rodríguez, C. Salinas-Zavala, R. Schwartzlose and A. Sierra-Beltrán. 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Prog. Oceanogr.*, 73: 1–26.
- Monteforte, M. and A. García-Gasca. 1994. Spat collection studies on pearl oysters *Pinctada mazatlanica* and *Pteria sterna* (Bivalvia, Pteriidae) in Bahía de La Paz, South Baja California, Mexico. *Hydrobiologia*, 291: 21-34.

- Morales-Zárate, M., A. Zayas-Álvarez, C. Salinas-Zavala y A. Mejía-Rebollo. 2016. Biocenosis de la comunidad bentónica en la Laguna Guerrero Negro, Baja California Sur, México: caracterización espacio-temporal. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44: 726-741.
- Müller, H. 1993. World catalogue and bibliography of the recent Pycnogonida. Wissenschaftlicher Verlag, Laboratory for Tropical Ecosystems, Research and Information Service, Wetzlar, 410 p.
- Munilla, T. 2002. Pycnogonida: 215-222. In: Llorente, J., J. Morrone, *et al.* (Eds.) Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Vol. III, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Munilla, T. and A. Soler-Membrives. 2008. Checklist of the pycnogonids from Antarctic and sub-Antarctic waters: zoogeographic implications. *Antarct. Sci.*, 21: 1-13.
- Murtaugh, M. y L. Hernández. 2014. Inventario de la macrofauna reclutada sobre sustrato artificial suspendido en bahía Concepción, Baja California Sur, México. *Rev. Mex. Biodivers.*, 85: 402-413.
- National Museum of Natural History NMNH Smithsonian Institution Invertebrate Zoology Collection Database. National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, 10th and Constitution Ave. N.W., Washington, DC 20560-0193, 2001, Version 3.2.04 (0802221), consulted in July 2020.
- Páez-Osuna, F., S. Álvarez-Borrego, A. Ruíz-Fernández, J. García-Hernández, M. Jara-Marini, M. Bergés-Tiznado, A. Piñón-Gimate, R. Alonso-Rodríguez, M. Soto-Jiménez, M. Frías-Espericueta, J. Ruelas-Inzunza, C. Green-Ruiz, C. Osuna-Martínez and J. Sánchez-Cabeza. 2017. Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Sci. Rev.*, 166: 181-205.
- Raiskii A.K. and E.P. Turpeava. 2006. Deep-Sea pycnogonids from the North Atlantic and their distribution in the world ocean. *Oceanology*, 46: 57-62.
- QGIS Development Team. 2021. QGIS Geographic Information System 3.18.2 'Zürich'. Open-Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Salazar-Vallejo S. and J.H. Stock. 1987. Apparent parasitism of *Sabella melanostigma* (Polychaeta) by *Ammothella spinifera* (Pycnogonida) from the Gulf of California. *Rev. Biol. Trop.*, 35: 269-275.
- Schmiedeknecht, W. 1893. Report on the dredging operations off the West Coast of Central America to the Galapagos, to the West Coast of Mexico, and in the Gulf of California, in charge of Alexander Agassiz, carried on by the U.S. Fish Commission Steamer Albatross, during 1891, Lieut. Commander Z.L. Tanner, U.S.N., commanding. *Compte-rendu sur les Pycnogonides, recueillis pendant les Explorations de l'Albatross 1891*. Bulletin of the Museum of Comparative Zoology at Harvard 25: 27-43.
- Schnabel K.E., S.T. Ahyong, A.J. Gómez, M.E. Hendrickx, R.A. Peart, and J.N.J. Weston. 2020. The deep-water crustacean and pycnogonid fauna of the Americas in a global context: 1-24. In: Hendrickx, M.E. (Ed.) *Deep sea pycnogonids and crustaceans of the Americas*. Springer, Cham, Switzerland.
- Stock, J.H. 1955. Pycnogonida from the West Indies, Central America and the Pacific Coast of North America. *Papers from Dr Th. Mortensen's Pacific Expedition 1914-1916*. *Vidensk. Meddel. Naturhist. Foren. Kjobenhavn.*, 117: 209-266.
- Stock, J.H. 1986. Pycnogonida from the Caribbean and the Straits of Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 38: 399-441.
- Vasallo, A., Y. Dávila, N. Luviano, S. Deneb-Amozurrutia, X. Vital, C. Conejeros, L. Vázquez y F. Álvarez. 2014. Inventario de invertebrados de la zona rocosa intermareal de Montepío, Veracruz, México. *Rev. Mex. Biodivers.*, 85: 349-362.
- Wicksten, M.K. 1996. Decapod Crustaceans and Pycnogonids of Rocas Alijos. In: Schmieder R.W. (eds) *Rocas Alijos*. Monog. Biol., vol 75. Springer, Dordrecht: 285-293.
- World Register of Marine Species WoRMS Editorial Board (2021). Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2021-03-10. <https://doi.org/10.14284/170>
- Wright, H. 1997. Ecología de la captación de la semilla de madreperla *Pinctada mazatlanica* y concha nácar *Pteria sterna* (Bivalvia: Pteriidae), en la Isla Gaviota, Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, B.C.S. 151 p.

RECIBIDO/RECEIVED: 21/07/2021

ACEPTADO/ACCEPTED: 17/01/2022



ARTÍCULO DE REVISIÓN

Nueve décadas de explotación de sardina *Sardinella aurita* en Venezuela, revisión crítica

Nine decades of Spanish sardine *Sardinella aurita* exploitation in Venezuela, a critical revision

Alfredo Gómez Gaspar

0000-0002-2430-2738

Museo Marino de Margarita y Universidad de Oriente, Nueva Esparta, Venezuela. agomezgaspar@yahoo.com

RESUMEN

La sardina *Sardinella aurita* es el recurso pesquero más importante de Venezuela, iniciándose su pesca y enlatado en la isla de Margarita. La revisión crítica realizada ha estimado la pesca en 90 años de 4 386 758 ton y las causas de su continuidad pesquera. Durante dicho lapso, se han promulgado tres ordenanzas de manejo, la primera, después de 40 años de funcionamiento de las fábricas enlatadoras. Se identificaron cuatro periodos de actividad sardinera, el primero entre 1927 y 1973 sin regulación pesquera y otros tres (1974-2005, 2006-2013 y 2014-2017) cuando se aplicaron las ordenanzas. En cada uno se estimó captura, promedio anual, artes operativas, captura por unidad de esfuerzo e investigaciones relevantes. La regulación vigente se fundamentó en la notable disminución de las capturas desde 2005, por lo que, en 2013, se impone una veda y se establece en 19 cm la talla mínima de captura. La regulación ha sido inefectiva porque luego de siete años, las capturas no recuperaron niveles previos, aunado al incomprensible aumento de las artes de pesca (357 faenan en 2017). Finalmente, la pesca artesanal con chinchorro playero y la talla media de madurez de la especie explica la permanencia de la pesquería, la cual peligra por uso intensivo de cercos de argolla (*purse seine*), que deben restringirse.

PALABRAS CLAVE: sardina, *Sardinella aurita*, manejo pesquero, Venezuela.

ABSTRACT

The Spanish sardine *Sardinella aurita*, is the most important fishing resource in Venezuela, on Margarita Island it began its fishing and canning. This review estimates catch over nine decades and causes of fishing continuity. In 90 years, 4,386,758 tons were caught, a modest volume due to poor statistics. Three management ordinances have been enacted the first appeared after 40 years of activity in canning plants. The sardine industry has four periods, the first between 1927 and 1973 without fishing regulation and another three (1974-2005; 2006-2013 and 2014-2017) when the ordinances are applied. In each one the catch, annual average, operating gears, the capture per unit of effort and relevant investigations are considerate. The current regulation was based on the noticeable decrease in catches since 2005, which is why, in 2013, a ban was imposed and the minimum catch size was established at 19 cm. The regulation is ineffective because after seven years, the catches do not recover previous levels, in addition, it is incomprehensible to increase fishing gear (357 fishing in 2017). The artisanal fishing with beach seine (chinchorro) and the average maturity size of the species explain the permanence of the fishery, which endangered by the intensive use of purse seines that must be restricted.

KEYWORDS: Spanish sardine, *Sardinella aurita*, fishing management, Venezuela.

INTRODUCCIÓN

La sardina *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 es la especie íctica más cuantiosa del Caribe (Stromme y Saetersdal, 1989). Es el principal recurso pesquero venezolano, se captura en los estados Sucre y Nueva Esparta, donde comenzó su pesca en 1927 (Guzmán *et al.*, 2003) y enlatado en 1934 (Gómez *et al.*, 2008). Su abundancia se relaciona con la fertilidad marina por afloramiento de aguas, el río Orinoco y otros factores (Gómez y Acero, 2020). Las evaluaciones indican disponibilidad de 850 000 ton (Gerlotto y Ginés, 1988; Stromme y Saetersdal, 1989; Cárdenas y Achury, 2002) y biomasa de 1 300 000 ton (Cárdenas, 2003). En 2017 se cumplieron nueve décadas de pesquería, y sorprende que aún se explote sardina porque estuvo sin regulación durante casi 50 años estimándose su agotamiento en 1993 (FAO, 1963).

Desde 1996, las pesquerías mundiales han disminuido en 1,2 millones ton/año y se estimó su colapso en 2048 (Pauly y Zeller, 2017). Los “pequeños pelágicos” como la sardina, están casi agotados por la pesca industrial (Lluch-Belda *et al.*, 1989) por sobredemanda de harina de pescado. Además, tienen fuerte presión trófica porque son el “forraje” que alimenta a depredadores (Checkley *et al.*, 2017). En 2018, la captura mundial por pesca fue de 96 433 763 ton, los pequeños pelágicos alcanzaron 19 820 354 ton (FAO, 2020) constituyendo 20,6 % del total, siendo menor 33 % del 2000 (Pauly, 2009). En este siglo, siete especies de *Sardinella* (Froese y Pauly, 2020) tienen captura promedio de 1 017 400 ton/año (FAO, 2020). Hasta años recientes hubo consenso en subexplotación de sardina venezolana (Guzmán y Gómez, 2000; Mendoza y Guzmán, 2000; Freón y Mendoza, 2003) aunque la mayoría de los stocks estaban totalmente explotados (FAO, 1994). Las sardineras se consumen directamente (Christensen *et al.*, 2014), localmente es una situación real, siendo un importante alimento nacional. Es interesante contrastar la actividad sardinera durante 90 años y el colapso de la sardina en California, que desapareció (1968) ochenta años después de comenzar la pesca (Ueber y MacCall, 1992), que se reinició en 1990 y recolapsó en 2014 (Hill *et al.*, 2015).

La revisión tiene por objetivos estimar la captura del recurso en nueve décadas, se consideran cuatro períodos, el inicial sin regulación (1927-1973) y otros tres cuando se aplicaron ordenanzas de manejo. En cada uno se calcula la captura, su promedio, artes operativos, la captura por unidad de esfuerzo y citados estudios resaltantes. Se comentan causas de permanencia de la pesca y medidas para su continuidad.

INTRODUCTION

The sardine *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 is the most abundant fish species in the Caribbean (Stromme and Saetersdal, 1989). It is the main Venezuelan fishery resource, and it is captured in the states of Sucre and Nueva Esparta, where its fishing began in 1927 (Guzmán *et al.*, 2003) and its canning in 1934 (Gómez *et al.*, 2008). Its abundance is related to the marine fertility caused by water upwelling, the Orinoco River, and other factors (Gómez and Acero, 2020). Evaluations indicate the availability of 850 000 ton (Gerlotto and Ginés, 1988; Stromme and Saetersdal, 1989; Cárdenas and Achury, 2002) and a biomass of 1 300 000 ton (Cárdenas, 2003). As of 2017, fishery had been practiced for nine decades, which is surprising because it was unregulated for almost 50 years and depletion was estimated in 1993 (FAO, 1963).

Since 1996, fisheries around the world have decreased their yields to 1.2 million ton/year, and their collapse has been estimated for 2048 (Pauly and Zeller, 2017). ‘Small pelagics’ such as sardine have been almost depleted by industrial fishing (Lluch-Belda *et al.*, 1989) given the excess demand of fish flour. Furthermore, they undergo a strong trophic pressure since they are the forage that feeds predators (Checkley *et al.*, 2017). In 2018, the worldwide captures by fishing were 96 433 763 ton, and small pelagics reached 19 820 354 ton (FAO, 2020), which constitutes 20.6 % of the total, albeit lower than the 33 % reported in 2000 (Pauly, 2009). In this century, seven *Sardinella* species (Froese and Pauly, 2020) have reported average captures of 1 017 400 ton/year (FAO, 2020). Until recent years, there was a consensus on the underexploitation of Venezuelan sardine (Guzmán and Gómez, 2000; Mendoza and Guzmán, 2000; Freón and Mendoza, 2003), even though most stocks had been completely exploited (FAO, 1994). Sardine is directly consumed (Christensen *et al.*, 2014), which is locally valid, as it is an important national food. It is interesting to compare the sardine activity for 90 years and its collapse in California, where it disappeared (1968) 80 years after fishing began (Ueber and MacCall, 1992). Fishing was then resumed in 1990, and sardine recollapsed in 2014 (Hill *et al.*, 2015).

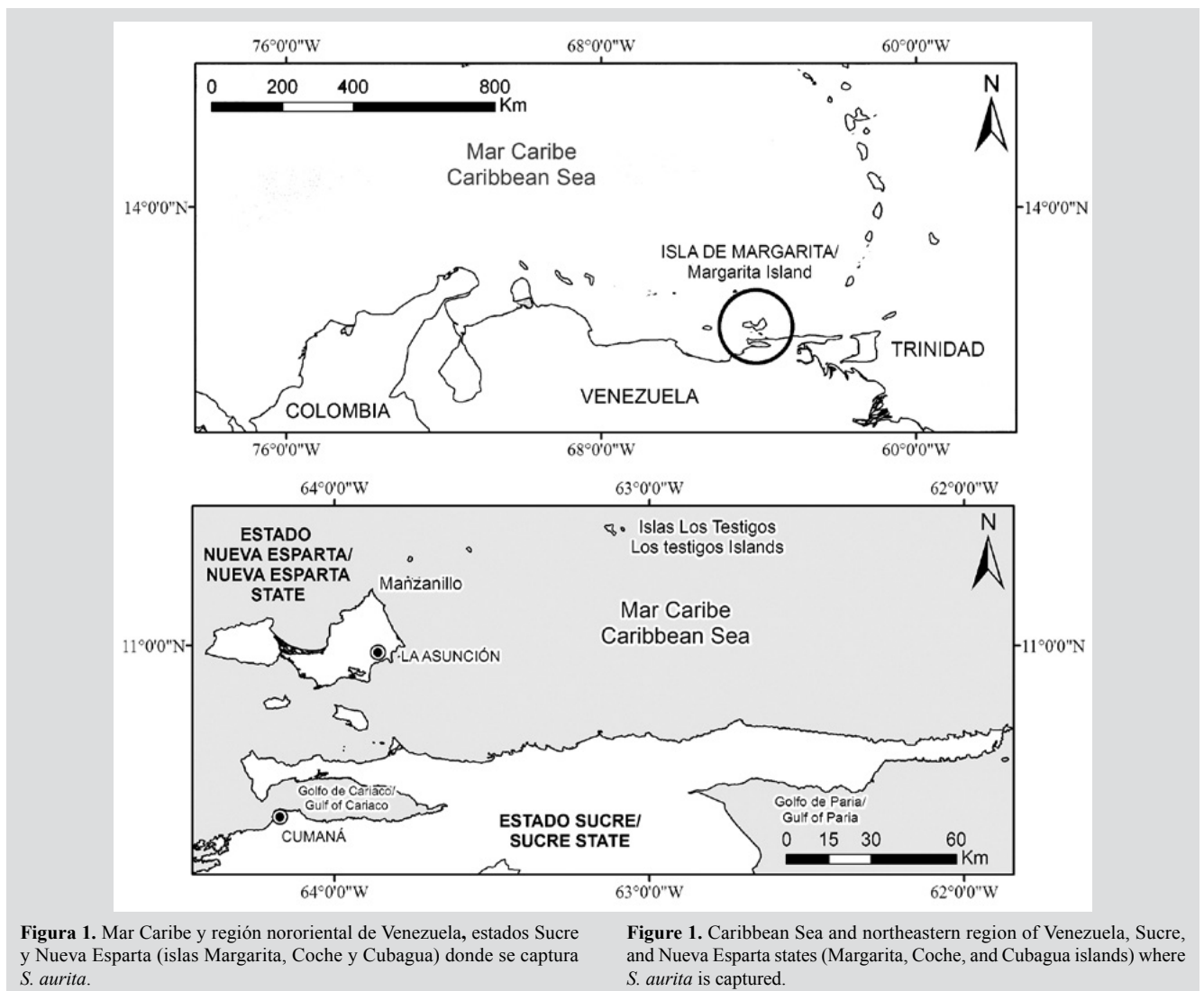
The objective of this review is to estimate the captures of this resource throughout nine decades. Four periods are considered: an initial, unregulated one (1927-1973) and other three in which handling regulations were applied. For each of them, the captures are calculated along with their average, their operating gears, and the captures by effort unit. Relevant studies are cited. The causes for the permanence of fishery and measures for its continuity are discussed.

ÁREA DE ESTUDIO

En Venezuela, la región nororiental la constituyen los estados Sucre y Nueva Esparta (Figura 1) siendo éstos los principales productores pesqueros que capturan 70 % del total nacional. Los caracteriza el afloramiento de aguas subsuperficiales que aumenta la fertilidad marina, propiciando riqueza pesquera y abundancia de especies filtradoras, como *S. aurita* que tiene crecimiento rápido (Gómez, 2001). La surgencia tiene numerosos estudios (Gómez y Barceló, 2014), abarca desde la península de Paria hasta isla La Tortuga (61° 50' a 65° 25' W) y el borde de la plataforma (11° 30' N) con área de 52 000–55 000 km² (Gómez, 1996; Castellanos *et al.*, 2002) que es donde vive la sardina. En zonas periféricas, se capturan peces depredadores de sardina como escómbridos, carángidos, trichiúridos, corifénidos, lutjánidos, istiofóridos, elasmobranquios, entre otros.

STUDY AREA

The northwestern region of Venezuela comprises the States of Sucre and Nueva Esparta (Figure 1), which are the main fisheries, as they capture > 70 % of the national total. They are characterized by the upwelling of subsurface waters, which increases marine fertility, promoting fishing richness and abundance of filtering species and the abundance of filtering species such as *S. aurita*, which has a rapid growth (Gómez, 2001). Numerous studies have been conducted on this upwelling (Gómez and Barceló, 2014). It spans from the Paria Peninsula to La Tortuga Island (61° 50' to 65° 25' W) and the edge of the continental shelf (11° 30' N), with an area of 52 000–55 000 km² (Gómez, 1996; Castellanos *et al.*, 2002), which is where the sardine lives. In peripheral areas, sardine-predating fish are captured, such as scombrids, carangids, trichiurids, coryphenids, lutjanids, istiophorids, elasmobranchs, among others.



MÉTODOS

La captura de sardina se estimó utilizando cifras oficiales que desde 1950 hasta 2012 cita FAO, con información remitida por autoridades pesqueras y también mencionadas en FishBase (Froese y Pauly, 2020); las capturas de 2012 a 2017 fueron facilitadas por Insopesca (Instituto Socialista de Pesca y Acuicultura de Venezuela). Para estimar la pesca entre 1927-1949 (sin registros), se consultó al propietario de la enlatadora que funciona desde 1944 en Margarita, asignando cifra igual para esos años. La aproximación a la captura por unidad de esfuerzo (cpue) anual de períodos, se estimó por el cociente entre captura promedio y número de artes, al final del lapso. Se menciona información publicada en revistas y libros, tesis y trabajos (ascenso) universitarios, informes científicos y de industria conservera.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

PERÍODO 1927-1973: durante 47 años no hubo regulación para pescar sardina. Entre 1927-1949 no hubo cifras; por consulta con dueño de enlatadora se estimó captura de 10 000 toneladas por año (ton/año), valor moderado porque en esa década operaban cinco conserveras en Sucre (Gaviota, Margarita, Productos Mar y CAIP) y El Faro en Margarita (Teobaldo Castañeda, Museo Marino, isla Margarita, Venezuela, 2017, Com. Pers.). En la década de 1950 el promedio fue 19 170 ton/año. Entre 1950-1973 la captura varió entre 8 400 (1954) y 47 500 ton (1973) y se pescaron 739 500 ton (promedio 34 662 ton/año), cifra mayor que desembarcos hasta 1966 (Simpson y Griffiths, 1967). Entre 1950-1957 y 1964-1973 los promedios fueron 30 000 y 40 000 ton/año (Freón *et al.*, 2003). En la década de 1960 la sardina enlatada fluctuó entre 22 300 y 25 300 ton/año, ocupando el cuarto lugar mundial (Griffiths y Simpson, 1967). En el periodo 1927-1973 la captura total fue 969 500 ton, siendo 230 000 ton en años sin registro y 739 500 ton entre 1950-1973, en estos últimos el promedio fue 30 812 ton/año, con esta cifra y 194 chinchorros faenando en 1970 (Etchevers, 1974) se estimó cpue de 159 ton/arte/a (Figura 2).

Desde la costa visualmente se localizaban los cardúmenes, el chinchorro tenía 200-300 m de longitud (altura 4-6 m) y se tendía usando botes con remos, encerrando la sardina. Faenaban hasta 20 pescadores que manualmente acercaban el arte con la sardina viva, lo fondeaban hasta 15 días. En embarcaciones (capacidad hasta 8 ton) se

METHODS

Sardine captures were estimated using official data from 1952 to 2012 as cited by FAO, with information submitted by fishing authorities and mentioned in FishBase (Froese and Pauly, 2020). Captures from 2012 to 2017 were provided by Insopesca (*Instituto Socialista de Pesca y Acuicultura de Venezuela*, Venezuelan Socialist Institute for Fishing and Aquaculture). To estimate fishing between 1927 and 1949 (no records), we consulted the owner of the cannery that has been in operation since 1944 in Margarita, thus assigning equal figures for those years. The approximation to the yearly catch per unit effort (cpue) for each period was estimated by means of the quotient of the average captures and the number of gears at the end of the interval. The information published in journals and books, theses and university works (promotion), and scientific and canning industry reports is mentioned.

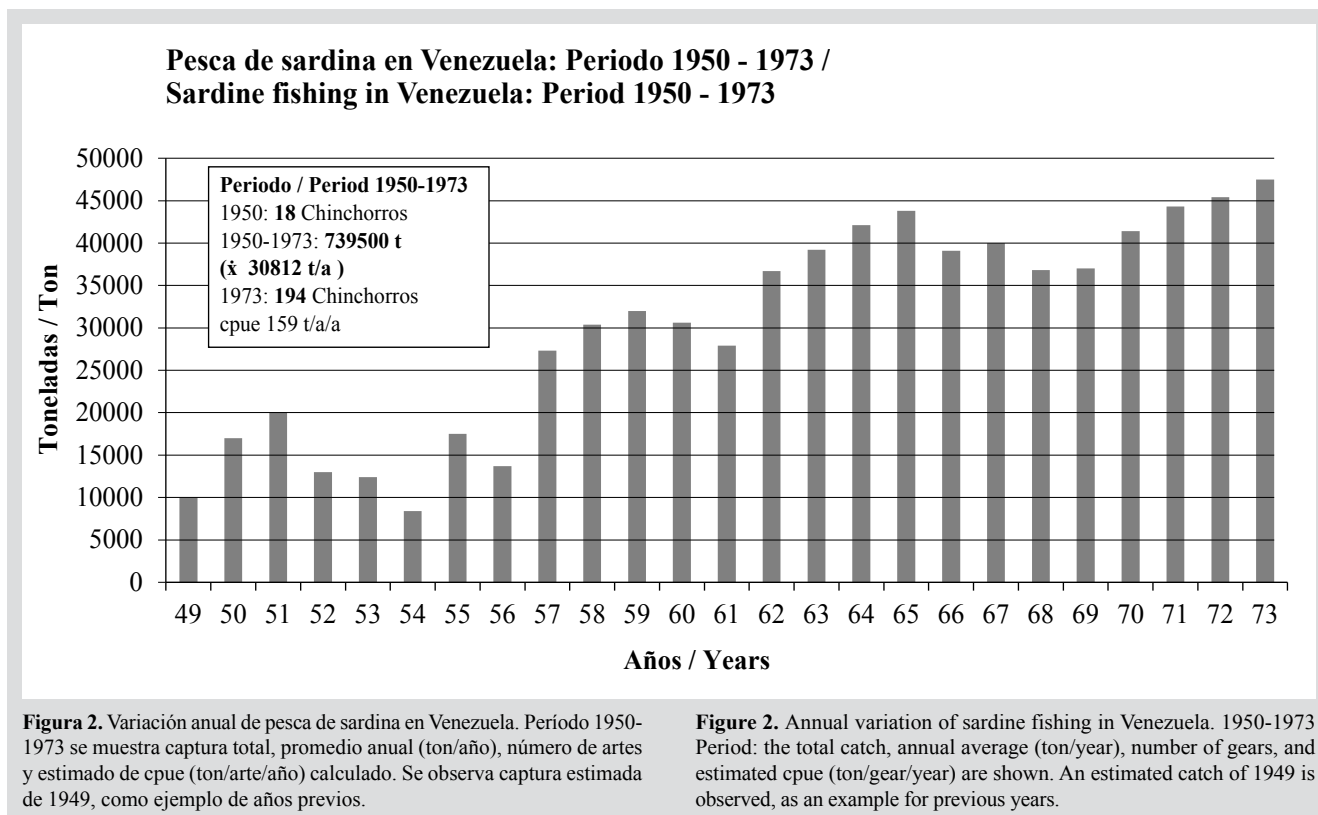
RESULTS AND DISCUSSION

1927-1973 PERIOD: For 47 years, there was no regulation for sardine fishing. There are no data for the period between 1927 in 1949. By consulting the owner of the cannery, captures amounting to 10 000 tons per year (ton/year) were estimated, a moderate value, since five canneries were operating in Sucre (Gaviota, Margarita, Productos Mar, and CAIP) during that decade, as well as El Faro in Margarita (Teobaldo Castañeda, Marine Museum, Margarita Island, Venezuela, 2017, Com. Pers.). In the 1950s, the average was 19 170 ton/year. Between 1950 and 1973, the catch ranged from 8 400 (1954) to 47 500 ton (1973). A total of 739 500 ton were fished (34 662 ton/year on average), a figure higher than the fish landings until 1966 (Simpson and Griffiths, 1967). Between 1950 and 1957, as well as between 1964 and 1973, the averages were 30 000 and 40 000 ton/year (Freón *et al.*, 2003). In the decade of 1960, canned sardine fluctuated between 22 300 and 25 300 ton/year, ranking fourth worldwide (Griffiths and Simpson, 1967). In the period between 1927 and 1973, the total captures were 969 500 ton, namely 230 000 ton for years with no record and 739 500 between 1950 and 1973. The average for the latter was 30 812 ton/year; with this figure, and with 194 *chinchorros* operating in 1970 (Etchevers, 1974), a cpue of 159 ton/gear/y was estimated (Figure 2).

The shoals could be located from the coast. The *chinchorros* was 200-300 m long (4-6 m high), and it would be extended using boats with oars, thus surrounding the sardines. Up to 20 fishermen operated in the area, who manually brought over with the live sardines, which was anchored for up to

transportaba a fábricas. Hasta 1966 la captura por calada varió entre 78 y 133 ton, el chinchorro se consideró primitivo pero eficiente (Griffiths y Simpson, 1967).

15 days. It was then transported to the factories in vessels (with a capacity of up to 8 ton). Up until 1966, the catch per haul varied between 78 and 133 ton. *Chinchorros* were regarded as primitive but efficient (Griffiths and Simpson, 1967).



En la década de 1950 comienzan los estudios por expertos internacionales, quienes identificaron la especie como *S. anchovia* y se capturaba con *S. brasiliensis* (Simpson y Griffiths, 1967); también clasificada (Martin y González, 1960) como *Clupanodon pseudohispanicus*; luego se aclaró que era *S. aurita* (Whitehead, 1973). Tiene variabilidad en altura del cuerpo y algunas características las determina la temperatura, porque larvas nacidas durante la surgencia tienen mayor talla (Etchevers, 1974). En el Atlántico oriental, la temperatura y vértebras tienen correlación negativa (Gheno y Poinsard, 1968). Desde 1950, la flota atunera utilizaba sardina como carnada (Griffiths y Simpson, 1967) también la artesanal de media altura (> 400 barcos). Algunas fábricas tuvieron artes para pescar, pero fue complejo y facilitaron que pescadores compraran botes y redes para intensificar la actividad. Realizaron cambios en chinchorros (longitud hasta 900 m; altura 16-20 m), en distancia de la costa (2-3 km) de faenas, la tracción motorizada para calar y remolcar artes, que aumentaron de 18 a 194 (Etchevers, 1974).

