

Boletín Científico CIOH

43 Núm. 2

Diciembre de 2024

Ministerio de Defensa Nacional

Dirección General Marítima

**Centro de Investigaciones Oceanográficas e
Hidrográficas del Caribe (CIOH)**

**Centro de Investigaciones Oceanográficas e
Hidrográficas del Pacífico (CCCP)**

BOLETÍN CIENTÍFICO CIOH

Dirección General Marítima (Dimar)

Centro de Investigaciones Oceanográficas
e Hidrográficas del Caribe (CIOH)

Centro de Investigaciones Oceanográficas
e Hidrográficas del Pacífico (CCCP)

Nº. 43(2), páginas 3-70, diciembre de 2024

DIRECTOR GENERAL MARÍTIMO

Vicealmirante John Fabio Giraldo Gallo

DIRECTOR BOLETÍN CIENTÍFICO CIOH

Capitán de Navío Alexis Grattz Bonilla

Director CIOH

COORDINADORA EDITORIAL

Angélica María Castrillón-Gálvez

Máster en Edición de Publicaciones Dimar

EDITORA JEFE

Andrea Carolina Herrera Mesa, M.Sc.-CIOH

ASISTENTE EDITORIAL

Juan David Malaver González, filósofo-CIOH

COMITÉ EDITORIAL-MIEMBROS EXTERNOS

Luis Jesús Otero Díaz, Ph.D.

Grupo de investigación en Geociencias GEO4
Universidad del Norte

Yanis Cruz Quintana, Ph. D.

Grupo de Investigación en Sanidad Acuícola, Inocuidad
y Salud Ambiental

Universidad Técnica de Manabí (Ecuador)

Bismarck Jigena Antelo, Ph.D.

Departamento de Ciencias y Técnicas de la Navegación
y Construcciones Navales.

Universidad de Cádiz (España)

Juan Gabriel Rueda Bayona, Ph.D.

Grupo de investigación HIDROMAR-IREHISA
Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle

Mónica María Zambrano Ortiz, Ph.D.

Corporación Académica Ambiental
Universidad de Antioquia

Mary Luz Cañón Páez, Ph.D.

Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA)

Andrea Corredor-Acosta, Ph.D.

Centro de Investigación Dinámica de Ecosistemas
Marinos de Altas Latitudes (IDEAL).

Universidad Austral de Chile

Eduardo Santamaría del Ángel, Ph.D.

Facultad de Ciencias Marinas.

Universidad Autónoma de Baja California (México)

Roberto Enrique Lastra Mier, Ph. D.

Grupo de investigación Derecho y Territorio. Grupo de
Investigación Invius

Universidad del Atlántico

COMITÉ EDITORIAL-MIEMBROS INTERNOS

Capitán de Navío Alexis Grattz Bonilla

Director CIOH

CUBIERTA

Expedición Científica Seaflower 2021-2022, isla Cayos de
Bajo Nuevo (Foto CCO).

COMITÉ CIENTÍFICO

Iván Martín León Luna

Universidad del Atlántico

Carlos Alberto Almanza Junco

Universidad Militar Nueva Granada

Julio César Herrera Carmona

Universidad del Valle

Mauricio Alejandro Perea Ardila

Universidad Federal de Ceará

Guillermo Gomer Cotrina Cabello

Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión de Cerro
de Pasco

César Enrique López Arrillaga

Universidad Politécnica Territorial de los Valles del Tuy

Ángel Leonardo Rojas Rodríguez

Escuela Naval de Cadetes "Almirante Padilla"

Laura Charlotte Exley

The Osa Foundation COPROT Tortugas de Osa

Germán David Patarroyo Camargo

Universidad Industrial de Santander

Yeison Alberto Garcés Gómez

Universidad Católica de Manizales

Luis Ernesto Paz Enrique

Universidad Nacional Autónoma de México

Sonia Esperanza Reyes Gómez

Instituto de Capacitación e Investigación del Plástico y
del Caucho (ICIPC)

EDITORIAL DIMAR

DISEÑO Y COMPOSICIÓN

Dinamica S.A.S.



Boletín Científico CIOH por Dimar se encuentra bajo una Licencia
Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Unported.
Basada en una obra en www.cioh.org.co

El *Boletín Científico CIOH* es una revista científica seriada, especializada en las diferentes áreas de investigación de las ciencias del mar (oceanografía, hidrografía, manejo integrado de zonas costeras, protección del medio marino, etc.), dirigida a la comunidad científica y la academia en el ámbito global. Publica semestralmente artículos científicos inéditos y arbitrados, producto de proyectos de investigación adelantados por los centros de investigaciones científicas marinas de la Dirección General Marítima y de otros institutos, e investigadores que realicen contribuciones originales al desarrollo de nuevo conocimiento. Se edita en formato digital bajo el ISSN en línea 2215-9045, en idioma español e inglés. Su distribución se hace desde la plataforma Open Journal System (OJS) (<http://ojs.dimar.mil.co>) y el Repositorio Biblioteca Digital Marítima (RBDM) ([Boletín Científico CIOH](http://www.cioh.org.co)). Este producto intelectual cuenta con una política de acceso abierto (Open Access, OA) para su consulta, sus condiciones de uso y distribución están definidas por el licenciamiento Creative Commons

EDITORIAL

Expediciones científicas Seaflower: una década de conocimiento y conservación de nuestro Caribe insular

Expediciones científicas Seaflower: una década de conocimiento y conservación de nuestro Caribe insular

DOI: <https://doi.org/10.26640/22159045.2024.649>

Mario Alex Cabezas Hinestroza¹

CITAR COMO:

Cabezas Hinestroza, M. A. (2024). Expediciones científicas Seaflower: una década de conocimiento y conservación de nuestro Caribe insular. *Boletín Científico CIOH*, 43(2), 3-4. <https://doi.org/10.26640/22159045.2024.649>

La Dirección General Marítima (Dimar) es la autoridad marítima colombiana encargada de liderar y coordinar la política gubernamental enfocada en fortalecer el “poder marítimo” nacional. Sus prioridades incluyen la seguridad integral marítima, la protección de la vida humana en el mar, la promoción de las actividades marítimas y el desarrollo científico y tecnológico de la nación, teniendo como eje la sostenibilidad, con el objetivo de contribuir al crecimiento del país.

Para asegurar el cumplimiento de sus funciones y objetivos, la Entidad cuenta con una estructura administrativa que le permite un mayor acercamiento al Sector Marítimo. Estas funciones se desarrollan bajo tres figuras: Estado ribereño, Estado rector del puerto y Estado de abanderamiento.

Además, la Dimar cuenta con dieciocho (18) dependencias regionales y seccionales denominadas capitanías de puerto, distribuidas en los puertos marítimos y fluviales del país; dos (2) centros de investigación oceanográfica e hidrográfica (en el Caribe y el Pacífico); tres (3) grupos de señalización marítima, ubicados en el Caribe, el Pacífico y el río Magdalena, y tres (3) grupos de intendencias regionales situados en Barranquilla, Cartagena y Buenaventura. Finalmente, dispone de catorce (14) unidades de flote, cuyo trabajo incluye el desarrollo de misiones como plataforma de investigación científica marina, señalización marítima, transporte de

equipos y personal de apoyo; soporte y asistencia en investigaciones marinas; posicionamiento de ayudas a la navegación; emplazamiento de equipos; asistencia a plataformas en mar y tierra; transporte de insumos, equipos y maquinaria operativa; apoyo a operaciones navales, operaciones de paz y ayuda humanitaria; control y protección del medio ambiente; búsqueda y rescate, bomberos, y otras investigaciones científicas oceanográficas, hidrográficas y geológicas. Todas estas actividades, sin duda, contribuyen de manera conjunta al cumplimiento de la visión de la Entidad, la cual es convertirnos para el año 2042, en el eje que consolida el país marítimo, fluvial, costero e insular, contribuyendo al posicionamiento de Colombia como potencia bioceánica con alta incidencia internacional.

Por lo anterior, para la Dimar es de gran relevancia difundir cómo, a través de diferentes lineamientos, políticas, proyectos, estrategias, convenios y metas, se contribuye al desarrollo marítimo de Colombia. Por este motivo, para la presente vigencia, se decidió realizar un número del Boletín Científico CIOH, dedicado a comunicar parte de los hallazgos, avances científicos y tecnológicos derivados de las expediciones realizadas durante una década a la Reserva de Biósfera Seaflower (RBS), las cuales han aportado significativamente al conocimiento y manejo de esta importante área protegida de categoría mundial.

Las expediciones científicas Seaflower representan un esfuerzo articulado entre

¹ Capitán de navío, Subdirector de Desarrollo Marítimo de la Dimar.. Correo electrónico: jefsubdemar@dimar.mil.co

múltiples entidades nacionales en pro de la generación de conocimiento sobre la RBS, la cual cuenta con el respeto y respaldo de la comunidad científica y académica del país. Su objetivo principal es conocer y estudiar las características sociales, físicas, biológicas y químicas del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, con el fin de contribuir a su preservación.

En este sentido, agradecemos a cada uno de los investigadores y pares evaluadores por su dedicación a la excelencia académica y por su valiosa contribución al enriquecimiento de los manuscritos publicados.

Sin más preámbulos, los invitamos a explorar nuestras publicaciones, que buscan concientizar y garantizar un futuro seguro y sostenible para nuestras costas y océanos.

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

Aportes de las expediciones Seaflower al conocimiento de los crustáceos decápodos del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina con nuevos registros

Contributions of the Seaflower Expeditions to the Knowledge of Decapod Crustaceans of the San Andrés, Providencia and Santa Catalina Archipelago with New Records

DOI: <https://doi.org/10.26640/22159045.2024.625> Fecha de recepción: 2024-04-03/ Fecha de aceptación: 2024-10-24

Néstor Hernando Campos-Campos¹, Andrea Dueñas-Lagos², Pedro Ricardo Dueñas R.³

CITAR COMO:

Campos-Campos, N. H.; Dueñas-Lagos, A.; Dueñas, P. R. (2024). Aportes de las expediciones Seaflower al conocimiento de los crustáceos decápodos del archipiélago de San Andrés Providencia y Santa Catalina con nuevos registros. *Boletín Científico CIOH*, 43(2), 5-14. <https://doi.org/10.26640/22159045.2024.625>

RESUMEN

El Programa sobre el Hombre y la Biósfera reconoce la riqueza natural del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y lo declara en el año 2000 Reserva de la Biósfera Seaflower; posteriormente, en el 2005, esta es declarada como área marina protegida por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Entre 2017 y 2018, en el marco de las expediciones científicas Seaflower fueron recolectados crustáceos de restos coralinos y en fondos blandos. Se recolectaron representantes de 17 familias, en la isla Cayos de Serranilla (ICS) y la isla Cayos de Albuquerque (ICA). Los resultados muestran una mayor riqueza en ICA, con 46 especies de 31 géneros, mientras que en ICS solo registraron 37 especies y 27 géneros. En total se registran 67 morfoespecies de decápodos en los dos cayos, se hace un aporte en el conocimiento de 26 registros nuevos para el Archipiélago y seis nuevos para Colombia. Con estos resultados el número de especies para el Archipiélago es de 236, con un incremento del 12.38 % y un 16.7 % al total de especies registradas. Estos registros resaltan la importancia de la reserva para el Caribe colombiano, aportando el 32.3 % de las especies registradas para Colombia.

PALABRAS CLAVES: Crustacea; Decapoda; Seaflower; biodiversidad; riqueza

ABSTRACT

The Man and the Biosphere Program recognized the natural wealth of the Archipelago and declared it a Seaflower Biosphere Reserve in 2000; Minambiente later declared it a Marine Protected Area in 2005. Between 2017 and 2018, within the framework of the Seaflower Scientific Expeditions, crustaceans were collected from coral remains and soft bottoms. Representatives of 17 families were collected on the Cayo Serranilla Islands (ICS) and Albuquerque Islands (ICA). The results show a greater wealth in ICA, with 46 species of 31 genera, while in ICS only 37 species and 27 genera recorded. In total,

¹ ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2510-3009>. Investigador del Instituto de Ciencias del Mar (Cecimar), Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe. Correo electrónico: nhcam-posc@unal.edu.co

² ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4157-9234>. Investigadora del Instituto de Ciencias del Mar (Cecimar), Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe, Sede Caribe. Correo electrónico: adue-nas@unal.edu.co

³ ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3624-6999>. Investigador. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano - Sede Santa Marta. Correo electrónico: perdu-ra08@gmail.com

67 decapod morphospecies recorded in the two keys, contributing to knowledge with 26 new records for the Archipelago and six new ones for Colombia. With these results, the number of species for the Archipelago is 236, with an increase of 12.38%, and 16.7% of the total number of registered species. These records highlight the importance of the reserve for the Colombian Caribbean, contributing 32.3% of the species registered for Colombia.

KEYWORDS: Crustacea, Decapoda, Seaflower, biodiversity, wealth.

INTRODUCCIÓN

Colombia posee cerca de 2900 km² de áreas coralinas, de las cuales 1091 km² comprenden fondos con alta cobertura coralina. Entre las áreas coralinas del Caribe colombiano, la mayor parte se halla alrededor de las islas, bajos y atolones oceánicos del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (77 %), en donde además se observan los arrecifes más complejos y desarrollados. Por lo cual, la Reserva de la Biósfera Seaflower (RBS) fue declarada por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (Unesco), en el año 2000, como Patrimonio de la Humanidad (Abril-Howard, Bolaños, Machacón, Lasso, Gómez y Ward, 2012). Adicionalmente, diversos estudios indican que este conjunto de islas, cayos, bancos y bajos, poseen una riqueza importante de especies y variedad de ambientes marinos que resaltan su importancia como posibles reservorios de la biodiversidad en el Caribe colombiano, la mayoría sin estudiar (Díaz *et al.*, 2000; Vega-Sequeda, Díaz-Sánchez, Gómez-Campo, López-Londoño, Díaz-Ruiz y Gómez-López, 2015).

La falta de conocimiento relacionado con comunidades bentónicas (epifauna y macrobentos) en la RBS es evidente, por lo que se hace necesario complementar los inventarios faunísticos de organismos someros y de profundidad que se han llevado a cabo en la Reserva, entre los que se destaca el estudio desarrollado por Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" (Invemar) en el Área de Régimen Común entre Colombia y Jamaica (Invemar-ANH, 2012). Desde el año 2015 y con el objetivo de establecer una estrategia integral para el ejercicio de soberanía en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, trazada desde la Presidencia de la República de Colombia, para fortalecer el manejo y la conservación de la Reserva de Biósfera, existe el Plan de Expediciones Científicas que tiene como objetivo acrecentar el criterio de unidad ecosistémica en esta área marina

protegida. En este sentido, la Mesa Técnica Nacional Seaflower, liderada por la Comisión Colombiana del Océano (CCO), ha enfocado sus esfuerzos en fortalecer la generación de conocimiento acerca de la Reserva, gracias a un proceso interinstitucional, donde diferentes actores han aportado a la investigación científica, y a la coordinación y ejecución de las expediciones científicas. Entre estos cabe resaltar la participación de la Armada de Colombia (ARC), la CCO, la Gobernación del Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, la Corporación para el Desarrollo Sostenible de Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Coralina), y la Dirección General Marítima (Dimar), a través de su Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe (CIOH).

Dentro de los artrópodos, los crustáceos es el grupo más abundante después de los insectos, y aunque son organismos predominantemente acuáticos han logrado adaptarse y conquistar el medio terrestre. Actualmente, se han descrito unas 1003 familias, 9522 géneros y 66914 especies (Ahyong *et al.* 2011).

Las rocas de origen coralino acogen una criptofauna que, además de ser específica, las excavan o usan las oquedades; además, sirven de sustrato a un gran número de especies epifaunales que aprovechan el nicho creado por las macroalgas que crecen en este tipo de sustrato. Esta fauna en el área de influencia del Archipiélago es poco o nada conocida.

Los Decapoda son posiblemente el grupo más importante dentro de los crustáceos, se han descrito más de 14900 especies en el ámbito mundial (Ahyong *et al.* 2011). En la región del Caribe colombiano han sido registradas más de 700 especies diferentes de crustáceos decápodos, lo que permite estimar la presencia en esa región de más de 1000 especies.