In the 1950s, international experts started to study this matter. They identified the species as *S. anchovia*, and it was captured along with *S. brasiliensis* (Simpson and Griffiths, 1967). It was also classified as *Clupanodon pseudohispanicus* (Martin and González, 1960), but it was later made clear that it was *S. aurita* (Whitehead, 1973). Its body height shows a great variability, and some of its features are determined by the temperature, given that larvae born during the upwelling are greater in size (Etchevers, 1974). In the Eastern Atlantic, temperature and vertebrae are negatively correlated (Gheno and Poinsard, 1968). Since 1950, the tuna fleet uses sardine as bait (Griffiths and Simpson, 1967), as well as the artisanal medium-height fleet (> 400 ships). Some factories had fishing gear, but this became a complex issue, so they made it easy for fishermen to buy boats and nets in order to intensify the activity. They made changes to the *chinchorros* (length of up to 900 m; 16-20 m height), to the distance from the coast for fishing (2-3 km), and to the motorized traction for setting and hauling gear, which increased from 18 to 194 (Etchevers, 1974).

Hacia 1950 se pusieron en funcionamiento fábricas conserveras que compraron maquinaria usada en California, por el colapso sardinero. Adquirieron equipos en Alemania, Suecia, Portugal y sistemas automatizados en España. Personal con experiencia en California, buscaron materia prima en otras latitudes (Popovici, 1964) e instalaron plantas en Perú, Chile y Suráfrica, también trasladaron barcos de pesca (Ueber y MacCall, 1992).

En la década de 1960 aparecen resultados de los primeros estudios: la sardina capturada desde 1957 no tuvo tendencia hacia menor talla, indicando no afectación por pesca (Simpson y Griffiths, 1967); el desove ocurría entre diciembre-abril (Simpson, 1963), encontrándose sardinas de 13,4 cm maduras (Simpson y González, 1967) y se estimó en 19,5 cm de longitud total (LT) la talla media (Lm 50 %) de madurez (FAO, 1963; Simpson, 1963). A pesar de conocer esta talla para manejar el recurso, no hubo regulación. También plantearon colapso de sardina en 1993 (FAO, 1963) porque la talla de captura era menor que la de madurez. El agotamiento preocupó a propietarios de fábricas y para expandir la explotación, fue prioritario conocer posibles capturas. En 1966, el gobierno decide evaluar el recurso (programa MAC-FAO-PNUD) estimando abundancia de cardúmenes y como capturarlos (Trujillo, 1975a). Con técnicas acústicas concluyeron que en enero-abril, los cardúmenes están costeros, citan áreas reproductivas (López, 1972) y sugieren variar la técnica de pesca (Odegaard, 1971a, 1971b). Mediante prospecciones aéreas cuantifican los cardúmenes, proponen cambiar arte y ampliar desembarques hasta 150 000 ton (Trujillo, 1975a, 1975b). Las evaluaciones reafirman áreas con mayores concentraciones (Martin y González, 1960), aconsejando pescar 200 000 ton (Ginés, 1972).

Las fábricas compraban sardina en lugar de pesca, la extraen con salabardos, depositándola en lanchas (capacidad 20-60 ton) para llevarla a las factorías. Desde 1950, las empresas remitían a autoridades las cifras de pesca, con base a la compra a pescadores (Trujillo, 1977; Freón y Mendoza, 2003). Hasta comenzar el siglo XXI, la Cámara Venezolana de Industria Enlatadora de Pesca (Cavenpesca) suministró la cantidad anual comprada (Freón y Mendoza, 2003a).

PERÍODO 1974-2005: finalizando 1973 aparece la primera ordenanza (Gaceta Oficial 30283 de 18/XII/1973) que estableció en 15 cm (LT) la talla de captura y permitió extraer 30 % de ejemplares con longitud inferior y 10 % de sardinas con menos de 12 cm (Novoa *et al.*, 1998; Freón

Around 1950, canning factories came into operation, which bought machinery used in California, given the sardine collapse. They acquired equipment from Germany, Sweden, and Portugal, as well as automated systems from Spain. The personnel, with experience in California, searched for raw materials in other latitudes (Popovici, 1964). They set up plants in Perú, Chile, and South Africa, and they also moved fishing boats (Ueber and MacCall, 1992).

In the 1960s, the results of the first studies emerged: the sardine captured since 1957 did not show a tendency towards a lower size, thus indicating that it was not affected by fishing (Simpson and Griffiths, 1967). Spawning occurred between December and April (Simpson, 1963), and mature, 13.4 cm sardines were found (Simpson and González, 1967). The mean total length (LT) maturity size (Lm 50 %) was estimated to be 19.5 cm (FAO, 1963; Simpson, 1963). Despite the fact that this size was known, which could have aided in managing this resource, there was no regulation. A sardine collapse was also proposed in 1993 (FAO, 1963) because the capture size was lower than the maturity size. Factory owners were worried about depletion, and, in order to expand exploitation, knowing about possible captures was prioritized. In 1966, the government decided to evaluate the resource (MAC-FAO-PNUD program) by estimating the abundance of shoals and determining how to capture them (Trujillo, 1975a). By means of acoustic techniques, it was concluded that the shoals are near-shore in January-April. Reproductive areas were cited (López, 1972), and changing the fishing technique was suggested (Oodegard, 1971a, 1971b). The shoals were quantified through aerial prospection. A gear change and a landing expansion of up to 150 000 ton were proposed (Trujillo, 1975a, 1975b). The evaluations reconfirmed the areas with greater concentrations (Martin and González, 1960), and fishing 200 000 ton was advised (Ginés, 1972).

The factories bought sardine; instead of fishing, the sardine was extracted with brailers and deposited on motorboats (20-60 ton capacity) to be taken to the factories. Since 1950, companies submitted their fishing data to the authorities based on purchases from fishermen (Trujillo, 1977; Freón and Mendoza, 2003). Until the beginning of the 21st century, the Venezuelan Chamber of the Canning Industry for Fishing (Cavenpesca) provided the annual purchased amount (Freón and Mendoza, 2003a).

1974-2005 PERIOD: at the end of 1973, the first ordinance appears (Gaceta Oficial 30283, 18 December 1973), which set the capture size at 15 cm (LT) and allowed extracting 30 % of the individuals with inferior length, as well as 10 % of sardines of less than 12 cm (Novoa *et al.*, 1998; Freón *et al.*, 2003b; Huq,

et al., 2003b; Huq, 2003). Sorprende que el primer manejo después de 47 años de pesquería permitiera pescar juveniles y su vigencia durante 32 años.

Las capturas tienen gran variación por estadísticas incompletas, como en todos los países (Pauly y Zeller, 2017). Entre 1973-1979 varió desde 22 835 ton (1974) hasta 47 608 ton (1975); en la década de los ochenta fluctuó entre 27 974 ton (1981) y 82 759 ton (1987), en la década de 1990 entre 56 949 ton (1990) y 186 060 ton (1998). En el lapso 2000-2005 varió desde 73 534 ton (2000) hasta 200 232 ton en 2004 (año de máxima captura). En 2005 comienza la crisis sardinera, la pesca disminuyó 50 % comparada con 2003-2004 y durante > 10 años fue inferior a 50 000 ton/año. La captura del período fueron 2 738 010 ton (promedio 85 563 ton/año), faenaban 246 artes (Figura 3). La cpue estimada en 348 ton/arte/a. Resulta incomprensible permitir la captura de juveniles (15 cm) e incluso de menor longitud, porque en 1973 se conocía el informe FAO de 1963, con talla media de madurez (19,5 cm) superior a la de pesca (< 15 cm). Pareciera que la ordenanza tenía por objeto agotar la sardina, quizás la industria influyó en imposición de talla por máquinas utilizadas para enlatar. La extensa vigencia del manejo puede relacionarse con la producción de harina de pescado, siempre con elevado precio internacional. En dicho período funcionaban 12 plantas procesadoras (Simpson y Griffiths, 1967).

2003). It is surprising that the first regulation after 47 years of fishing would allow juveniles to be fished and have a validity of 32 years.

Captures show great variation due to incomplete statistics, as in all countries (Pauly and Zeller, 2017). Between 1973-1979, they varied from 22 835 ton (1974) to 47 608 ton (1975). In the 1980s, they fluctuated between 27 974 ton (1981) and 82 759 ton (1987); and, in the 1990s, between 56 949 ton (1990) and 186 060 ton (1998). Between 2000 and 2005, they varied from 73 534 ton (2000) to 200 232 ton in 2004 (the year with the highest captures). The sardine crisis began in 2005. Fishing decreased by 50 % in comparison with 2003-2004, and it was lower than 50 000 ton/year for > 10 years. The captures for this period were 2 738 010 ton (85 563 ton/year on average), with 246 gears in operation (Figure 3). The estimated cpue was 348 ton/gear/y. It is beyond belief that the capture of juveniles (15 cm) and even of individuals shorter in length was allowed, given that, in 1973, the FAO report of 1963 was already known, which recognized a mean maturity size (19.5 cm) larger than that of fishing (< 15 cm). It would seem as though the ordinance intended to deplete the sardine. Perhaps the industry influenced the imposition regarding size due to the machines that were used for canning. The prolonged validity of the handling may be related to the production of fish flour, which has always had a high international price. During this period, 12 processing factories were in operation (Simpson and Griffiths, 1967).

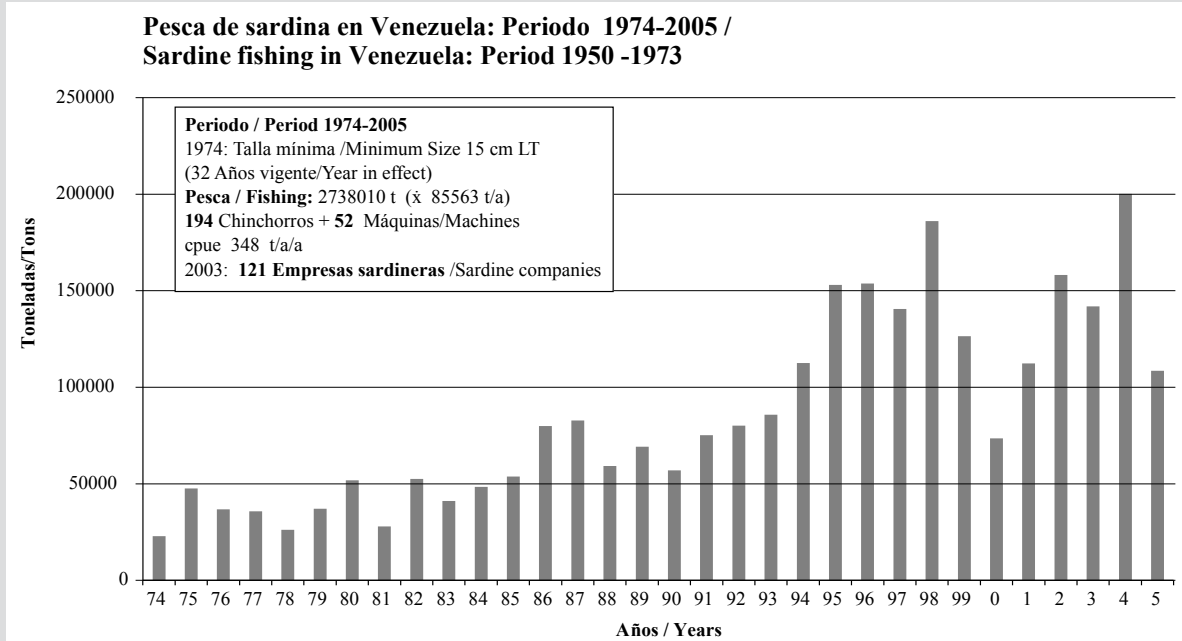


Figura 3. Variación anual de pesca de sardina en Venezuela, período 1974-2005. Se muestra captura total, promedio anual (t/a), número de artes, empresas y cpue ton/arte/año (t/a/a) calculado.

Figure 3. Annual variation of sardine fishing in Venezuela, 1974-2005 period. Total catch, annual average (t/a), number of gears, companies, and calculated cpue ton/gear/year (t/a/a) are shown.

Para aumentar las capturas era necesario cambiar el método de pesca (Etchevers, 1974), utilizaron *purse seines* con resultados escasos (Griffiths y Simpson, 1967). En Venezuela este arte se denomina “máquina de argolla, cerco de argolla, cerco sardinero o bolso” porque la relinga inferior tiene argollas por donde pasa un cabo (jareta) para cerrar la red. Localizada la sardina, se lanza al agua un extremo del arte, los cabos quedan en un bote auxiliar que rodea el cardumen y cierra la red inferior (Marval y Cervigón, 2009). Es similar al *purse seine* atunero, pero con longitud de hasta 400 m y altura 40 m (Gaceta Oficial 40308/2013); en Sucre faenaban 52 en 1996 (Barrios *et al.*, 2010).

Entre 1976 y 1989 las cifras de reclutamiento fueron desde 40–1000 millones de juveniles/año (Mendoza, 1996; Freón y Mendoza, 2003) hasta superiores a 3300 millones (González *et al.*, 2016). Con el número de sardinas por tonelada pescadas en calada record (Gómez y González, 2008) se calculó que en 2004 (pesca de 200 232 ton) fueron capturadas entre 2023 y 2344 millones de sardinas, debiéndose agregar mortalidad natural y consumo por depredadores. En 1978 reinician las cuantificaciones (Cárdenas, 2003) estimándose biomasa de 1,4 millones ton y sugieren explotación intensiva con otro arte (Gerlotto y Elguezábal, 1986; Gerlotto y Ginés, 1988). En 1988, el barco Fridjotf Nansen (NORAD/UNDP/FAO) hace prospecciones de biomasa entre Colombia y Surinam. En Venezuela estimaron 800 000 ton y 100 000 ton en Colombia (Stromme y Saetersdal, 1989). Entre 1995–1998 el barco Hermano Ginés ejecuta Proyecto VECEP (Comunidad Económica Europea) estimando biomasa de 1,3 millones ton y disponibles 855 000 ton (Cárdenas y Achury, 2002). Hasta 1998 se hicieron ~ 30 evaluaciones, coincidentes en estimados (Gerlotto y Ginés, 1988; Stromme y Saetersdal, 1989; Cárdenas y Achury, 2002).

Comenzando el siglo XXI se citan condición moderada y subexplotación del stock (Guzmán, 2000; Freón y Mendoza, 2003) y capturas sostenibles entre 160 000 y 470 000 ton/año (Mendoza y Guzmán, 2000). Se desbordan las actividades con sardina, ya que funcionaban siete empresas enlatadoras grandes, 25 medianas y pequeñas, 12 congeladoras, 32 picadoras (corte de cabeza, cola y vísceras para troncos de sardina) y 45 de salado-ahumado. En total 121 empresas que utilizaban 140 000 ton/año, incluyendo para carnada (5000 ton) y 18 000 ton para consumo directo (Gastón, 2003). Sardina congelada se exportó a Brasil, Costa Rica, Argentina y Asia. La industria consideraba que la sardina tenía importancia mundial, por disponer de 800 000 ton/año, pero se explotaba 17 % (Gastón, 2000). En

To increase the captures, it was necessary to change the fishing methods (Etchevers, 1974). Purse seines were used with scarce results (Griffiths and Simpson, 1967). In Venezuela, this gear is called ‘ring machine, ring fence, sardine fence, or bag’ because the inferior headrope has rings through which a rope is inserted in order to close the net. Once the sardines are located, and end of the gear is thrown into the water, and the lines remain in the auxiliary boat surrounding the shoal and closing the inferior net (Marval and Cervigón, 2009). It is similar to the tuna purse seine, albeit with a length of up to 400 m and a height of 40 m (Gaceta Oficial 40308/2013). 52 of these were fishing in Sucre in 1996 (Barrios *et al.*, 2010).

Between 1976 and 1989, the recruitment figures went from 40–1000 million juveniles/y (Mendoza, 1996; Freón and Mendoza, 2003) to over 3300 million (González *et al.*, 2016). With a record number of sardines per ton that were fished in a catch (Gómez and González, 2008), it was calculated that, in 2004 (200 232 ton fished), between 2023 and 2344 million sardines were captured, to which natural mortality and predator consumption had to be added. In 1978, quantifications were resumed (Cárdenas, 2003). A biomass of 1.4 million ton was estimated, and intensive exploitation with other gears was suggested (Gerlotto and Elguezábal, 1986; Gerlotto and Ginés, 1988). In 1988 the Fridjotf Nansen (NORAD/UNDP/FAO) ship conducted biomass prospection activities between Colombia and Surinam. 800 000 ton in Venezuela and 100 000 ton in Colombia were estimated (Stromme and Saetersdal, 1989). Between 1995 and 1998, the Hermano Ginés ship executed the VECEP Project (European Economic Community), estimating a biomass of 1.3 million ton, with 855 000 ton available (Cárdenas and Achury, 2002). Until 1998, ~ 30 evaluations were carried out, which agreed on their estimates (Gerlotto and Ginés, 1988; Stromme and Saetersdal, 1989; Cárdenas and Achury, 2002).

At the beginning of the 21st century, an underexploited stock that was also under moderate conditions was cited (Guzmán, 2000; Freón and Mendoza, 2003). Sustainable captures were between 160 000 and 470 000 ton/year (Mendoza and Guzmán, 2000). Sardine-related activities surged, given that seven major canneries, along with 25 medium- and small-sized ones, 12 freezing companies, 32 cutting enterprises (cutting the head, tail, and guts off to obtain sardine torsos), and 45 salting-smoking ventures were in operation. A total of 121 companies utilized 140 000 ton/year, which includes 5000 ton for bait and 18 000 ton for direct consumption (Gastón, 2003). Frozen sardine was exported to Brazil, Costa Rica, Argentina, and Asia. The industry considered sardine to be of worldwide

2004 se pescaron 200 232 ton, pero se utilizaban 140 000 ton/año (Gastón, 2003), siendo posible el no registro de 60 232 ton (Rueda-Roa *et al.*, 2017) tal vez en Sucre, porque en Nueva Esparta se hicieron registros minuciosos (Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008). En 2006 se agudiza la crisis sardinera (Figs. 4 y 5), en una decada las capturas anuales no superan 50 000 ton.

PERÍODO 2006-2013: la segunda ordenanza (Gaceta Oficial 38377 de 10/I/2006) aumenta a 17 cm talla de captura, con límite de 200 000 toneladas. Quizás las autoridades aceptan que la captura podría alcanzar 25 % del stock (Cárdenas, 2000). A pesar de la crisis (Figura 4 y 5) las capturas variaron entre 36 157 ton (2008) y 63 426 ton (2006), se totalizaron 373 645 ton (promedio 46 706 ton/año) y se faenaban 294 artes. La cpue estimada en 159 ton/arte/a.

importance, as 800 000 ton/year were available, but only 17 % were exploited (Gastón, 2000). In 2004, 200 032 ton were fished, but only 140 000 ton/year were used (Gastón, 2003), which might have enabled the fact that 60 232 ton were not registered (Rueda-Roa *et al.*, 2017) –perhaps in Sucre, because thorough records were kept in Nueva Esparta (Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008). In 2006, the sardine crisis intensified (Figs. 4 and 5). For a decade, the annual captures did not exceed 50 000 ton.

2006-2013 PERIOD: the second ordinance (Gaceta Oficial 38377, 10 January 2006) increased the capture size to 17 cm, with a limit of 200 000 tons. Perhaps the authorities acknowledged that the captures could reach 25 % of the stock (Cárdenas, 2000). In spite of the crisis (Figures 4 and 5), the captures varied between 36 157 ton (2008) and 63 426 ton (2006), for a total of 373 645 ton (46 706 ton/year) with 294 gears in operation. The cpue was estimated to be 159 ton/gear/y.

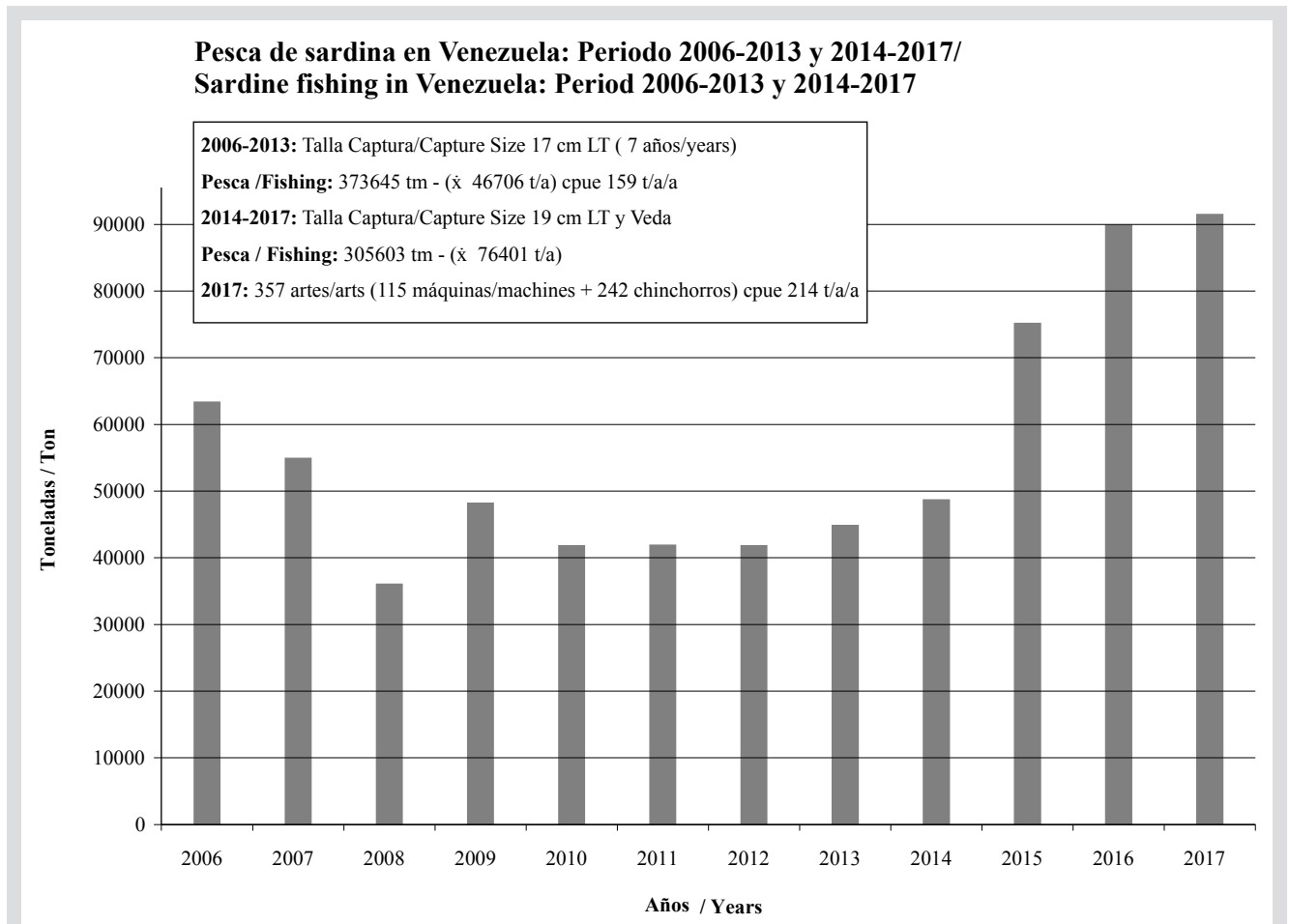


Figura 4. Variación anual de pesca de sardina en Venezuela. Periodo 2006-2013 vigencia de segunda ordenanza (talla de captura 17 cm LT) y tercera ordenanza desde 2014 (talla de captura 19 cm y veda). Se muestra captura total, promedio anual (ton/año), artes operativas y cpue (ton/arte/a) calculado.

Figure 4. Annual variation of sardine fishing in Venezuela. Period 2006-2013, during the validity of second ordinance (catch size 17 cm LT) and the third one since 2014 (catch size 19 cm and ban). Total catch, annual average (ton/year), operating gears, and calculated cpue (ton/gear/y) are shown.

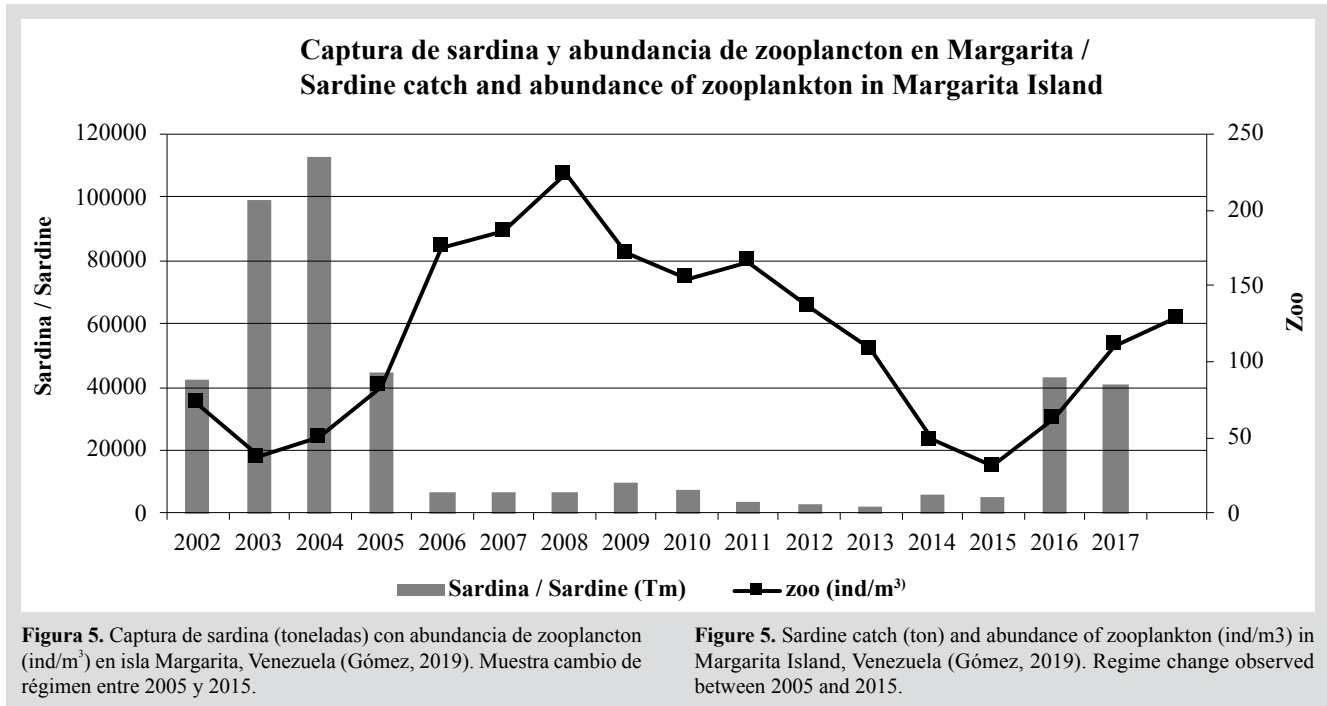


Figura 5. Captura de sardina (toneladas) con abundancia de zooplancton (ind/m³) en isla Margarita, Venezuela (Gómez, 2019). Muestra cambio de régimen entre 2005 y 2015.

Figure 5. Sardine catch (ton) and abundance of zooplankton (ind/m³) in Margarita Island, Venezuela (Gómez, 2019). Regime change observed between 2005 and 2015.

La talla de captura se aumentó a 17 cm con reservas, por considerar realidad que ~20 cm es la talla media de madurez (FAO, 1963; Freón y Mendoza, 2003). Pero varias investigaciones concluyen que es < 17 cm, porque en el intervalo 162-166,9 mm, la frecuencia acumulada de individuos maduros fue 62,15 % en hembras y 65,29 % en machos (Kortnik, 2005; Kortnik y Posada, 2006), igual talla de madurez se ha determinado en Atlántico oriental (Quaatey y Maravelius, 1999; Gaamour *et al.*, 2004; Tsikliras y Antonopoulou, 2006; Mustac y Sinovcic, 2012). Si la talla media de reproducción no fuera < 17 cm, la sardina venezolana se hubiera agotado, como plantearon (FAO, 1963, 1979). En 2009 la última evaluación indicó decrecimiento en la abundancia de sardina (Mendoza, 2015) variando entre 81 040 y 289 940 ton, por tanto, recomendaron disminuir esfuerzo y captura (Gassman *et al.*, 2012b).

PERÍODO 2014-2017: la tercera ordenanza (Gaceta Oficial 40308 de 4/XII/2013) establece veda (tres meses) y aumenta a 19 cm la talla de captura. La pesca varió entre 48 777 ton (2014) y 91 565 ton (2017) capturándose 305 603 ton (promedio 76 401 ton/año) (Figura 4). La cpue fue 214 ton/arte/a. En Sucre operaban 100 cercos (*purse seines*) en 2015 (Gaceta Oficial 40573/2015) aumentaron a 115 en 2017 y autorizados 242 chinchorros (Gaceta Oficial 41295/2017) en total 357 artes.