Actualmente, el número de especies de crustáceos decápodos registrados en todo el

Archipiélago es de 210 y 24 registros únicos. En el capítulo sobre crustáceos del libro 'Biodiversidad del mar de los siete colores' se listaron 198 especies, pertenecientes a 125 géneros y 52 familias (Martínez-Campos, Gutiérrez-Salcedo, Campos-Campos y Aguilar-Pérez, 2016).

La finalidad de estas investigaciones fue caracterizar las comunidades de crustáceos decápodos bentónicos asociados a fondos sedimentarios someros y la criptofauna en rocas calcáreas de las ICS e ICA.

ÁREA DE ESTUDIO

La isla Cayos de Serranilla (ICS) está localizada al norte de la RBS, entre los 15°50' y 16°04'N, y los 80°03' y 79°40' O, es un banco que cubre un área de 1200 km² con presencia de pequeños cayos cercanos (West Breaker, Middle Cay, East Cay y Beacon Cay). El área somera tiene una plataforma carbonatada de unos 8 m de profundidad, con fondos compuestos por algas, esponjas, pequeñas extensiones de corales duros y algunas áreas cubiertas de pastos marinos en el sector sureste (Abril-Howard *et al.*, 2012; CCO, 2015) (Fig. 1).



Figura 1. Ubicación de las áreas de estudio.

Durante septiembre de 2017 se evaluó la comunidad bentónica de fondos blandos. Se seleccionaron estaciones en el sector este (E11 y E12) y oeste (E0 a E10) de la ICS (Fig. 2), y se tomaron muestras a 10.2 m y a 30 m de profundidad en la zona somera, y una muestra a 320 m al final de la planicie en el área central

(E7). A su vez, en el sector oeste del cayo, en donde no se tiene una pendiente marcada, sino que por el contrario se registra una llanura que se aproxima al límite de la jurisdicción de Colombia, se tomaron muestras en la zona interna y en el margen derecho e izquierdo de la llanura.



Figura 2. Isla Cayos de Serranilla, localización de las estaciones de muestro con draga. (Cortesía: CCO - coordinación de expediciones).

En septiembre de 2018 se realizó la expedición a las isla Cayos de Albuquerque (ICA). Durante esta salida no se contó con la plataforma de investigación, por lo tanto, no se recolectaron

muestras de sedimento con draga y los muestros se limitaron a la recolección de cripto y epifauna, estos se llevaron a cabo en los sectores de North Cay y South Cay (Fig. 3).

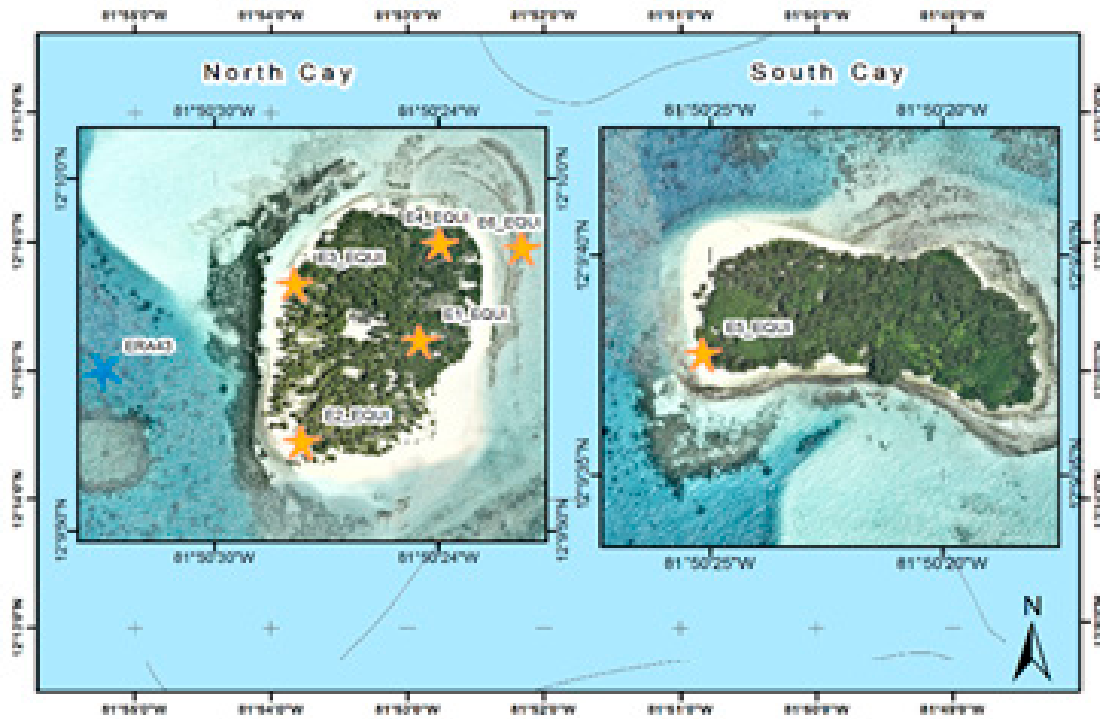


Figura 3. Isla Cayos de Albuquerque. Localización de las estaciones de muestro. (Cortesía: CCO - coordinación de expediciones).

METODOLOGÍA

En ICS la recolecta de muestras de sedimento se realizó por medio de una draga tipo Chipec para la muestra profunda (320 m), y tipo van Veen para las muestras someras (10 m – 30 m), hasta completar un área mínima de 0.1 m². A bordo de la plataforma se separó la macrofauna y se fijaron los ejemplares en alcohol al 96 %. Posteriormente, se hizo un lavado preliminar de las muestras de sedimento sobre un tamiz de ojo de malla de 500 µm para retener la macrofauna.

Las muestras de sedimento de bentos marino se colocaron en bolsas plásticas con 500 ml de solución de cloruro de magnesio por 15 min - 20 min; posteriormente, se adicionaron 500 ml de formol al 12 %, con bórax y rosa de bengala reactivo.

En la ICS la mayor parte de las estaciones estuvieron conformadas por sustratos blandos, con un porcentaje alto de macroalgas (recolectadas por medio de la draga). Se escogieron varios lugares (20) en los que se acumulan los restos coralinos, en ellos se extrajeron manualmente piedras coralinas (5 – 7) y se fracturaron para recolectar cripto y epifauna.

En la ICA la recolecta se hizo mediante buceo por apnea empleando dos métodos: *i)* en fondos arenosos con una red con marco de hierro de abertura 0.1 m², con una malla adosada de 500 µm de ojo de malla, y con ayuda de una lámina de plexiglás introducida entre la draga y el sustrato se extrajeron las muestras; *ii)* en recolecta manual se seleccionaron 23 lugares, se extrajeron rocas

coralinas (5 – 7) en cada estación, luego, con ayuda de martillo y cincel se fracturaron, se recolectaron y depositaron los organismos en bolsas plásticas, se separaron por grupos y se fijaron en alcohol al 96 %. Adicionalmente, se recolectaron algunos representantes de decápodos terrestres.

Las muestras se transportaron a los laboratorios del Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (Cecimar), en donde se identificaron y depositaron en recipientes separados por especie y lugar de muestreo. La identificación se hizo con base en los libros de Rathbun (1918, 1925, 1930 y 1937) para cangrejos, Chace (1972) para camarones y la 'Guía Ilustrada de crustáceos decápodos de La Florida' (Abele y Kim, 1986), esta actividad se llevó a cabo con ayuda de estereoscópio. Los ejemplares se depositarán en la colección de referencia del Museo de Historia Natural "Makurigua" del Invemar.

RESULTADOS

En los dos cayos ICS e ICA se capturaron ejemplares de 17 familias; sin embargo, se presentan diferencias en cuanto al número de géneros y especies por familia. En ICS se presenta una dominancia clara de la Mithracidae (superfamilia) con siete géneros y trece especies, la mayoría de las familias restantes estuvieron presentes con un solo género y una especie. En ICA no hay una dominancia clara de una familia; en el caso de los géneros, el mayor número los presenta la Xanthidae, con cinco, seguida por la Mithracidae, con cuatro; mientras que, en el caso de las especies, la Mithracidae está presente con ocho, mientras que la Xanthidae está tan solo con seis (Fig. 4).

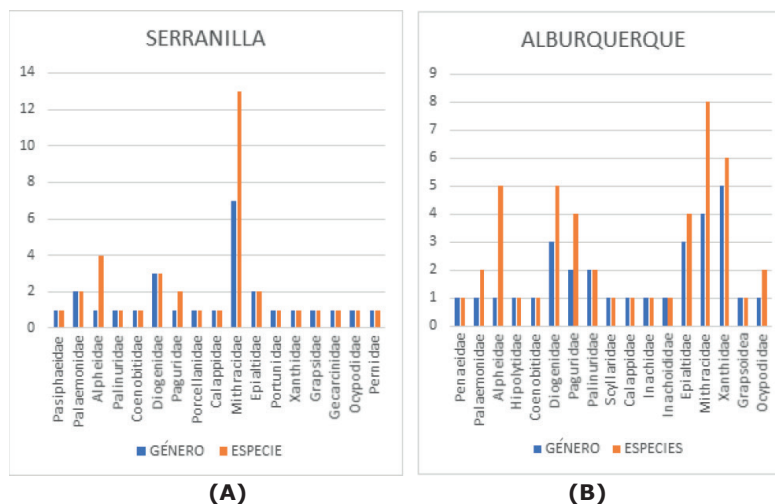


Figura 4. Número de géneros y especies por familia de crustáceos decápodos presentes en (A) Serranilla y (B) Alburquerque.

En la Tabla 1 se listan las especies presente en ambos cayos. Del total de especies registradas (66 y una postlarva megalopa), 35 y la megalopa se recolectaron en la ICS y 45 en la ICA. De estas, seis son nuevos registros para el Caribe colombiano (N. R.). Para el Archipiélago

se registran por primera vez 26 especies de decápodos (N. R. y A. D.); de estas, solo tres se recolectaron en los dos sitios de muestreo (*Paguriste puncticeps*, *Mithraculus cinctimanus* y *Actaea bifrons*) y en total trece especies de las listadas están presentes en ambos cayos.

Tabla 1. Especies registradas en la isla Cayos de Serranilla (ICS) e isla Cayos de Albuquerque (ICA). A.D: registro para el Archipiélago. N. R.: registro para el Caribe colombiano. X: presencia de la especie.

Nº.	Género y especie	ICS	ICA	Nº.	Género y especie	ICS	ICA
1	<i>Rimapenaeus sp.</i>		A.D.	35	<i>Ericerodes gracilipes</i>		A.D.
2	<i>Anchistioides antiguensis</i>	A. D.		36	<i>Thoe puella</i>	A. D	X
3	<i>Periclimenaeus wilsoni</i>	N. R.		37	<i>Epialtus dilatatus</i>		N.R.
4	<i>Ancylomenes pedersoni</i>		X	38	<i>Epialtus sp.</i>	X	
5	<i>Leptochela carinata</i>	N. R.		39	<i>Pitho sp 1.</i>	X	
6	<i>Alpheus amblyonyx</i>		A.D.	40	<i>Pitho sp 2.</i>	X	
7	<i>Alpheus bouvieri cf.</i>		N.R.	41	<i>Pitho aculeata</i>		X
8	<i>Alpheus candei</i>		X	42	<i>Pitho lhermineri</i>		A.D.
9	<i>Alpheus heterochaelis</i>		X	43	<i>Teleophrys ruber</i>	X	X
10	<i>Alpheus normanni</i>		X	44	<i>Amphithrax hemphilli</i>	A. D	
11	<i>Alpheus nuttingi</i>		X	45	<i>Mithrax sp 1.</i>	X	
12	<i>Alpheus peasei</i>	X		46	<i>Mithrax sp 2.</i>		X
13	<i>Synalpheus brevicarpus</i>	N. R.		47	<i>Mithraculus coryphe</i>	X	X
14	<i>Synalpheus brooksi</i>	A. D.		48	<i>M. forceps</i>	X	
15	<i>Synalpheus rathbunae</i>	X		49	<i>M. sculptus</i>	X	X
16	<i>Thor floridanus</i>		A.D.	50	<i>M. cinctimanus</i>	A. D.	X
17	<i>Coenobita clypeatus</i>	X	X	51	<i>Nonala holderi</i>	A. D.	
18	<i>Clibanarius tricolor</i>	X	X	52	<i>Omalacantha bicornuta</i>	X	X
19	<i>Calcinus tibicen</i>	X	X	53	<i>O. antillensis</i>	A. D.	
20	<i>Paguristes puncticeps</i>	A. D.	X	54	<i>Macrocoeloma laevigatum</i>		A.D.
21	<i>Paguristes cadenati</i>		X	55	<i>M. subparalellum</i>		X
22	<i>Petrochirus diogenes</i>		X	56	<i>Achelous spinicarpus</i>	X	
23	<i>Pagurus brevidactylus</i>		X	57	<i>Carpilius coralinos</i>		X
24	<i>Pagurus sp 1.</i>	X		58	<i>Actaea bifrons</i>	A. D.	X
25	<i>Pagurus sp 2.</i>	X		59	<i>Platyactaea setgera</i>		X
26	<i>Phimochirus operculatus</i>		A.D.	60	<i>Williamstimpsonia denticulatus</i>		X
27	<i>Phimochirus holthuisi</i>		A.D.	61	<i>Cataleptodius floridanus</i>		A.D.
28	<i>Petrolishes galathinus</i>	X		62	<i>Pilumnus sp.</i>		X
29	<i>Panulirus argus</i>		X	63	<i>Pachygrapsus transversus</i>	X	
30	<i>Phyllamphion gundlachi</i>		A.D.	64	<i>Gecarcinus lateralis</i>	X	X
31	<i>Scyllarides aequinoctialis</i>		A.D.	65	<i>Percnon gibbesi</i>	X	X
32	<i>Cyclozodion angustum</i>		N.R.	66	<i>Ocypode quadrata</i>	X	X
33	<i>Calappa sp. (Juv.)</i>	X		67	Megalopa	X	
34	<i>Stenorhynchus seticornis</i>		X				

En la Figura 5 se compara el número de especies compartidas y exclusivas. De las 67 morfoespecies presentes, once se recolectaron en ambos sitios, para la ICS representa el

37.14 % y para ICA, el 29.55 % de las especies presentes; mientras que el 65.71 % y el 70.45 % están presentes solo en la ICS y la ICA, respectivamente.

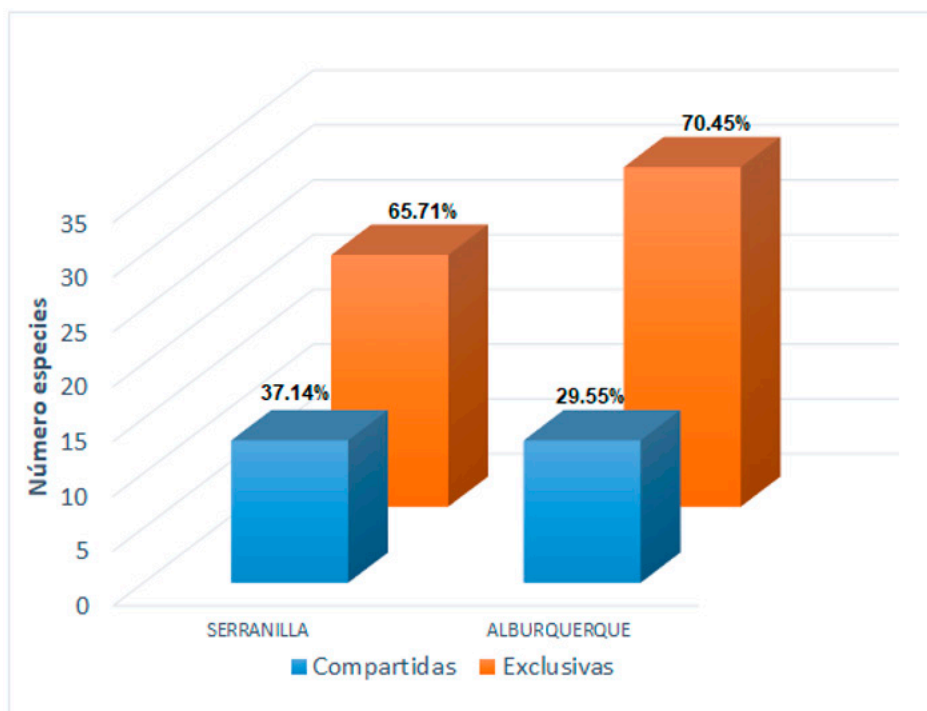


Figura 5. Número de especies compartidas (azul) y exclusivas (anaranjado) de las presentes (100 %) en cada uno de los dos sitios de muestreo.

DISCUSIÓN

Los registros de crustáceos decápodos en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina se remontan a comienzos del siglo pasado (Rathbun, 1918, 1925, 1930 y 1937) al listar numerosas especies presentes en Old Providence,

con base en el material depositado en el National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, producto de expediciones científicas como la Albatros y la Fish Hawk, principalmente. Adicionalmente, se han realizado expediciones desde instituciones nacionales (Werding, Garzón y Zea, 1981; Vides, Alonso, Castro y Bolaños, 2016).

Tabla 2. Número de familias, géneros y especies registradas para el Caribe colombiano y para el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. (Modificado de: Campos, Navas y Bermúdez, 2011; Martínez-Campos *et al.* 2016).

	Familias	Géneros	Especies
Número en el Caribe colombiano	94	315	651
Número en el archipiélago San Andrés, Providencia y Santa Catalina	53	126	210
Porcentaje de presencia en el Archipiélago en relación con el total para el Caribe colombiano	54.6 %	49 %	32.3 %

Recientemente, con la coordinación del Invemar y Coralina, se publicó el libro 'Biodiversidad del mar de los siete colores', en el que se listaron las especies de los grupos taxonómicos principales, dentro de estos se incluyeron los crustáceos (Vides *et al.* 2016). En el capítulo sobre crustáceos (Martínez-Campos *et al.* 2016) se listan 198 especies pertenecientes a 125 géneros y 52 familias.

Teniendo en cuenta estos registros, en la Tabla 2 se compara el número tanto de especies como de géneros y familias registradas por Martínez-Campos *et al.* (2016), con el número de registros, incluyendo los listados en este estudio y se calculó el porcentaje de participación por familias, géneros y especies registrados en el Archipiélago, en relación con el número total de los registros

para el Caribe colombiano. El número de familias está presente en el Archipiélago con más del 50 % de registradas en el Caribe colombiano, mientras que para las especies solo alcanzan el 32 % de los registros nacionales.

El aporte al conocimiento de la riqueza de las especies de este estudio resalta la importancia del Archipiélago como reservorio de la biodiversidad del mar Caribe, y justifica profundizar en la evaluación de esa riqueza para conocer realmente su papel como reserva de la biósfera.

Teniendo en cuenta los registros incluidos en este estudio (Tabla 3), la contribución es significativa si se comparan los registros previos con los actuales. Se destaca el incremento en el número de géneros y especies, 9.6 % y 10.64 %, respectivamente.

Tabla 3. Número de registros previos y actuales de familias, géneros y especies de decápodos del archipiélago de San Andrés Providencia y Santa Catalina.

	Familias	Géneros	Especies
Registros previos	52	126	210
Registros actuales	53	137	236
Incremento	1.9 %	9.6 %	11.06 %

El estudio de la fauna de crustáceos en el Archipiélago es igualmente relevante para el conocimiento de la biodiversidad de crustáceos en el Caribe colombiano. De las 37 especies listadas para la ICS doce son registros nuevos, y de los de la ICA (46) 14 son registros nuevos para la RBS. Adicionalmente, tres especies de cada uno de los cayos son nuevos registros para el Caribe colombiano, incrementando el número en seis, para un total de 657 especies registradas.

Los seis registros nuevos para el Caribe colombiano son los camarones *Periclimenaeus wilsoni*, *Leptochela carinata*, *Synalpheus brevicarpus* (Serranilla), *Alpheus bouvieri cf.* y los cangrejos *Epialtus dilatatus* y *Calappa angusta* (Alburquerque).

Al comparar el porcentaje de especies exclusivas (Fig. 2), la ICA presenta un porcentaje mayor, los dos cayos se localizan distantes uno

del otro. La ICS se sitúa al norte del Archipiélago, en los límites con Nicaragua, Honduras y Jamaica (Zambrano y Andrade, 2011), de acuerdo con estos autores la ICS se encuentra bajo la acción de la corriente del Caribe que fluye en dirección noroeste, luego de pasar por las Antillas Menores; mientras que la ICA se localiza en la parte sur del Archipiélago, a 37 km al suroeste de San Andrés (Coralina, 2003). El comportamiento de las corrientes define diferencias significativas entre los dos cayos. La ICA está gran parte del año bajo el efecto de la contracorriente Panamá – Colombia (Coralina- Invemar, 2012), a diferencia de ICS, influenciada directamente por la corriente del Caribe; por lo tanto, la fauna de crustáceos dependerá de la cercanía con otros ecosistemas o la influencia del margen continental. En la ICA se presentan condiciones ambientales cambiantes, por su cercanía con Centroamérica, mientras que en ICS la influencia es netamente oceánica, con condiciones más estables.

CONCLUSIONES

Los resultados del estudio de la fauna de crustáceos en la isla Cayos de Alburquerque y la isla Cayos de Serranilla demuestran la importancia que representa el Archipiélago para la biodiversidad en el Caribe colombiano, incrementando a seis el número de especies registradas.

Las diferencias en la riqueza de especies entre las dos islas cayos está directamente relacionada con las condiciones ambientales de cada una. ICS está bajo la influencia de la corriente del Caribe, con condiciones más estables, y en ICA influye la contracorriente Panamá – Colombia, con condiciones más cambiantes.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan agradecimientos a las instituciones organizadoras de la expedición: la ARC, la Dimar, la CCO, el Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (Colciencias) a través de su programa Colombia BIO, la Gobernación del Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y Coralina. Igualmente, a la Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe por la financiación del personal y equipo científico desplazado.

FUENTE FINANCIADORA

Esta investigación se adelantó en el marco de las expediciones Seaflower coordinadas por la CCO; la participación de los investigadores fue financiada por la Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe, a través de los proyectos 'Caracterización de la epifauna y macrobentos (0 m - 800 m) de la isla Cayos de Serranilla y áreas adyacentes' y 'Valoración de servicios ecosistémicos y diversidad biológica de los arrecifes de coral en los alrededores de la isla Cayos de Alburquerque, Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe'.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: N. H. C., A. D. L. y P. R. D.; metodología: N. H. C., A. D. L. y P. R. D.; validación: N. H. C., A. D. L. y P. R. D.; análisis: N.

H. C., A. D. L. y P. R. D.; investigación: N. H. C., A. C. D. L. y P. R. D.; recursos: N. H. C., A. D. L. y P. R. D.; curación de datos: N. H. C., A. D. L. y P. R. D.; redacción-preparación del borrador original: N. H. C., A. D. L. y P. R. D.; redacción-revisión y edición: N. H. C., A. D. L. y P. R. D.; visualización: N. H. C., A. D. L. y P. R. D.; supervisión: N. H. C., A. D. L. y P. R. D.; administración del proyecto: N. H. C.; consecución de fondos: N. H. C. Todos los autores han leído y aceptado la versión publicada del manuscrito.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abele, L. G.; Kim, W. (1986). *An Illustrated Guide to the Marine Decapod Crustaceans of Florida*. Florida State University, Department of Biological Science. 729 pp.
- Abril-Howard, A.; Bolaños, N.; Machacón, I.; Lasso, J.; Gómez, D. I.; Ward, V. (2012). Actualización del conocimiento de los ecosistemas marinos en la Reserva de Biósfera Seaflower, con énfasis en las islas de San Andrés y Providencia. 129-157 pp. En: Coralina – Invemar, 2012, Gómez-López, D.I., C. Segura-Quintero, P.C. Sierra-Correa y J. Garay-Tinoco (Eds.). *Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina*. Invemar y Coralina. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar N°. 28. Santa Marta, Colombia, 180 pp.
- Ahyong, S. T.; Lowry, J. K.; Alonso, M.; Bamber, R. N.; Boxshall, G. A.; Castro, P.; Gerken, S.; Karaman, G. S.; Goy, J. W.; Jones, D. S.; Meland, K.; Rogers, D. C.; Svavarsson, J. (2011). Subphylum Crustacea Brünnich, 1772, 165 - 191. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.). *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness Monograph Zootaxa*. 3148: 237 pp. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3148.1.33>
- Campos, N. H.; Navas, G.; Bermúdez, Y. A. (2011). Riqueza y distribución de los crustáceos decápodos del mar Caribe colombiano: 83 - 99. En: N. H. Campos, A. Acero y E. Mancera (E.). La investigación en ciencias del mar de la Universidad Nacional de Colombia, 30 años de la biología marina. *Cuadernos del Caribe*, 14: 146 pp. ISSN:1794-7065.

- Comisión Colombiana del Océano. (2015). *Aportes al conocimiento de la Reserva de Biósfera Seaflower*. CCO. Bogotá, D. C., Colombia. 104 pp. ISBN 978-958-58192-9-0.
- Chace, F. A. (1972). *The Shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean Expeditions with a Summary of the West Indian Shallow-water Species (Crustacea: Decapoda: Natantia)*. Smithsonian Contributions to Zoology. 98, 179 pp. <https://doi.org/10.5479/si.00810282.98>
- Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. (2003). *Plan de manejo de las áreas marinas protegidas*. Parte I. Coralina.
- Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina; Instituto de Investigaciones Científicas Marinas "José Benito Vives de Andrés". (2012). Gómez-López, D. I., C. Segura-Quintero, P. C. Sierra-Correa y J. Garay-Tinoco (Eds). *Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina*. Coralina-Invemar. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar # 28. Santa Marta, Colombia 180 pp. ISBN: 978-958-8448-50-3
- Díaz, J. M.; Barrios, L. M.; Cendales, M. H.; Garzón-Ferreira, J.; Geister, J.; López-Victoria, M.; Ospina, G. H.; Parra, F.J.; Pinzón, J.; Vargas-Ángel, B.; Zapata, F. A.; Zea, S. (2000). *Áreas coralinas de Colombia*. Invemar, Serie Publicaciones Especiales 5, Santa Marta.176 pp. ISBN 958-95950-8-1.
- Instituto de Investigaciones Científicas Marinas "José Benito Vives de Andrés"; Agencia Nacional de Hidrocarburos. (2012). *Línea base ambiental en el área de régimen común Jamaica-Colombia como aporte al aprovechamiento sostenible de los recursos marinos compartidos*. Informe técnico final. Invemar-ANH. Santa Marta. 774 p. ISBN; 978-958- 8448-48-0.
- Martínez-Campos, B.; Gutiérrez-Salcedo, J. M.; Campos-Campos, N. H.; Aguilar-Pérez, M. I. (2016). Crustáceos, 111-130. En: Vides, M., D. Alonso, E. Castro y N. Bolaños. *Biodiversidad del mar de los siete colores*. Invemar y Coralina. Serie de Publicaciones Generales del Invemar N°. 84, Santa Marta, Colombia. 228 p p. + tablas + inserto. ISBN: 978-958-8935-14-0.
- Rathbun, M. J. (1918). The Grapsoid Crabs of America. Smithsonian Institution United States National Museum. *Bulletin* 97: 461 pp., 161 Pl. <https://doi.org/10.5479/si.03629236.97.i>
- Rathbun, M. J. (1925). The Spider Crabs of America. Smithsonian Institution United States National Museum. *Bulletin* 97: 613 pp., 283 Pl. <https://doi.org/10.5479/si.03629236.129.i>
- Rathbun, M. J. (1930). The Cancroid Crabs of America of The Families Euryalidae, Portunidae, Atelecyclidae, Cancridae and Xanthidae. Smithsonian Institution United States National Museum. *Bulletin* 152, incomplete (17 archivos). <https://doi.org/10.5479/si.03629236.152.i>
- Rathbun, M. J. (1937). The Oxystomatous and Allied Crabs of America. Smithsonian Institution United States National Museum. *Bulletin* 166: 278 pp., 86 Pl. <https://doi.org/10.5479/si.03629236.166.i>
- Vega-Sequeda, J.; Díaz-Sánchez, C. M.; Gómez-Campo, K.; López-Londoño, T.; Díaz-Ruiz, M.; Gómez-López, D. I. (2015). Biodiversidad marina en Bajo Nuevo, Bajo Alicia y Banco Serranilla, Reserva de Biósfera Seaflower. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 44(1): 199-224. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2015.44.1.27>
- Vides, M.; Alonso, D.; Castro, E.; Bolaños, N. (Eds.). (2016). *Biodiversidad del mar de los siete colores*. Invemar y Coralina. Serie de Publicaciones Generales del Invemar N°. 84. 228 pp. ISBN 978-958-8935-14-0.
- Werding, B.; Garzón, J.; Zea, S. (Eds). (1981). *Informe sobre los resultados de la Expedición Providencia I, a las islas de Providencia y Santa Catalina (Colombia)*. Invemar.
- Zambrano, J. A.; Andrade, C. A. (2011). Cambios en la línea de costa de Cayo Serranilla entre 1994 y 2009, Archipiélago de San Andrés, Colombia. *Bol. Cient. CIOH*, 29: 87-103. ISSN 0120-0542. <https://doi.org/10.26640/22159045.231>

ARTÍCULO DE REVISIÓN CRÍTICA

Contribuciones de las expediciones científicas al conocimiento de la basura marina en la Reserva de la Biósfera Seaflower, Caribe colombiano: análisis del estado de contaminación, impactos y políticas públicas

Contributions of Scientific Expeditions to the Knowledge of Marine Debris in the Seaflower Biosphere Reserve, Colombian Caribbean: Analysis of the State of Contamination, Impacts and Public Policies

DOI: <https://doi.org/10.26640/22159045.2024.629> Fecha de recepción: 2024-04-05 / Fecha de aceptación: 2024-10-02

Luana Portz¹, Priscila Teixeira Campos², Gloria I. López³, Nubia Garzón Barrero⁴, Diego Andrés Villate Daza⁵, Gysel Cantillo Ujueta⁶, Rogerio Portantiolo Manzolli⁷

CITAR COMO:

Portz, L.; Teixeira Campos, P; López, G. I.; Garzón Barrero, N.; Villate Daza, D. A.; CantilloUjueta, G.; Portantiolo Manzolli, R. (2024). Contribuciones de las expediciones científicas al conocimiento de la basura marina en la Reserva de la Biósfera Seaflower, Caribe colombiano: análisis del estado de contaminación, impactos y políticas públicas. *Boletín Científico CIOH*, 43(2), 15-36. <https://doi.org/10.26640/22159045.2024.629>

RESUMEN

El presente análisis explora la problemática de la basura marina y la contaminación por plásticos desde la perspectiva de las expediciones a la Reserva de la Biósfera Seaflower en Colombia, centrándose en sus posibles fuentes y las implicaciones de las políticas públicas sobre dicha problemática. Esta revisión destaca, particularmente, la vulnerabilidad que enfrentan las islas frente a la contaminación por plásticos y, en general, el deficiente y difícil manejo de la basura, que resulta en graves consecuencias para la salud de los ecosistemas marino-costeros. A través de un análisis de distribución y del impacto de la basura marina, se proponen prácticas eficaces para la protección ambiental, además de estrategias de gestión sostenible. Se subraya la necesidad urgente de reducir el uso de plásticos en estos entornos para mitigar los desafíos ambientales y económicos derivados de la limitada capacidad de gestión de residuos en islas remotas con espacio operativo restringido.