La *Sardinella aurita* se reproduce todo el año; en pocas horas el índice gonadosomático aumenta de 5 % a

The capture size was increased to 17 cm with some restraints, as it was considered as a fact that ~20 cm is the mean maturity size (FAO, 1963; Freón and Mendoza, 2003). However, several studies have concluded that it is < 17 cm because, within the 162-166,9 mm interval, the cumulative frequency of mature individuals was 62.15 % in females and 65.29 % in males (Kortnik, 2005; Kortnik and Posada, 2006). The same maturity size has been determined in the Eastern Atlantic (Quaatey and Maravelius, 1999; Gaamour *et al.*, 2004; Tsikliras and Antonopoulou, 2006; Mustac and Sinovcic, 2012). If the mean reproduction size were not < 17 cm, Venezuelan sardines would have already been depleted, as argued by FAO (1963, 1979). In 2009, the last assessment indicated a decrease in the abundance of sardine (Mendoza, 2015), varying between 81 040 and 289 940 ton. Therefore, reducing the efforts and captures was recommended (Gassman *et al.*, 2012b).

2014-2017 PERIOD: the third ordinance (Gaceta Oficial 40308, 4 December 2013) established a ban (three months) and increased the capture size to 19 cm. The catch varied between 48 777 ton (2014) and 91 565 ton (2017), with 305 603 ton being captured (76 401 ton/year on average) (Figure 4). The cpue was 214 ton/gear/y. In Sucre, 100 fences (*purse seines*) were in operation in 2015 (Gaceta Oficial 40573/2015), which increased to 115 in 2017, along with 242 *chinchorros* being authorized (Gaceta Oficial 41295/2017), for a total of 357 gears.

Sardinella aurita breeds all year; in a few hours, the gonadosomatic index increases from 5 to 20 % (Somarakis

20 % (Somarakis *et al.*, 2004). Por ello, son cuestionables los índices gonadales mensuales o quincenales y equivocados los manejos planteados. Además, tiene desoves parcelados; cada día expulsa ovocitos maduros (Alheit, 1993), alrededor del 10 % de los presentes en gónadas (Bernal *et al.*, 2011). Las autoridades pesqueras aceptan que la reproducción es entre diciembre-abril, como concluyeron hace 60 años (Simpson, 1963).

La talla de captura establecida en la tercera ordenanza (19 cm) es menor a la de madurez aceptada (20 cm); la ordenanza fue incoherente, equivocada y alejada de la realidad biológica. Su aplicación afectó a pescadores, fábricas y consumidores que adquirirían grandes cantidades de sardina, por precio asequible. Se cuestiona la veda establecida comenzando el año, porque estudio de 11 años realizado sobre la abundancia de huevos de sardina en el plancton, indica mayor reproducción entre octubre y diciembre (Gómez, 2015) y conforme con otro estudio, se concluye que las sardinas (talla > 17 cm) tienen más lípidos en meses después de la surgencia (Tornes *et al.*, 1971) siendo esta la estrategia reproductiva particular (Freón *et al.*, 1997, 2003a).

El manejo vigente no es ecosistémico, quizás consideran la sardina como variable independiente en modelos uniespecíficos fracasados, pero es otra especie afectada por el ambiente. Son instructivas las fluctuaciones sardineras en California, desde 2000 años antes de iniciar la pesca (Baumgartner *et al.*, 1992), en regiones con surgencia los pequeños pelágicos tienen variaciones de biomasa por cambios ambientales (Rykaczewsky y Checkley, 2008). La crisis venezolana comenzó en 2005, pero entre 2006 y 2013 (Figura 4) las capturas fueron 373 645 ton (promedio 46 706 ton/año). Siendo innecesario aumentar la talla de captura porque quizás ocurría una fluctuación natural (Gómez, 2016, 2018a) y el manejo sin aproximar la pesca al ecosistema (García, 2000; Essington *et al.*, 2015). Se cita colapso de la sardina por sobrepesca en la costa (Rueda-Roa *et al.*, 2017), las capturas descendieron notablemente comparadas con 2003-2004, pero sin ocurrir colapso (*sensu stricto*). La disminución de capturas fundamentó el manejo actual, siendo incomprensible autorizar aumento de artes, en 2017 faenaban 357. La ordenanza debió tener buenos resultados luego de dos o tres años, porque el reclutamiento ocurre a seis meses de edad y madurez sexual al año (Freón *et al.*, 2003a; Mendoza *et al.*, 2003). Los clupéidos explotados se recuperaron rápido (Hutchings, 2000).

Entre 2015 y 2017 ocurrió recuperación moderada de la pesca (promedio 85 609 ton) y cálculos preliminares

et al., 2004), which is why the monthly or biweekly gonad indices are questionable and the proposed handling is wrong. Moreover, this species has parceled spawning; it releases mature oocytes every day (Alheit, 1993), around 10 % of those present in the gonads (Bernal *et al.*, 2011). The fishing authorities acknowledge that reproduction takes place between December and April, as concluded 60 years ago (Simpson, 1963).

The established capture size of the third ordinance (19 cm) is lower than that accepted for maturity (20 cm). This ordinance was incoherent and wrong, and it strayed from biological reality. Its implementation affected fishermen, factories, and consumers who acquired large amounts of sardine at an affordable price. The ban issued at the beginning of the year is questioned because an 11-year study conducted on the abundance of sardine eggs in plankton indicates a higher reproduction between October and December (Gómez, 2015). Moreover, according to another study, it is concluded that sardines > 17 cm in size have more lipids in the months after the upwelling (Tornes *et al.*, 1971) which constitutes a particular breeding strategy (Freón *et al.*, 1997, 2003a).

The current handling is not ecosystemic. Perhaps sardine is considered to be an independent variable in failed monospecific models, but it is another species that is affected by the environment. The sardine fluctuations in California are a lesson. Since 2000 years before fishing began (Baumgartner *et al.*, 1992), small pelagics showed biomass variations due to environmental changes in regions with upwelling (Rykaczewsky and Checkley, 2008). The Venezuelan crisis began in 2005, but, between 2006 and 2013 (Figure 4), the captures were 373 645 ton (46 706 ton/year on average). It became unnecessary to increase the capture size because a natural fluctuation was perhaps taking place (Gómez, 2016, 2018a), as well as to handle fishing without approaching the ecosystem (García, 2000; Essington *et al.*, 2015). A sardine collapse due to overfishing was cited at the coast (Rueda-Roa *et al.*, 2017). The captures noticeably decreased in comparison with 2003-2004, albeit without a collapse (*sensu stricto*). The decrease in captures laid the foundations for the current handling. It is beyond understanding that an increase in gears was authorized in 2017 (with 357 in operation). The ordinance must have had good results after two or three years, given that recruitment takes place at six months of age and sexual maturity upon the year (Freón *et al.*, 2003a; Mendoza *et al.*, 2003). The exploited clupeids recovered quickly (Hutchings, 2000).

Between 2015 and 2017, fishing moderately recovered (85 609 ton), and the preliminary cpue calculations seem to prove it, given the increase from 159 to 214 ton/gear/yr

de cpue parece demostrarlo, por incremento de 159 a 214 ton/arte/a (Figura 4). Desde 2014, la mayor fertilidad favoreció aumento del recurso (Gómez *et al.*, 2016) a diferencia de años previos (Gómez *et al.*, 2012; Gómez y Barceló, 2014). Se sugiere no cambiar las medidas (González *et al.*, 2016), siendo delicado por el amplio consumo de sardina. El manejo ha sido inefectivo, por no recuperarse capturas obtenidas entre 2000-2004 (promedio 137 237 t) (Figura 3) quizás pudieron obtenerse disminuyendo los cercos de argolla y el esfuerzo.

Los periodos de pesca considerados indican incremento de cpue, fue 159 (ton/arte/a) entre 1950-1973, aumenta a 348 en 1974-2005, disminuye a 159 en 2006-2013 (crisis) y asciende a 214 ton/arte/a entre 2014 y 2017 (Figuras 2, 3, 4). Aceptando el esfuerzo como captura por lance, en el lapso 1973-1989 varió entre 27,46 y 54,03 ton/lance (Freón *et al.*, 2003b); mientras que en Margarita entre 2002-2005 se capturaron 168 204 ton en 1552 lances (Gómez, 2006) calculando cpue entre 88,94 y 130,10 ton/lance (promedio 108,38 ton). Se desconoce el esfuerzo en Sucre, en donde predomina uso de máquinas. La captura por lance puede ser índice de abundancia, a pesar de las incertidumbres (Guzmán *et al.*, 2003) porque la sardina se reagrupa al perturbar el cardumen (Freón *et al.*, 2003a).

La captura de sardina se ha relacionado con la surgencia, mediante regresión la relacionan con vientos y establecen que captura, esfuerzo y surgencia tienen alto coeficiente de determinación, sin considerarse prueba válida, porque el esfuerzo usado no permite observarlo sin capturas, contrario al convencional; la regresión confirma influencia de surgencia con capturas (Freón *et al.*, 2003b). Se menciona mayor disponibilidad de sardina durante la surgencia, por correlación positiva entre viento y captura (González *et al.*, 2007) aunque determinada negativa previamente (Trujillo, 1980). Otros estudios no verifican correlaciones entre biomasa sardinera con nutrientes y temperatura (Cárdenas y Achury, 2000; Rueda-Roa *et al.*, 2017). Los investigadores pesqueros consideran difícil relacionar factores ambientales con capturas, porque la surgencia e influencia del Orinoco alternan sus máximos, con productividad elevada todo el año (Freón *et al.*, 1997).

En nueve décadas de explotación de sardina se estima captura de 4 386 758 ton que aumentaría a 5 746 653 ton agregando la subestimación (31 %). Al comparar captura oficial con producción de sardina enlatada y harina (Trujillo, 1977). Durante 1950-2017 se pescaron 4 156 758 ton, cifra menor que captura de *S. brasiliensis* en Brasil (5 019 089

(Figure 4). Since 2014, the increased fertility has favored an increase in the resource (Gómez *et al.*, 2016), unlike previous years (Gómez *et al.*, 2012; Gómez and Barceló, 2014). Not changing the measures is suggested (González *et al.*, 2016), a delicate matter given the widespread consumption of sardine. The handling has been ineffective, as the captures obtained between 2000 and 2004 have not been recovered (137 237 ton on average) (Figure 3), which may have been achieved by reducing the ring seines and the effort.

The considered fishing periods indicate an increase in the cpue: it was 159 ton/year/y between 1950 and 1973; it increased to 348 in 1974-2005; it decreased to 159 in 2006-2013 (crisis); and it increased to 214 between 2014 and 2017 (Figures 2, 3, 4). Assuming the effort to be the catch per set, between 1973 and 1989, it varied between 27.46 and 54.03 ton/set (Freón *et al.*, 2003b), whereas, in Margarita, between 2003 and 2005, 168 204 ton were captured in 1552 sets (Gómez, 2006), that is, a cpue between 88.94 and 130.10 ton/ set (108.38 ton on average). The effort in Sucre (where the use of purse seines prevails) is unknown. The catch per set may be an indicator of abundance despite the uncertainties (Guzmán *et al.*, 2003) because sardine regroup once the shoal is upset (Freón *et al.*, 2003a).

Sardine captures have been associated with upwelling. By means of regression, it has been related to the winds, and it has been established that captures, effort, and upwelling have a high determination coefficient, even though this is not considered to be a valid proof because the effort employed is not observable without considering the captures, unlike the conventional one. The regression confirms the influence of upwelling with the captures (Freón *et al.*, 2003b). A higher availability of sardine during upwelling has been mentioned, considering the positive correlation between wind and captures (González *et al.*, 2007), although it was previously found to be negative (Trujillo, 1980). Other studies do not verify the correlations between sardine biomass and nutrients and temperature (Cárdenas and Achury, 2000; Rueda-Roa *et al.*, 2017). Fishing researchers find it difficult to relate environmental factors to captures because the upwelling and the influence of the Orinoco alternate their maximums, with a high productivity throughout the year (Freón *et al.*, 1997).

In nine decades of sardine exploitation, a capture of 4 386 758 ton is estimated, which may increase to 5 746 653 ton by adding the underestimation (31 %). This, by comparing the official captures with the production of canned sardine and flour (Trujillo, 1977). Between 1950 and 2017, 4 156 758 ton were fished, a figure lower than the captures of *S. brasiliensis* in Brazil (5 019 089 ton) and very low in comparison with the

ton) y muy baja comparada con pesca (33 millones ton) de *Brevoortia patronus* (Golfo de México) (Tabla 1), ambas se explotan en Área 31 FAO. No significa que la sardina venezolana esté subexplotada, sino que plantea deficiencias en cifras de pesca y subestimación mayor. La variación es por estadísticas no confiables (Nascimento y Rojas, 1971; Guzmán *et al.*, 2003). El manejo del recurso tendrá falencias mientras se desconozcan capturas reales.

Tabla 1. Captura (ton) de *Sardinella aurita* en Venezuela en lapsos 1950-2017 y 2000-2017, comparada con captura global de la especie, con *S. brasiliensis* del Brasil y sardina *Brevortia patronus* (Golfo de México) en Área 31 (Fuente FAO, 2020; Froese y Pauly, 2020). En paréntesis el promedio ton/año.

Especie y lugar / Specie and location	Captura / Capture 1950-2017	Captura / Capture 2000-2017
<i>Sardinella aurita</i> (Venezuela)	4 156 758 ton-(61 129 ton año ⁻¹ / ton year ⁻¹)	1 374 900 ton-(76 383 ton año ⁻¹ / ton year ⁻¹)
<i>Sardinella aurita</i> (global)	17 825 077 ton-(262 133 ton año ⁻¹ / ton year ⁻¹)	6 909 653 ton-(383 870 ton año ⁻¹ / ton year ⁻¹)
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Brasil)	5 019 089 ton-(73 810 ton año ⁻¹ / ton year ⁻¹)	990 724 ton-(55 040 ton año ⁻¹ / ton year ⁻¹)
<i>Brevortia patronus</i> (Golfo de México / Gulf of Mexico)	32 985 516 ton-(485 081 ton año ⁻¹ / ton year ⁻¹)	8 883 462 ton-(493 526 ton año ⁻¹ / ton year ⁻¹)

En el periodo 1950-2017 la captura mundial de *S. aurita* fueron 17 825 077 ton, en Venezuela capturaron 4 156 758 ton (Tabla 1) siendo 23,3 %. Las capturas del presente siglo (2000-2017) fueron 6 909 653 ton y 19,9 % (1 374 900 ton) en Venezuela, a pesar de crisis. La captura venezolana es baja comparada con sardinias importantes como alimento, ejemplo entre 2000-2017 las capturas de *Sardina pilchardus* y *Clupea harengus* fueron 19 126 441 y 34 039 392 ton (FAO 2020) y la de *S. aurita* local equivalente a 7,2 % y 4,0 % de esas especies. Por lo tanto, debe reconsiderarse disponer de un recurso sardinero mundialmente importante (Gastón, 2000), pero suministra alimento directo al país y abastecidas enlatadoras por casi 90 años. Se tiene riqueza pesquera única en el Caribe, que es un mar pobre en recursos extraíbles (Gómez, 1996, 2001). Se cita que en Venezuela (2017) se capturaron 126 400 F de sardina (FAO, 2020) la F significa estima por no recibir cifra oficial, en realidad fueron 91 565 ton (Figura 4).

La crisis sardinera venezolana fue causada por un cambio de régimen ecológico que afectó la producción pelágica, verificado en el plancton, localmente ocurrió disminución en biomasa del fitoplancton (Gómez *et al.*, 2014) y variación en abundancia y composición del zooplancton (Gómez 2018a, 2019) (Figura 5). Las larvas y juveniles de sardina tienen alimentación selectiva de zooplancton pequeño, luego son filtradores de células grandes del fitoplancton, pero durante la crisis predominaron las formas de menor tamaño

fishing (33 million ton) of *Brevoortia patronus* (Gulf of Mexico) (Table 1). Both of these are exploited in Area 31 FAO. This does not mean that the Venezuelan sardine is underexploited; it evidences deficiencies in fishing figures, as well as a higher underestimation. The variation is due to non-reliable statistics (Nascimento and Rojas, 1971; Guzmán *et al.*, 2003). The handling of the resource will be faulted as long as the real captures remain unknown.

Table 1. Capture (ton) of sardine *Sardinella aurita* in Venezuela between 1950-2017 and 2000-2017, compared to the global catch of the species, with *S. brasiliensis* from Brazil and the Gulf menhaden *Brevortia patronus* (Gulf of Mexico) in Area 31 (Source FAO, 2020; Froese and Pauly, 2020). Average ton/year in parentheses.

Between 1950 and 2017, the global captures of *S. aurita* were 17 825 077 ton. In Venezuela, 4 156 758 ton were captured (Table 1), which amounts to 23.3 %. The captures for this century (2000-2017) were 6 909 653 ton and 19.9 % (1 374 900 ton) in Venezuela, despite the crisis. The Venezuelan captures are low considering that sardine is an important food. For example, between 2000 and 2017 *Sardina pilchardus* and *Clupea harengus* captures were 19 126 441 and 34 039 392 ton, respectively (FAO, 2020), and those of *S. aurita* were equivalent to 7.2 and 4.0 percent of the species. Therefore, utilizing a globally relevant sardine resource must be reconsidered (Gastón, 2000), even though it has directly provided the country with food and supplied canneries for almost 90 years. There is a unique fishing wealth in the Caribbean, which is a sea poor in extractable resources (Gómez, 1996, 2001). It is cited that, in Venezuela (2017), 126 400 F of sardine were captured (FAO, 2020). The F represents an estimation, given that no official record was received; in reality, it was 91 565 ton (Figure 4).

The Venezuelan sardine crisis was caused by a change in the ecological regime which affected pelagic production, as verified through plankton. At a local level, a decrease in the phytoplankton biomass took place (Gómez *et al.*, 2014), as well as a variation in the abundance and composition of zooplankton (Gómez 2018a, 2019) (Figure 5). Sardine larvae and juveniles selectively feed on small zooplankton. They filter large phytoplankton cells, but, during the crisis, smaller sizes

(Pinckney *et al.*, 2015), inapropiadas para los reclutas. Las surgencias fuertes favorecen al fitoplancton de mayor tamaño, el adecuado para la sardina (Gómez, 2015).

Se menciona que la sardina colapsó porque en meses más cálidos (septiembre-octubre) los cardúmenes se acercan a la costa (< 10 km) y son capturados fácilmente, ocurriendo sobrepesca (Mendoza, 2015; Rueda-Roa *et al.*, 2017). Lo anterior quizás ocurrió en Sucre, empleando cercos de argolla (*purse seine*); en Nueva Esparta se pesca con chinchorro hasta tres kilómetros de la costa, en 2003-2004 las mayores capturas fueron en junio-julio (Gómez, 2006, 2008) cuando abundó el fitoplancton (densidad > 100 000 cél/ml), en septiembre-octubre fue menor (Cellamare y Gómez, 2007). La sardina no ha colapsado, según indica la pesca entre 2006 y 2014 (Figura 4), pues ocurrió fluctuación poblacional por cambio de régimen que afecta a peces filtradores y comprobado por colapsos (Alheit *et al.*, 2009; Jiao, 2009; Deyle *et al.*, 2013; Kelly *et al.*, 2016).

FACTORES QUE PERMITEN PERMANENCIA DE LA PESCA DE SARDINA DURANTE 90 AÑOS Y PELIGRO DE SU CONTINUIDAD

Desde 1927 se captura sardina, por pesca artesanal con chinchorro y su talla media de reproducción. Se alerta uso desmedido de cercos de argolla para capturarla, arte considerado artesanal, pero es un *purse seine*, como en pesquerías industriales.

1. Pesca de sardina con chinchorro en proximidad de la costa

En Margarita, la pesca ocurre desde tiempos precolombinos, hacia 1495 para Santo Domingo se embarcan chinchorros (arte mediterráneo llamado jábega o barredera) comunes desde el siglo XVI (Marval y Cervigón, 2009); en 1873 faenaban 12 (Suárez y Bethencourt, 1994). Las islas de Nueva Esparta se localizan en centro de la surgencia, explicando abundancia de sardina, inicio de pesca y enlatado. Existen obras sobre pesquerías y embarcaciones (Méndez-Arocha, 1963; Cervigón, 1983; Iriarte, 1997). Por importancia de la pesca artesanal, sus comunidades, asentamientos y caladeros, tienen protección constitucional en Venezuela, que, con la crisis pesquera mundial, se valoriza apropiada para la sustentabilidad (Marval y Cervigón, 2009) y aconsejan propiciar pesquerías artesanales, para que la pesca sea sostenible (Pauly, 2019).

prevailed (Pinckney *et al.*, 2015), which were inadequate for the recruits. Strong upwellings favor larger phytoplankton, which is adequate for sardine (Gómez, 2015).

It is mentioned that sardine collapsed because, in the warmer months (September-October), the shoals come closer to the coast (< 10 km) and are easily captured, which results in overfishing (Mendoza, 2015; Rueda-Roa *et al.*, 2017). This may have occurred in Sucre, where ring fences (*purse seine*) were used. In Nueva Esparta, *chinchorros* are used for fishing up to 3 km off the coast. In 2003-2004, the highest captures were in June-July (Gómez, 2006, 2008), when there was an abundance of phytoplankton (density > 100 000 cells/ml), and the lowest in September-October (Cellamare and Gómez, 2007). Sardine has not collapsed, as indicated by fishing between 2006 and 2014 (Figure 4), given that a population fluctuation occurred due to the regime affecting filtering fish, which was verified by real collapses (Alheit *et al.*, 2009; Jiao, 2009; Deyle *et al.*, 2013; Kelly *et al.*, 2016).

FACTORS THAT ALLOWED THE PERMANENCE OF SARDINE FISHING FOR 90 YEARS AND THE DANGERS TO ITS CONTINUITY

Since 1927, sardines have been caught by means of artisanal fishing with *chinchorros* and at their mean reproduction size. There have been warnings about the excessive use of ring fences to capture it, a gear that is considered to be artisanal but is instead a *purse seine*, as is the case of industrial fisheries.

1. Sardine fishing with *chinchorros* near the coast

In Margarita, fishing has been carried out since pre-Columbian times. *Chinchorros*, a Mediterranean gear called seine or trawl [*jábega* or *barredera*], were shipped to Santo Domingo in 1495. These were common since the 16th century (Marval and Cervigón, 2009), and, as of 1873, 12 of them were in operation (Suárez and Bethencourt, 1994). The islands of Nueva Esparta are located at the center of the upwelling, which explains the abundance of sardine, a reason for the start of fishing and canning activities. There are works about fisheries and vessels (Méndez-Arocha, 1963; Cervigón, 1983; Iriarte, 1997). Given the importance of artisanal fishing, these communities, settlements, and fishing grounds are protected by the Constitution of Venezuela, which, in light of the global fishing crisis, gains value as they are appropriate for sustainability (Marval and Cervigón, 2009); encouraging artisanal fisheries is therefore advised for fishing to be sustainable (Pauly, 2019).

En Nueva Esparta, la sardina se captura únicamente con chinchorros (Méndez-Arocha, 1963; Iriarte, 1997; Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008) la tracción fue manual, pero desde 1950 se utilizan motores. El arte tiene forma rectangular, consta de parte central (saco o copo) y dos laterales (mangas), su longitud supera 1000 m y altura 20-22 m. Desde 1990 faenan pescadores-buzos con equipo scuba para observar movimiento de cardúmenes e indicar operaciones para el lance y transporte del arte hacia la playa, para evitar obstáculos o reparar red. El record de captura en lance son 1655 ton a 300 m de la costa (Gómez y González, 2008).

Los pescadores ejercen pesca no agresiva, esperan que los cardúmenes se acerquen a la costa para encerrarlos con el chinchorro; si el cardumen transita por donde la profundidad supera 20 m, no pescan. El arte con la sardina viva se traslada hasta proximidad de la costa, donde se fondea (Figura 6); durante ~60 años el chinchorro fue el arte único. Se considera apropiado para la explotación porque realizada la captura, la sardina permanece viva para verificar talla por la autoridad, determinando si puede extraerse, en caso contrario se libera levando el chinchorro.

In Nueva Esparta, sardine is captured only with *chinchorros* (Méndez-Arocha, 1963; Iriarte, 1997; Gómez, 2006; Gómez *et al.*, 2008). Traction used to be manual, but motors have been used since 1950. The gear has a rectangular shape and consists of a central part (sack or codend) and two lateral ones (extension pieces). Its length is over 1000 m, and its height is 20-22 m. Since 1990, fishermen-divers are part of this operation, with scuba equipment to observe the movement of shoals and indicate operations for the setting and transport of the gear towards the beach in order to avoid obstacles or repair the net. The record capture in a set is 1655 ton at 300 m from the coast (Gómez and González, 2008).

The fishermen practice a non-aggressive type of fishing; they wait for the shoals to approach the coast in order to surround them with the *chinchorro*. If a shoal moves through an area that is over 20 m deep, they do not fish. The gears with the live sardines are transported to a place near the coast, where they are anchored (Figure 6). For around 60 years, *chinchorros* were the only gear in operation. They are considered to be appropriate for exploitation because, once the capture has taken place, sardines are kept alive in order for their size to be verified by the authorities, who determine if they can be extracted. Otherwise, the sardines are released by raising the *chinchorro*.



Figura 6. En isla Margarita cuando los cardúmenes de sardina se acercan a la costa, la capturan pescadores artesanales, permanece viva en el chinchorro, se verifica talla y se vende a fábricas enlatadoras, a embarcaciones pesqueras para carnada y en la playa a cavas refrigeradas.

Figure 6. In Margarita Island, when sardine shoals approach the coast, they are captured by artisanal fishers. They remain alive in the chinchorro, their size is verified, and they are sold to canning factories, to fishing boats for bait, and to refrigerated vehicles on the beach.

2. Talla media de reproducción de la sardina (< 17 cm LT)

Las autoridades pesqueras aceptan que la talla media de madurez son 20 cm (FAO, 1963; Guzmán *et al.*, 1998, 1999; Guzmán y Gómez, 2000; Freón y Mendoza, 2003; Mendialdúa, 2004; Gassman, 2005; Tagliafico, 2005). Por la crisis, aconsejaron veda y aumentar a 20 cm la talla de pesca (Tagliafico *et al.*, 2008; Gassman *et al.*, 2012a) que sería prohibir pescar la sardina, porque la talla de captura es menor de 20 cm (Gómez, 2018a). Varias investigaciones citaron menor talla de madurez (Haugen, 1969; Etchevers, 1974; Ramírez y Huq, 1986; Huq y Rodríguez, 1988) hasta estudio en Margarita, que la determina en < 17 cm (Kortnik, 2005; Kortnik y Posada, 2006) igual que en el Atlántico oriental (Quaatey y Maravelius, 1999; Gaamour *et al.*, 2004; Tsikliras y Antonopoulou, 2006; Mustac y Sinovcic, 2012), explicado por relación genética (De Donato *et al.*, 2005) y muestreo apropiado (Gómez, 2018a). En consecuencia, la talla mínima de captura debe ser 18 cm.

Si la talla media de reproducción de sardina no fuera < 17 cm hace años habría ocurrido la sobrepesca de reclutamiento, porque la talla de captura (19 cm) es inferior a la talla media de madurez aceptada ~20 cm. Luego de 90 años de explotación, todavía se pesca sardina porque se reproduce a menor longitud que la talla de captura (Gómez, 2018a). El insólito primer manejo (1973) permitió pescar sardinas juveniles (< 15 cm) durante 32 años, el recurso no se agotó por la captura con chinchorros. Si el arte de pesca hubiera sido el cerco de argolla, la sardina estuviera agotada, como se pronosticó (FAO, 1963).

3. La pesca intensiva con máquina de argolla (*purse seine*) causará el colapso de sardina

La sobrepesca industrial ocasionó agotamiento de sardinas en muchas partes, utilizando *purse seine* (Armstrong y Thomas, 1989; Armstrong *et al.*, 1989; Lluch-Belda *et al.*, 1989; Schwartzlosel *et al.*, 1999). Al finalizar la última guerra mundial, las capturas aumentaron hasta 1968, comenzando colapsos (Pauly, 2009) y poblaciones agotadas en 1980 (Schwartzlosel *et al.*, 1999). En Venezuela, la pesquería continuaba por no fomentarse la pesca industrial (Etchevers, 1974).