PALABRAS CLAVE: contaminación; plásticos; desechos marinos; islas remotas; gestión de residuos; conservación

¹ ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9232-8086>. Universidad de la Costa, Barranquilla, Colombia / Depto. Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, España. Correo electrónico: luana.portz@uam.es

² ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0260-2334>. Universidade Federal de Sergipe, Brasil. Correo electrónico: prisca_oceano@gmail.com

³ ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7884-6204>. Sociedad Colombiana de Geología, Colombia. Recanati Institute for Marine Studies - RIMS, University of Haifa, Israel. Correo electrónico: lopezgi.phd@gmail.com

⁴ ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5256-4823>. Grupo de Investigación CAMHA, Universidad Pontificia Bolivariana – Seccional Montería, Colombia. Correo electrónico: nubia.garzonb@upb.edu.co

⁵ ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0180-8477>. Grupo de Investigación en Administración y Gestión de Operación Logística, Marítima y Portuaria, Universidad de la Guajira, Colombia. Correo electrónico: davillated@uniguajira.edu.co

⁶ ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-6210-7869>. Blue Indigo Foundation, Colombia. Correo electrónico: gyssei@blueindigofoundation.org

⁷ ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0223-5634>. Depto. Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, España. Correo electrónico: rogerio.manzolli@uam.es



Publicado por la Dimar

ABSTRACT

This analysis explores the problem of marine litter and plastic pollution from the perspective of the Expeditions carried out at the Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, focusing on possible sources, marine health, and the implications of public policies on the said problem. This review highlights the vulnerability that remote islands face to plastic pollution, and the poor and difficult management of garbage in general, resulting in serious consequences for the health of the surrounding marine-coastal ecosystems. Through an analysis of waste distribution and impact, effective practices for environmental protection are proposed herein, as well as sustainable management strategies. The urgent need to reduce plastic usage in these environments is emphasized in order to mitigate the environmental and economic challenges posed by the limited waste management capacity on remote islands with restricted operational space.

KEYWORDS: *Marine pollution; plastics; marine debris; remote islands; waste management; marine conservation*

INTRODUCCIÓN

La contaminación por basura marina, definida como los residuos sólidos manufacturados que llegan a las áreas marinas y costeras, es un grave problema ambiental que impacta negativamente los ecosistemas y comunidades humanas en todo el mundo (Stoett, Scrich, Elliff, Andrade, Grilli y Turra, 2024). Las regiones insulares son especialmente vulnerables a esta problemática debido a su ubicación remota, aislamiento y la influencia de las corrientes oceánicas que transportan las basuras desde otros lugares cercanos o distantes hacia las islas, donde se acumulan en sus ecosistemas (Lavers y Bond, 2017; Jones *et al.*, 2021; Pérez-Venegas, Pavés, Pulgar, Ahrendt, Seguel y Galbán-Malagón, 2017; Portz, Manzolli, Villate-Daza y Fontán-Bouzas, 2022). Fontán-Bouzas, 2022).

La acumulación de basuras, principalmente plásticos, plantea un desafío ambiental y económico en las regiones insulares, por las afectaciones en la biodiversidad, la salud de los ecosistemas marinos y en las actividades de turismo y pesca, entre otras (Portz, Manzolli, Herrera, García, Villate y Ivar do Sul, 2020; Rambojun, Ramloll, Mattan-Moorgawa y Appadoo, 2024; Thiel, Lorca, Bravo, Hinojosa y Meneses, 2021). Esta situación resalta la necesidad de investigar esta problemática en las áreas insulares para comprender mejor su dinámica, identificar sus fuentes y valorar sus impactos ambientales a largo plazo. Este conocimiento es fundamental para generar conciencia y trabajar en la implementación de prácticas sostenibles y eficaces a nivel local, regional y global, para

contribuir en la prevención y reducción de este tipo de contaminación (Portz *et al.*, 2020).

Las islas de la región Caribe se han visto afectadas por la contaminación por basuras marinas (Blanke, Steinberg y Donlevy, 2021; Diez *et al.*, 2019). Una parte de estas basuras provienen de fuentes locales, como el turismo, las prácticas inadecuadas de gestión de residuos, las bajas tasas de reciclaje, la limitada conciencia ambiental y la deficiencia en la gestión de las autoridades locales (Garcés-Ordóñez, Espinosa Díaz, Pereira Cardoso y Costa Muniz, 2020a; Portz, Manzolli y Garzón, 2018). Otra parte de las basuras en las islas provienen de fuentes externas, como las transportadas por las corrientes oceánicas desde otras regiones o países circundantes (Courtene-Jones *et al.*, 2021; Ivar do Sul y Costa, 2007; Portz *et al.*, 2022, 2020; Rangel-Buitrago, Gracia, Vélez-Mendoza, Carvajal-Florián, Mojica-Martínez y Neal, 2019) y de los vertimientos ilegales al mar de residuos diversos desde las embarcaciones (De Scisciolo *et al.*, 2016).

Además, las poblaciones costeras en la región Caribe aún tienen precarias infraestructuras para la gestión de residuos sólidos y líquidos (Diez *et al.*, 2019). A esto se suman las complejidades asociadas a las limitaciones de área emergida disponible en las islas para gestionar sus propios residuos domésticos (Courtene-Jones *et al.*, 2021). En consecuencia, gran parte de las basuras generadas se disponen en vertederos, se queman o casi siempre terminan en el mar, contribuyendo a la contaminación de los ecosistemas de los cuales dependen económicamente las mismas comunidades locales (Portz *et al.*, 2022).

La Reserva de la Biósfera Seaflower (RSB), ubicada en la región Caribe colombiana (Fig. 1), comprende tres islas principales (San Andrés, Providencia y Santa Catalina), siete islas cayos (Serrana, Serranilla, Alburquerque, Roncador, Quitasueño, Bajo Nuevo e Islas Cayos de Bolívar –también conocida como Cayos del Este Sudeste) y múltiples bajos y bancos marinos, formando

un archipiélago de plataformas carbonatadas y barreras arrecifales de geomorfologías variadas (CIOH, 2009; Geister y Díaz, 2007). Esta reserva natural se destaca por su alta biodiversidad de ecosistemas y especies marinas. Sin embargo, su fragilidad frente a la contaminación por basura marina plantea preocupaciones significativas para su preservación a largo plazo.

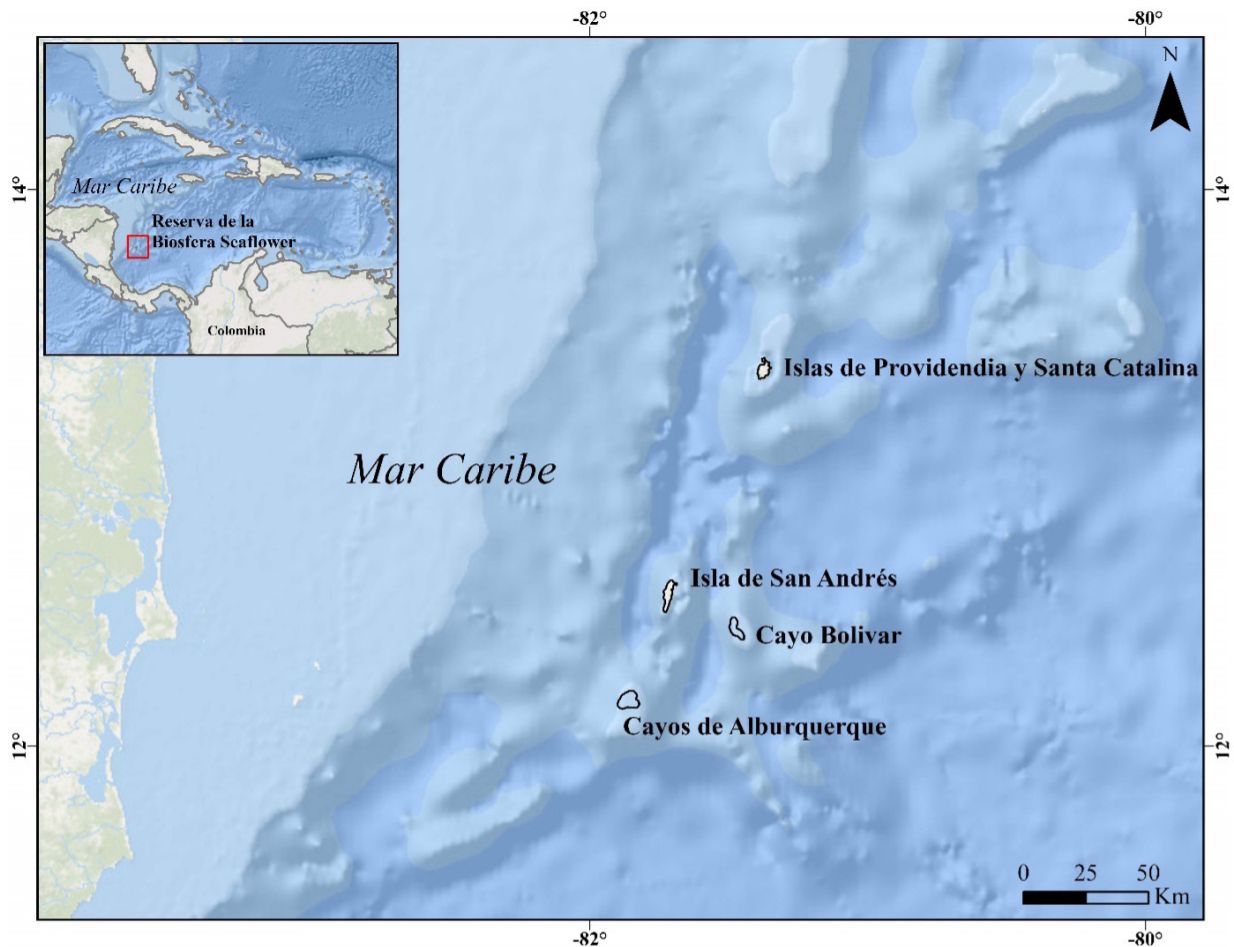


Figura 1. Localización del área de la Reserva de la Biósfera Seaflower en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Colombia, destacando las islas en las que se llevaron a cabo expediciones científicas descritas en este estudio.

En la RBS se han realizado diferentes expediciones científicas con el objetivo de generar conocimiento sobre la biodiversidad y su estado de conservación, incluyendo estudios para cuantificar y analizar la problemática de las basuras marinas. Estas expediciones son el resultado de una colaboración interinstitucional coordinada por la Comisión Colombiana del Océano (CCO)

con la participación de la Armada de Colombia (ARC), la Dirección General Marítima (Dimar) y la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Coralina), entre otras entidades públicas y privadas interesadas en las ciencias marinas del país. Además, con estas expediciones se busca establecer un plan de monitoreo a corto

y mediano plazo, estandarizar protocolos de muestreo y demostrar la importancia ambiental de la RSB (Dimar, 2024).

En este contexto, el objetivo principal de esta revisión es resumir y analizar las contribuciones de las expediciones Seaflower al conocimiento del problema de la contaminación por basuras marinas en esta reserva natural insular, y examinar sus impactos ambientales desde una perspectiva integral para el Caribe colombiano. Para esto, esta revisión busca responder las siguientes preguntas clave: ¿Cuáles son las principales fuentes y la magnitud de la contaminación por basuras marinas en la RSB? ¿Qué impactos ambientales genera la acumulación de basura marina en los diferentes ecosistemas de la reserva (playas, manglares y arrecifes de coral)? ¿Cómo contribuyen las expediciones Seaflower al entendimiento y manejo de la contaminación por basuras marinas, y qué políticas públicas pueden ser más efectivas para abordar este problema de manera más eficiente?

Estas preguntas guían un análisis crítico de las fuentes de contaminación, su magnitud y la formulación de políticas públicas necesarias para enfrentar este desafío ambiental de manera más eficaz. La importancia de esta revisión radica en su capacidad para sintetizar los conocimientos disponibles y orientar futuras investigaciones y políticas públicas en la región, con el fin de mitigar los efectos de la contaminación marina en la RSB y en el Caribe colombiano.

Descripción de las expediciones científicas Seaflower

Isla Cayos de Alburquerque. Se encuentran a 37 km al suroeste de la isla de San Andrés y a 190 km al este de la costa de Nicaragua. Este atolón tiene una forma circular, con un diámetro de aproximadamente 8 km en dirección este-oeste. Se caracteriza por una laguna semicerrada protegida por un arrecife de coral, con profundidades que varían entre 0.3 m y 164 m (CCO, 2015; Martínez-Clavijo, López-Muñoz, Cabarcas-Mier, Payares-Varela, Gutiérrez y Quintero, 2021). Los ecosistemas presentes incluyen arrecifes de coral y playas arenosas. Los cayos emergentes están compuestos por dos bancos de arena: el Cayo Norte (412 m²),

que alberga una base militar de la Armada de Colombia, y el Cayo Sur, que es ocasionalmente ocupado por pescadores.

La expedición científica a la isla Cayos de Alburquerque se llevó a cabo del 4 al 14 de octubre de 2018. En esta se realizaron 71 sitios de muestreo de basura marina (>2.5 mm) en las playas, así como 3 sitios de muestreo de microplásticos en la arena de playa y 9 transectos marinos para la evaluación de macro y microplásticos. El estudio cubrió tanto áreas terrestres (playas) como aguas superficiales en el entorno marino. Las coordenadas precisas de los puntos de muestreo están disponibles en Portz *et al.* (2020).

Los resultados obtenidos, junto con las coordenadas específicas de los sitios de muestreo, se publicaron en Portz *et al.* (2020) y pueden consultarse en el portal: <https://pnec.cco.gov.co/seaflower/>.

Islas de Providencia y Santa Catalina.

Estas islas son remanentes de un antiguo volcán extinto, caracterizadas por terrenos montañosos y depósitos cuaternarios. Las islas están separadas por un canal poco profundo de 150 m de ancho y cubren un área total de, aproximadamente, 18 km². Los ecosistemas presentes incluyen manglar, arrecifes de coral y playas. Parte del arrecife de coral de la región está protegido dentro del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, el cual abarca una superficie de 9.95 km² y forma parte del Área Especial del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, así como del Área Marina Protegida Seaflower (Invemar y Coralina, 2012).

En estas islas se llevaron a cabo dos expediciones científicas. La primera fue la IV Expedición Seaflower, realizada del 9 al 19 de septiembre de 2019, mientras que la segunda tuvo lugar del 20 al 26 de julio de 2021. En la expedición de 2019 se analizaron 30 sitios de muestreo de basura marina en playas (26 sitios) y manglar (4 sitios), junto con 13 sitios de buceo para la evaluación de corales. En la expedición de 2021 se evaluaron 27 sitios de muestreo de basura marina en playas (23 sitios) y manglar (4 sitios), además de 11 puntos de buceo en los mismos sitios previamente investigados.

Las muestras recolectadas durante ambas expediciones se utilizaron para evaluar la salud de los ecosistemas marinos y costeros. Los resultados y la localización exacta de los puntos de muestreo están disponibles en Portz *et al.* (2022) y pueden consultarse en el sitio web: <https://pnec.cco.gov.co/seaflower/>.

Isla Cayos del Este Sudeste. Ubicada a 25 km al sureste de la isla de San Andrés. El atolón tiene una longitud de 6.4 km y un ancho de 3.5 km, con un área emergida total de 0.12 km². Cayo Pescadores (East Cay) tiene una superficie de 8 hectáreas y está cubierto parcialmente por vegetación, mientras que Cayo Bolívar (West Cay) tiene 3.7 hectáreas de superficie emergida y alberga una base militar permanente de la Armada de Colombia. Los ecosistemas incluyen arrecifes de coral y playas (Invemar y Coralina, 2012).

La Expedición Seaflower a la isla Cayos del Este Sudeste se llevó a cabo del 9 al 20 de septiembre de 2022. Durante esta Expedición se realizaron 44 sitios de muestreo de basura marina de 10 m de longitud en la playa de cayo Bolívar, así como 891 sitios de muestreo de basura marina en cayo Pescadores. Además, se llevaron a cabo estaciones de monitoreo adicionales en el banco de la Virgen (1 sitio) y en el bajo Sunny Boar (1 sitio). Para el análisis de microplásticos se realizaron 2 estaciones de monitoreo en cayo Bolívar y 5 en cayo Pescadores, recolectando un total de 18 muestras de sedimentos y agua. Asimismo, se ejecutaron 9 transectos marinos para la evaluación de basura marina flotante, junto con la recolección de 9 muestras de agua de mar.

Los resultados incluyeron la recolección y el análisis de la basura marina en las áreas terrestres y marinas del atolón (López, Garzón, Manzolli y Portz, 2024). La ubicación exacta de los puntos de muestreo, junto con los resultados obtenidos está disponible en los portales <https://pnec.cco.gov.co/seaflower/> y <https://seaflower-dimar.hub.arcgis.com/>.

METODOLOGÍAS

La basura marina es cualquier material sólido persistente, fabricado o procesado que se desecha, tira o abandona en el medio

marino-costero (UNEP, 2005). Los protocolos de recolección y caracterización utilizados en las expediciones están descritos en detalle en Portz *et al.* (2020) y Portz *et al.* (2022). En términos generales, los ambientes de muestreo abarcaron una diversidad de ecosistemas importantes en la Reserva, incluyendo manglares, playas (tanto turísticas como no turísticas), áreas de vegetación detrás de la línea de playa y arrecifes coralinos. Cada uno de estos ambientes requiere enfoques de muestreo específicos, debido a sus características físicas y dinámicas ambientales particulares.

En las playas, tanto turísticas como no turísticas, se llevó a cabo el muestreo de basura marina (tamaño >2.5 cm) de forma sistemática. Para ello, se establecieron tramos de 10 m de ancho, abarcando el área desde el límite de la línea de agua hasta el inicio de la vegetación o dunas, dependiendo de la tipología de la playa. Esta metodología permite capturar la variabilidad en la distribución de la basura marina a lo largo del perfil de la playa, desde la zona intermareal hasta las áreas más alejadas del agua. Además, en las áreas con vegetación situadas detrás del límite superior de la playa se incluyeron los primeros 5 m de la vegetación en el levantamiento. Esta extensión asegura que los residuos que son transportados tierra adentro, por la acción del viento, marea y oleaje extremo, también sean contabilizados.

En el manglar, debido a las características de alta densidad de la vegetación y a la presencia de raíces aéreas (neumatóforos), se adoptaron métodos de muestreo que consistieron en transectos lineales de 5 m de ancho, orientados desde los puntos de acceso local hacia el interior del manglar. Este método facilita la identificación de basura marina que se acumula en estas áreas, ya que el manglar tiende a actuar como trampas naturales de basura marina, debido a sus características.

En los arrecifes coralinos el muestreo de basura marina se realizó en la plataforma insular (entre 10 m y 30 m de profundidad), utilizando técnicas de buceo (3 buzos). Esto permitió a los investigadores acceder a las áreas submarinas más críticas para evaluar la cantidad y tipos de residuos que se acumulan en los corales y sus alrededores. La basura marina (>2.5 cm) fue

recolectada y clasificada, brindando una visión del nivel de contaminación.

En cada uno de estos ambientes los residuos recolectados se clasificaron según su tipo y material. Los tipos de residuos incluyeron plásticos, metales, vidrio, caucho y otros materiales antropogénicos. Cada ítem fue registrado y cuantificado para proporcionar una visión detallada de la composición de la basura marina en cada ambiente (Portz *et al.*, 2020, 2022).

Además de las investigaciones de campo, se efectuó también una búsqueda bibliográfica general sobre la temática asociada, utilizando Web of Science, Google Scholar, ScienceDirect y Scopus, priorizando estudios publicados en los últimos 20 años. Se utilizaron operadores booleanos con palabras clave específicas como "Microplastics", "Plastic debris", "Plastic pollution", "Marine litter", "Marine debris"; además de "Coastal", "Coastal zones", "Caribbean", "Islands", "Colombia", asegurando así la pertinencia de los resultados para el contexto geográfico y temático.

RESULTADOS DE BASURA MARINA EN LA RBS

El aumento de la contaminación por basura marina representa una amenaza para los ecosistemas insulares de la RBS. Si bien todas las islas enfrentan problemas de contaminación por basura marina, es evidente que algunas áreas se ven más afectadas que otras. Los datos recopilados durante las expediciones Seaflower 2018-2022, junto con estudios adicionales, revelaron diferencias significativas en los niveles de contaminación entre las islas de enfoque más turístico y las islas cayos más remotas con turismo restringido. Los manglares en Providencia y Santa Catalina se identificaron como los más afectados, con niveles de hasta 9.07 ítems/m², mientras que las playas turísticas mostraron niveles mucho más bajos, con un promedio de 0.22 ítems/m². San Andrés presentó una mayor variabilidad, destacando las playas no turísticas con un promedio de 1.45 ítems/m². Aunque aislados y remotos, isla Cayos de Albuquerque e isla Cayos del Este Sudeste también registraron

contaminación significativa, especialmente en las playas, con predominio de plástico (Tabla 1).

Resultados de las expediciones Seaflower

Los resultados de la expedición a isla Cayos de Albuquerque fueron publicados por Portz *et al.* (2020), mostrando niveles de contaminación en las playas con un promedio de 0.5 ítems/m² (Tabla 1). En este sector los residuos plásticos constituyeron el 90 % del total, seguidos por materiales clasificados como otros (6 %), vidrio (2 %) y artículos relacionados con la pesca (0.8 %). Dentro de la categoría otros se incluyen materiales de construcción (2 %), empaques de tetra pak (1 %), caucho, tejidos y zapatos no plásticos (1 % en total).

La presencia significativa de fragmentos de plásticos y microplásticos en esta región sugiere una contaminación persistente y fragmentada, con múltiples fuentes potenciales, como el transporte por corrientes oceánicas, dado que las fuentes locales son limitadas por las restricciones de uso de la isla. Además, la alta prevalencia de fragmentos plásticos, que representan el 96 % de los artículos plásticos recolectados en las playas, dificulta la identificación de sus fuentes específicas. Una vez que estos plásticos llegan a las playas continúan fragmentándose y, eventualmente, se incorporan a los ciclos naturales de sedimentos, lo que convierte a las playas en una fuente secundaria de microplásticos para el atolón (Albuquerque).

Adicionalmente, se analizó la importancia de la hidrodinámica en la distribución de la basura marina. Los resultados mostraron una mayor acumulación de residuos plásticos en el sector sureste del atolón, que está directamente expuesto a los vientos predominantes y a las corrientes superficiales. Las corrientes oceánicas y el oleaje parecen concentrar la basura marina en este sector, mientras que las áreas más protegidas del atolón presentaron menores densidades de basura marina. Este hallazgo es crucial para la RBS, ya que demuestra que las características hidrodinámicas locales pueden influir en la acumulación de basura marina, incluso en áreas remotas y con actividad humana limitada (Portz *et al.*, 2020).

Tabla 1. Tipos de basura marina encontrada en las diferentes islas y cayos emergidos de la Reserva de la Biósfera Seaflower durante las diferentes expediciones Seaflower (marcadas con*), además de otras investigaciones y campañas de campo en las que los coautores han participado.

Año	Sitio	Ecosistema	Ítems/m ²		Ítems más frecuentes	Referencia
			Mín.	Máx. Promedio		
Feb. 2017	San Andrés	Playas turísticas (n=5) Playas no turísticas (n=3) Playas rocosas, turísticas (n=3) Playas rocosas, no turísticas (n=5)	0.17	1.22	Plástico, cigarro, papel, metal	Portz et al. (2018) *
			0.61	2.92	Plástico, vidrio, metal, papel	
			0.53	0.55	Plástico, metal	
			0.4	0.77	Plástico, metal, vidrio	
Feb. - Abr. 2013	San Andrés	Playa (n=3)	2.95	3.71	Plástico, vidrio	Gavio et al., (2022)
Oct. 2018	Alburquerque	Playas (n=71)	0.03	1.94	Plástico, vidrio, material de pesca	Portz et al., (2020) *
		Plataforma continental somera	12 ítems		Material de pesca, vidrio, plástico	
Ago. 2022	Isla Cayos de Bolívar	Playa (n=2)	0.01	1.68	Plástico, caucho, vidrio, madera	López et al., (2024) *
		Playas (n=3 muy largas)	0.01	1.56	Plástico, caucho, vidrio, madera	López et al., (2024) *
Sept. 2019	Providencia	Playa turística (n=8)	0.01	0.72	Plástico, papel, metal, vidrio	Portz et al., (2022) *
		Playa no turística (n=10)	0.31	5.41	Plástico, telas, metal, vidrio	
		Manglar (n=1)	-	-	Plástico, metal, vidrio, MO	
Sept. 2019	Santa Catalina	Playa gravoso	0.48	16.17	Plástico, metal, vidrio, telas	Portz et al., (2022) *
		Playa turística (n=1)	-	-	Plástico, metal, papel	
		Playa no turística (n=1)	-	-	Plástico, vidrio, caucho, telas	
Sept. 2019	Providencia y Santa Catalina	Manglar (n=3)	8.38	10.4	Plástico, metal, vidrio, MO	Portz et al., (2022) *
		Corales (N=13)	0	0.02	Vidrio, línea	
Dic. 2020- Ene. 2021	Providencia y Santa Catalina	Manglar	0.4	1.4	Plástico, metal, vidrio, madera procesada	Garcés-Ordóñez et al., (2021)
		Microplásticos				
Oct. 2018	Alburquerque	Playa (N=3)	99 - 141 partículas/m ²		Portz et al., (2020) *	
		Superficie del mar (N=9)	0.009 - 0.244 partículas/m ³			

Los resultados obtenidos en las dos áreas emergentes más grandes de la Isla Cayos de Bolívar, Cayo Bolívar y Cayo Pescadores revelaron una alta prevalencia de residuos plásticos en zonas donde está prohibida toda actividad turística (Tabla 1). Estos hallazgos fueron publicados en el Informe Final de la Expedición por López *et al.* (2024). Se identificaron ocho categorías de basura marina, predominando el plástico (89 %), seguido por vidrio (5 %), madera (2 %), textiles (2 %), metal (1 %), papel (1 %), caucho (0.1 %) y otros (1 %). Las botellas de PET, el poliestireno (icopor) y los fragmentos de plásticos rígidos (como metacrilato, policarbonato y PVC) fueron los tipos más abundantes dentro de la categoría de plásticos.

En la categoría de metales las latas de aluminio fueron predominantes, mientras que en la de vidrio los recipientes de vidrio sobresalieron, en cuanto a caucho las chanclas o zapatos tipo Crocs fueron los más frecuentes. La densidad de basura marina mostró niveles significativos de contaminación, especialmente en Cayo Pescadores (Tabla 1).

En cuanto a la distribución se observó una presencia significativa de basura marina en todo el atolón. Sin embargo, Cayo Pescadores mostró niveles más altos de contaminación en comparación con Cayo Bolívar, al considerar las áreas vegetadas internas de cada isla. Por otro lado, al centrarse únicamente en las zonas expuestas de las playas, Cayo Bolívar presentó mayor contaminación por metro cuadrado que Cayo Pescadores, aunque sin alcanzar los niveles observados en los pequeños bancos de arena vecinos (Banco de la Virgen y Bajo Sunny Boar).

Providencia y Santa Catalina, con sus importantes ecosistemas costeros y marinos, enfrentan importantes desafíos de contaminación por basura marina. En 2019 las playas turísticas registraron una media de 0.22 ítems/m², mientras que las playas no turísticas mostraron una media de 1.87 ítems/m². En 2021 se observó un aumento en las playas turísticas, con una densidad promedio de 1.70 ítems/m², lo que refleja el impacto del turismo y los escombros de la reconstrucción tras el huracán Iota (evento de categoría 4 ocurrido del 13 al 18 de noviembre de 2020). Sin embargo, en

las playas no turísticas, el promedio aumentó ligeramente a 2.31 ítems/m². Por otro lado, los manglares, que son hábitats críticos para muchas especies marinas, tenían en 2019 un promedio elevado de 8.38 ítems/m². En 2021, después del huracán, se redujo a 3.22 ítems/m² debido a la destrucción del ecosistema por el huracán y a las campañas de limpieza.

En cuanto a la caracterización de la basura marina en las islas de Providencia y Santa Catalina, las categorías de residuos más comunes son plástico (76 %), seguida de metal (6 %), vidrio (6 %), telas (3 %) y otros materiales (3 %) (media de las expediciones de 2019 y 2021).

La distribución espacial de la basura marina en las islas mostró que los manglares y las áreas de vegetación de las playas actúan como zonas clave de acumulación, especialmente de plásticos. Las playas turísticas tuvieron baja densidad de basura debido a limpiezas regulares, mientras que las playas no turísticas presentaron mayor acumulación y variedad de fuentes. Los arrecifes de coral alrededor de la isla mostraron baja densidad de basura, lo que indica una menor conexión con este ecosistema.

Estudios complementarios

El estudio de Garcés-Ordóñez, Espinosa, Cardoso, Issa Cardozo y Meigikos dos Anjos (2021) se enfocó en la contaminación por basura marina en los manglares de Providencia y Santa Catalina después del paso del huracán Iota. Los resultados mostraron que los manglares cercanos a áreas urbanas registraron una mayor acumulación de basura marina en comparación con aquellos situados en zonas con menor influencia humana. Los plásticos de diversos tamaños fueron el tipo de desecho predominante (más del 60 %).

Este estudio resalta cómo los fenómenos climáticos extremos, como los huracanes, pueden agravar la problemática de la basura marina, especialmente en ecosistemas críticos como los manglares, y cómo las acciones de respuesta local son fundamentales para la recuperación de estos ecosistemas tras desastres. Además, se destacó la participación de la comunidad local en las labores de limpieza y recuperación del manglar.

Las investigaciones realizadas en la isla de San Andrés por Portz *et al.* (2018) y Gavio *et al.*, (2022) ofrecen valiosos resultados complementarios, añadiendo una perspectiva adicional al problema de la contaminación marina en la RBS.

San Andrés, una de las islas más visitadas de la región, exhibe niveles moderados de contaminación en sus playas. Según Portz *et al.* (2018) las zonas turísticas registran una media de 0.63 ítems/m², mientras que las zonas no turísticas tienen una concentración superior, con una media de 1.45 ítems/m². Los residuos más comunes incluyen plástico (74 %), colillas de cigarrillos (8 %), metales (7 %) y vidrio (5 %). Por otro lado, Gavio *et al.* (2022) encontró una media de basura marina en las playas de aproximadamente 3.30 ítems/m². Los residuos están compuestos principalmente de plástico (entre 84 % y 89 %), seguido de vidrio, colillas de cigarrillo, y otros materiales como papel y metales, en menores proporciones.

Los estudios realizados en momentos diferentes proporcionan ideas interesantes sobre la extensión y la distribución de la basura marina a lo largo de la costa de la isla. Gavio *et al.* (2022) encontraron una alta concentración de basura marina, principalmente plásticos y vidrios en playas turísticas, destacando la necesidad de un control más estricto sobre la disposición de desechos en general. Por otro lado, Portz *et al.* (2018) revelaron una disparidad en la cantidad y origen de la basura marina entre playas turísticas y no turísticas, destacando la urgencia de acciones para garantizar la conservación de los ecosistemas costeros interconectados, especialmente en aquellas áreas más alejadas del centro turístico.

EVALUACIÓN INTEGRADA DE BASURA MARINA EN LA RBS

La comparación de los niveles de contaminación en las distintas islas revela una diversidad de situaciones y desafíos ambientales inquietantes. En el caso de San Andrés, una isla caracterizada por una afluencia turística, se observó una moderada contaminación en las playas, con una leve tendencia al aumento en áreas no turísticas. Este fenómeno sugiere una

posible correlación entre las acciones de limpieza de playas y la acumulación de basura marina.

Sin embargo, las áreas no turísticas no necesariamente cuentan con servicios regulares de limpieza o recolección de residuos. Este es el caso de la isla Cayos de Albuquerque y la Isla Cayos de Bolívar. En particular, es importante señalar que Cayo Bolívar alberga una base permanente de la Armada de Colombia, mientras que Cayo Pescadores es utilizado como alojamiento temporal por pescadores artesanales de la isla de San Andrés durante sus jornadas de pesca.