Hacia 1960, la industria conservera (12 fábricas) solicitó sugerencias para aumentar capturas, los expertos recomendaron usar *purse seine* con luces (Griffiths y Simpson, 1967) y pescar fuera de costa (Odegaard, 1971a, 1971b; Ginés, 1972; Etchevers, 1974; Trujillo, 1975a,

2. Mean reproduction size of sardine (< 17 cm LT)

Fishing authorities accepted that the mean maturity size is 20 cm (FAO, 1963; Guzmán *et al.*, 1998, 1999; Guzmán and Gómez, 2000; Freón and Mendoza, 2003; Mendialdúa, 2004; Gassman, 2005; Tagliafico, 2005). In light of the crisis, they suggested a ban and increasing the fishing size to 20 cm (Tagliafico *et al.*, 2008; Gassman *et al.*, 2012a), which would mean banning sardine fishing altogether, given that the capture size is lower than 20 cm (Gómez, 2018a). Several research works have cited a lower maturity size (Haugen, 1969; Etchevers, 1974; Ramírez and Huq, 1986; Huq and Rodríguez, 1988), including some studies in Margarita, which estimate it to be < 17 cm (Kortnik, 2005; Kortnik and Posada, 2006), as well as some in the Eastern Atlantic (Quaatey and Maravelius, 1999; Gaamour *et al.*, 2004; Tsikliras and Antonopoulou, 2006; Mustac and Sinovcic, 2012). This is explained by the genetic relationship (De Donato *et al.*, 2005), as well as by appropriate sampling (Gómez, 2018a). Consequently, the minimum capture size should be 18 cm.

If the mean reproduction size of sardine were not < 17 cm, an overfishing of the recruitment would have occurred years ago because the capture size (19 cm) is lower than the accepted mean maturity size (~20 cm). After 90 years of exploitation, sardine is still being fished because it breeds at a lower in length than the capture size (Gómez, 2018a). The unbelievable first handling (1973) allowed fishing juvenile sardines (< 15 cm) for 32 years. This resource was not depleted thanks to captures with *chinchorros*. If the fishing gear had been ring fences, sardine would have been depleted as predicted by the FAO (1963).

3. Intensive fishing with ring machines (*purse seine*) will cause a sardine collapse

Industrial overfishing caused the depletion of sardine in many places through the use of *purse seine* (Armstrong and Thomas, 1989; Armstrong *et al.*, 1989; Lluch-Belda *et al.*, 1989; Schwartzlosel *et al.*, 1999). By the end of the last world war, the captures increased until 1968, when the collapses began (Pauly, 2009), and populations were depleted in 1980 (Schwartzlosel *et al.*, 1999). In Venezuela, fishing continued, as industrial fishing was not encouraged (Etchevers, 1974).

Around 1960, the canning industry (12 factories) requested suggestions for increasing the captures. The experts recommended using *purse seine* with lights (Griffiths and Simpson, 1967) and fishing away from the coast (Odegaard, 1971a, 1971b; Ginés, 1972; Etchevers, 1974; Trujillo, 1975a, 1975b; Gerlotto and Elguezábal, 1986; Gerlotto and Ginés,

1975b; Gerlotto y Elguezábal, 1986; Gerlotto y Ginés, 1988). Se aseguraba existencia de biomasa subexplotada, reconocida por científicos, gobierno y empresarios, y recomiendan innovaciones (barcos cerqueros) ampliando explotación (Mendoza, 1996) hasta 250 000 ton/año (Mendoza y Guzmán, 2000).

En 1980, en Sucre comienza utilización de cercos (máquinas) con longitud hasta 1500 m (Novoa *et al.*, 1998). Arte altamente agresivo, considerado artesanal, pero son *purse seine* con longitud hasta 400 m y altura 40 m (Gaceta Oficial 40308/2013). Su actividad intensiva, cerca o lejos (> 60 km) de la costa, afecta negativamente al recurso porque llega al fondo en plataforma nororiental, como banco Los Testigos que tiene 37 m (Maloney, 1971). La sardina capturada muere en minutos, siendo posible que predominen juveniles que recién se incorporan al pélagos, que explotan activamente alimentándose por filtración (Gómez, 2015). Si en estas capturas prevalecen preadultos, su uso sería muy lesivo, porque evitar pescar juveniles es fundamental para la sostenibilidad del stock (Gómez y Pérez, 2021). Los cercos de argolla deben reglamentarse estrictamente, de ocurrir sobrepesca, la causara la pesca intensiva con este arte.

Hacia finales del siglo pasado, los medios informaron existencia de un millón de toneladas de sardina, habiendo excedentes. A su vez, en Brasil las capturas inferiores a 30 000 ton (Schwartzlosel *et al.*, 1999). Los industriales solicitaron tomar medidas en Sucre, donde autorizaron artes no tradicionales (máquinas o bolsos) utilizados intensivamente, con reducción de capturas y aumento del esfuerzo (Gastón, 2003). En 1996 eran 52 (Barrios *et al.*, 2010), en 2014 aumentaron a 100 (Gaceta Oficial 40573/2015) y 115 en 2017 (Gaceta Oficial 41295/2017), sin contabilizar 130 ilegales (González *et al.*, 2016); según pescadores faenan unos 400. De proseguir aumento y actividad intensiva de máquinas, está en riesgo la sustentabilidad del recurso y llegará el colapso real, que puede ser pronto, porque de España en 2021 arribó el primer barco industrial sardinero (Prensa MinPesca 19/05/2021).

En 2005 comenzó disminución de capturas sardineras, se presentó una fluctuación por cambio de régimen ecológico (Gómez, 2018b, 2019) como en otras especies filtradoras. Muchas veces se asocian con sobrepesca, no ocurrida en Margarita (Gómez, 2018a), además en lapso 2006-2013 se capturaron 373 645 ton (promedio 46 706 ton/año). Si las capturas no se recuperan, debe limitarse utilizar maquinas de argolla (*purse seines*).

1988). Thus, the existence of an underexploited biomass was ensured, which was recognized by scientists, the government, and businesspeople. Moreover, innovations (purse seiners) were recommended, thus expanding the exploitation (Mendoza, 1996) to 250 000 ton/year (Mendoza and Guzmán, 2000).

In 1980 in Sucre nets (machines) of up to 1500 m in length began to be utilized (Novoa *et al.*, 1998), a highly aggressive type of gear considered to be artisanal, albeit a purse seine of up to 400 and 40 m in length and height, respectively (Gaceta Oficial 40308/2013). Their intensive activity both away from and close to the coast (> 60 km) negatively affects the resource because they reach the bottom in the northwestern shelf, as is the case of Los Testigos bank, which is 37 m deep (Maloney, 1971). Captured sardines die in a matter of minutes, thus making it possible for juveniles to prevail, which have recently been incorporated to the pelagic area, which they actively exploit, feeding by filtration (Gómez, 2015). If pre-adults were predominant in these captures, their implementation would be of great harm, given that avoiding juvenile fishing is fundamental for stock sustainability (Gómez and Pérez, 2021). Ring fences must be strictly regulated; if there is any overfishing, it will be caused by intensive fishing with this gear.

Towards the end of the last century, the media informed of the existence of a million tons of sardine: a surplus. In turn, in Brazil, captures were lower than 30 000 ton (Schwartzlosel *et al.*, 1999). The industry requested that measures were taken in Sucre, where non-traditional gear (machines or sacks) were authorized and intensively utilized, with a reduction in the captures and an increase in the effort (Gastón, 2003). As of 1996, 52 gears were in operation (Barrios *et al.*, 2010). In 2014, they increased to 100 (Gaceta Oficial 40573/2015), as well as to 115 in 2017 (Gaceta Oficial 41295/2017), not accounting for 130 illegal gears (González *et al.*, 2016). According to the fishermen, around 400 gears are currently in operation. If this increase is sustained along with the intensive operation of machines, the sustainability of the resource will be compromised and the real collapse will come to be, which may be soon, as the first sardine industrial ship arrived from Spain in 2021 (Prensa MinPesca 19/05/2021).

In 2005, sardine captures started to decrease. There was a fluctuation due to changes in the ecological regime (Gómez, 2018b, 2019) as well as in other filtering species. These are many times associated with overfishing, which did not occur in Margarita (Gómez, 2018a). Moreover,

Hasta ahora, la pesca con chinchorros ha sido apropiada para la sostenibilidad de la sardina venezolana.

CONCLUSIONES

En 90 años de explotación de sardina se estima en 4 386 758 ton (promedio 48 742 ton/año) volumen modesto por estadísticas deficientes.

La pesca de sardina estuvo sin regulación durante 46 años. La primera ordenanza (1973) estableció en 15 cm (juveniles) la talla de captura, la cual estuvo vigente 32 años. La última ordenanza (2013) aumentó la talla de captura a 19 cm, pero pasados siete años no se recuperaron las capturas previas (2000-2004), siendo injustificado autorizar incremento de artes (faenaban 357 en 2017), pues, en crisis sardinera, es inexplicable el aumento de artes para pescar.

La continuidad de la pesca de *S. aurita* durante nueve décadas es explicada por la pesca artesanal con chinchorro y por su talla media de madurez (< 17 cm). La talla de captura debe ser 18 cm. La sardina fresca es la proteína animal más asequible a la población, con menores recursos. De no limitar uso intensivo de máquinas (*purse seines*) pelagra la sostenibilidad del recurso.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Ing. Teobaldo Castañeda M. (Museo Marino de Margarita) por informaciones de enlatadora C.A. Comercial Castañeda (luego El Faro) funcionando desde 1944 y otras fábricas. Artículo basado en conferencia VII Seminario Ciencias del Mar en Universidad Nacional de Colombia (Bogotá, 2019). Gracias al editor encargado y evaluadores por valiosas sugerencias.

between 2006 and 2013, 373 645 ton (46 706 ton/year) were captured. If the captures are not recovered, the use of ring machines (purse seines) must be limited. So far, fishing with *chinchorros* has proven to be appropriate for the sustainability of Venezuelan sardine.

CONCLUSIONS

In 90 years of sardine exploitation, the total captures are estimated to be 4 386 758 ton (48 742 ton/year), a modest volume due to deficient statistics.

Sardine fishing was unregulated for 46 years. The first ordinance (1973) set the capture size at 15 cm (juveniles), which was valid for 32 years. The last ordinance (2013) increased the capture size to 19 cm. However, after seven years, the previous captures (2000-2004) were not recovered, thus rendering the authorization of an increase in gears unjustified (357 were in operation in 2017).

The nine-decade continuity of *S. aurita* fishing is explained by artisanal fishing with *chinchorros*, as well as by the mean maturity size (< 17 cm). The capture size should be 18 cm. Fresh sardine is the most affordable animal protein for the low-income population. If the intensive use of machines (purse seines) is not limited, the sustainability of the resource is in danger.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank Eng. Teobaldo Castañeda M. (Museo Marino de Margarita) for the information on the C.A. Comercial Castañeda (later called El Faro) cannery, which has been in operation since 1944, as well as for that of other factories. This article was based on a conference presentation at the VII Seminar on Sea Sciences (*VII Seminario Ciencias del Mar*) at Universidad Nacional de Colombia (Bogotá, 2019). Thanks to the acting editor and the reviewers for their valuable suggestions.



BIBLIOGRAFÍA/LITERATURE CITED

- Alheit, J. 1993. Use of the daily egg production method for estimating biomass of clupeoid fishes: a review and evaluation. *Bull. Mar. Sci.*, 53: 750-767.
- Alheit, J., C. Roy and S. Kifani. 2009. Decadal-scale variability in populations: 64-87. In: Checkley, D., J. Alheit, Y. Oozeki and C. Roy (Eds.). *Climate change and small pelagic fish*. Cambridge University Press, Cambridge. 392 p.
- Armstrong, M. and R. Thomas 1989. Clupeoids: 105-121. In: Payne, A. and R. Crawford (Eds.) *Oceans of life off southern Africa*. Vlacberg, Cape Town. 380 p.
- Armstrong, M., B. Roel and R. Prosch. 1989. Long-term trends in patterns of maturity in the southern Benguela pilchard populations. evidence for density-dependence. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 8: 91-101.
- Barrios, A., R. Guzmán, J. Mendoza, G. Gómez y G. Vizcaíno. 2010. Parámetros de crecimiento y mortalidad total de la sardina *Sardinella aurita* Valenciennes 1847 en el nororiente venezolano durante el periodo 1990 a 2008. *Zootec. Trop.*, 28: 457-466.
- Baumgartner, T., A. Soutar and V. Ferreira-Bartrina. 1992. Reconstruction of the history of Pacific sardine and northern anchovy populations over the past 2 millennia from sets of the Santa-Barbara Basin, California. *CalCOFI Rep.*, 33: 24-40.
- Bernal M., D. Borchers, L. Valdés, A. Lagoelanzos and S. Buckland. 2011. A new ageing method for eggs of fish species with daily spawning synchronicity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 2330-2340.
- Cárdenas, J. 2000. Porque es insoslayable acometer la evaluación cuantitativa continua de la *Sardinella aurita*, principal recurso pesquero pelágico de Venezuela: 151-156. Memoria-taller: Evaluación, tecnología e industrialización de pequeños pelágicos. Univ. Central Venezuela, Inst. Cienc. Tecn. Alimentos, Cumaná. 168 p.
- Cárdenas, J. 2003. Distribución y cuantificación de la biomasa íctica del mar nororiental venezolano, con énfasis especial en la sardina, determinadas por medios hidroacústicos. 401-423 p. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.) *La sardina (Sardinella aurita)*, su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela. IRD Editions, París. 549 p.
- Cárdenas, J. y A. Achury. 2002. Acústica pesquera de los recursos marinos del nororiente de Venezuela: evaluación y seguimiento espacio-temporal del stock de sardina (*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847). *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 154: 39-54.
- Castellanos, P., R. Varela y F. Müller-Karger. 2002. Descripción de las áreas de surgencia al sur del mar Caribe examinadas con el sensor infrarrojo AVHRR. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 164: 55-76.
- Cellamare, M. y A. Gómez. 2007. Alimentación de la sardina *Sardinella aurita* (Clupeidae) en el sureste de la isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 46: 23-36.
- Cervigón, F. 1983. *La carpintería de barcos en la isla de Margarita*. Ed. Arte, Caracas. 110 p.
- Checkley, D., R. Asch and R. Rykaczewski. 2017. Climate, anchovy, and sardine. *An. Rev. Mar. Sci.*, 9: 469-493.
- Christensen, V., M. Coll, C. Pirodi, J. Steebeck, J. Buszowski and D. Pauly. 2014. A century of fish biomass decline in the ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 512: 155-166.
- De Donato, M., I. Limbella, I. Ramírez and B. Marín. 2005. Low genetic differentiation among sardine populations *Sardinella aurita* from eastern Venezuela. *Cienc. Mar.*, 31: 529-535.
- Deyle, E., M. Fogarty, C. Hsieh, L. Kaufman, A. Maccall, S. Munch, C. Perreti, H. Ye and G. Sugihara. 2013. Predicting climate effects on Pacific sardine. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA.*, 110: 6430-6435.
- Essington, T., P. Moriarty, H. Froehlich, E. Hodgson, L. Koehn, K. Oken, M. Siple and C. Stawitz. 2015. Fishing amplifies forage fish population collapses. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 112: 6648-6652.
- Etchevers, S. 1974. Variaciones morfométrico-merísticas, biología y tamaño mínimo del stock de sardina en el nororiente de Venezuela. *Bol. Cient. Tec., Serie Rec. Mar. Centro Invest. Cient., Univ. Oriente, Nueva Esparta*, 1, 82 p.
- FAO. 1963. Development of the marine fisheries research program. *Rep. Govern. Ven. Progr. Techn. Assist.* 1606, 61 p.
- FAO. 1979. Políticas de desarrollo pesquero: 54-56. *FAO Ven/78/006. Inf. Técn. Min. Agric. Cría, Venezuela*. 78 p.
- FAO. 1994. Review of the state of world marine fishery resources. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 335, 136 p.
- FAO. 2020. *FAO yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics 2018*. Rome. 110 p.
- Freón, P. y J. Mendoza. 2003. La sardina, su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela. Síntesis: 25-165. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.). *La sardina (Sardinella aurita): su medio ambiente y explotación en oriente de Venezuela*. IRD Editions, París. 549 p.
- Freón, P., M. El Khattabi, J. Mendoza and R. Guzmán. 1997. Unexpected reproductive strategy of *Sardinella aurita* off the coast of Venezuela. *Mar. Biol.*, 128: 363-372.
- Freón P., M. El Khattabi, J. Mendoza y R. Guzmán. 2003a. Una estrategia reproductiva inesperada: el caso de *Sardinella aurita* de las costas de Venezuela y sus relaciones con la surgencia costera: 357-399. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.) *La sardina (Sardinella aurita): su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela*. IRD Editions, París. 549 p.
- Freón P., R. Guzmán y R. Aparicio. 2003b. Relaciones entre capturas, esfuerzo pesquero y surgencia costera en la pesquería de sardina del oriente de Venezuela: 451-471. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.) *La sardina (Sardinella aurita): su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela*. IRD Editions, París. 549 p.
- Froese, R. and D. Pauly. 2020. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org. version (12/2020).
- Gaamour, A., L. Ben Abdallah, S. Khemiri and S. Mili. 2004. Etudes de la biologie et de l'exploitation des petites pelagiques en Tunisie. *MedSudMed Techn. Doc.*, 5: 48-66.

- García, S. 2000. The FAO definition of sustainable development and the Code of Conduct for Responsible Fisheries: an analysis of the related principles, criteria and indicators. *Mar. Fresh. Res.*, 51: 535-541.
- Gassman, J. 2005. Ovogénesis, madurez sexual, época de desove y fecundidad parcial de la sardina (*Sardinella aurita*) Valenciennes 1847 (Teleostei: Clupeidae) en el eje Pampatar-La Isleta, isla de Margarita. Tesis Grado, Univ. Oriente, Boca del Rio. 47 p.
- Gassman, J., N. Eslava, W. González y N. Aguado. 2012a. Indicadores reproductivos de la sardina *Sardinella aurita* (Clupeiformes: Clupeidae) del sureste de la Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Cent. Invest. Biol. Univ. Zulia*, 46: 121-136.
- Gassman J., A. López, A. Achury, J. Barrios, A. Cárdenas, H. Díaz, L. Hernández, L. González y J. Mendoza. 2012b. Seguimiento de la pesca de la sardina (*Sardinella aurita*) como recurso de interés estratégico: cuantificación de la biomasa mediante prospección acústica (Proyecto INPA 045): 148. En: III Congr. Ven. Divers. Biol., San Carlos, Venezuela.
- Gastón, F. 2000. Inconvenientes para la adecuada comercialización de la sardina en Venezuela: 83-93. Memoria-Taller: Evaluación, tecnología e industrialización de pequeños pelágicos. Univ. Centr. Ven., Inst. Cienc. Tecnol. Alimentos. Cumaná. 168 p.
- Gastón, F. 2003. Propuestas para el desarrollo integral del sector sardinero venezolano. *Inf. Técn. Cavenpesca*, Inst. Nal. Pesca Acuicult. (Inapesca). Caracas. 28 p.
- Gerlotto, F. and X. Elguézabal. 1986. Evaluation des ressources halieutiques du plateau continental Vénézuélien par eco-integration: resultats preliminaires. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.*, 36: 67-76.
- Gerlotto, F. y H. Ginés. 1988. Diez años de ecointegración en EDIMAR referida a la sardina del oriente venezolano (*Sardinella aurita*). *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle.*, Suppl. 3(47): 311-324.
- Gheno, Y. and F. Poinard. 1968. Observations sur les jeunes sardinelles de la Baie de Pointe-Noire (Congo). *Cah. ORSTOM. Sér. Oceanogr.*, 6: 53-68.
- Ginés, H. 1972. La carta pesquera de Venezuela. *Fund. La Salle Cienc. Nat.*, Caracas. 328 p.
- Gómez, A. 1996. Causas de la fertilidad marina en nororiente de Venezuela. *Interciencia*, 21(3): 140-146.
- Gómez, A. 2001. Recursos pesqueros: Caribe. *Invest. Cienc.*, 301: 36-38.
- Gómez, A. 2006. Caracterización ecológica del caladero de pesca más importante de Venezuela (Pampatar-La Isleta, isla de Margarita). *Mus. Mar. Margarita Inf. Final Fondo Nal. Invest. Cient. Técn. Ven. (Fonacit Proy. 2000001372)*. Min. Cienc. Tecnol., Caracas. 648 p.
- Gómez, A. 2007. Producción primaria al sureste de la isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 46: 97-105.
- Gómez, A. 2015. Crisis de la pesca de sardina en Venezuela: abundancia de huevos de sardina *Sardinella aurita* en el este de Isla Margarita. Once años de estudio (2002-2013) y comentarios sobre muestreo, reproducción y desarrollo. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 54: 95-108.
- Gómez, A. 2016. Densidad de huevos de sardina *Sardinella aurita*, abundancia de zooplancton e hidrografía en la península de Araya y sur de isla Margarita, Venezuela. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 45: 57-72.
- Gómez, A. 2018a. Análisis del manejo de la crisis de sardina *Sardinella aurita* en Venezuela y comentario sobre artes de pesca y estadística. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 47: 85-106.
- Gómez, A. 2018b. Crisis de la pesca de sardina en Venezuela: posible causa un cambio de régimen. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 57: 70-82.
- Gómez, A. 2019. Variación a largo término (2002-2016) en la densidad y composición del mesozooplancton indica cambio de régimen en isla Margarita (Venezuela). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 48: 65-87.
- Gómez, A. y J. Pérez. 2021. La sardina *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847. Ciclo de vida en Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 60: 32-56.
- Gómez, A. y A. Acero P. 2020. Comparación de las surgencias de la Guajira colombiana y del oriente venezolano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 49: 131-172.
- Gómez, A. y A. Barceló. 2014. Crisis de la pesca de sardina en Venezuela: hidrografía y nutrientes al este de la isla de Margarita, una década de estudio (2003-2012). *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 53: 185-203.
- Gómez, A. y W. González. 2008. Captura récord de sardina *Sardinella aurita* en la isla de Margarita, Venezuela. *Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat.*, 169: 135-142.
- Gómez, A., E. Izaguirre y O. Gómez. 2008. Ecología de caladeros, aspectos biológicos y pesca (2003-2006) de sardina *Sardinella aurita* (Pisces: Clupeidae) en Nueva Esparta, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 47: 113-128.
- Gómez, A., A. Barceló y E. Mata. 2012. Condiciones hidrográficas (2007-2009) al sur de isla Margarita y península de Araya como indicio de disminución de la fertilidad regional y posible afectación del recurso sardinero venezolano. *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 51: 173-186.
- Gómez, A., E. Mata y O. Gómez. 2014. Crisis de la pesca de sardina en Venezuela: variación de la biomasa del fitoplancton en el este de Margarita, una década de estudio (2003-2012). *Bol. Inst. Oceanogr. Ven.*, 53: 25-36.
- Gómez, A., E. Mata y A. Barceló. 2016. Ecología costera al sureste de isla Margarita, Venezuela (abril 2012–mayo 2014). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 45: 269-288.
- González, L., J. Euán, N. Eslava y J. Suniaga. 2007. La pesca de sardina, *Sardinella aurita* (Teleostei: Clupeidae) asociada con la variabilidad ambiental del ecosistema de surgencia costera de Nueva Esparta, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 55: 279-286.
- González, W., N. Eslava, L. Troccoli y F. Guevara. 2016. Análisis de la pesquería artesanal de sardina (*Sardinella aurita*) en Venezuela. *Tecnocienc. Chihuahua*, 10: 81-89.
- Griffiths, R. and J. Simpson. 1967. The present status of the sardine and tuna fisheries of Venezuela. *Proc. Gulf Carib. Fish. Inst.*, 20:159-177.
- Guzmán, R. 2000. La pesquería de sardineras en el nororiente de Venezuela; seguimiento y evolución: 26-32. Memoria-Taller: Evaluación, tecnología e industrialización de pequeños pelágicos. Univ. Centr. Ven., Inst. Cienc. Tecnol. Alimentos. Cumaná. 168 p.
- Guzmán, R. y G. Gómez. 2000. Crecimiento, mortalidad y patrón de reclutamiento de *Sardinella aurita* en nororiente de Venezuela. *Zootecn. Trop.*, 18: 129-144.



- Guzmán, R., G. Gómez y M. Penott. 1998. Aspectos biológicos y pesquería de la sardina (*Sardinella aurita*) en golfo de Cariaco, Venezuela. *Zootecn. Trop.*, 16: 149-162.
- Guzmán, R., G. Gómez, M. Penott y G. Vizcaino. 1999. Estructura de tallas y reproducción de la sardina *Sardinella aurita* en el nororiente de Venezuela. *Zootecn. Trop.*, 17: 155-174.
- Guzmán, R., P. Freón y J. Mendoza. 2003. La pesquería de sardina en el oriente de Venezuela, su variabilidad espacio-temporal: periodo 1973-1989: 426-449. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.) *La sardina (Sardinella aurita)*, su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela. IRD Editions, París. 549 p.
- Haugen, C. 1969. Crecimiento y edad de la sardina (*Sardinella* sp.) de las costas nororientales de Venezuela. *Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat.*, 29: 72-83.
- Hill, K., P. Crone, N. Lo, E. Dorval and B. Macewicz. 2015. Assessment of the Pacific sardine resource in 2015 for U.S. management 2015-16. *Pac. Fish. Manag. Council, Briefing Book, Agenda Item G.1.a.* 168 p. <http://doi.org/10.7289/V5/TM-SWFSC-546>
- Huq, M. 2003. Estado del conocimiento biológico pesquero de la sardina (*Sardinella aurita*, Valenciennes 1847) en el oriente de Venezuela: 331-356. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.) *La sardina (Sardinella aurita)*, su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela. IRD Editions, París. 549 p.
- Huq, M. y J. Rodríguez. 1988. Algunos aspectos biométricos y reproductivos de la sardina *Sardinella aurita* (Pisces: Clupeidae) de la zona nororiental de Venezuela en el periodo 1958-1966. *Acta Cient. Ven.*, 39 (supl.1): 228.
- Hutchings, J. 2000. Collapse and recovery of marine fishes. *Nature* (406): 882-885.
- Iriarte, L. 1997. Embarcaciones, artes y métodos de pesca del estado Nueva Esparta. *Fund. La Salle Cienc. Nat. Monogr.*, 42. 349 p.
- Jiao, Y. 2009. Regime shift in marine ecosystems and implications for fisheries management, a review. *Rev. Fish Biol. Fish.* 19: 177-191.
- Kelly, P., L. Clementson, C. Davies, S. Corney and K. Swadling. 2016. Zooplankton responses to increasing sea surface temperatures in southeastern Australia global marine hotspot. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 180: 242-257.
- Kortnik, J. 2005. Biología reproductiva de la sardina *Sardinella aurita*, en la zona oriental del Edo. Nueva Esparta. Tesis Grado, Univ. Simón Bolívar, Sartenejas, Venezuela. 88 p.
- Kortnik, J. y J. Posada. 2006. Biología reproductiva de la sardina *Sardinella aurita*: 530-611. En: Gómez, A. (Ed.) *Caracterización ecológica del caladero de pesca más importante de Venezuela (Pampatar-La Isleta, isla de Margarita)*. Mus. Mar. Margarita Inf. Final Fondo Nal. Invest. Cient. Técn. Ven. (Fonacit) Proy. 2000001372. Min. Cienc. Tecnol., Caracas. 648 p.
- Lluch-Belda, D., R. Crawford, T. Kawasaki, A. McCall, R. Parrish, R. Schwartzlose and P. Smith. 1989. World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks: the regime problem. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 8: 195-205.
- López, H. 1972. Distribución y abundancia estimada de huevos de la sardina (*Sardinella anchovia*) en la región oriental de Venezuela, 1968-1969. *Min. Agricultura Cría Proy. Invest- Desarr. Pesq. MAC-PNUD-FAO. Inf. Técn.*, 46: 1-28.
- Maloney, N. 1971. Continental margin off central Venezuela. *Colloquium on resources of the Caribbean Sea and adjacent areas*: 262-266. UNESCO, París.
- Martín, F. y G. González. 1960. Observaciones y notas sobre la explotación de la sardina *Clupanodon pseudohispanicus* (Poey) en Venezuela. *Proc. World Meet. Biol. Sardines Rel. Spec.*, Rome, 3: 855-876.
- Marval, J. y F. Cervigón. 2009. Actividad pesquera en el estado Nueva Esparta. *Fund. Mus. Mar. Fudeci Acad. Cienc. Fis., Mat. Nat. Edit. Ex Libris, Caracas.* 123 p.
- Méndez-Arocha, A. 1963. La pesca en Margarita. *Fund. La Salle Cienc. Nat. Monogr.*, 7, 268 p.
- Mendialdúa, J. 2004. Aspectos reproductivos de la sardina (*Sardinella aurita*) del sureste de isla Margarita. Tesis Grado, Univ. Oriente, Boca del Rio, Venezuela. 37 p.
- Mendoza, J. 1996. Interacciones tróficas, dinámica poblacional y socio-economía de la explotación de la sardina (*Sardinella aurita*) en el oriente de Venezuela. Trabajo Ascenso Profesor Asociado Univ. Oriente, Inst. Oceanogr. Ven., Cumaná. 126 p.
- Mendoza, J. 2015. Rise and fall of Venezuela industrial and artisanal marine fisheries: 1950-2010. *Fish. Centre. Univ. British Columbia. Working Paper Ser. #2015-27*, 15 p.
- Mendoza, J. y R. Guzmán 2000. Evaluación del recurso sardina en el nororiente de Venezuela: situación actual: 16-25. En: *Memorias Taller: Evaluación, tecnología e industrialización de pequeños pelágicos*. Univ. Central Ven., Inst. Cienc. Tecnol. Alimentos. Cumaná. 168 p.
- Mendoza, J., P. Freón y R. Guzmán. 2003. Estimaciones de crecimiento, mortalidad y biomasa explotada de la sardina (*Sardinella aurita*) en el oriente venezolano por medio de frecuencias de longitudes: 473-492. En: Freón, P. y J. Mendoza (Eds.) *La sardina (Sardinella aurita)*, su medio ambiente y explotación en oriente de Venezuela. IRD Editions, París. 549 p.
- Mustac, B. and G. Sinovicic. 2012. Reproductive cycle of gilt sardine, *Sardinella aurita*, Valenciennes 1847, in the eastern middle Adriatic Sea. *J. Appl. Ichthyol.*, 28: 46-50.
- Nascimento, U. y B. Rojas. 1971. Aspectos económicos de la industria conservera, harinera y camaronesa de Venezuela. *Min. Agricult. Cría Proy. Invest. Desarr. Pesq. MAC-PNUD-FAO. Inf. Técn.*, 20: 1-52.
- Novoa, D., J. Mendoza, L. Marcano y J. Cárdenas. 1998. El atlas pesquero marítimo de Venezuela. MAC-SARPA VECEP, Caracas. 197 p.
- Odegaard, J. 1971a. Prospecciones hidroacústicas en el oriente de Venezuela desde enero hasta abril de 1971. *Min. Agricult. Cría Proy. Invest. Desarr. Pesq. MAC-PNUD-FAO. Inf. Técn.*, 32: 1-23.
- Odegaard, J. 1971b. Prospecciones hidroacústicas en el oriente de Venezuela desde mayo hasta agosto de 1971. *Min. Agricult. Cría Proy. Invest. Desarr. Pesq. MAC-PNUD-FAO. Inf. Técn.*, 33: 1-31.