En contraposición, las islas de Providencia y Santa Catalina enfrentan desafíos particulares en términos de contaminación por basura marina. En estas islas se registran niveles elevados de residuos en la zona de vegetación de playa y en los manglares, hábitats esenciales de numerosas especies marinas.

El análisis de la basura marina en la vegetación de las playas también sugiere una posible mayor afectación por influencia de actividades locales, además de una ineficiente disposición de residuos provenientes de la limpieza de la playa contigua. Los estudios de Portz *et al.* (2022) y Garcés-Ordóñez *et al.*, (2021) proporcionan una panorámica exhaustiva de esta problemática, destacando la importancia de la participación comunitaria y la aplicación de estrategias de gestión adaptadas a las particularidades de cada contexto.

Por otro lado, isla Cayos de Albuquerque e isla Cayos de Bolívar han registrado niveles relativamente bajos de contaminación con respecto a zonas costeras de las islas con mayor número de población (islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina). Sin embargo, los valores para estas islas se consideran niveles altos de basura marina (Tabla 1) por ser islas remotas, deshabitadas y por tener altas restricciones al turismo.

El hallazgo más destacado es que el tipo de basura marina (>2.5 cm) más prevalente en las islas de la RBS corresponde a residuos plásticos, siendo la tipología predominante aquella vinculada al almacenamiento de alimentos, como las botellas de PET. Es importante subrayar que

los empaques y envases destinados a alimentos constituyen el tipo de residuo más común en la Reserva, y este patrón se observa de manera consistente en todos los continentes. Esta tendencia global refleja la amplia distribución de los plásticos en los entornos marinos (BFFP, 2023).

La comparación de la RBS con otras regiones muestra que, aunque las islas habitadas como San Andrés, Providencia y Santa Catalina enfrentan problemas significativos de basura marina, los niveles de contaminación son menores que en otras islas del Caribe y el mundo. San Andrés, influenciada por el turismo, presenta una contaminación moderada, especialmente en áreas turísticas. En Providencia y Santa Catalina los residuos son elevados en la línea de vegetación y el manglar, similar a lo observado en Santa Marta, Colombia, donde las playas turísticas registran hasta 12 ítems/m², con plásticos representando entre el 35 % y el 72 % de los residuos (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021). En islas como Hunting Caye, Belice, las densidades alcanzan hasta 4.09 ítems/m² en playas sin responsables del mantenimiento regular (Blanke *et al.*, 2020b). Variaciones en la densidad de residuos en playas, incluso dentro de una misma isla, se observan en Bonaire, donde las densidades oscilan entre 0.1 ítems/m¹ y 5 ítems/m¹ (Debrot, Van Rijn, Bron y De León, 2013).

El preocupante hallazgo de microplásticos (tamaño <2.5 cm) en las islas deshabitadas refleja una contaminación de alcance más amplio y complejo (Portz *et al.*, 2020). Este hallazgo indica la presencia significativa de fuentes diversas de contaminación, como lo son la fragmentación de materiales por procesos marino-atmosféricos locales, el arrastre de residuos por interacciones mete-oceanográficas (oleaje y vientos), así como el transporte por corrientes oceánicas, cuyo comportamiento en esta región está íntimamente ligado al patrón general del giro Panamá-Colombia (Andrade, Barton y Mooers, 2003; Mooers y Maul, 1998; Richardson, 2005).

Investigaciones previas, como las de Wüst (1963), apoyan la idea de la existencia de este giro. Se postula que su influencia dominante en las condiciones oceanográficas

de la región facilita el transporte de materiales ligeros suspendidos en el agua. Este fenómeno, agravado por el oleaje, crea un contexto dinámico que podría explicar la presencia de contaminantes en esta remota región del Caribe (Portz *et al.*, 2020).

Las islas habitadas de la Reserva, especialmente aquellas con turismo significativo, generan residuos que contaminan tanto sus playas como el mar adyacente. Además, estas islas pueden contribuir a la contaminación marina de otras islas cercanas. Por ejemplo, Wilson y Verlis (2017), demostraron la influencia del turismo en el sur de la Gran Barrera de Coral y su impacto en las islas cercanas.

Varias investigaciones han demostrado que las corrientes marinas pueden transportar basura marina por largas distancias (Moore, Gregorio, Carreon, Weisberg y Leecaster, 2001; Schneider, Parsons, Clift, Stolte y McManus, 2018). Esto significa que la contaminación generada en una isla o incluso en un país vecino puede afectar sustancialmente islas remotas y aisladas. Este fenómeno se ha evidenciado en Alburquerque y en la isla Cayos de Bolívar, donde se han hallado basura marina y microplásticos tanto en zonas sumergidas como en playas expuestas, incluyendo áreas deshabitadas como bancos aislados y microplásticos tanto en zonas sumergidas como en playas expuestas, incluyendo áreas deshabitadas como bancos aislados.

IMPACTOS DE LA CONTAMINACIÓN EN LA BIODIVERSIDAD Y SALUD DEL MAR

Manglares

Los manglares actúan como trampas para la basura marina, evitando que se disperse en el ambiente marino (Ivar do Sul y Costa, 2014; Martin, Almahasheh y Duarte, 2019; Portz *et al.*, 2022; Rambojun *et al.*, 2024). La presencia de basura marina en el manglar amenaza no solo el paisaje, sino también la biodiversidad y la función del ecosistema. Los residuos plásticos pueden envolver las raíces y los neumatóforos del mangle, impidiendo que las plantas absorban adecuadamente los nutrientes y el oxígeno para vivir, lo que provoca la muerte y el declive del ecosistema (Van Bijsterveldt

et al., 2021). Además, la presencia de residuos plásticos representa una amenaza directa para la vida silvestre que habita en los manglares, lo que genera barreras físicas e ingestión accidental (Garcés-Ordóñez, Mejía-Esquivia, Sierra-Labastidas, Patiño, A.; Blandón y Espinosa Díaz, 2020b; Van Bijsterveldt *et al.*, 2021). Van Bijsterveldt *et al.*, 2021).

La basura marina puede también poner en peligro la recuperación del manglar, dañando tanto a los árboles adultos como a las plántulas. La colisión de restos flotantes con raíces y troncos aéreos puede aumentar la mortalidad de los árboles, mientras que la acumulación de basura marina impide la regeneración natural, asfixiando a las plántulas y bloqueando las zonas adecuadas para el crecimiento de nuevas raíces (Gorman y Turra, 2016; Pranchai, Jenke y Berger, 2019).

En las áreas de manglar analizadas en la RBS la contaminación por basura, especialmente plásticos, representa una seria amenaza para la recuperación y el mantenimiento de estos ecosistemas. Estos impactos dificultan los esfuerzos de rehabilitación del manglar, especialmente en áreas donde los programas de restauración dependen de la plantación de plántulas, que debido a la interferencia de la basura marina pueden no resultar eficientes.

Playas y dunas

Al igual que los manglares, los ambientes de playas y dunas también son puntos críticos de acumulación de basura marina (Manzoli y Portz, 2024; Poeta, Fanelli, Pietrelli, Acosta y Battisti, 2017; Portz *et al.*, 2011). Además de comprometer la belleza natural del paisaje compuesto por dunas y reducir el atractivo turístico de la línea de costa, la basura marina puede causar daños directos a la flora y fauna locales. La vegetación presente en el sistema de playas es uno de los componentes paisajísticos más importantes, ya que proporciona un hábitat precioso para la anidación de aves, la alimentación y la protección de la vida silvestre (Martínez y Psuty, 2004).

La zona de vegetación de la playa sirve de barrera natural para amparar, atrapar y acumular basura marina, fragmentarlos y

aumentar su cantidad con el tiempo con la ayuda del viento (Portz *et al.*, 2011). Esta contaminación también puede interferir en la estructura del ecosistema dunar y su desarrollo, interfiriendo en procesos naturales como la germinación y las interacciones entre plántulas y plantas que ayudan a la estabilización de este ecosistema (Menicagli, Balestri y Lardicci *et al.*, 2019). *et al.*, 2019).

Arrecifes coralinos

Los arrecifes coralinos se ven afectados por la contaminación causada por basura marina, en particular por plásticos (macro y micro) y materiales de pesca abandonados o desechados. La presencia de plásticos en los océanos puede favorecer la colonización microbiana por patógenos implicados en brotes de enfermedades. Lamb *et al.* (2018) descubrieron que cuando los corales entran en contacto con plásticos, la probabilidad de enfermedad aumenta drásticamente del 4 % al 89 %. En particular, plásticos como el polipropileno, utilizado en tapas de botellas y cepillos de dientes, estaban considerablemente poblados por bacterias asociadas con enfermedades de los corales como la banda blanca.

Además, los corales, al filtrar organismos suspendidos en el agua, están expuestos a ingerir microplásticos, lo que afecta su ingesta de alimento natural y, por ende, su desarrollo y crecimiento (Hall, Berry, Rintoul y Hoogenboom, 2015). La presencia de microplásticos también perturba la relación simbiótica entre los corales y las zooxantelas, aumentando el estrés oxidativo y la vulnerabilidad a enfermedades y blanqueamiento (Okubo, Takahashi y Nakano, 2018; Syakti *et al.*, 2019).

Dado que las zooxantelas proporcionan el 90 % del alimento de los corales, mediante la fotosíntesis, permitiéndoles vivir en condiciones oligotróficas, cualquier alteración a esta relación tendría consecuencias graves para la salud de los corales (Campos, Pires y Figueira, 2020). Además, cualquier material de pesca abandonado, como nasas, anzuelos y redes, puede enredarse en los corales, causando daños físicos. La basura marina no solo afecta a los corales, sino también a las especies de fauna acuática asociadas que dependen de ellos para

hábitat, protección y alimentación, amenazando así tanto el ecosistema del arrecife como la población de peces comerciales.

IMPACTO DE LA BASURA MARINA EN SECTORES ECONÓMICOS VINCULADOS CON EL MAR

La contaminación por basura marina puede afectar negativamente a sectores económicos vinculados con el mar, como el turismo, la pesca y el transporte marítimo (Abalansa, El Mahrud, Vondolia, Icely y Newton, 2020; Aretoulaki, Ponis, Plakas y Agalianos, 2021; Rodríguez, Ressurreição y Pham, 2020). La industria turística, especialmente el turismo de playa enfrenta importantes desafíos debido a la presencia de basura (Grelaud y Ziveri, 2020). (Grelaud y Ziveri, 2020).

Esto puede afectar tanto a las costas como al agua de mar circundante, lo que repercute directamente en la economía de islas turísticas como San Andrés, Providencia y Santa Catalina, que dependen del turismo. La basura marina reduce la belleza escénica de estos destinos y afecta la calidad de la experiencia turística, lo que puede disminuir el número de visitantes y, por ende, impactar la economía local.

Además del impacto visual, la percepción negativa de los turistas sobre la limpieza de las playas es un factor determinante para la salud del sector turístico. Un estudio realizado en Brasil mostró que la presencia de basura puede reducir las actividades recreativas hasta en un 39 % (Krelling, Williams y Turra, 2017). La presencia de basura marina en las playas desestimula las actividades recreativas debido a la percepción de un entorno poco saludable, lo que influye en la reacción de las personas sobre la calidad ambiental (Pendleton, Martin y Webster, 2001).

Este problema se convierte en un factor determinante para el crecimiento de sectores económicos vinculados al turismo, como lo confirman numerosos estudios realizados en complejos y playas turísticas (Krelling *et al.*, 2017; Rehman, Iqbal, Khan, Ullah, Shah y Tariq, 2022; Santos, Friedrich, Wallner-Kersanach y Fillmann, 2005).

La contaminación marina también afecta áreas sumergidas, como sitios de buceo y

snorkel, con impactos estéticos y ecológicos. En Taiwán, un estudio en el Parque Nacional Kenting y la Costa de Yilan registró 2841 ítems de basura marina, cuya distribución varió según estación, ubicación y marea, destacando la complejidad del problema (Lin *et al.*, 2022).

En respuesta a esta problemática, iniciativas como “*Dive Against Debris*” y las inmersiones de limpieza desempeñan un papel crucial en la mitigación de la basura marina. Estas actividades no solo realizan limpiezas submarinas, sino que también convierten los esfuerzos en estudios basados en datos, lo que contribuye a la prevención de daños a la vida y al medio ambiente marinos. Además, fomentan cambios en las políticas hacia mejores prácticas de gestión de residuos (<https://www.diveagainstdebris.org>).

De igual modo, el sector pesquero también experimenta efectos negativos, ya que la basura marina puede dañar equipos de pesca, reducir las capturas y requerir más tiempo para reparar o limpiar las redes (Galimany *et al.*, 2019), lo que afecta la productividad general de la industria. Estos impactos pueden ser aún más acentuados en áreas con alta concentración de basura marina como aquellas poco profundas en las que se puede observar que el 38 % del total de la captura correspondió a basura marina (Galimany *et al.*, 2019).

Además de afectar a los equipos de pesca, la basura marina impacta a las especies marinas capturadas, muchas de las cuales muestran evidencia de haber ingerido desechos marinos, sobre todo plásticos (Fossi *et al.*, 2018; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020b). Para la comunidad local, cuya tradición cultural y economía se basan en la pesca, estas consecuencias representan un desafío significativo y ponen en riesgo su forma de vida heredada de sus ancestros y del pueblo raizal.

Los riesgos para la navegación también son considerables. Los plásticos flotantes también plantean riesgos para la navegación y causan daños a los buques, los puertos y la infraestructura costera, con costos adicionales para las autoridades portuarias y los operadores marítimos (IMO, 2024).

POLÍTICAS, DIRECTRICES FUTURAS Y CAMINO A SEGUIR

Uno de los principales factores que limitan las acciones contra la basura marina en el mar Caribe son las deficientes regulaciones y políticas públicas. Muchos de los países de esta región son territorios insulares con economías que enfrentan pobreza, rezago tecnológico y carencias en infraestructura (Vélez, 2019). Además, dependen de la importación de productos, lo que genera grandes cantidades de envases plásticos (Clayton, Walker, Bezerra y Adam, 2021).

Sin embargo, hay avances positivos. Según Fernández, Zaffiro y Pon (2021), en los últimos años, al menos 27 de los 33 países de América Latina y el Caribe han implementado leyes que prohíben o eliminan los plásticos de un solo uso. Antigua y Barbuda fue pionera, en 2016, al prohibir la importación, distribución y uso de bolsas de plástico. En Bahamas la prohibición de plásticos de un solo uso se promulgó en 2019 y entró en vigor en 2020 con la Ley de Control de la Contaminación Plástica (*Environmental Protection Act*, 2019). Barbados también prohibió la importación de plásticos como parte de su transición hacia una economía verde, y Granada aprobó en 2018 la Ley de Control de Residuos no Biodegradables. Barbados también prohibió la importación de plásticos como parte de su transición hacia una economía verde, y Granada aprobó en 2018 la Ley de Control de Residuos no Biodegradables.

Además, se están implementando iniciativas como el Plan de Acción Regional para la Gestión de la Basura Marina (RAPMaLi) en la Región del Caribe Ampliado, que promueve la gestión de residuos con apoyo comunitario y del sector empresarial. Guyana, Barbados y Santa Lucía son pilotos de este programa.

Otros países como Belice han lanzado programas como 'Belice: Azul, Limpio, Resiliente y Fuerte' para prevenir la basura marina y mejorar la gestión de residuos. Panamá, desde 2021, ejecuta un plan nacional para reducir la basura marina, involucrando al Gobierno, las comunidades y el sector privado en todo el país.

POLÍTICAS NACIONALES

Colombia ha implementado una política integral para combatir la contaminación marina causada por plásticos de un solo uso, con el objetivo de eliminarla para 2030. La Gestión Sostenible del Plástico involucra a todos los sectores en acciones para prevenir, reducir, reutilizar, reciclar y reemplazar plásticos (Fernández *et al.*, 2021).

En 2018 el país lanzó la Estrategia Nacional de Economía Circular y en 2019, el Plan Nacional de Gestión Sostenible de Plásticos de Un Solo Uso, centrados en reducir el consumo de plásticos y fomentar el diseño circular (Fig. 2).