- Pauly, D. 2009. Beyond duplicity and ignorance in global fisheries. *Scien. Mar.*, 73(2): 215-224.
- Pauly, D. 2019. Vanishing fish. Shifting baselines and the future of global fisheries. Greystone Books. Berkeley, USA. 304 p.
- Pauly, D. and D. Zeller. 2017. Comments on FAO's State of World Fisheries and Aquaculture. *Mar. Pol.*, 77: 176-181.
- Pinckney, J., C. Benítez, R. Thunell, F. Müller, L. Lorenzoni, L. Troccoli and R. Varela. 2015. Phytoplankton community structure and depth distribution changes in the Cariaco Basin between 1996 and 2010. *Deep-Sea Res. Part I*, 101: 27-37.
- Popovici, Z. 1964. Remarks on the Peruvian anchoveta fishery. Doc. 8, Mar. Res. Comm. Minutes of 6 March 1964. State CA Mar. Res. Comm., Sacramento.
- Quatey, S. and C. Maravelius. 1999. Maturity and spawning pattern of *Sardinella aurita* in relation to water temperature and zooplankton abundance off Ghana, West Africa. *J. Applied Ichthyol.*, 15: 63-69.
- Ramírez, I. y M. Huq. 1986. Aspectos reproductivos de la sardina *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 (Pisces: Clupeidae) del Golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*, 25: 3-21.
- Rueda-Roa, D., J. Mendoza, F. Müller-Karger, J. Cárdenas, A. Achury and Y. Astor. 2017. Spatial variability of Spanish sardine (*Sardinella aurita*) abundance as related to the upwelling cycle off the southeastern Caribbean Sea. *PLoS ONE* 12(6): e0179984.
- Rydzewski, R. and D. Checkley. 2008. Influence of ocean winds on the pelagic ecosystems in upwelling region. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA.*, 105: 1960-1970.
- Schwartzlose, R., J. Alheit, A. Bakun, T. Baumgartner, R. Cloete, J. Crawford, W. Fletcher, Y. Green-Ruiz, E. Hagen, T. Kawasaki, D. Lluch-Belda, S. Hluch-Cota, A. McCall, Y. Matsuura, M. Nevárez-Martínez, R. Parrish, E. Roy, R. Serra, K. Shust, M. Ward and J. Zuzunaga. 1999. Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 21: 289-347.
- Simpson, J. 1963. Report to the Venezuelan government on the development of the Marine Fisheries Research Program. FAO E.P.T.A. Report 1606, 61 p.
- Simpson, J. and G. González. 1967. Some aspects of the early life history and environment of the sardine, *Sardinella anchovia*, in eastern Venezuela. *Min. Agricult. Cría, Ser. Rec. Explot. Pesq.*, 1: 37-84.
- Simpson, J. y R. Griffiths. 1967. Los recursos pesqueros de Venezuela y su explotación. *Min. Agricult. Cría. Ser. Rec. Explot. Pesq.*, 1: 171-206.
- Somarakis S., K. Ganas, G. Tserpes and C. Koutsikopoulos. 2004. On gonadal allometry and the use of the gonosomatic index: a case study in the Mediterranean sardine, *Sardina pilchardus*. *Mar. Biol.*, 146:181-189.
- Stromme, T. y G. Saetersdal. 1989. Prospecciones de los recursos pesqueros de las áreas de la plataforma entre Surinam y Colombia, 1988. Informe Final. Report Surveys R/V Dr. F. Nansen. NORAD/UNDP/FAO. Inst. Mar. Res., Bergen, Noruega. 145 p.
- Suárez, M. y C. Bethencourt. 1994. La pesca artesanal en la costa Caribe de Venezuela. *Fund. Bigott, Caracas*. 270 p.
- Tagliafico, A. 2005. Parámetros de crecimiento y reproductivos de la sardina (*Sardinella aurita*) en el eje Pampatar – La Isleta, isla de Margarita, Venezuela. Tesis Grado, Univ. Oriente, Boca del Rio, Venezuela. 35 p.
- Tagliafico, A., W. González y N. Eslava. 2008. Estimación de los parámetros de crecimiento y reproducción de la sardina (*Sardinella aurita*) del sureste de la Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inv. Mar. Cost.*, 37: 45-54.
- Tornes, E., P. George y D. Sánchez. 1971. Variación en el contenido de grasa y sólidos no grasos en cuatro especies de importancia industrial en Venezuela. *Min. Agricult. Proy. Invest. Desarr. Pesq. PNUD-FAO Venezuela. Inf. Téc.*, 35, 30 p.
- Trujillo, H. 1975a. Algunos resultados de las prospecciones aéreas en el oriente venezolano realizadas durante enero-noviembre, 1975. *Mem. II Simp. Latinoam. Oceanogr. Biol. Univ. Oriente, Cumaná (24-28 nov. 1975)*, 1: 193-216.
- Trujillo, H. 1975b. Sistema de evaluación del recurso sardinero en el oriente venezolano. *Mem. II Simp. Latinoam. Oceanogr. Biol. Univ. Oriente, Cumaná (24-28 nov. 1975)*, 2: 43-51.
- Trujillo, H. 1977. Factores que limitan el empleo de la estadística pesquera oficial en la evaluación del stock de sardina *Sardinella anchovia*. *Min. Agricult. Cría Proy. Invest. Desarr. Pesq. MAC-PNUD-FAO. Inf. Téc.*, 73: 1-43.
- Trujillo, H. 1980. Fluctuaciones de la velocidad y dirección de los vientos y su relación con las variaciones mensuales de la captura y producción potencial de sardina (*Sardinella anchovia*). *Min. Agricult. Cría Ven. Inf. Téc.*, 77: 1-26.
- Tsikliras, A. and E. Antenopoulou. 2006. Reproductive biology of round sardinella *Sardinella aurita* in the northeastern Mediterranean. *Scient. Mar.*, 70: 281-290.
- Ueber, E. and A. MacCall. 1992. The rise and fall of the California sardine empire. Link: <https://swfsc.noaa.gov/publications/CR/1992/92104.PDF>
- Whitehead, P. 1973. The clupeoid fishes of the Guianas. *Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Zool). Suppl.*, 5: 1-227.

RECIBIDO/RECEIVED: 25/09/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 09/09/2021



NOTA / NOTE

Evaluación preliminar del impacto del huracán Iota en arrecifes coralinos de las islas de Providencia y Santa Catalina

Preliminary assessment of the impact of Hurricane Iota on coral reefs in Providencia and Santa Catalina Islands

Carlos E. Gómez^{1*}, Santiago Millán¹, Andrés Acosta-Chaparro¹, Alfredo Abril-Howard² y Raúl Navas-Camacho¹

0000-0003-0023-7019

0000-0002-4082-937X

0000-0002-0618-5689

0000-0003-0672-1792

0000-0002-6062-315X

1. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – Invemar, Santa Marta, Colombia.

2. Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA), San Andrés, Colombia.
cegom.s@gmail.com*

* Autor de correspondencia

RESUMEN

Los huracanes son importantes fuerzas destructivas en arrecifes coralinos que pueden cambiar el componente estructural del hábitat. El 16 de noviembre de 2020 el huracán Iota pasó ~10 km al norte de las islas de Providencia y Santa Catalina como huracán categoría 5. Este estudio documentó la magnitud del impacto en arrecifes coralinos alrededor de las islas dos semanas después del impacto, como parte de la "Operación Cangrejo Negro". Se realizaron evaluaciones visuales rápidas en 11 formaciones coralinas entre 2 y 17 m de profundidad. Se estimó la proporción del impacto en un área de ~200 m², la cual fue categorizada con valores de 0-5 según el nivel de daño. Estimaciones preliminares indicaron impacto en 72 % de las estaciones evaluadas, concentrado principalmente en áreas someras (5-7 m). Aproximadamente el 45 % de los sitios presentaron daños de bajo a medio y 27 % presentaron daños de medio a moderado con una alta variabilidad entre y dentro de las estaciones. De esta evaluación se concluye que el impacto se extendió a lo largo de la isla en áreas someras estructuradas por grandes colonias de *Orbicella* spp., principalmente relacionados con daños a nivel de colonia y daños menores a nivel de estructura del arrecife.

PALABRAS CLAVE: ciclón tropical, Caribe colombiano, *Orbicella annularis*, fragmentación, bioerosión.

ABSTRACT

Hurricanes are important natural destructive forces for coral reefs that can change the structural component of the habitat. On November 16th, 2020, the hurricane Iota passed ~10 km north of the islands of Providencia and Santa Catalina with sustained winds of a category 5 hurricane. The purpose of this study was to document the magnitude of the impact on coral reefs around the islands two weeks after the hit, as part of the "Operación Cangrejo Negro". Visual assessments were performed at 11 representative coral reef formations between 2 and 17 m depth. Estimates of the impact were evaluated within an approximate area of 200 m², which was categorized with score values ranging from 0 to 5 according to the level of damage. Preliminary estimates at coral reef formations indicated impact in 72 % of the stations surveyed, concentrated mainly on shallow areas (5-7 m). Approximately 45 % of the sites had low to low-medium damage and 27 % showed medium to moderate damage with high variability between and within stations. From this preliminary assessment we conclude that the impact was widespread along the island on shallow areas structured by big boulders of *Orbicella* spp., mainly related to colony-level damage with less reef structural damage.

KEY WORDS: Tropical-cyclone, Colombian-Caribbean, *Orbicella annularis*, fragmentation, bioerosion

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.1.1164>

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

Los ciclones tropicales son una de las fuerzas destructivas naturales más importantes para los arrecifes coralinos (Harmelin-Vivien, 1994). La mayoría se forman como centros de baja presión que entran en contacto con el océano y normalmente ocurren cuando las temperaturas del agua de mar superan 26 °C (Done, 1992). Estudios de modelación han sugerido que el aumento de la temperatura del océano debido al cambio climático muestra una correlación positiva con la intensidad de los huracanes que alcanzaron la categoría 4-5 en la escala de Saffir-Simpson (Saunders y Harris, 1997; Webster *et al.*, 2005; Mann y Emanuel, 2006; Knutson *et al.*, 2010), al menos durante las últimas cinco décadas (Emanuel, 2005). Los daños más comunes a los arrecifes coralinos incluyen la fragmentación y volcamiento de colonias, incremento en tasas de sedimentación, aumento de la turbidez y, en general, cambios en el componente estructural del hábitat, que pueden variar desde zonas muy localizadas hasta arrecifes completos (Woodley *et al.*, 1981; Rogers *et al.*, 1991; Gardner *et al.*, 2005; Beeden *et al.*, 2015).

En los últimos 60 años, aproximadamente una docena de huracanes importantes (categoría > 3) han atravesado la región del Caribe de oriente a occidente causando daños considerables a los ecosistemas de arrecifes (Woodley *et al.*, 1981; Knowlton *et al.*, 1990; Bythell *et al.*, 1993; Edmunds, 2019). En ese mismo período de tiempo, al menos seis huracanes de categoría 1 o más han impactado las islas oceánicas de Colombia (Ortiz, 2007). La última gran perturbación física que afectó a Providencia fue el huracán Beta en 2005 (categoría 1, centro de baja presión de 962 mb), que cruzó 15 km al norte causando daños en las secciones norte del complejo de la barrera arrecifal, así como en los arrecifes de parche alrededor de la isla (Taylor *et al.*, 2007; Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia, 2008). Se ha sugerido que parte del declive histórico de la cobertura coralina en las islas San Andrés y Providencia ha sido agravado por diferentes tormentas y huracanes que causaron daños al andamiaje arrecifal, como lo fue la casi desaparición de *Acropora cervicornis* tras el huracán Hattie en 1961, y los daños en *A. palmata* y coral masivo de *Diploria* y *Pseudodiploria* presuntamente por el huracán Joan en 1988 (Zea *et al.*, 1998).

El 16 de noviembre de 2020, entre las 4:00-7:00 horas, el ojo del huracán Iota pasó a una distancia de menos de 10 km al norte de las islas Providencia y Santa Catalina con vientos sostenidos de categoría 5 Saffir-Simpson (> 250 km h⁻¹), presión mínima de aproximadamente 917 mb y una marejada ciclónica de 6 m (DIMAR, 2020). Este es el primer huracán de categoría 5 que ha tenido un impacto

Tropical cyclones are one of the most important natural destructive forces for coral reefs (Harmelin-Vivien, 1994). Most form as low-pressure centers that make contact with the ocean and normally occur when seawater temperatures are above 26 °C (Done, 1992). Modelling studies have suggested that increasing ocean temperature due to climate change show a positive correlation with the intensity of hurricanes that reached category 4-5 on the Saffir-Simpson scale (Saunders and Harris, 1997; Webster *et al.*, 2005; Mann and Emanuel, 2006; Knutson *et al.*, 2010), at least for the past five decades (Emanuel, 2005). Common damages to coral reefs include fragmentation and overturning of colonies, sediment cover, increased turbidity and, in general, changes in the structural component of the habitat, which can range from a very localized to entire reefs (Woodley *et al.*, 1981; Rogers *et al.*, 1991; Gardner *et al.*, 2005; Beeden *et al.*, 2015).

In the last 60 years, roughly a dozen major hurricanes (category > 3) have crossed the Caribbean region from east to west causing considerable damage to reef ecosystems (Woodley *et al.*, 1981; Knowlton *et al.*, 1990; Bythell *et al.*, 1993; Edmunds, 2019). Within the same period of time, at least six hurricanes category 1 or more have had an impact on the oceanic islands of Colombia (Ortiz, 2007). The last major physical disturbance that affected Providencia was hurricane Beta in 2005 (category 1, lowest pressure 962 mb), which crossed 15 km north causing damages in the north sections of the barrier reef complex as well as the patch-reefs around the island (Taylor *et al.*, 2007, Rodríguez-Ramírez and Reyes-Nivia, 2008). It has been suggested that part of the historical decline in coral cover in San Andrés and Providencia islands has been exacerbated by different storms and hurricanes that caused damage to the reef framework, such as, the almost disappearance of *Acropora cervicornis* after hurricane Hattie in 1961, and the damage to *A. palmata* and massive coral heads of *Diploria* and *Pseudodiploria* presumably by hurricane Joan in 1988 (Zea *et al.*, 1998).

On November 16th 2020, between 4:00-7:00 the eye of the hurricane Iota passed at a distance of less than 10 km north of Providencia and Santa Catalina islands with sustained winds of Saffir-Simpson category 5 (> 250 km h⁻¹), minimum surface pressure of approximately 917 mb, and storm surge of 6 m (DIMAR, 2020). This is the first category 5 hurricane that has had a direct impact on the island and the second largest in recent history that has occurred in the month of November (<https://www.nhc.noaa.gov/>

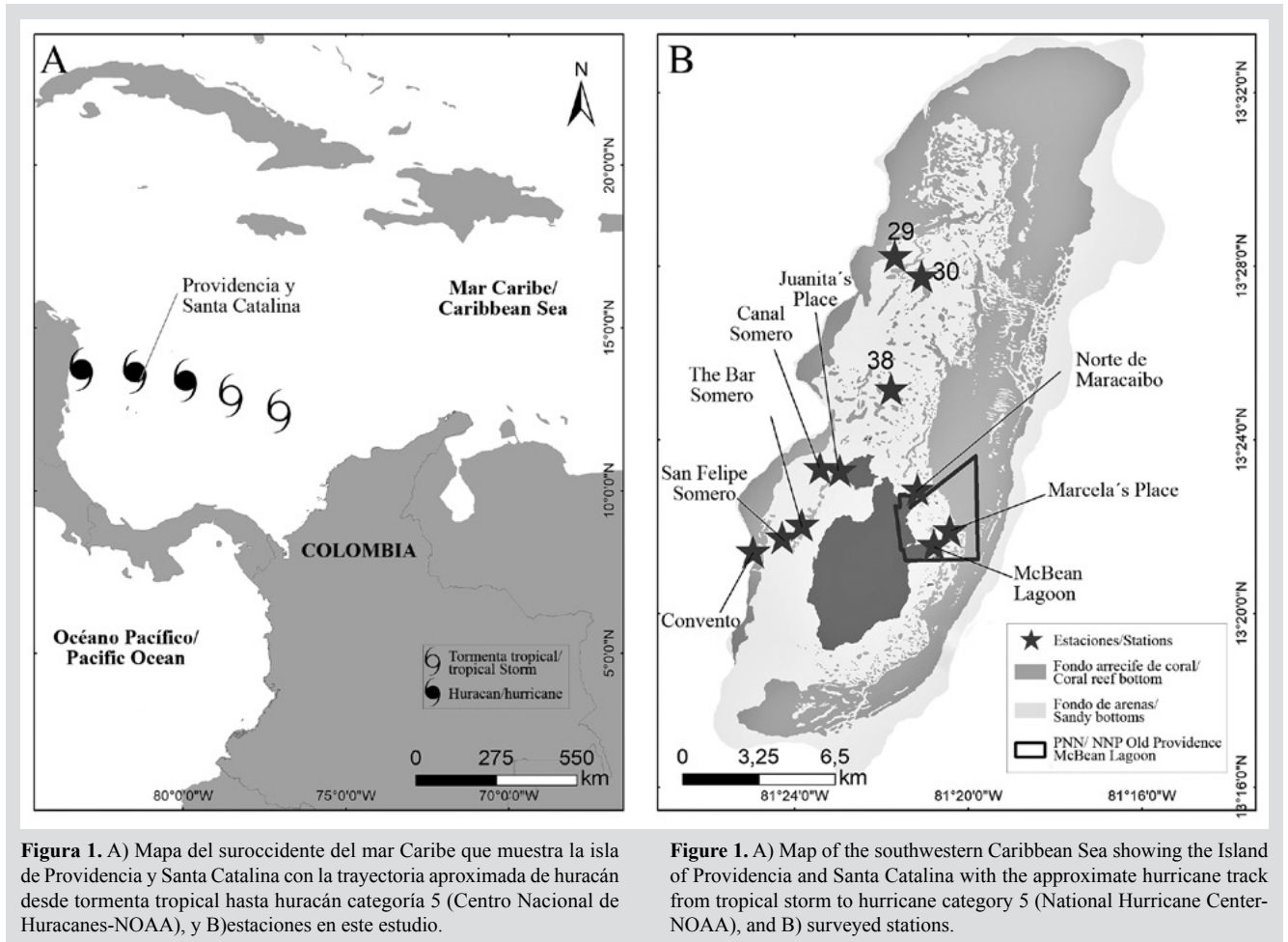


Figura 1. A) Mapa del suroccidente del mar Caribe que muestra la isla de Providencia y Santa Catalina con la trayectoria aproximada de huracán desde tormenta tropical hasta huracán categoría 5 (Centro Nacional de Huracanes-NOAA), y B) estaciones en este estudio.

Figure 1. A) Map of the southwestern Caribbean Sea showing the Island of Providencia and Santa Catalina with the approximate hurricane track from tropical storm to hurricane category 5 (National Hurricane Center-NOAA), and B) surveyed stations.

directo en la isla y el segundo más grande en la historia reciente ocurrido en el mes de noviembre para la región (https://www.nhc.noaa.gov/archive/2020/al31/al312020_public_a.011.shtml) (Figura 1). Con consecuencias sin precedentes, el huracán provocó la destrucción de casi 95 % de la infraestructura de la parte terrestre de Providencia y Santa Catalina, la masa foliar del bosque y afectó manglares, praderas de pastos marinos y arrecifes de coral. El propósito de este estudio es documentar la magnitud general del impacto de Iota en las formaciones de arrecifes de coral alrededor de las islas.

Como parte de la “Operación Cangrejo Negro” establecida por el gobierno colombiano a través del Sistema Nacional Ambiental-SINA y tres semanas después de que Iota impactara las islas, se realizaron estimaciones visuales (SCUBA) para evaluar 11 formaciones representativas de arrecifes coralinos en zonas someras del norte, parte de la barrera de arrecifes, las terrazas de arrecifes de coral ubicadas en el lado de sotavento y las formaciones de parche lagunar dentro del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, entre 2 y 17 m de profundidad (Figura 1, Tabla 1).

archive/2020/al31/al312020_public_a.011.shtml) (Figure 1). With unprecedented consequences, the hurricane caused a destruction of almost 95 % the infrastructure of Providencia and Santa Catalina’s inland area, affecting the forest foliar mass, mangroves, seagrass meadows, and coral reefs. The purpose of this study is to document the overall magnitude of the impact of Iota on coral reef formations around the islands.

As part of the “Operación Cangrejo Negro” established by the Colombian government through the “Sistema Nacional Ambiental-SINA” and three weeks after Iota impacted the islands, visual assessments (SCUBA) were performed to evaluate 11 representative coral reef formations in the shallow northern part of the barrier reef, the coral-reef terraces form the leeward side and the lagoonal patch-coral formations inside the Old Providence McBean Lagoon National Natural Park, between 2 and 17 m depth (Figure 1, Table 1). Estimates of the severity of the damage within each station (~200 m²) were categorized by each team member independently (five divers) who gave an estimated

Estimaciones de la severidad del daño dentro de cada estación (~ 200 m²) fueron categorizadas independientemente por cada buzo investigador (cinco buzos) quienes estimaron la proporción de cobertura coralina que fue impactada por el paso del huracán (0 – 100 %), la cuál fue luego categorizada con un valor de puntuación entre 0 y 5 de acuerdo a la metodología propuesta por Beeden *et al.* (2015). Valores dentro del rango de 1-3 son referidos como daño menor a moderado a nivel de colonia / daño menor a nivel estructural, mientras que valores de 4 y 5 son referidos como daños severos a nivel de colonia / extremos a nivel estructural (Tabla 1). Aunque estos estimados son aproximaciones, una vez en superficie se realizó un consenso con el equipo investigador para minimizar el sesgo. Estas valoraciones complementaron la evaluación cualitativa realizada por Sánchez *et al.* (2020), quienes evaluaron sitios más profundos alrededor de la isla.

Se observó un impacto generalizado en 72 % de las estaciones de ambos lados de la isla. El daño se concentró en áreas poco profundas (5-7 m) y generalmente fue variable dentro de las formaciones coralinas. Aproximadamente 45 % de los sitios presentaron daños con un impacto bajo a medio-bajo (10-20 %, categoría < 2) y 17 % mostró daños medios a moderados (20-30 %, categoría 3). En particular, Point 30, Juanita’s Place y Marcela’s Place (Tabla 1, Figura 1), presentaron daños estructurales más altos (hasta 30 %) en comparación con las otras estaciones. En estos sitios, observamos áreas con estructura de arrecife parcialmente colapsada y escombros de coral con una remoción parcial de octocorales gorgonáceos (Figura 2).

proportion of coral cover impacted (0 to 100 %), which was then categorized with score values ranging from 0 to 5 according to Beeden *et al.* (2015), with values from 1 to 3 referred as minor to moderate colony-level damage / minor structural damage, while values of 4 and 5 referred as severe to extreme coral damage / high reef structural damage (Table 1). Although these estimates are approximate values, a consensus from the different observers was reached once on-board in order to minimize bias. These surveys complemented the qualitative assessment performed by Sánchez *et al.* (2020), who first evaluated deeper sites around the island.

We found a generalized impact in 72 % of the stations on both sides of the island. The damage was concentrated on shallow areas (5-7 m) and was generally within coral reef formations. Approximately 45 % of the sites had low to low-medium damage (10-20 %, category < 2) and 27 % showed medium to moderate damage (20-30 %, category 3). Particularly, Point 30, Juanita’s Place and Marcela’s Place (Table 1, Figure 1), had higher structural damage (up to 30 %) compared to the other locations. At these sites, there were areas with partially collapsed reef structure, and coral rubble was observed as well as partial removal of gorgonian octocorals (Figure 2).

Tabla 1. Categorización del impacto de los sitios evaluados en las islas Providencia y Santa Catalina.

Sitio / Site	Latitud / Latitude	Longitud / Longitude	Profundidad / Depth (m)	Categoría de daño / Damage category	Porcentaje de daño / Damage percentage	Unidad ecológica / Ecological Unit
Point 29 (White sand)	13°28'13.624"N	81°21'41.494"W	7	0	0 %	Sand-coral rubble- <i>Orbicella</i>
Point 30	13°27'45.464"N	81°21'4.529"W	4	3	20-30 %	Sand-coral rubble- <i>Orbicella</i>
Point 38	13°25'9.764"N	81°21'46.609"W	5	2	10-20 %	Sand-coral rubble- <i>Orbicella</i>
Juanita's place	13°23'16.793"N	81°22'57.418"W	4	3	20-30 %	<i>Orbicella</i> -mixed corals
Canal somero	13°23'20.443"N	81°23'24.623"W	4	0	0 %	Octocorals-encrusting corals
San Felipe somero	13°21'44.600"N	81°24'16.898"W	4	0	0 %	Octocoral-mixed corals
The Bar somero	13°22'1.819"N	81°23'49.895"W	6	2	10-20 %	Octocorals-encrusting corals
Convento	13°21'24.925"N	81°24'57.025"W	17	1	5 %	Octocoral-mixed corals
McBean 1	13°21'33.945"N	81°20'47.402"W	4	1	5 %	Sand-coral rubble- <i>Orbicella</i>
Marcela's place	13°21'54.152"N	81°20'25.481"W	5	3	20-30 %	Sand- <i>Orbicella</i>
Maracaibo	13°22'50.561"N	81°21'10.133"W	5	1	5 %	Sand- <i>Orbicella</i>

Table 1. Impact categorization of surveyed sites in Providencia and Santa Catalina islands.

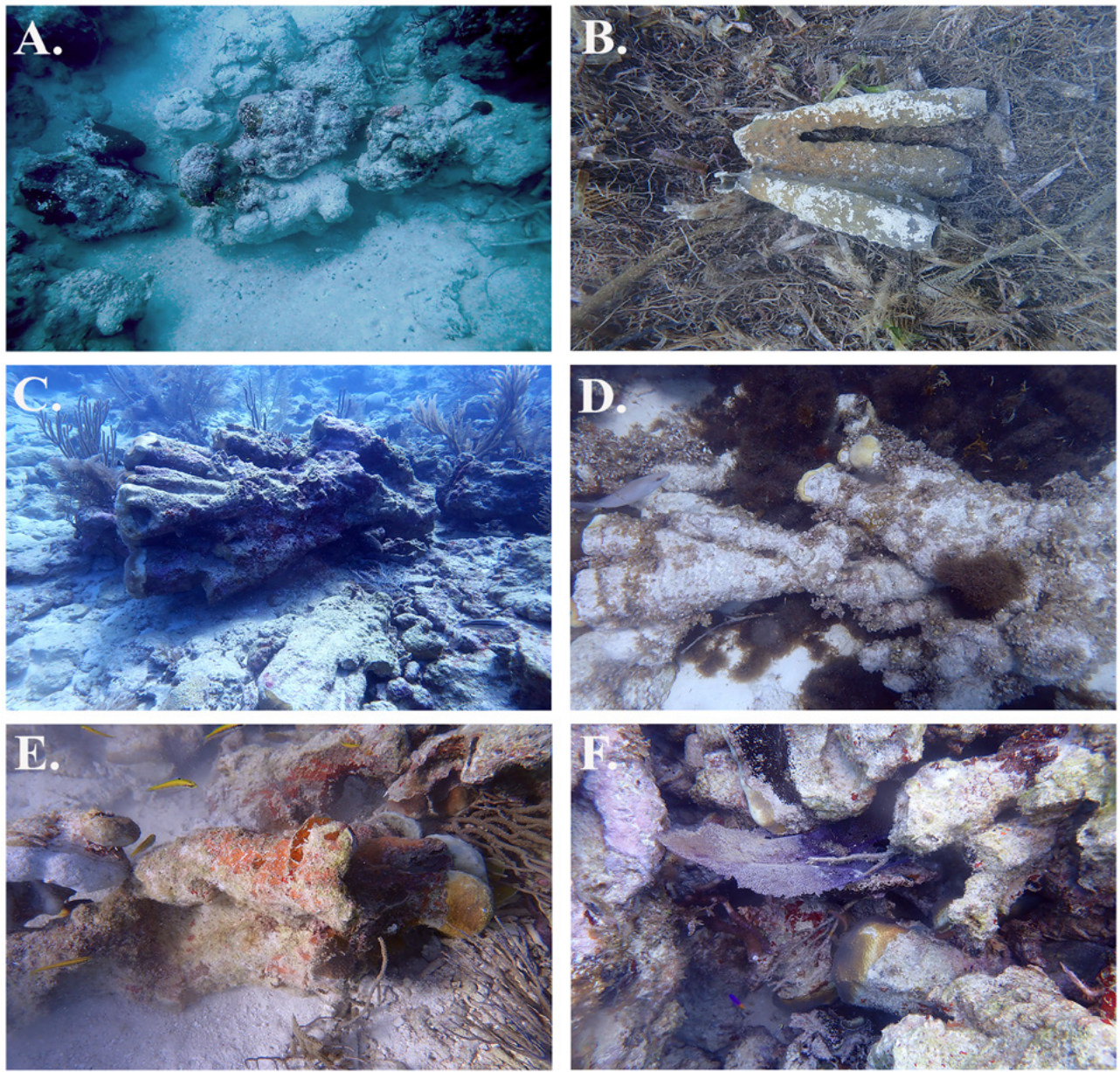


Figura 2. Impactos observados en las islas. A. colonia volcada cubierta por arena. B. esponja desprendida observada en canales de arena sobre escombros, C. - F. *Orbicella annularis* fragmentada y volcada junto con octocorales adheridos encontrados en las estaciones que presentaron el mayor impacto.

Figure 2. Impacts seen around the island. A. partially collapsed colony cover by sand, B. detached sponge seen on sand channels on top of debris, C. - F. *Orbicella annularis* fragmented and overturned along with attached octocorals found at the stations that had the highest score damage.

Point 30 es un arrecife de parche ubicado en la zona lagunar y el sustrato está dominado por escombros de arena y coral junto con formaciones de coral como *Orbicella annularis-faveolata* y octocorales. En este sector observamos la presencia de cascajo y roca reciente expuesta, así como colonias volcadas y fragmentadas, especialmente *O. annularis* y octocorales cubiertos de arena. El parche de arrecife de Juanita's Place ubicado en el borde de la isla Santa Catalina en un área conocida localmente como Channel Shoal (Figura 1),

Point 30 is a typical patch reef located in the lagoon and the substrate is dominated by sand-coral rubble along with coral formations such as *Orbicella annularis-faveolata* and octocorals. The presence of gravel and recently exposed rock was noticeable, likewise overturned and fragmented colonies, especially *O. annularis*; octocorals were observed covered by sand. The patch reef Juanita's place located on the edge of Santa Catalina Island in an area locally known as Channel Shoal (Figure 1), was the site with the

fue el sitio con la cobertura de coral vivo más alta registrada (~ 34 %). Grandes colonias masivas de *O. annularis* y *O. faveolata* (algunas de más de 2 m de altura) y *Pseudodiploria strigosa* constituyeron el fondo junto con *Porites astreoides* y el coral foliáceo *Agaricia agaricites*. Se evidenciaron colonias principalmente de *O. annularis* y *P. strigosa* fragmentadas y volcadas. En esta estación, se observó un daño a manera de “franjas” conspicuas, posiblemente causadas por corales desprendidos y grandes rocas que fueron transportadas a través del arrecife por las corrientes del fondo (p.ej., Woodley *et al.*, 1981; Edmunds y Witman 1991). Marcela’s Place, es un parche de arrecife ubicado en el lado oriental de la isla en la laguna arrecifal, con buen desarrollo de grandes colonias masivas de *O. annularis* y *O. faveolata*, así como de *P. strigosa* y *Siderastrea siderea*. En este lugar se observó un impacto considerable, especialmente en *O. annularis* y *O. faveolata*. La mayoría de las colonias que se encontraron en el borde del arrecife de parche cerca de los fondos de arena fueron impactadas, volcadas y algunas terminaron cubiertas por arena y escombros. Particularmente para *O. annularis*, se observó que el mayor daño fue en colonias con crecimiento columnar-lobulado bajo los efectos de la bioerosión. De manera similar, también se vieron colonias afectadas de *P. strigosa* que presentaban un pedúnculo delgado.

Se observó un blanqueamiento generalizado de los corales en todas las estaciones evaluadas probablemente asociado más con el aumento de temperatura previo al huracán (~ 30 °C), como lo habían documentado Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia (2008) después del huracán Beta en 2005. Este fenómeno ha sido registrado en otras partes del Caribe, donde la actividad de los huracanes con frecuencia se correlaciona con eventos de blanqueamiento generalizados (Manzello *et al.*, 2007). Asimismo, se registra la presencia de algunas colonias de *P. strigosa*, *S. siderea*, *Favia fragum*, *Montastraea cavernosa*, *A. agaricites* y *A. cervicornis* afectadas por enfermedades de banda negra, banda blanca y mancha oscura (Gil-Agudelo *et al.*, 2009; Navas-Camacho *et al.*, 2010). Algunas preguntas surgen a partir de esta evaluación preliminar como ¿Cuál es el alcance de los corales para recuperarse luego del impacto del huracán? y ¿Es el tiempo entre eventos como este suficiente para que la comunidad coralina retorne a niveles pre-huracán? De este estudio se puede concluir que el impacto del Iota ocurrió a lo largo de las islas de manera generalizada principalmente en zonas someras estructuradas por corales masivos de *Orbicella* spp., sin embargo, fue focalizado dentro de las áreas coralinas relacionado con daños menores a moderados a nivel de colonia y daños menores a nivel de estructura arrecifal.

highest living coral cover (~ 34 %). Large massive colonies of *O. annularis*, *O. faveolata* (some over 2 m high) and *Pseudodiploria strigosa* structured the bottom, along with *Porites astreoides* and the foliaceous coral *Agaricia agaricites*. We found that colonies mainly *O. annularis* and *P. strigosa* were fragmented and overturned. At this station we observed stripes-shaped damage, caused presumably by rolling corals and big boulders that were transported across the reef by the bottom currents (e.g., Woodley *et al.*, 1981; Edmunds and Witman 1991). Marcela’s Place, is a patch reef located at the eastern side of the island in the lagoon, with good development of large massive colonies of *O. annularis* and *O. faveolata*, as well as *P. strigosa* and *Siderastrea siderea*. In this place we observed considerable impact, especially in *O. annularis* and *O. faveolata*. Most of the colonies that were found on the edge of the patch reef close to the sand-planes were impacted, overturned and some ended up covered by sand and debris. Particularly, we observed the greatest damage for *O. annularis* on colonies with columnar-lobated growth, already under the effects of bioerosion. Similarly, massive colonies of *P. strigosa* with a thin peduncle were also affected.

We observed widespread coral bleaching in all the surveyed stations, which was more likely associated with the increased temperature previous to the hurricane, (~ 30 °C) as had been found by Rodríguez-Ramírez and Reyes-Nivia (2008) after hurricane Betta in 2005. This phenomenon has been reported in other parts of the Caribbean as well, where hurricane activity often correlates with widespread bleaching events (Manzello *et al.*, 2007). Likewise, we observed few colonies of *P. strigosa*, *S. siderea*, *Favia fragum*, *Montastraea cavernosa*, *A. agaricites* and *A. cervicornis* affected by the black band, white band and dark spot diseases (Gil-Agudelo *et al.*, 2009; Navas-Camacho *et al.*, 2010). Important questions arise about 1) what is the fate of coral recovery following the hurricane impact? and 2) Is it the period equivalent to the natural periodicity of hurricanes for this region long enough for the coral community to return to pre-hurricane conditions? From this preliminary assessment we can conclude that the impact was widespread along the island mainly on shallow areas structured by big boulders of *Orbicella* spp.; however, it was focalized within reef areas mainly related to colony-level damage with minor reef structural damage.



AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a David Alonso, Diana Isabel Gómez, Centro de Buceo Blue Life–San Andrés, y a la tripulación de “El Explorador” por todo el apoyo logístico. El apoyo financiero estuvo a cargo de Invemar y Coralina. Durante este estudio, CEG fue financiado por una beca Postdoctoral Minciencias–Invemar (848–2019). Agradecemos a Carlos G. Muñoz quien aportó comentarios constructivos en versiones preliminares de este manuscrito. Esta es la contribución 1329 de Invemar.

ACKNOWLEDGEMENTS

Authors would like to thank David Alonso, Diana Isabel Gómez, Centro de Buceo Blue Life–San Andrés, and the crew from “El Explorador” for all the logistics. Financial support was given by Invemar and CORALINA. During this assessment, CEG was supported by a Minciencias–Invemar postdoctoral fellowship (848–2019). We would like to thank Carlos G. Muñoz who provided constructive comments to earlier versions of this manuscript. This is a contribution 1329 from Invemar.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Beeden, R., J. Maynard, M. Puotinen, P. Marshall, J. Dryden, J. Goldberg and G. Williams. 2015. Impacts and recovery from severe tropical cyclone Yasi on the Great Barrier Reef. *PLoS ONE*, 10(4): e0121272. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121272>
- Bythell, J.C., E.H. Gladfelter and M. Bythell. 1993. Chronic and catastrophic natural mortality of three common Caribbean reef corals. *Coral Reefs*, 12: 143–152.
- DIMAR. 2020. Huracán Iota categoría 5. Comunicado Especial No. 5, lunes 16 de noviembre de 2020-9:00 am. Dirección General Marítima-CIOH
- Done, T.J. 1992. Effects of tropical cyclones waves on ecological and geomorphological structures on the Great Barrier Reef. *Cont. Shelf Res.*, 12: 859–872
- Edmunds, P.J. and J.D. Witman. 1991. Effect of Hurricane Hugo on the primary framework of a reef along the south shore of St. John, US Virgin Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 78: 201–204
- Emanuel, K. 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature*, 436: 686–688. <https://doi.org/10.1038/nature03906>
- Gardner, T.A., I.M. Côté, J.A. Gill, A. Grant and A.R. Watkinson. 2005. Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long term decline. *Ecology*, 86(1): 174–184
- Gil-Agudelo, D.L., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia, S. Bejarano, J. Garzón-Ferreira y G.W. Smith. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 38 (2). 189–224
- Harmelin-Vivien, M. 1994. The effects of storms and cyclones on coral reefs: a review. *J. Coast. Res.*, 12: 211–231
- Knowlton, N., J.C. Lang and B.D. Keller. 1990. Case study of natural population collapse: post-hurricane predation on Jamaican staghorn corals. *Smithson. Contr. Mar. Sci.*, 31:1–22
- Knutson, T.R., J.K. McBride, J. Chan, K. Emanuel, G. Holland, C. Landsea, I. Held, J.P. Kossin, A.K. Srivastava and M. Sugi. 2010. Tropical cyclones and climate change. *Nat. Geosci.*, 3: 157–163. <https://doi.org/10.1038/ngeo779>
- Mann, M.E. and K.E. Emanuel. 2006. Atlantic hurricane trends linked to climate change. *EOS*, 87(24): 233–244. <https://doi.org/10.1029/2006EO24001>
- Manzello, D., M. Brandt, T.B. Smith, D. Lirman, J.C. Hendee and R.S. Nemeth. 2007. Hurricanes benefit bleached corals. *PNAS*, 104(29): 12035–12039. <https://doi.org/10.1073/pnas.0701194104>
- Navas-Camacho, R., D. L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M. C. Reyes-Nivia and J. Garzón-Ferreira. 2010. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 58: 95–106.
- Ortíz, J.C. 2007. Huracanes y tormentas tropicales en el mar Caribe colombiano desde 1900. *Bol. Cient. CIOH*, 25: 54–60
- Rodríguez-Ramírez, A. y M.C. Reyes-Nivia. 2008. Evaluación rápida de los efectos del huracán Beta en la isla de Providencia (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 37(1): 215–222
- Rogers C.S., L.N. McLain and C.R. Tobias. 1991. Effects of hurricane Hugo (1989) on coral reef in St. John, USVI. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 78: 189–199. <https://doi.org/10.3354/meps078189>
- Sánchez L., J.D. González, N. Bolaños y R. Azcárate. 2020. Evaluación preliminar del estado de los arrecifes de coral y pastos marinos de la isla de Providencia tras el paso del huracán Iota. Informe Técnico Coralina–Invemar. Invemar, Santa Marta. 32 p.
- Saunders, M.A. and A.R. Harris. 1997. Statistical evidence links exceptional 1995 Atlantic hurricane season to record sea warming. *Geophys. Res. Lett.*, 24: 1255–1258
- Taylor, E., D. Hernández, F. Howard, G. Peñaloza, S. Posada, N. Howard, R. Robinson y M. Prada. 2007. Impactos en los arrecifes de coral ocasionados por el huracán Beta en la plataforma insular de Old Providence y Santa Catalina. *Bol. Cient. CIOH*, 25: 71–77

- Wahle, J.L. Wulff, A.S.G. Curtis, M.D. Dallmeyer, B.P. Jupp, M.A.R. Koehl, J. Neigel and E.M. Sides. 1981. Hurricane Allen's impact on Jamaican coral reefs. *Science*, 214(4522): 749-755.
- Webster, P.J., G.J. Holland, J.A. Curry and H.R. Chang. 2005. Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science*, 309(5742): 1844-1846.
- Woodley, J.D., E.A. Chornesky, P.A. Clifford, J.B.C. Jackson, L.S. Kaufman, N. Knowlton, J.C. Lang, M.P. Pearson, J.W. Porter, M.C. Rooney, K.W. Rylaarsdam, V.J. Tunnicliffe, C.M. Wahle, J.L. Wulff, A.S.G. Curtis, M.D. Dallmeyer, B.P. Jupp, M.A.R. Koehl, J. Neigel, and E.M. Sides. 1981. Hurricane Allen's impact on Jamaican coral reefs. *Science*, 214(4522): 749-755.
- Zea, S., J. Geister, J. Garzón-Ferreira and J.M. Díaz. 1998. Biotic changes in the reef complex of San Andres Island (Southeastern Caribbean Sea, Colombia) occurring over three decades. *Atoll Res. Bull.*, 456: 1-30

RECIBIDO/RECEIVED: 11/03/2021

ACEPTADO/ACCEPTED: 31/08/2021



NOTA / NOTE

Gen Citocromo Oxidasa I confirma la presencia del nemertino *Carcinonemertes conanobrieni*, parásito de la langosta espinosa del Caribe (*Panulirus argus*) en Colombia

The Cytochrome Oxidase I gene confirms the presence of the nemertine *Carcinonemertes conanobrieni*, a parasite of the Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*) in Colombia

Amanda Berben^{1*}, Jaime Gonzalez-Cueto¹, Angie Colorado¹ y Sigmer Quiroga^{1,2}
ID 0000-0002-8005-1689 ID 0000-0003-1567-0296 ID 0000-0002-5883-9197 ID 0000-0002-3321-1360

1. Grupo de Investigación MIKU, Universidad del Magdalena, Carrera 32 # 22-08, Santa Marta DTHC, Colombia. amyberbenhenriquez23@gmail.com*, biojaime14@gmail.com, angi.colorado@gmail.com

2. Facultad de Ciencias Básicas, Programa de Biología, Universidad del Magdalena, carrera 32 # 22-08, Santa Marta DTHC, Colombia. sigmerquiroga@unimagdalena.edu.co

* Autor de correspondencia.

RESUMEN

Las identificaciones morfológicas, complementadas con análisis moleculares son importantes para la delimitación de especies crípticas. Este documento contiene anotaciones sobre la identificación molecular del nemertino parásito *Carcinonemertes conanobrieni* en langostas espinosas del Caribe *Panulirus argus*. Los nemertinos recolectados se encontraron parasitando langostas ovadas del golfo de Salamanca (Puebloviejo), Colombia. Se extrajo ADN de un individuo y se amplificó un fragmento del gen mitocondrial Citocromo Oxidasa I (COI) utilizando los *primers* universales de Folmer, la secuencia obtenida se editó con ProSeq 3,5 y alineó con todas las secuencias de *C. conanobrieni* disponibles en GenBank. Se obtuvo una secuencia de 488 pares de bases correspondientes a la sección del código de barras genético del gen COI, la matriz de distancias genéticas mostró poca variación al comparar la secuencia obtenida con las disponibles en la base de datos GenBank. Estos resultados confirman la presencia de este nemertino en las langostas *Panulirus argus* en Colombia, y aportan valiosa información para la correcta identificación y detección de esta especie parásita en el país, facilitando así su monitoreo.

PALABRAS CLAVES: Carcinonemertidae, COI, Puebloviejo.

ABSTRACT

Morphological identifications complemented with molecular analysis are important for the delimitation of cryptic species. This document contains annotations on the molecular identification of the parasitic nemertine *Carcinonemertes conanobrieni* in the Caribbean spiny lobsters *Panulirus argus*. The collected nemertean were found parasitizing ovigerous lobsters from the Gulf of Salamanca (Puebloviejo), Colombia. DNA was extracted from a specimen and a fragment of the mitochondrial gene Cytochrome Oxidase I (COI) was amplified using Folmer's universal primers, the sequence was edited with ProSeq 3.5 and aligned with all the *C. conanobrieni* sequences available in GenBank. A sequence of 488 base pairs corresponding to the section of the genetic barcode of the COI gene was obtained, the matrix of genetic distances showed little variation when comparing the obtained sequence with those available in the GenBank database. These results confirm the presence of this nemertean in the *Panulirus argus* lobsters in Colombia providing valuable information for the correct identification and detection of this parasitic species in the country, thus facilitating its monitoring.

KEYWORDS: Carcinonemertidae, COI, Puebloviejo.

DOI: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2022.51.1.1166>

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 langosta espinosa del Caribe *Panulirus argus* (Latreille, 1804) es un crustáceo decápodo distribuido en Colombia en los departamentos costeros de la Región Caribe, incluyendo el área insular de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Gracia y Díaz, 2002). Esta langosta es considerada uno de los recursos pesqueros más importante para las poblaciones de pescadores artesanales marinos ya que posee el mayor valor económico dentro de los crustáceos que se pescan en el gran Caribe y el Golfo de México (Seijo, 2007; FAO, 2015, 2019).

En departamentos como Magdalena, La Guajira y Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, esta langosta es importante social y económicamente, ya que su extracción es esencial para el sustento de las comunidades de pescadores artesanales. Sin embargo, es considerada como una especie vulnerable en Colombia (Gracia y Díaz, 2002; Minambiente, 2017), debido a la sobreexplotación de su stock pesquero y a la destrucción sistemática de su hábitat. Adicionalmente, existen factores naturales que han contribuido a la disminución de las poblaciones de *P. argus*, tales como enfermedades (v. g. *Panulirus argus* virus 1–PaV1) (Shields y Behringer, 2004) y parásitos (v. g. nemertinos) (Atherley *et al.*, 2020a). Específicamente el parásito *Carcinonemertes conanobrieni* (Simpson, Ambrosio y Baeza, 2017) es un nemertino que se alimenta de los embriones que las hembras ovadas cargan en sus pleópodos, ocasionando efectos negativos sobre el rendimiento reproductivo de la langosta (Baeza *et al.*, 2016; Simpson *et al.*, 2017).

En 2018 se registró por primera vez *C. conanobrieni* en las costas del Caribe de Colombia (González-Cueto y Quiroga, 2018), con base en el análisis morfológico de cuatro individuos encontrados en una langosta ovada del golfo de Salamanca (Magdalena). Sin embargo, era necesario complementar esta información con datos de secuencias genéticas, imprescindibles para delimitar especies crípticas dentro del filo (Sundberg *et al.*, 2016). Además, en el caso de especies de nemertinos asociadas a *P. argus*, las identificaciones moleculares son necesarias ya que en esta langosta se encuentran al menos dos especies del género *Carcinonemertes* (Atherley *et al.*, 2020b).

Se obtuvieron langostas ovadas de la especie *P. argus* capturadas por pescadores artesanales del golfo de Salamanca (10,97982 N; -74,32758 O), municipio de Pueblviejo (Magdalena) (Figura 1). Al examinarlas se aislaron nemertinos en diferentes etapas de desarrollo; algunos de los cuales se fijaron en ETOH al 100 %.

The Caribbean spiny lobster *Panulirus argus* (Latreille, 1804) is a decapod crustacean distributed in the Caribbean coasts of Colombia, including the insular regions of San Andrés, Providencia and Santa Catalina (Gracia and Díaz, 2002). This lobster is considered one of the most important fishing resources for the populations of artisanal marine fishermen since it has the highest economic value within the crustaceans that are fished in the greater Caribbean and the Gulf of Mexico (Seijo, 2007; FAO, 2015, 2019).

In the departments of Magdalena, La Guajira and the Archipelago of San Andrés, Providencia and Santa Catalina, this lobster is socially and economically important, since its extraction is essential for the livelihood of artisanal fishing communities. However, it is considered as a vulnerable species in Colombia (Gracia and Díaz, 2002; Minambiente, 2017), due to the overexploitation of its fishing stock and the systematic destruction of its habitat. Additionally, there are natural factors that have contributed to the decline of *P. argus* populations, such as diseases (e.g., *Panulirus argus* virus 1–PaV1) (Shields y Behringer, 2004) and parasites (e.g., nemertean) (Atherley *et al.*, 2020a). Specifically, the parasite *Carcinonemertes conanobrieni* Simpson, Ambrosio and Baeza, 2017 is a nemertean that feeds on the embryos that ovigerous females carry in their pleopods, causing negative effects on the reproductive performance of the lobster (Baeza *et al.*, 2016; Simpson *et al.*, 2017).

In 2018, *C. conanobrieni* was recorded for the first time on the Caribbean coast of Colombia (Gonzalez-Cueto and Quiroga, 2018), based on the morphological analysis of four individuals found in an ovigerous lobster from the Gulf of Salamanca (Magdalena). However, it was necessary to complement this information with genetic sequence data, essential to delimit cryptic species within the phylum (Sundberg *et al.*, 2016). Furthermore, in the case of nemertean species associated with *P. argus*, molecular identifications are necessary since in this lobster there are at least two species of the genus *Carcinonemertes* (Atherley *et al.*, 2020b).

Ovigerous lobsters of the *P. argus* species were captured by artisanal fishermen from the Gulf of Salamanca (10.97982; -74.32758), Pueblviejo municipality (Magdalena) (Figure 1). Upon examination, nemertean were isolated at different stages of development; some of which were fixed in 100 % ETOH.

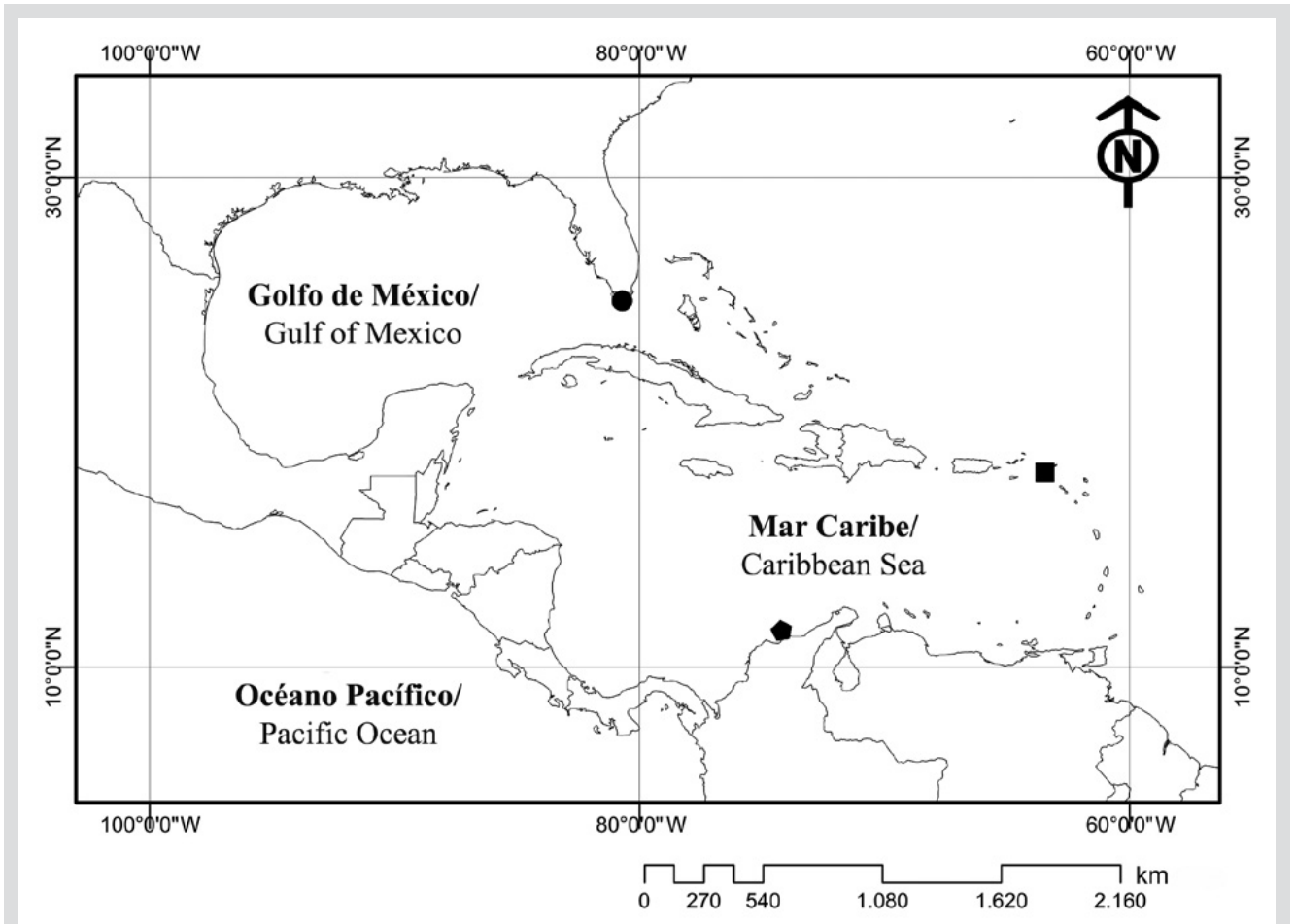


Figura 1. Registros de *Carcinonemertes conanobrieni* en el Golfo de México y el Mar Caribe. El círculo indica la localidad tipo en los Cayos de la Florida (24.7707 N; -80.7615 O – 24.7325 N; -80.9121 O); el pentágono corresponde al registro para la costa Caribe de Colombia (10.97982 N; -74.32758 O); y el cuadrado es el registro para Saint Kitts, West Indies (see Atherley *et al.*, 2020b).

Figure 1. Records of *Carcinonemertes conanobrieni* in the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea. The circle indicates the type locality in the Florida Keys (24.7707; -80.7615 – 24.7325; -80.9121); the pentagon corresponds to the record for the Caribbean coast of Colombia (10.97982; -74.32758); and the square is the record for Saint Kitts, West Indies (see Atherley *et al.*, 2020b).