En 2016 se impuso una regulación que prohibió e impuso impuestos a las bolsas plásticas, logrando una reducción del 35 % en su consumo entre 2016 y 2019 y una disminución del 59.4 % en su distribución. La combinación de la prohibición y el impuesto sobre las bolsas plásticas de un solo uso ha tenido un impacto positivo en la reducción del consumo de bolsas plásticas y ha fortalecido la concienciación sobre la importancia de disminuir los residuos plásticos en el país (Fernández *et al.*, 2021).

La Figura 2 presenta una síntesis del marco normativo y político de Colombia en relación con el manejo de residuos sólidos y su conexión con la contaminación en territorios marino-costeros. Se utiliza un código cromático para clasificar las normativas, no en orden cronológico, sino por categorías.

Primero se abordan los conceptos de contaminación marina, seguidos por la normatividad sobre residuos sólidos, servicios de aseo y la economía circular como herramienta para reducir y aprovechar residuos. También se incluyen dos normas conexas que establecen comités locales para organizar las playas y crear instancias de coordinación, así como una norma técnica para mejorar la calidad turística bajo principios de sostenibilidad.

Se destacan siete normas enfocadas en la reducción de plásticos de un solo uso. El esquema abarca dos grandes grupos de políticas y normas del marco internacional acogido por Colombia, como tratados de Naciones Unidas para el control de contaminantes y microplásticos.

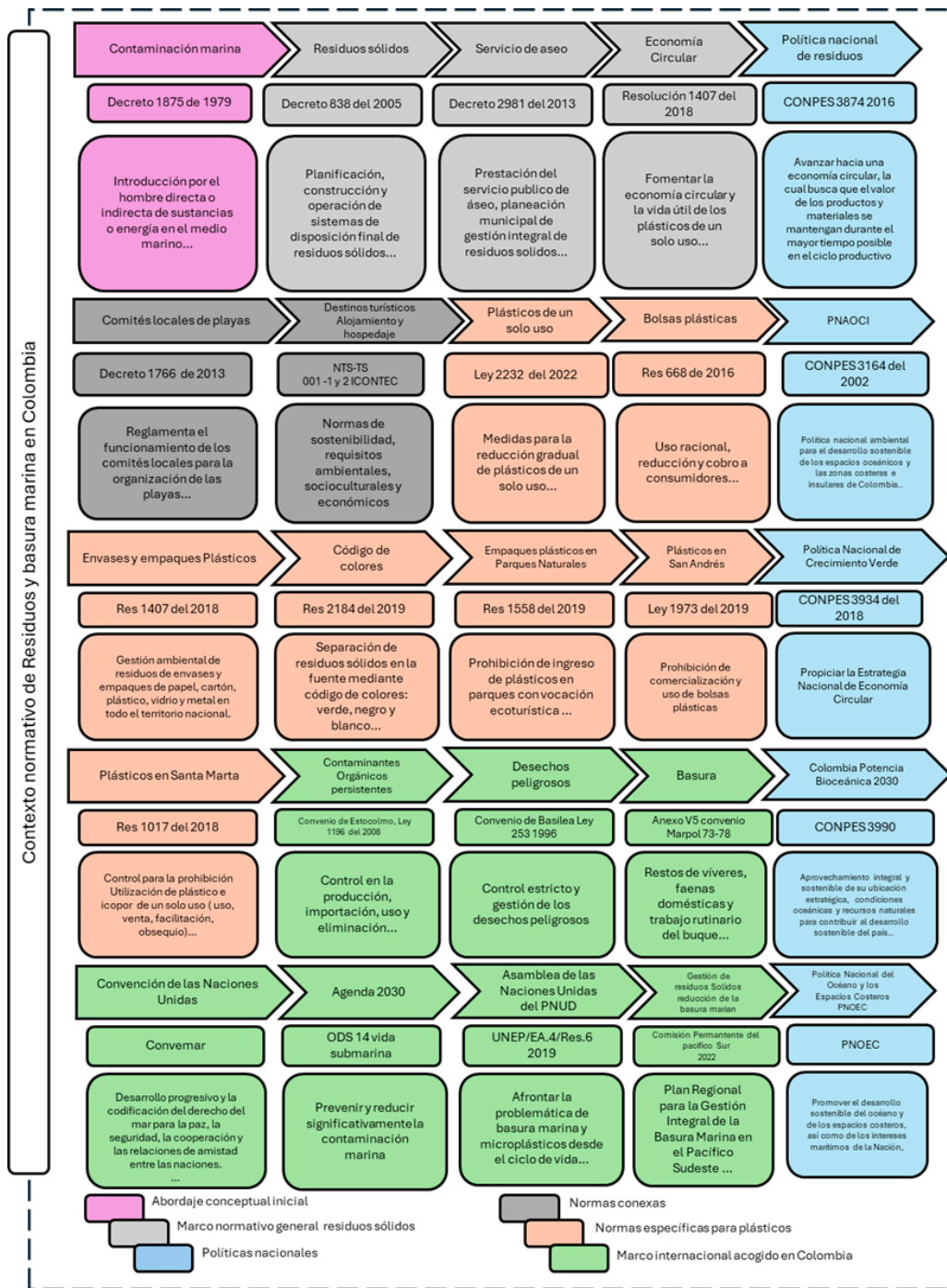


Figura 2. Contexto normativo y políticas de residuos y basura marina en Colombia. [Modificado de: Invemar, 2020 (con base en las siguientes normas, leyes y regulaciones: Botero, 2018; CCO, 2007, 2018; Comisión Permanente del Pacífico Sur, 2020; Congreso de Colombia, 1996, 2019; Consejo Nacional de Política Económica y Social, 2002, 2020; Convenio Internacional para prevenir la contaminación por los buques, 1973; CPPS, 2022; Departamento Administrativo Distrital de Sostenibilidad Ambiental, 2018, 2019; DNP, 2016, 2018; ICONTEC, 2007a, 2007b; Invemar, 2020; MAVDT, 2005; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, 2013, 2016, 2018, 2019a, 2019b, 2019c, 2021; Ministerio de Medio Ambiente, 2001; Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio, 2013; Naciones Unidas, 1982, 2015, 2019; República de Colombia, 1979; Distrito Turístico, Cultural e Histórico de Santa Marta, 2018).

Por último, se presentan políticas y documentos del Consejo Nacional de Política Económica y Social (Conpes), que promueven el desarrollo sostenible y la economía circular, permitiendo identificar normas clave para la reducción de residuos en el mar, articuladas con instrumentos de planificación y gestión ambiental.

Políticas para la RBS

En la RBS se han establecido leyes específicas para abordar la contaminación marina y reducir el uso de plásticos. La Ley 1973 de 2019 prohíbe el ingreso, venta y uso de bolsas y otros materiales plásticos en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Esta legislación, respaldada por la Resolución 283, entró en vigor en julio de 2021, con el objetivo de reducir la contaminación plástica y promover prácticas más sostenibles en las islas.

Entre las medidas implementadas se encuentran la prohibición de los plásticos de un solo uso y campañas de concienciación sobre la contaminación por plásticos. Además, se han establecido incentivos para la sustitución de materiales plásticos por alternativas biodegradables y sostenibles.

Si bien estas políticas representan avances importantes en la gestión de residuos plásticos, es importante valorar su eficacia y limitaciones. Un desafío importante es la aplicación y fiscalización efectiva de estas leyes. Aunque se han prohibido los plásticos de un solo uso, los estudios muestran que todavía se encuentran altos niveles de plásticos y microplásticos, lo que sugiere que la prohibición no ha sido del todo eficaz.

Entre los pros de la normativa se subraya la concienciación ambiental y el impulso al cambio de plásticos por alternativas biodegradables. Además, las políticas no han abordado suficientemente las fuentes externas de contaminación, como los residuos transportados por corrientes oceánicas desde otras regiones.

MEDIDAS SUGERIDAS PARA MITIGAR LA CONTAMINACIÓN Y PROMOVER LA SALUD DEL MAR CARIBE

En este análisis se evidencia una persistente problemática en torno a la basura marina, tanto de origen local como transportada por corrientes oceánicas. Esto podría prevenir

una degradación gradual de los ecosistemas afectados. Aunque existen iniciativas de gestión, aún carecen de la solidez necesaria para mitigar la presión ambiental. El Gobierno colombiano necesita adoptar medidas más adecuadas que integren la prevención, el reciclaje y fomenten la economía circular y la responsabilidad social empresarial.

Los sistemas de reciclaje actuales requieren ajustes para limitar de forma permanente la producción de plásticos de un solo uso. En Colombia (mayo 2024) la responsabilidad de no usar plásticos recae en los consumidores y la de reciclar, en los recicladores, eximiendo a las empresas que siguen produciendo plásticos para minimizar costos. Es fundamental aplicar prácticas sostenibles que reduzcan el uso de sustancias peligrosas, fomenten tecnologías innovadoras y promuevan el reciclaje especializado.

Tanto los turistas como los habitantes y consumidores del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina deben ser conscientes de su papel en la propagación de esta problemática. Es esencial crear conciencia para reducir su impacto en los océanos y ecosistemas de la Reserva. El Gobierno nacional y regional, junto con entidades locales, pueden implementar programas educativos y campañas de sensibilización, incluyendo iniciativas en redes sociales para promover alternativas a los plásticos de un solo uso, fomentar el desecho adecuado de materiales reciclables y desalentar el consumo excesivo de productos plásticos.

Otra estrategia para minimizar los efectos es la implementación de iniciativas de mercadeo en cadenas hoteleras, centros comerciales y otros establecimientos que ofrezcan incentivos a los usuarios que contribuyan al reciclaje. Los sistemas de premios o incentivos al reciclaje en hoteles y comercios pueden reducir los efectos negativos de los residuos plásticos.

Es importante adoptar una perspectiva integral que aborde la basura marina desde un enfoque económico, social y cultural. Esto incluye el fortalecimiento de regulaciones con sanciones para quienes no las cumplan y un monitoreo constante de su cumplimiento. Además, se deben revisar los acuerdos ambientales internacionales para promover la conservación transfronteriza. Abordar la basura marina en la RBS es esencial para proteger la economía local y asegurar la sostenibilidad de la pesca.

Es importante destacar la necesidad de un monitoreo efectivo, controles rigurosos y la implementación adecuada de políticas para abordar el problema de la basura marina en el Archipiélago. Desde la perspectiva del residente resulta evidente que las normativas, resoluciones o leyes que se promulgan en este sentido a menudo quedan en el papel, sin una supervisión adecuada ni aplicación efectiva. Es fundamental que las autoridades competentes refuercen los mecanismos de vigilancia y hagan cumplir las regulaciones existentes de manera más estricta.

De acuerdo con comunicaciones personales con los pobladores del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina no existe un programa riguroso de manejo y desecho de residuos sólidos en las islas y cayos. Es fundamental desarrollar iniciativas de educación y concienciación, tanto para la población como para los órganos gubernamentales, ya que el manejo de desechos debe ser parte integral de las políticas públicas de la región.

Un ejemplo prioritario sería realizar campañas de limpieza y sensibilización en Alburquerque y Cayo Pescadores (Islas Cayos de Bolívar), las cuales presentan altos niveles de contaminación, especialmente en áreas usadas por pescadores y zonas de vegetación densa. Estas campañas deben involucrar a los pescadores de San Andrés, quienes utilizan Cayo Pescadores como refugio temporal. La colaboración entre organismos estatales y pescadores facilitaría la recolección y transporte de residuos a San Andrés, promoviendo así una gestión más sostenible de los desechos y reduciendo la contaminación.

Para lograr un cambio significativo es fundamental que las sanciones por incumplimiento de las normativas sean más severas. Multas considerables podrían servir como un incentivo efectivo para que las personas comprendan la importancia de reducir su impacto ambiental y cumplan con las disposiciones establecidas. Estas sanciones deben ser no solo disuasorias, sino también educativas, de modo que la comunidad entienda la gravedad del problema y se comprometa activamente a su solución, sobre todo entendiendo que la RBS es un área protegida, a la cual no pueden incursionar turistas ni operadores turísticos por ley, por lo que la campaña de sensibilización y educación debe también incluirlos.

Es esencial impulsar el reciclaje como una práctica obligatoria, comenzando en las instituciones educativas, donde se integre en el currículo. Las empresas, tanto públicas como privadas, deben implementar planes de gestión ambiental con programas de reciclaje. Esto no solo reduciría los residuos en el océano, sino que fomentaría una cultura de responsabilidad ambiental. Además, es clave promover el reciclaje en hogares, empresas y sectores turísticos mediante campañas de sensibilización. La implementación de sistemas de recolección separados y el acceso a puntos de reciclaje son pasos fundamentales para lograrlo.

Abordar la basura marina en la RBS es esencial para proteger los sectores económicos de las islas y garantizar el desarrollo sostenible de la industria pesquera. La Figura 3 presenta ejemplos de acciones a corto, mediano y largo plazo.



Figura 3. Ejemplos de acciones a corto (1 a 2 años), mediano (3 a 5 años) y largo plazo (6 a 10 años) para abordar el problema de la basura marina.

CONCLUSIONES

La contaminación por basura marina en la RBS plantea un desafío crítico para la salud de los ecosistemas marinos y costeros de la región del Caribe. La vulnerabilidad de las islas remotas a este tipo de contaminación subraya la necesidad urgente de implementar prácticas de gestión ambiental efectivas y sostenibles.

El análisis de la basura marina evidencia la presencia de múltiples fuentes de contaminación, tanto locales como externas. Las actividades terrestres inadecuadas, como la gestión ineficaz de residuos, junto con la llegada de plásticos transportados por procesos naturales como el oleaje y las corrientes oceánicas, son factores clave en la acumulación de basura marina en estos ecosistemas.

La creciente acumulación de basura marina no solo amenaza la sostenibilidad de los recursos marinos y costeros, sino que también afecta negativamente sectores vitales como el turismo y la pesca, pilares de la economía regional. La presencia de basura marina y microplásticos en áreas sensibles, como manglares y zonas de vegetación de playa, destaca la necesidad de acciones coordinadas que involucren a la comunidad y adapten las estrategias de manejo a las condiciones locales.

Dada la fragilidad de los ecosistemas marinos en la RBS es imperativo adoptar medidas de gestión más estrictas y programas educativos que respondan a las particularidades de cada contexto. La colaboración entre el Gobierno colombiano y las partes interesadas locales es fundamental para promover la conservación de estos entornos únicos y asegurar la sostenibilidad a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la CCO por la oportunidad de participar en las diversas expediciones Seaflower en las que fuimos seleccionados. Dedicamos este trabajo a la memoria de Rafael Calixto Bortolín por su apoyo en algunas de las campañas de campo recopiladas aquí.

FUENTES FINANCIADORAS

Comisión Colombiano del Océano (CCO), Dirección General Marítima (Dimar), Corporación Universidad de la Costa (CUC), Universidad Pontificia Bolivariana (UPB) - Sede Montería, Sociedad Colombiana de Geología (SCG) y recursos propios (Gloria I. López y Nubia Garzón Barrero).

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Participación en las distintas expediciones Seaflower: L. P., P. T. C., G. I. L., N. G. B., G. C. U., R. P. M., R. C. B.; conceptualización y metodología: L. P., G. I. L., N. G. B., R. P. M.; análisis: L. P., P. T. C., G. I. L., N. G. B., R. P. M.; redacción-preparación del borrador original: L. P.; redacción-aportes, revisión y edición: L. P., P. T. C., G. I. L., N. G. B., G. C. U., R. P. M., D. A. V. D. Todos los autores han leído y aceptado la versión publicada del manuscrito.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abalansa, S.; El Mahrad, B.; Vondolia, G. K.; Icely, J.; Newton, A. (2020). The Marine Plastic Litter Issue: A Social-Economic Analysis. *Sustainability*, 12(20), 8677. <https://doi.org/10.3390/su12208677>
- Andrade, C. A.; Barton, E. D.; Mooers, C. N. K. (2003). Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean Coast. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 108(C6). <https://doi.org/10.1029/2002JC001549>
- Aretoulaki, E.; Ponis, S.; Plakas, G.; Agalianos, K. (2021). Marine plastic littering: a review of socio economic impacts. *Journal of Sustainability Science and Management*, 16(3), 276-300. <https://doi.org/10.46754/jssm.2021.04.019>
- Blanke, J. M.; Steinberg, M. K.; Donlevy, J. P. (2021). A baseline analysis of marine debris on southern islands of Belize. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112916. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112916>
- Break Free From Plastic. (2023). *BRANDED 6. Holding the World's Worst Plastic Polluters Accountable*. BFFP.