El ADN de uno de los individuos identificados como *C. conanobrieni* se extrajo utilizando el kit QuickExtract™, siguiendo el protocolo del fabricante (Lucigen). La región “Folmer” se amplificó con *primers* universales (Folmer *et al.*, 1994). Las extracciones de DNA se amplificaron usando 2 µL de ADN en un *mix* de PCR con un volumen final de 23 µL que contenía 1,25 µL MgCl₂, 5 µL Buffer 5X (BIOLINE), 1 µL de cada *primer*, 0,625 µL de dNTPs, 13,625 µL de H₂O y 0,5 µL de Taq polimerasa (BIOLASE™, BIOLINE). El programa del termociclador fue: 1 min a 95 °C, seguido de 35 ciclos de 15 s 95 °C, 1 min a 40 °C, 1,5 min a 72 °C y un período de extensión final de 5 min a 72 °C. La secuencia obtenida fue editada con ProSeq 3,5 y alineada con todas las secuencias de *C. conanobrieni* disponibles en GenBank utilizando el algoritmo ClustalW en MEGA (Tamura *et al.*, 2011). Otras secuencias de *Carcinonemertes* sp. registrados

DNA from one of the individuals identified as *C. conanobrieni* was extracted using the QuickExtract™ kit following the manufacturer’s protocol (Lucigen). The “Folmer” region was amplified with universal primers (Folmer *et al.*, 1994). DNA extractions were amplified using 2 µL of DNA in a PCR mix with a final volume of 23 µL containing 1.25 µL MgCl₂, 5 µL 5X Buffer (BIOLINE), 1 µL of each primer, 0.625 µL of dNTPs, 13.625 µL of H₂O and 0.5 µL of Taq polymerase (BIOLASE™, BIOLINE). The thermo-cycler program was: 1 min at 95 °C, followed by 35 cycles of 15 s at 95 °C, 1 min at 40 °C, 1.5 min at 72 °C and a final extension period of 5 min at 72 °C. The sequence obtained was edited with ProSeq 3.5 and aligned with all the *C. conanobrieni* sequences available in GenBank using the ClustalW algorithm in MEGA (Tamura *et al.*, 2011). Other sequences of *Carcinonemertes* sp. reported in *P. argus* by

en *P. argus* por Atherley *et al.* (2020b) se consideraron en el análisis. Se construyó una matriz de distancias genéticas evolutivas intraespecíficas e interespecíficas (Hebert *et al.*, 2003), usando el modelo K2P (Kimura, 1980).

Se obtuvo una secuencia de 488 pares de bases correspondientes a la sección del código de barras genético del gen COI, este se depositó en GenBank con el código de acceso MW205898. La secuencia obtenida tiene una distancia genética que varía entre 0 % y 0,2 % cuando se compara con otros individuos de *C. conanobrieni* y 22,5 % con otras especies de este género encontradas en *P. argus* (Tabla 1).

Estos resultados permiten la confirmación de la presencia de *C. conanobrieni* en Colombia, ya que la distancia genética hallada fue menor a 0,5 % si se compara con otros individuos de *C. conanobrieni* secuenciados por Simpson *et al.* (2017) en la descripción original de la especie. Dentro del grupo Hoplonemertea, el cual contiene al género *Carcinonemertes*, se estima que las distancias interespecíficas son superiores a 5 % (Sundberg *et al.*, 2016).

La información presentada provee herramientas que permiten tener una correcta identificación de las especies de nemertinos que se pueden encontrar parasitando a la langosta. Los resultados de este estudio indican que se deben establecer programas de monitoreo para evaluar el efecto de *C. conanobrieni* en las poblaciones de langosta de Colombia. Para mantener los valores actuales y futuros de pesca y de mercado de *P. argus*, se deben considerar los patógenos y parásitos emergentes, particularmente a la luz de un entorno cambiante.

Tabla 1. Matriz de distancias genéticas interespecíficas e intraespecíficas construida con base en secuencias de 488 pb del gen Citocromo Oxidasa I (COI) utilizando el modelo de evolución de sustitución de nucleótidos K2P (Kimura, 1980). La secuencia generada en este estudio está resaltada en negrita; el resto de secuencias fueron extraídas de la base de datos GenBank (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>).

Código / Code GenBank	MW 205898	KY 741564	KY 741565	MT 872632	MT 872633	MT 872634	MT 872628	MT 872629	MT 872630	MT 872631
MW205898	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
KY741564	0.2	x	-	-	-	-	-	-	-	-
KY741565	0.2	0.4	x	-	-	-	-	-	-	-
MT872632	0.0	0.2	0.2	x	-	-	-	-	-	-
MT872633	0.0	0.2	0.2	0.0	x	-	-	-	-	-
MT872634	0.0	0.2	0.2	0.0	0.0	x	-	-	-	-

Atherley *et al.* (2020b) were included in the analysis. A matrix of intraspecific and interspecific evolutionary genetic distances was made (Hebert *et al.*, 2003), using the K2P model (Kimura, 1980).

A sequence of 488 base pairs corresponding to the section of the genetic barcode of the COI gene was obtained, this was deposited in GenBank with the access code MW205898. The sequence obtained, possess a genetic distance that varies between 0 % and 0.2 % when compared with other individuals of *C. conanobrieni* and 22.5 % with other species of this genus found in *P. argus* (Table 1).

These results lead to the confirmation of the presence of *C. conanobrieni* in Colombia, since the genetic distance found was less than 0.5 % when compared with other individuals of *C. conanobrieni* sequenced by Simpson *et al.* (2017) in their original description of the species. Within the Hoplonemertea group, which contains the genus *Carcinonemertes*, it is estimated that the interspecific distances are greater than 5 % (Sundberg *et al.*, 2016).

The information herein provides tools that allow for correct identification of the species of nemertean that can be found parasitizing the lobster. The results of this study indicate monitoring programs should be established to evaluate the effect of *C. conanobrieni* on the lobster populations of Colombia. In order to maintain the present and future fishing and market values of *P. argus*, emerging pathogens and parasites must be considered, particularly in light of a changing environment.

Table 1. Matrix of interspecific and intraspecific genetic distances based on 488 bp sequences of the Cytochrome Oxidase I (COI) gene using the K2P nucleotide substitution evolution model (Kimura, 1980). The sequence generated in this study is highlighted in bold; the rest of the sequences were extracted from the GenBank genetic sequence database of the “National Center for Biotechnology Information” (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>).



Código / Code GenBank	MW 205898	KY 741564	KY 741565	MT 872632	MT 872633	MT 872634	MT 872628	MT 872629	MT 872630	MT 872631
MT872628	22.5	22.2	22.9	22.5	22.5	22.5	x	-	-	-
MT872629	22.5	22.2	22.9	22.5	22.5	22.5	0.0	x	-	-
MT872630	22.5	22.2	22.9	22.5	22.5	22.5	0.0	0.0	x	-
MT872631	22.5	22.2	22.9	22.5	22.5	22.5	0.0	0.0	0.0	x

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo derivó del proyecto “Efecto del parásito de crustáceos *Carcinonemertes conanobrieni* sobre el desempeño reproductivo de la langosta espinosa del Caribe, en un contexto de manejo pesquero participativo en el departamento del Magdalena, Colombia” financiado por Fonciencias 2017 de la Universidad del Magdalena, con resolución de permiso número 0080 del 17 de enero del 2019 por parte de la Corporación Autónoma Regional del Magdalena, Corpamag. Especiales agradecimientos a los pescadores artesanales del golfo de Salamanca, quienes ayudaron en la obtención de las langostas especímenes.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was derived from the project “Efecto del parásito de crustáceos *Carcinonemertes conanobrieni* sobre el desempeño reproductivo de la langosta espinosa del Caribe, en un contexto de manejo pesquero participativo en el departamento del Magdalena, Colombia” funded by Fonciencias 2017 of the Universidad del Magdalena, with Permit resolution number 0080 of January 17, 2019 by the Corporación Autónoma regional del Magdalena CORPAMAG. Special thanks to the artisanal fishermen of the Gulf of Salamanca, who helped in obtaining the lobsters specimens.

BIBLIOGRAFÍA/ LITERATURE CITED

- Atherley, N.A.M., M.A. Freeman and M.M. Dennis. 2020a. Post-mortem examination of the Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*, Latreille 1804) and pathology in a fishery of the Lesser Antilles. *J. Invertebr. Pathol.*, 175:107453. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2020.107453>
- Atherley, N.A.M., M.M. Dennis and M.A. Freeman. 2020b. Two species of *Carcinonemertes* Coe, 1902 (Nemertea: Carcinonemertidae) infesting the Caribbean spiny lobster, *Panulirus argus* (Latreille, 1804) (Decapoda: Achelata: Palinuridae), in Saint Kitts, West Indies. *J. Crust. Biol.*, 40(6): 933-942. <https://doi.org/10.1093/jcabi/ruaa060>
- Baeza, J.A., L. Simpson, L.J. Ambrosio, N. Mora, R. Guéron and M.J. Childress. 2016. Active parental care, reproductive performance, and a novel egg predator affecting reproductive investment in the Caribbean spiny lobster *Panulirus argus*. *BMC Zool.*, 1(6). <https://bmczool.biomedcentral.com/articles/10.1186/s40850-016-0006-6>
- FAO. 2015. Report of the first meeting of the OSPESCA/WECAFC/ CRFM/CFMC Working group on Caribbean spiny lobster. FAO Fisheries and Aquaculture Report SLC/FIPS/ SLM/R1095 (Bi), Panama City, Panama. 112 p.
- FAO. 2019. Report of the second meeting of the OSPESCA/WECAFC/CRFM/CFMC Working Group on Caribbean Spiny Lobster. FAO Fisheries and Aquaculture Report, Santo Domingo. 68 p.
- Folmer, O., M. Black, W. Hoeh, R. Lutz and R. Vrijenhoek. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Mol. Mar. Biol. Biotechnol.*, 3(5): 294-299.
- González-Cueto, J.A. and S. Quiroga. 2018. First record of *Carcinonemertes conanobrieni* Simpson, Ambrosio & Baeza, 2017 (Nemertea, Carcinonemertidae), an egg predator of the Caribbean spiny lobster *Panulirus argus* (Latreille, 1804), on the Caribbean coast of Colombia. *Check List*, 14(2): 425-429. <https://doi.org/10.15560/14.2.425>
- Gracia, A. y J. M. Díaz. 2002. *Panulirus argus*: 113-115. En Ardila, N., G. R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de los invertebrados marinos de Colombia. Invenmar. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá. 177 p.
- Hebert, P. D. N., S. Ratnasingham and J. R. de Waard. 2003. Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit I divergences among closely related species. *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.*, 270 (Suppl 1): S96-S99. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2003.0025>
- Kimura, M. 1980. A simple method for estimating evolutionary rates of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *J. Mol. Evol.*, 16(2):111-120. <https://doi.org/10.1007/BF01731581>

- Minambiente. 2017. Resolución 1912 de 2017. Por la cual se establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana continental y marino costera que se encuentran en el territorio nacional, y se dictan otras disposiciones. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, fecha de expedición: 15/09/2017_ Diario Oficial No. 50364 del 22 de septiembre de 2017.
- Seijo, J.C. 2007. Considerations for management of metapopulations in small-scale fisheries of the Mesoamerican barrier reef ecosystem. *Fish. Res.*, 87(1): 86-91. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.06.016>
- Shields, J. D. and Behringer, D. C. 2004. A new pathogenic virus in the Caribbean spiny lobster *Panulirus argus* from the Florida Keys. *Dis. Aquat. Organ.*, 59(2):109-118. <https://doi.org/10.3354/dao059109>
- Simpson, L.A., L.J. Ambrosio and J.A. Baeza. 2017. A new species of *Carcinonemertes*, *Carcinonemertes conanobrieni* sp. nov. (Nemertea: Carcinonemertidae), an egg predator of the Caribbean spiny lobster, *Panulirus argus*. *PLoS One*, 12(5): e0177021. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177021> <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155541>
- Tamura, K., D. Peterson, N. Peterson, G. Stecher, M. Nei and S. Kumar. 2011. MEGA5: molecular evolutionary genetics analysis using maximum likelihood, evolutionary distance, and maximum parsimony methods. *Mol. Biol. Evol.*, 28(10): 2731-2739. <https://doi.org/10.1093/molbev/msr121>

RECIBIDO/RECEIVED: 23/03/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 28/10/2021





NOTA / NOTE

Primer registro y extensión del rango de distribución del erizo de mar profundo *Hygrosoma petersii* (A. Agassiz, 1880) (Echinodermata, Echinoidea) para el Caribe sur

First record and range extension of the deep-sea urchin *Hygrosoma petersii* (A. Agassiz, 1880) (Echinodermata, Echinoidea) for the southern Caribbean

Daniela Yepes-Gaurisas^{1*} y Giovvana M. Guerrero-Correa²

 0000-0003-0415-0834

 0000-0001-8215-3868

1. Museo de Historia Natural Marina de Colombia "Makuriwa", Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" (Invemar), Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero, Santa Marta, Colombia. d.gaurisas@gmail.com*
 2. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México UNAM, Av. Ciudad Universitaria 3000, C.P. 04510, Coyoacán, Ciudad de México, Mexico. giovvanacorrea@gmail.com
- * Autor de correspondencia.

RESUMEN

H*ygrosoma petersii* (A. Agassiz, 1880) es un erizo regular de aguas profundas perteneciente a la familia Echinothuriidae, que ha sufrido numerosos cambios taxonómicos a lo largo de la historia. Se caracteriza por la presencia de pedicelarios tridentados con valvas en forma de cuchara con borde dentado. La distribución geográfica de *H. petersii* se extiende al Caribe colombiano, como el registro más austral del Caribe. Se presenta la descripción de la especie y por primera vez, las fotografías de Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) de sus pedicelarios y esferidios, comparándola con sus congéneres caribeños.

PALABRAS CLAVE: Mar profundo, Caribe colombiano, Echinothuriidae, pedicelarios tridentados, esferidios.

ABSTRACT

H*ygrosoma petersii* (A. Agassiz, 1880) is a regular deep-sea urchin from the family Echinothuriidae that has undergone numerous taxonomic changes throughout history. It is characterized by the presence of tridentate pedicellariae with spoon-shaped valves with a serrated edge. The geographic distribution of *Hygrosoma petersii* is extended to the Colombian Caribbean, as the southernmost record of the Caribbean Sea. Species description and, for the first time, Scanning Electron Microscopy (SEM) photographs of its pedicellariae and sphaeridia are presented, comparing it with its Caribbean congeners.

KEYWORDS: Deep-Sea, Colombian Caribbean, Echinothuriidae, tridentate pedicellariae, sphaeridia.

Los estudios de equinodermos en el Caribe colombiano son muy recientes. En los años 70 fueron orientados principalmente a aguas someras y desde la década de los 90 comenzó una nueva era en la investigación en aguas profundas (> 200m), con algunas expediciones realizadas por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andreis (Invemar) con el apoyo de varias instituciones colombianas y de otros países (Borrero-Pérez *et al.*, 2012). Como resultado de estos estudios, se registraron alrededor de 280 especies de equinodermos (55 equinoideos) para el Caribe colombiano, siendo el tercer país con mayor riqueza de equinodermos en el Caribe, superado por Cuba y México (Alvarado y Solís-Marín, 2013).

La familia Echinothuriidae Thomson, 1872, está integrada por siete géneros existentes, incluido *Hygrosoma* Mortensen, 1903, que habita principalmente en aguas profundas, siendo considerado un componente importante del bentos profundo (Kroh y Mooi, 2021). Se caracteriza por tener una testa delgada y flexible; una serie de placas ambulacrales que cubren completamente cada radio de peristomio; espinas primarias del lado oral en forma de mazo o casco y espinas miliares generalmente provistas de glándulas venenosas (Mortensen, 1927). Dentro de esta familia, sólo se ha registrado para Colombia el género *Araeosoma* Mortensen, 1903 con las especies *Araeosoma belli* Mortensen, 1903 y *Araeosoma fenestratum* (Wyville-Thomson, 1872) (Borrero-Pérez *et al.*, 2012).

El género *Hygrosoma* presenta tres especies, de las cuales *Hygrosoma petersii* (A. Agassiz, 1880) es la única distribuida en el océano Atlántico. Esta tiene una historia taxonómica compleja que incluye varias sinonimias y transferencias. Fue descrita por Alexander Agassiz en el año 1880 bajo el nombre de *Phormosoma petersii*; sin embargo, dada la breve diagnosis presentada por el autor, se han producido errores de identificación y, en consecuencia, varios registros de su distribución geográfica y batimétrica son erróneos (Mortensen, 1927, 1935). Este erizo se caracteriza por la presencia de pedicelarios tridentados que tienen una punta ensanchada en forma de cuchara con un borde recto finamente dentado o aserrado (Mortensen, 1903). Si bien, la forma de los pedicelarios es un carácter taxonómico muy estable, se consideró de escaso valor morfológico, siendo rechazado como un carácter de importancia genérica en esta familia durante años (Mortensen, 1935); no obstante, muchos autores han destacado la importancia de usar estas estructuras en la identificación de equinoideos, especialmente en especies

Echinoderm research in the Colombian Caribbean Sea is very recent. In the 70s they were mainly focused on shallow waters and since the 90s a new era began with research in deep waters (> 200 m depth) with some expeditions carried out entirely by the Marine and Coastal Research Institute “José Benito Vives de Andrés” (Invemar) with the support from several institutions in Colombia and other countries (Borrero-Pérez *et al.*, 2012). As a result of these studies, about 280 species of echinoderms (55 echinoids) are recorded for the Colombian Caribbean, being the third country with the highest echinoderm richness in the Caribbean Sea, overcome by Cuba and Mexico (Alvarado and Solís-Marín, 2013).

The family Echinothuriidae Thomson, 1872, is integrated by seven existing genera, including *Hygrosoma* Mortensen, 1903, that mostly inhabit deep waters, considered an important part of deep benthos (Kroh and Mooi, 2021). It is characterized by a thin and flexible test; a series of ambulacral plates completely covering each peristome radius; the oral side with club-shaped or hoof-shaped primary spines; and miliary spines usually provided with poison glands (Mortensen, 1927). Inside this family, only the genus *Araeosoma* Mortensen, 1903 has been reported for Colombia with the species *Araeosoma belli* Mortensen, 1903 and *Araeosoma fenestratum* (Wyville-Thomson, 1872) (Borrero-Pérez *et al.*, 2012).

The genus *Hygrosoma* presents three species, of which *Hygrosoma petersii* (A. Agassiz, 1880) is the only one distributed in the Atlantic Ocean. This species has a complex taxonomic history that includes several synonyms and transfers. It was described by Alexander Agassiz under the name of *Phormosoma petersii*; however, due the short diagnosis presented by the author, there have been misidentifications and, consequently, several reports of their geographic and bathymetric distribution are erroneous (Mortensen, 1927 and 1935). This sea urchin is characterized by the presence of tridentate pedicellariae that has a widened spoon-shaped tip with a straight edge finely toothed or serrated (Mortensen, 1903). Although the shape of pedicellariae is a very stable taxonomic character, it was considered of little morphological value, being rejected as a character of generic importance in this family for several years (Mortensen, 1935); However, many authors have highlighted the importance of using these structures in the identification of sea urchins, especially with similar species that are commonly confused (Mortensen, 1903, 1940; Coppard and Campbell, 2006; Coppard *et al.*, 2010).

similares que comúnmente se confunden (Mortensen, 1903, 1940; Coppard y Campbell, 2006; Coppard *et al.*, 2010).

Hygrosoma petersii está ampliamente distribuida por todo el Atlántico norte. En el presente estudio, esta especie fue encontrada en la plataforma continental frente a la isla Tierra Bomba en el Caribe colombiano. Se recolectaron dos organismos a 323 m de profundidad en el área de exploración RC 4/5/6/7 (E 287), utilizando una red de arrastre durante la campaña de investigación “Invemar-ANH II” en el año 2009, a bordo del B/I Ancón. Allí, los organismos fueron relajados con sulfato de magnesio y luego fijados en etanol al 70 % (Invemar-ANH, 2010). Los especímenes fueron identificados bajo un microscopio estereoscópico, siguiendo las claves y descripciones de Mortensen (1927, 1935). Se tomaron fotografías digitales y de MEB del ejemplar de mayor tamaño. Los especímenes se encuentran depositados en la colección de equinodermos (INV EQU) del Museo de Historia Natural Marina de Colombia (MHNMC) Makuriwa del Invemar. Las fotografías de MEB de *H. petersii* se compararon con fotografías de sus congéneres caribeños *Phormosoma placenta* (ICML-UNAM 4.126.23) y *Araeosoma fenestratum* (Thomson, 1872) (ICML-UNAM 4.75.5) de la Colección Nacional de Equinodermos “Dra. Ma. Elena Caso Muñoz” de la Universidad Nacional Autónoma de México (ICML-UNAM).

Hygrosoma petersii (A. Agassiz, 1880)

Material examinado: Dos especímenes INV EQU4721, frente a la isla Tierra Bomba, Caribe colombiano (10° 21' 54" N–75° 51' 19" W) a 323 m de profundidad. Diámetro de la testa: 3,6 - 4,7 cm.

Descripción: Testa muy flexible, baja y hemisférica, con el lado oral casi plano, ligeramente redondeado hacia el ambitus. Interambulacro con grandes tubérculos en el lado oral (Figura 1A); en el lado aboral los tubérculos son mucho más pequeños, dispersos y dispuestos de manera irregular. Tubérculos secundarios del ambitus discretos (Figura 1B). Ambulacro con pares de poros que forman solo dos series; par de poros de la placa primaria rudimentario, mucho menos desarrollado que el de las placas secundarias. Placas periproctales del sistema apical bien desarrolladas, no están separadas por amplios espacios membranosos. Placas genitales y oculares bien desarrolladas, las primeras son muy notables, aunque no muy grandes; poro genital en la prolongación membranosa. Estos especímenes tienen todas las espinas rotas, pero en organismos vivos las espinas más grandes del peristoma y de la parte

Hygrosoma petersii is widely distributed throughout the North Atlantic. In the present study, this species was found on the continental shelf off Tierra Bomba Island in the Colombian Caribbean. Two organisms were collected at 323 m depth in the RC 4/5/6/7 (E 287) exploration area, using a trawl net during the “Invemar-ANH II” research campaign in 2009, on board the B/I Ancón. There, organisms were relaxed with magnesium sulfate and then fixed in 70 % ethanol (Invemar-ANH, 2010). The specimens were identified under a stereomicroscope following the keys and descriptions of Mortensen (1927, 1935). Digital and SEM photographs of the largest specimen were taken. Specimens are deposited in the echinoderm collection (INV EQU) of the Museum of Natural Marine History of Colombia (MHNMC) Makuriwa at the Invemar. SEM photographs of *H. petersii* were compared with photographs of their Caribbean congeners *Phormosoma placenta* (ICML-UNAM 4.126.23) and *Araeosoma fenestratum* (Thomson, 1872) (ICML-UNAM 4.75.5) from the National Collection of Mexican Echinoderms “Dra. Ma. Elena Caso Muñoz” at the National Autonomous University of México, UNAM.

Hygrosoma petersii (A. Agassiz, 1880)

Material examined: Two specimens INV EQU4721, Off Tierra Bomba Island, Colombian Caribbean (10° 21' 54" N–75° 51' 19" W) at 323 m depth. Test diameter: 3.6 - 4.7 cm.

Description: Test very flexible, low and hemispherical, with the oral side almost flat, although slightly rounding towards the ambitus. Interambulacra with large tubercles on the oral side (Figure 1A); on the aboral side, the tubercles are much smaller, scattered, and quite irregularly arranged. Secondary tubercles of the ambitus inconspicuous (Figure 1B). Ambulacra with pore-pairs forming only two series; pore-pair of the primary plate rudimentary, much less developed than that of the secondary plates. Periproctal plates of the apical system well developed, not separated by wide membranous spaces. Genital plates and eye plates well formed, the first ones are very remarkable, although they are not very large; genital pore in the membranous prolongation. These specimens have all the spines broken, but in alive specimens, the larger spines on the peristome and on the proximal part of the oral side are curved at the end, like a hockey stick (Mortensen 1927, 1935). There are large and small tridentate pedicellariae with a neck and curved valves that have a spoon-shaped tip with serrated edge, the smallest have a more rounded tip, while the largest have a long head (Figures 1C-D). Large tridentate pedicellariae

proximal del lado oral están curvadas en el extremo como un palo de hockey (Mortensen, 1927, 1935). Se observan pedicelarios tridentados grandes y pequeños, con un cuello y valvas curvas con el extremo en forma de cuchara con borde dentado. Los pedicelarios más pequeños tienen la punta más redondeada, mientras que los más grandes tienen una cabeza larga (Figuras 1C-D). Los pedicelarios tridentados grandes se distribuyen principalmente en la zona oral, la mayoría en el peristoma; mientras que los pequeños se distribuyen en toda la testa, en cantidades menores en la zona aboral. También se observan pedicelarios trifoliados distribuidos en toda la testa, con valvas curvas de punta ensanchada, dando la apariencia de una espátula con borde dentado (Figura 1E). Los esferidios de esta especie se distribuyen en pares, cerca de los poros de los pies ambulacrales; son completamente redondos con superficie lisa, a diferencia de otros equinoturioides que presentan formas variadas, a menudo más largos y con crestas o superficie rugosa (Figura 1F).

are distributed mainly in the oral area, most of them in the peristome; while the small are distributed throughout the test, occurring in smaller amounts in the aboral zone. Also, there are triphyllous pedicellariae distributed throughout the test, they have curved valves with widened tip, giving the appearance of a spatula with a serrated edge (Figure 1E). The sphaeridia in this species are distributed in pairs, close to tube-feet pores; they are completely round with smooth surface, unlike other echinothurioids that have a very varied shape, often longer with ridges or surface roughness (Figure 1F).

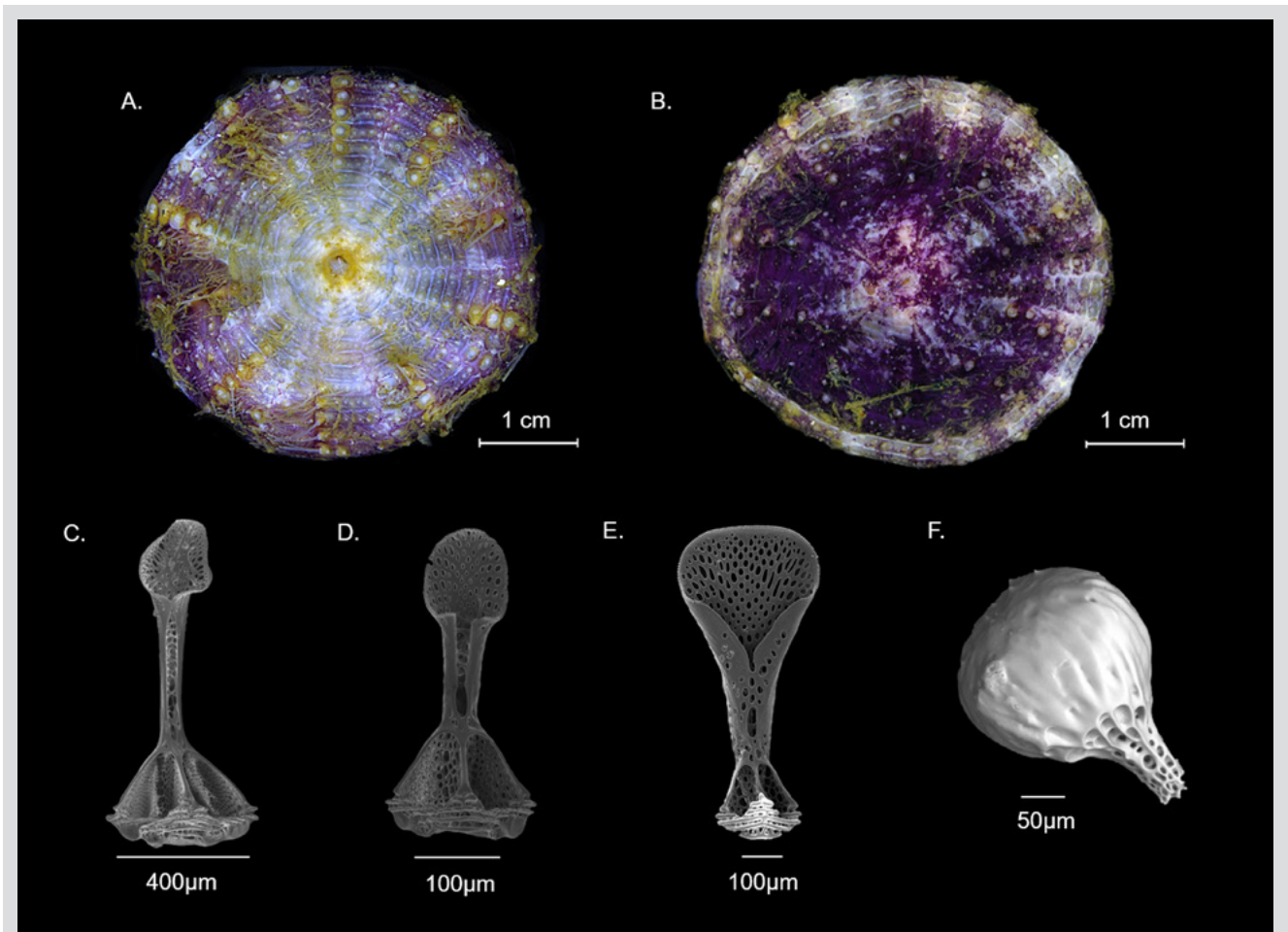


Figura 1. *Hygrosoma petersii* (INV EQU4721): **A.** Lado oral; **B.** Lado aboral; **C.** Pedicelario tridentado grande; **D.** Pedicelario tridentado pequeño; **E.** Pedicelario trifoliado; **F.** Esferidio.

Figure 1. *Hygrosoma petersii* (INV EQU4721): **A.** Oral side; **B.** Aboral side; **C.** Large tridentate pedicellaria; **D.** Small tridentate pedicellaria; **E.** Triphyllous pedicellaria; **F.** Sphaeridium.

Biología: *Hygrosoma petersii* vive en fondos blandos (fangosos y arenosos) (Grassle *et al.*, 1975; Pawson, 1982). Esta especie fue observada en vivo y descrita como un “erizo grande y negro, con espinas largas y delgadas, muy activo, que camina rápidamente sobre sus espinas ventrales con puntas blancas y truncadas” (Grassle *et al.*, 1975). En relación con los hábitos de alimentación, el contenido intestinal de algunos especímenes estudiados consistió casi exclusivamente en fragmentos de *Sargassum* y *Thalassia*, sugiriendo una dieta herbívora; sin embargo, la presencia ocasional de foraminíferos y conchas de pterópodos indica que ingiere parte del sedimento (Pawson, 1982).

Biology: *Hygrosoma petersii* lives in soft bottoms (muddy and sandy bottoms) (Grassle *et al.*, 1975; Pawson, 1982). This species was observed alive and described as a “large black urchin with long and thin spines, very active that moves quickly walking on ventral spines with white stout and truncate tips” (Grassle *et al.*, 1975). In relation to feeding habits, the intestinal content of some studied specimens consisted almost exclusively of *Sargassum* and *Thalassia* fragments, suggesting an herbivorous diet; however, the occasional presence of foraminifera skeletons and pteropod shells indicate that some of the sediment is ingested (Pawson, 1982).

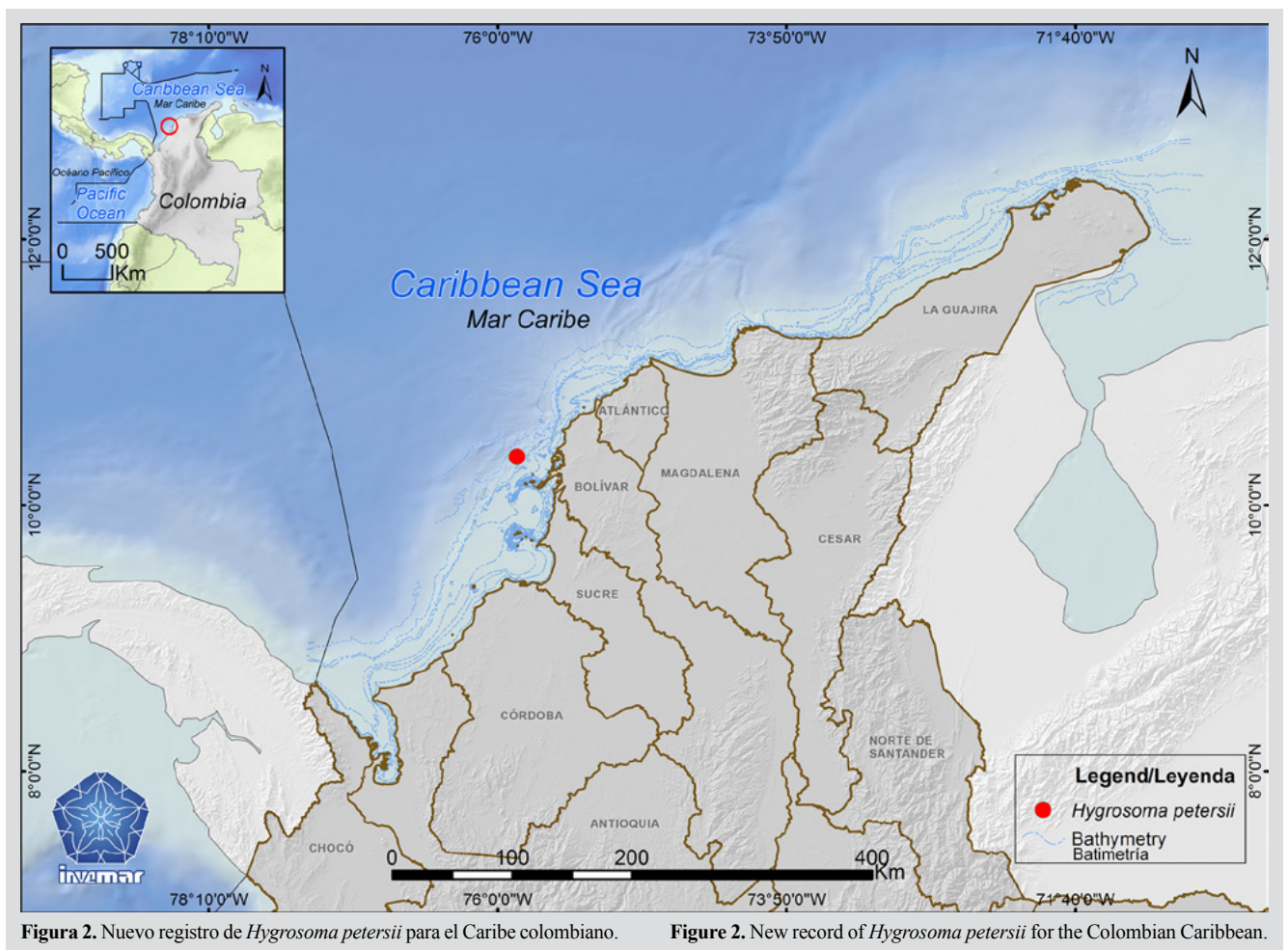


Figura 2. Nuevo registro de *Hygrosoma petersii* para el Caribe colombiano.

Figure 2. New record of *Hygrosoma petersii* for the Colombian Caribbean.

Distribución: Desde el suroccidente de Irlanda hasta las Azores; Senegal; frente a Nueva Jersey, EE.UU.; México; Cuba; República Dominicana; y península del Cabo, Sudáfrica, entre 200 y 3700m de profundidad (Mortensen, 1935; Mooi *et al.*, 2004; Alvarado y Solís-Marín, 2013), también frente a la isla Tierra Bomba, Colombia, a 323 m de profundidad (presente artículo) (Figura 2).

Distribution: Off Southwest Ireland to the Azores; Senegal; off New Jersey, USA; Mexico; Cuba; Dominican Republic; and Cape Peninsula, South Africa, between 200 to 3700 m depth (Mortensen, 1935; Mooi *et al.*, 2004; Alvarado y Solís-Marín, 2013), also off Tierra Bomba Island, Colombia, at 323 m depth (present paper) (Figure 2).

Comentarios: Dentro del orden Echinothurioida, la forma de las espinas orales es un carácter muy importante que ayuda a separar los géneros dentro de la familia Echinothuriidae, y también a separarlos de los representantes de la familia Phormosomatidae. Las especies del género *Araeosoma* tienen espinas orales que terminan en un casco hialino con forma de casco expandido, mientras que el género *Hygrosoma* se caracteriza por la presencia de espinas primarias curvas en el lado oral, y *Phormosoma placenta* tiene espinas orales envueltas en una gruesa “bolsa” (Mortensen 1935). Sin embargo, durante los muestreos mar adentro, la testa de estos erizos suele colapsar quedando completamente aplanada, además de ser muy susceptibles a daños dentro de las redes de arrastre, por lo que las espinas primarias suelen romperse impidiendo su correcta identificación taxonómica (Mortensen, 1927).

Comments: Inside the order Echinothurioida, the shape of the oral spines is a very important character that helps to separate the genera within the Echinothuriidae and to separate them from the Phormosomatidae. Species of the genus *Araeosoma* have oral spines ending in a hyaline helmet with expanded helmet-shaped, while the genus *Hygrosoma* is characterized by the presence of curved primary spines on the oral side and *Phormosoma placenta* has oral spines wrapped in a thick “bag” (Mortensen, 1935). However, during offshore sampling, the test of these sea urchins usually collapses being completely flattened, in addition, they are very susceptible to damage within trawl nets, thus the primary spines often break down impeding their correct taxonomic identification (Mortensen, 1927).

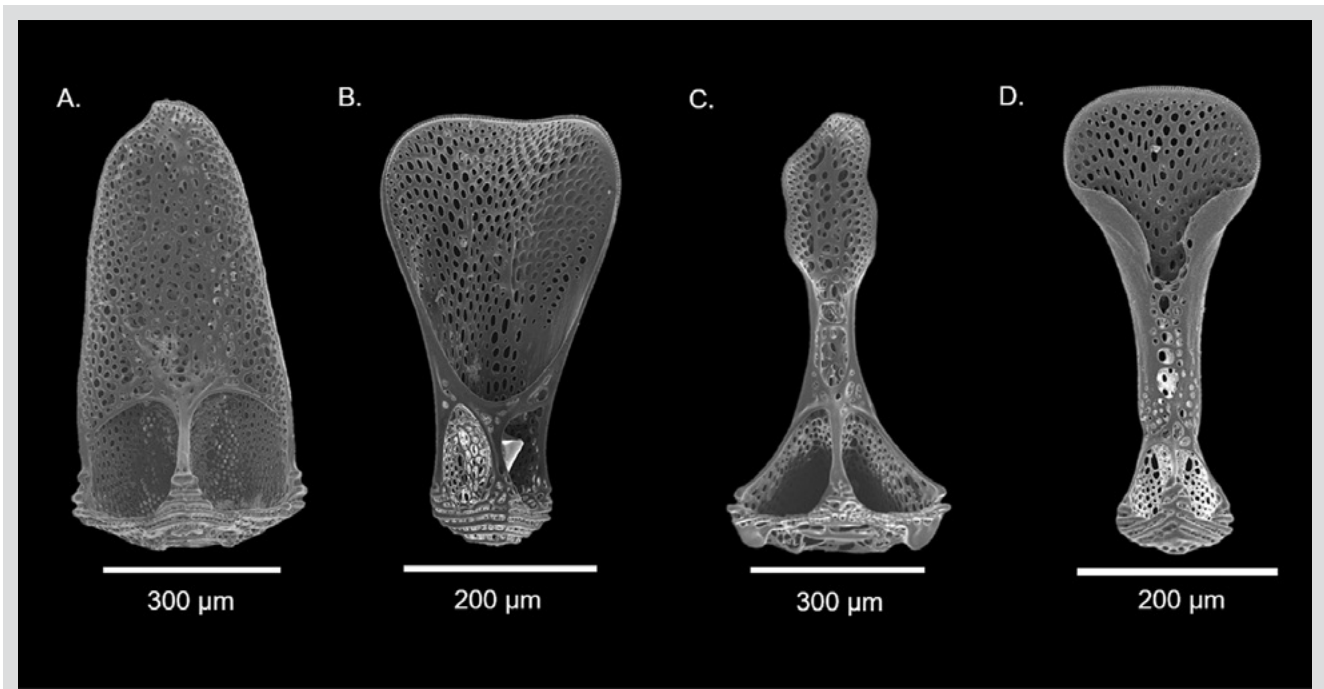


Figura 3. Pedicelarios de otros Echinothurioida. *Phormosoma placenta* (ICML-UNAM 4.126.23): **A.** Pedicelarios tridentados; **B.** Pedicelarios trifoliados. *Araeosoma fenestratum* (ICML-UNAM 4.75.5): **C.** Pedicelarios tridentados; **D.** Pedicelarios trifoliados.

Figure 3. Pedicellariae of another Echinothurioida. *Phormosoma placenta* (ICML-UNAM 4.126.23): **A.** Tridentate pedicellaria; **B.** Triphylloous pedicellaria. *Araeosoma fenestratum* (ICML-UNAM 4.75.5): **C.** Tridentate pedicellaria; **D.** Triphylloous pedicellaria.

En consecuencia, los pedicelarios y esferidios también han sido utilizados como caracteres diagnósticos de gran importancia taxonómica, incluso a nivel específico, ya que tienen formas muy características y distintivas para cada una de las especies de las familias Echinothuriidae y Phormosomatidae (Guerrero-Correa, 2017). Por tanto, los equinoturioides del Caribe colombiano se pueden diferenciar de la siguiente manera: *Phormosoma placenta* tiene pedicelarios tridentados con la punta casi tan ancha como la

Consequently, the pedicellariae and sphaeridia have also been implemented as diagnostic characters of great taxonomic importance, even at a specific level, since they have very characteristic and distinctive shapes for each of the species of Echinothuriidae and Phormosomatidae families (Guerrero-Correa, 2017). Therefore, the echinothurioids of the Colombian Caribbean can be differentiated in the following way: *Phormosoma placenta* has tridentate pedicellariae with the tip almost as wide



base, sin cuello, y pedicelarios trifoliados en forma de cuchara con la parte distal extendida (Figuras 3A-B). Dentro de los representantes de la familia Echinothuriidae, *Hygrosoma petersii* se caracteriza por poseer espinas primarias curvas del lado oral (dispersas en el ambitus) y por la presencia de grandes areolas, pedicelarios tridentados con valvas en forma de cuchara y pedicelarios trifoliados de valvas alargadas con la parte distal de la base cerrada en un tubo y la sección superior agrandada en forma de embudo (Figuras 1C-E). Mientras que el género *Araeosoma* se diferencia por las espinas primarias curvas con un casco blanco hialino en el extremo, areolas pequeñas y pedicelarios tridentados, trifoliados y dactilus. En este caso, *Araeosoma fenestratum* tiene pedicelarios tridentados grandes con un cuello corto y valvas alargadas, y pedicelarios trifoliados más grandes y alargados que los de *H. petersii* (Figuras 3C-D).

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen al equipo de investigación de la expedición “Invemar-ANH II” que formó parte del proyecto “Especies, ensamblajes y paisajes de bloques marinos sujetos a exploración de hidrocarburos”, bajo el convenio específico de cooperación No. 008 de 2008 entre la Agencia Nacional de Hidrocarburos. (ANH) y el Invemar. Gracias a Bibian Martínez por las fotografías digitales del espécimen. Gracias a Berenit Mendoza del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (IB-UNAM) y a Dayana Meza del Centro de Microscopía Avanzada, Universidad de Antioquia (CAM-UdeA) por su apoyo en la toma de las fotografías de MEB. Finalmente, gracias a la Dra. Giomar Borrero-Pérez por sus valiosos comentarios en la elaboración de este manuscrito.

as the base, without a neck, and triphyllous pedicellariae spoon-shaped with distal part extended (Figures 3A-B). Inside the Echinothuriidae, *H. petersii* is characterized in addition to the curved primary spines on the oral side (scattered in the ambitus), by the presence of large areolas, pedicellariae tridentate with a spoon-shaped valves with distal part extended, and triphyllous pedicellariae of elongated leaflets with the base distal part closed in a tube, and the upper section enlarged funnel-shaped (Figures 1C-E). While the genus *Araeosoma* is distinguished by the curved primary spines with a hyaline white hull end, small areolas, and tridentate, triphyllous, and dactylous pedicellariae. In this case, *Araeosoma fenestratum* has big tridentate pedicellariae with shorter neck and elongated valves, and bigger triphyllous pedicellariae than *H. petersii* (Figures 3C-D).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the expedition research team of “Species, assemblages and landscapes of marine blocks subject to hydrocarbon exploration” project, under the specific cooperation agreement No.008 of 2008 between the Hydrocarbons National Agency (ANH) and the Invemar. Thanks to Bibian Martínez for the digital photographs of the specimen. Thanks to Berenit Mendoza from Biology Institute, Universidad Nacional Autónoma de México (IB-UNAM) and Dayana Meza from the Advance Microscopy Center, Universidad de Antioquia (CAM-UdeA) for their support taking the SEM photographs. Finally, thanks to Dr. Giomar Borrero-Pérez for her valuable comments in the preparation of this manuscript.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Agassiz, A. 1880. Reports on the results of dredging, under the supervision of Alexander Agassiz, in the Caribbean Sea in 1878-79, and along the Atlantic Coast of the United States during summer of 1880, by the U.S. Coast Survey Steamer “Blake”. IX Preliminary report on the Echini. Bull. Mus. Comp. Zool., 8: 69-84.
- Alvarado, J.J. and F.A. Solís-Marín. 2013. Echinoderm research and diversity in Latin America. Springer, Berlin, Heidelberg. 658 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-20051-9>, ISBN 978-3-642-20051-9
- Borrero-Pérez, G.H., M. Benavides-Serrato y C.M. Díaz-Sánchez. 2012. Equinodermos del Caribe colombiano II: Echinoidea y Holothuroidea. Ser. Publ. Espec. Invemar 30, 250 p.
- Coppard, S.E. and A.C. Campbell. 2006. Systematic significance of tridentate pedicellariae in the echinoid genera *Diadema* and *Echinothrix*. Invert. Biol., 125 (4): 363-378. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2006.00068.x>
- Coppard, S.E., A. Kroh and A.B. Smith. 2010. The evolution of pedicellariae in echinoids: an arms race against pests and parasites. Acta Zool., 00: 1-24. <https://doi.org/10.1111/j.1463-6395.2010.00487.x>
- Grassle, F.J., H.L. Sanders, R.R. Hessler, G.T. Rowe and T. McLellan. 1975. Pattern and zonation: a study of the bathyal megafauna using the research submersible Alvin. Deep-Sea Res. Oceanogr. Abs., 22 (7): 457-481. [https://doi.org/10.1016/0011-7471\(75\)90020-0](https://doi.org/10.1016/0011-7471(75)90020-0)

- Guerrero-Correa, G.M. 2017. Revisión taxonómica de las familias Echinothuriidae Thomson, 1872 y Phormosomatidae Mortensen, 1934 (Echinodermata: Echinoidea) en el Golfo de México. Tesis de maestría PCMyL, Univ. Nal. Aut. Méx., México. 127 p.
- Invemar-ANH. 2010. Especies, ensamblajes y paisajes de los bloques marinos sujetos a exploración de hidrocarburos- Fase II- Caracterización de la megafauna y el plancton del Caribe colombiano. Informe Técnico Final, Invemar-ANH Fase II, Santa Marta. 342p.
- Kroh, A. and R. Mooi. 2021. World Echinoidea database. Available from <http://www.marinespecies.org/echinoidea>, <https://doi.org/10.14284/355> [accessed 01 Feb. 2021].
- Mooi, R., H. Constable, S. Lockhart and J. Pearse. 2004. Echinothurioid phylogeny and the phylogenetic significance of *Kamptosoma* (Echinoidea: Echinodermata). *Deep-Sea Res. II: Top. Stud. Oceanogr.*, 51(14): 1903-1919. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2004.07.020>
- Mortensen, T. 1903. The Danish Ingolf-Expedition 1895-1896. Vol. 4, No. 2. Echinoidea. Part 1. Bianco Luno, Copenhagen. 198 p.
- Mortensen, T. 1927. Handbook of the Echinoderms of the British Isles. Oxford, London. 471 p.
- Mortensen, T. 1935. A monograph of the Echinoidea. II. Bothriocidariora, Melonechinoida, Lepidocebtroida, and Stirodonta. Reitzel, Copenhagen. 647 p.
- Mortensen, T. 1940. A monograph of the Echinoidea. III. 1. Aulodonta. With additions to Vol. II (Lepidocentroida and Stirodonta). Reitzel, Copenhagen. 370 p.
- Pawson, D.L. 1982. Papers from the Echinoderm Conference. 8. Deep-sea echinoderms in the Tongue of the Ocean, Bahama Islands: a survey, using the research submersible Alvin. *Austr. Mus. Mem.*, 16: 129-145. <https://doi.org/10.3853/j.0067-1967.16.1982.362>

RECIBIDO/RECEIVED: 26/03/2021

ACEPTADO/ACCEPTED: 17/02/2022



Guía de autores / Author's guide

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* (título abreviado: Bol. Invest. Mar. Cost.) es una publicación indexada de acceso abierto, periodicidad semestral y arbitrada bajo la modalidad ciego. Está dirigida a la comunidad científica y a las personas relacionadas con temas medioambientales en zonas marino-costeras, con particular énfasis en América tropical. Considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América.

La revista es editada desde 1967 por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de *Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín* y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*. A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual, periodicidad que se mantiene hasta la fecha. El primer número se publica en el mes de junio y el segundo, en el mes de diciembre.

El *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* únicamente considera para publicación trabajos originales, es decir, aquellos que incluyan resultados significativos que no hayan sido publicados ni estén siendo considerados para publicación en otra revista. Se reciben artículos de investigación, notas científicas y artículos de revisión que compilen y resuman adecuadamente el trabajo en un campo particular y señalen líneas de investigación a seguir. La revista se publica en inglés y español en formato PDF. Cuenta con una versión digital que puede ser consultada en 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 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*

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/

dpi resolution, in RGB scale, so that files are not too heavy to charge in the platform.

* *The charge for color figures will be subject to the quotation at the time of acceptance of the manuscript for publication. There may be no charge for this. For more information, write to boletin@invemar.org.co*

Abbreviations: Abbreviations may be used and also common symbols, such as m, km, g, mg, %, or °C, as long as they are next to numbers. Do not use period marks after symbols or abbreviations. All decimal numbers have to be separated by comma (Spanish version) and points (English version), except when they are included in tables. In those cases, the decimals must be with a period, regardless of the language.

Citation style: There are not accepted indirect references like Pérez 2007 (In: Fernández, 2008). In the text, reference the bibliography as follows, avoiding the use of *op. cit.*:

“The species lives in rocky and coral substrates (Pérez, 1980; Darwin and Scott, 1991), although following García (1992), it prefers gravel substrate.”

When the reference includes *more than two authors*, it has to be quoted as Castro *et al.* (1965) or (Castro *et al.*, 1965), with *et al.* always written in italics.

Personal communications should not be used but they may be accepted by the editor depending on the specific case. If they are included, they should be presented as:

Complete name (period) Institution (period) City (comma) Country (period) Year (period) Pers. Comm.

References: The literature cited must include all and just the references cited in the text, in alphabetical order, and in chronological order when there is more than one article by the same author(s). The symbol &, frequently used, should be changed for the word “and” or “y” according to the original language of the cited reference. The accuracy of the references is the sole responsibility of the authors. Citations of papers that have not been accepted for publication are not allowed.

Note: Considering international standards, please includes DOI in all references.

If a **manuscript in press** has to be cited, it should include information about the issue, year, and title of the journal of the future publication.

Journals must be cited in the next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Journal’s title (comma) Volume (two points) Page rank (period).

i.e.: Blanco, J.A., J.C. Nárvaez y E.A. Viloria. 2007. ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108.

When the reference included *all pages of the journal*, must be cited in the next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Journal’s title (comma) Volume (comma) Total number of pages (p.).

i.e.: Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. *Postilla*, 161, 75 p.

When the journal’s title has more than one word, it should be abbreviated following the information presented at www.ncbi.nlm.nih.gov/nlmcatalog (or at www.abbreviations.com, when the journal is not found on the previous website). For no *listed journals*, use the complete title.

For **books**, must follow next format:

Author (period) Year (period) Title (period) Publishing house (comma) City (period) Total number of pages (p.).

nlmcatalog (o en www.abbreviations.com, cuando en el anterior sitio web no se encuentre la revista). Para *revistas no listadas*, debe presentarse el nombre completo.

Los **libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p.

Los **capítulos de libros** se deben citar de la siguiente manera:

Autor (punto) Año (punto) Título del capítulo (punto) Rango de páginas (punto). En: Editores (punto) (Ed.). Título del libro (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) Número total de páginas (p.).

Ejemplo: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares 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. Invest. Mar. Cost.)

Vol. 51 (1) Santa Marta, Colombia, 2022 (ene-jun / Jan-Jun)

TABLA DE CONTENIDO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

- Shanly Coneo-Gómez, Silvia Sierra-Escrigas, Pedro R. Dueñas-Ramírez y Rocío García-Urueña**
Nuevos registros de anélidos del banco de las Ánimas, Caribe colombiano
New records of annelids from banco de las Ánimas, Colombian Caribbean 9
- Brigitte Gavio, July Paulin Vargas-Llanos y José Ernesto Mancera-Pineda**
Basura en el paraíso: desechos marinos en las playas
de la isla de San Andrés, Reserva de Biosfera Seaflower, Caribe colombiano
Trash in paradise: marine debris on the beaches of San Andrés Island,
Seaflower Biosphere Reserve, Colombian Caribbean 37
- Jormil Revilla, José H. Peñuela-Jiménez, Adrián Márquez, César Lodeiro, Pedro Saucedo y Luis Freites**
Cultivo suspendido de la ostra perlera alada *Pteria colymbus* (Röding),
en diferentes condiciones hidrográficas y métodos de cultivo
Hanging culture of the winged pearl oyster *Pteria colymbus* (Röding),
in different hydrographic conditions and culture methods 53
- Adolfo Sanjuan-Muñoz, Diana Bustos-Montes, Carlos Julio Polo-Silva, Alejandro Henao-Castro,
Milena Marrugo, Antonio Delgado-Huertas, Dolors Vinyoles-Cartanya y Arturo Acero P.**
Biología y ecología del pez león (*Pterois volitans*) en el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, Caribe colombiano
Biology and ecology of lionfish (*Pterois volitans*) in the Corales de Profundidad National Natural Park, Colombian Caribbean 75
- Rodolfo Cornejo, Luis La Cruz y Ramiro Castillo**
Distribución y biomasa de anchoveta (*Engraulis ringens*) y múnida (*Pleuoncodes monodon*) en
el ecosistema marino de la Reserva Nacional de Paracas, región sur del Perú
Distribution and biomass of anchovy (*Engraulis ringens*) and pelagic red squat lobster (*Pleuoncodes monodon*) in
marine ecosystem of Paracas National Reserve, southern Peru 99
- Karla G. Barrientos-Muñoz, Maike Heidemeyer, Luis Fernando Ortega-Gordillo, Miller Valencia-Díaz,
Carlos Andrés Hinojosa-Romero, Santiago Valencia-González, Héctor Javier Montaña, Maria Claudia Diazgranados,
Juan Pablo Caldas, Edward Leonardo Sevilla-Dueñas, Randall Arauz y Cristian Ramírez-Gallego**
Tortugas marinas en el mosaico de conservación Bahía Málaga, Pacífico colombiano
Sea Turtles in the Bahía Málaga Conservation Mosaic, Colombian Pacific 117
- Andrés Acosta-Chaparro, Laura Sánchez-Valencia, Diana Isabel Gómez-López, Juan David González-Corredor y Raúl Navas-Camacho**
Biomasa de pastos marinos y su rol como sumideros de carbono en las localidades de la isla de San Andrés y La Guajira, Caribe colombiano
Seagrass biomass and their role as carbon reservoirs in the localities of San Andrés Island and La Guajira, Colombian Caribbean 137
- Luis Miguel Ramírez-Tello, José Luis Tello-Musi y Roberto López-García**
Pycnogonida de aguas mexicanas: listado con observaciones en diversidad y ecología
Pycnogonida of Mexican waters: A checklist with observations on diversity and ecology 151

ARTÍCULO DE REVISIÓN / REVIEW ARTICLE

Alfredo Gómez Gaspar

- Nueve décadas de explotación de sardina *Sardinella aurita* en Venezuela, revisión crítica
Nine decades of Spanish sardine *Sardinella aurita* exploitation in Venezuela, a critical revision. 171

NOTAS / NOTES

Carlos E. Gómez, Santiago Millán, Andrés Acosta-Chaparro, Alfredo Abril-Howard y Raúl Navas-Camacho

- Evaluación preliminar del impacto del huracán Iota en arrecifes coralinos de las islas de Providencia y Santa Catalina
Preliminary assessment of the impact of Hurricane Iota on coral reefs in Providencia and Santa Catalina Islands 193

Amanda Berben, Jaime Gonzalez-Cueto, Angie Colorado y Sigmer Quiroga

- Gen Citocromo Oxidasa I confirma la presencia del nemertino *Carcinonemertes conanobrieni*,
parásito de la langosta espinosa del Caribe (*Panulirus argus*) en Colombia
The Cytochrome Oxidase I gene confirms the presence of the nemertine *Carcinonemertes conanobrieni*,
a parasite of the Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*) in Colombia 201

Daniela Yepes-Gaurisas y Giovvana M. Guerrero-Correa

- Primer registro y extensión del rango de distribución del erizo de mar profundo *Hygrosoma petersii*
(A. Agassiz, 1880) (Echinodermata, Echinoidea) para el Caribe sur
First record and range extension of the deep-sea urchin *Hygrosoma petersii*
(A. Agassiz, 1880) (Echinodermata, Echinoidea) for the southern Caribbean. 207

- Guía de autores / Author's guide 215

- Ética de publicación / Publication ethics 220



invemar

www.invemar.org.co/boletin