- Campos, P.; Pires, A.; Figueira, E. (2020). Can *Palythoa* cf. *variabilis* biochemical patterns be used to predict coral reef conservation state in Todos Os Santos Bay? *Environmental Research*, 186, 109504. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109504>
- Centro de Investigaciones Oceanográficas del Caribe. (2009). *Caracterización físico-biótica del litoral Caribe colombiano*. Tomo I. Ed. Dimar, Serie Publicaciones Especiales CIOH.
- Clayton, C. A.; Walker, T. R.; Bezerra, J. C.; Adam, I. (2021). Policy responses to reduce single-use plastic marine pollution in the Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111833. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111833>
- Comisión Colombiana del Océano. (2015). *Aportes al conocimiento de la Reserva de Biósfera Seaflower*. CCO. <https://www.cervantesvirtual.com/obra/>
- Courtene-Jones, W.; Maddalene, T.; James, M. K.; Smith, N. S.; Youngblood, K.; Jambeck, J. R.; Earthrowl, S.; Delvalle-Borrero, D.; Penn, E.; Thompson, R. C. (2021). Source, sea and sink—A holistic approach to understanding plastic pollution in the Southern Caribbean. *Science of The Total Environment*, 797, 149098. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149098>
- De Scisciolo, T.; Mijts, E. N.; Becker, T.; Eppinga, M. B. (2016). Beach debris on Aruba, Southern Caribbean: Attribution to local land-based and distal marine-based sources. *Marine Pollution Bulletin*, 106(1-2), 49-57. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.039>
- Debrot, A. O.; Van Rijn, J.; Bron, P. S.; De León, R. (2013). A baseline assessment of beach debris and tar contamination in Bonaire, Southeastern Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 71(1-2), 325-329. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.027>
- Diez, S. M.; Patil, P. G.; Morton, J.; Rodriguez, D. J.; Vanzella, A.; Robin, D. V.; Maes, T. (2019). *Marine Pollution in the Caribbean: Not a Minute to Waste*. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/482391554225185720/pdf/Marine-Pollution-in-the-Caribbean-Not-a-Minute-to-Waste.pdf>
- Dirección General Marítima. (2024). *Expedición Seaflower*. https://cecoldo.dimar.mil.co/web/expedicion_seaflower.
- Fernández, M. A. G.; Zaffiro, M. C. T.; Pon, J. (2021). *Políticas, regulaciones y estrategias en américa latina y el caribe para prevenir la basura marina y los residuos plásticos*. UNEP/LAC-IG.XXII/7.
- Fossi, M. C.; Pedà, C.; Compa, M.; Tsangaris, C.; Alomar, C.; Claro, F.; Ioakeimidis, C.; Galgani, F.; Hema, T.; Deudero, S.; Romeo, T.; Battaglia, P.; Andaloro, F.; Caliani, I.; Casini, S.; Panti, C.; Baini, M. (2018). Bioindicators for monitoring marine litter ingestion and its impacts on Mediterranean biodiversity. *Environmental Pollution*, 237, 1023-1040. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.019>
- Galimany, E.; Marco-Herrero, E.; Soto, S.; Recasens, L.; Lombarte, A.; Leonart, J.; Abelló, P.; Ramón, M. (2019). Benthic marine litter in shallow fishing grounds in the NW Mediterranean Sea. *Waste Management*, 95, 620-627. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.004>
- Garcés-Ordóñez, O.; Espinosa Díaz, L. F.; Pereira Cardoso, R.; Costa Muniz, M. (2020a). The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 160. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111558>
- Garcés-Ordóñez, O.; Mejía-Esquivia, K. A.; Sierra-Labastidas, T.; Patiño, A.; Blandón, L. M.; Espinosa Díaz, L. F. (2020b). Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispata, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111085. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111085>
- Garcés-Ordóñez, O.; Espinosa, L. F.; Cardoso, R. P.; Issa Cardozo, B. B.; Meigikos dos Anjos, R. (2021). Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution*, 267, 115495. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Geister, J. ; Díaz, J. M. (2007). *Ambientes arrecifales y geología de un archipiélago*

- oceánico: San Andrés, Providencia y Santa Catalina (mar Caribe, Colombia) con guía de campo. Ingeominas.
- Gorman, D.; Turra, A. (2016). The role of mangrove revegetation as a means of restoring macrofaunal communities along degraded coasts. *Science of The Total Environment*, 566-567, 223-229. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.089>
- Grelaud, M.; Ziveri, P. (2020). The generation of marine litter in Mediterranean island beaches as an effect of tourism and its mitigation. *Scientific Reports*, 10(1), 20326. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77225-5>
- Hall, N. M.; Berry, K. L. E.; Rintoul, L.; Hoogenboom, M. O. (2015). Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Marine Biology*, 162(3), 725-732. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2619-7>
- International Maritime Organization. (2024). *Marine litter*. IMO. <https://www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Pages/marinelitter-default.aspx>.
- Instituto de Investigaciones Científicas Marinas "José Benito Vives de Andrés"; Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. (2012). Atlas de la reserva de Biósfera Seaflower. En: *Coralina*. <http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/10447AtlasSAISeaflower.pdf>
- Ivar do Sul, J. A.; Costa, M. F. (2007). Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: From the 1970s until now, and where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1087-1104. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.004>
- Ivar do Sul, J. A.; Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352-364. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- Jones, J. S.; Porter, A.; Muñoz-Pérez, J. P.; Alarcón-Ruales, D.; Galloway, T. S.; Godley, B. J.; Santillo, D.; Vagg, J.; Lewis, C. (2021). Plastic contamination of a Galapagos Island (Ecuador) and the relative risks to native marine species. *Science of The Total Environment*, 789, 147704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147704>
- Krelling, A. P.; Williams, A. T.; Turra, A. (2017). Differences in perception and reaction of tourist groups to beach marine debris that can influence a loss of tourism revenue in coastal areas. *Marine Policy*, 85, 87-99. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.021>
- Lamb, J. B.; Willis, B. L.; Fiorenza, E. A.; Couch, C. S.; Howard, R.; Rader, D. N.; True, J. D.; Kelly, L. A.; Ahmad, A.; Jompa, J.; Harvell, C. D. (2018). Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science*, 359(6374), 460-462. <https://doi.org/10.1126/science.aar3320>
- López, G. I. C.; Garzón, N. M. B.; Manzolli, R. P.; Portz, L. (2024). *Análisis histórico de la contaminación por microplásticos en sedimentos marinos*. <https://storymaps.arcgis.com/stories/6da9a14122224c59a98236c531e20d6f>.
- Manzolli, R. P.; Portz, L. (2024). Use of Drone Remote Sensing to Identify Increased Marine Macro-Litter Contamination following the Reopening of Salgar Beach (Colombian Caribbean) during Pandemic Restrictions. *Sustainability*, 16(13), 5399. <https://doi.org/10.3390/su16135399>
- Martin, C.; Almahasheer, H.; Duarte, C. M. (2019). Mangrove forests as traps for marine litter *. *Environmental Pollution*, 247, 499-508. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.067>
- Martínez, L. L. ; Psuty, N. P. (2004). *Coastal Dunes, Ecology and Conservation*. *Ecological Studies*. (Vol. 171). Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-74002-5>
- Martínez-Clavijo, S.; López-Muñoz, P.; Cabarcas-Mier, A.; Payares-Varela, J. L.; Gutiérrez, J.; Quintero, J. (2021). Unidades geomorfológicas y distribución de facies sedimentarias en la Isla Cayos de Alburquerque, Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe colombiano. *Boletín de Geología*, 43(3), 2145-8553. <https://doi.org/10.18273/revbol.v43n3-2021007>
- Menicagli, V.; Balestri, E.; Lardicci, C. (2019). Exposure of coastal dune vegetation to plastic

- bag leachates: A neglected impact of plastic litter. *Science of The Total Environment*, 683, 737-748. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.245>
- Mooers, C. N. K.; Maul, G. A. (1998). Intra-Americas Sea circulation. En A. R. Robinson & K. H. Brink (Eds.). *In: The Sea, 11* (John Wiley, Vol. 11, pp. 183-208).
- Moore, S. L.; Gregorio, D.; Carreon, M.; Weisberg, S. B.; Leecaster, M. K. (2001). Composition and Distribution of Beach Debris in Orange County, California. *Marine Pollution Bulletin*, 42(3), 241-245. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00148-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00148-X)
- Okubo, N. ; Takahashi, S. ; Nakano, Y. (2018). Microplastics disturb the anthozoan-algae symbiotic relationship. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 83-89. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.016>
- Pendleton, L.; Martin, N.; Webster, D. G. (2001). Public Perceptions of Environmental Quality: A Survey Study of Beach Use and Perceptions in Los Angeles County. *Marine Pollution Bulletin*, 42(11), 1155-1160. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00131-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00131-X)
- Pérez-Venegas, D.; Pavés, H.; Pulgar, J.; Ahrendt, C.; Seguel, M.; Galbán-Malagón, C. J. (2017). Coastal debris survey in a Remote Island of the Chilean Northern Patagonia. *Marine Pollution Bulletin*, 125(1-2), 530-534. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.026>
- Poeta, G.; Fanelli, G.; Pietrelli, L.; Acosta, A. T. R.; Battisti, C. (2017). Plastisphere in action: evidence for an interaction between expanded polystyrene and dunal plants. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(12), 11856-11859. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8887-7>
- Portz, L.; Manzolli, R. P.; Garzon, N. (2018). Management priorities in San Andres Island beaches, Colombia: Associated risks. *Journal of Coastal Research*, 85. <https://doi.org/10.2112/SI85-285.1>
- Portz, L.; Manzolli, R. P.; Ivar do Sul, J. A. (2011). Marine debris on Rio Grande do Sul north coast, Brazil: spatial and temporal patterns. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 11(1), 41-48. <https://doi.org/10.5894/rgci187>
- Portz, L.; Manzolli, R. P.; Herrera, G. V.; Garcia, L. L.; Villate, D. A.; Ivar do Sul, J. A. (2020). Marine litter arrived: Distribution and potential sources on an unpopulated atoll in the Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 157. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111323>
- Portz, L.; Manzolli, R. P.; Villate-Daza, D. A.; Fontán-Bouzas, Á. (2022). Where does marine litter hide? The Providencia and Santa Catalina Island problem, Seaflower Reserve (Colombia). *Science of the Total Environment*, 813. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151878>
- Pranchai, A.; Jenke, M.; Berger, U. (2019). Well-intentioned, but poorly implemented: Debris from coastal bamboo fences triggered mangrove decline in Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 900-907. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.055>
- Rambojun, S.; Ramloll, Y.; Mattan-Moorgawa, S.; Appadoo, C. (2024). Are mangroves hotspots for marine litter among selected coastal ecosystems of Mauritius, an oceanic island in Western Indian Ocean?. *Regional Studies in Marine Science*, 69, 103284. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103284>
- Rangel-Buitrago, N.; Gracia C., A.; Vélez-Mendoza, A.; Carvajal-Florián, A.; Mojica-Martínez, L.; Neal, W. J. (2019). Where did this refuse come from? Marine anthropogenic litter on a remote island of the Colombian Caribbean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 149(October), 110611. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110611>
- Rehman, W. U.; Iqbal, K. M. J.; Khan, M. I.; Ullah, W.; Shah, A. A.; Tariq, M. A. U. R. (2022). Multi-Criteria Relationship Analysis of Knowledge, Perception, and Attitude of Stakeholders for Engagement towards Maritime Pollution at Sea, Beach, and Coastal Environments. *Sustainability*, 14(24), 16443. <https://doi.org/10.3390/su142416443>
- Richardson, P. L. (2005). Caribbean Current and eddies as observed by surface drifters. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in*

- Oceanography*, 52(3-4), 429-463. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2004.11.001>
- Rodríguez, Y.; Ressurreição, A.; Pham, C. K. (2020). Socio-economic impacts of marine litter for remote oceanic islands: The case of the Azores. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111631. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111631>
- Santos, I. R.; Friedrich, A. C.; Wallner-Kersanach, M.; Fillmann, G. (2005). Influence of socio-economic characteristics of beach users on litter generation. *Ocean & Coastal Management*, 48(9), 742-752. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2005.08.006>
- Schneider, F.; Parsons, S.; Clift, S.; Stolte, A.; McManus, M. C. (2018). Collected marine litter — A growing waste challenge. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 162-174. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.011>
- Stoett, P.; Srich, V. M.; Elliff, C. I.; Andrade, M. M.; Grilli, N. de M.; Turra, A. (2024). Global plastic pollution, sustainable development, and plastic justice. *World Development*, 184, 106756. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2024.106756>
- Syakti, A. D.; Jaya, J. V.; Rahman, A.; Hidayati, N. V.; Raza'i, T. S.; Idris, F.; Trenggono, M.; Doumenq, P.; Chou, L. M. (2019). Bleaching and necrosis of staghorn coral (*Acropora formosa*) in laboratory assays: Immediate impact of LDPE microplastics. *Chemosphere*, 228, 528-535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.156>
- Thiel, M.; Lorca, B. B.; Bravo, L.; Hinojosa, I. A.; Meneses, H. Z. (2021). Daily accumulation rates of marine litter on the shores of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112535. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112535>
- United Nations Environment Programme. (2005). *Marine Litter: An Analytical Overview*. UNEP. 58 pp.
- Van Bijsterveldt, C. E. J.; van Wesenbeeck, B. K.; Ramadhani, S.; Raven, O. V.; Van Gool, F. E.; Pribadi, R.; Bouma, T. J. (2021). Does plastic waste kill mangroves? A field experiment to assess the impact of macro plastics on mangrove growth, stress response and survival. *Science of The Total Environment*, 756, 143826. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143826>
- Vélez, R. (2019). Las economías de la zona del Caribe en el contexto de la Revolución Tecnológica. *Études caribéennes*, 42. <https://doi.org/10.4000/etudescaribeennes.15177>
- Wilson, S. P.; Verlis, K. M. (2017). The ugly face of tourism: Marine debris pollution linked to visitation in the southern Great Barrier Reef, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2), 239-246. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.036>

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

Nuevos registros del geco pestañado (*Aristelliger georgeensis*) en la Reserva de la Biósfera Seaflower, Colombia***New Records of The Saint George Island Gecko (*Aristelliger georgeensis*) in the Seaflower Biosphere Reserve, Colombia***DOI: <https://doi.org/10.26640/22159045.2023.634> Fecha de recepción: 2024-04-12 / Fecha de aceptación: 2024-10-03Mateo López-Victoria.¹

CITAR COMO:

López-Victoria, M. (2024). Nuevos registros del geco pestañado (*Aristelliger eorgeensis*) en la Reserva de la Biósfera Seaflower, Colombia. *Boletín Científico CIOH*, 43(2), 37-44. <https://doi.org/10.26640/22159045.2024.634>

RESUMEN

El geco pestañado es una especie caribeña, registrada en las costas e islas de México, Belice y Honduras, y que tiene preferencia por sustratos rocosos, árboles y arbustos. Su distribución en Colombia se limita al archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en la Reserva de la Biósfera Seaflower, en donde había sido registrada en las tres islas más pobladas y en la isla Cayos de Roncador. Durante las expediciones científicas a la Reserva entre 2014 y 2021 se intensificó la búsqueda de esta especie a partir de recorridos en las áreas emergidas de las islas y cayos de Serranilla, Serrana, Roncador, Albuquerque, Providencia y Santa Catalina. En todas las localidades visitadas se registró esta especie de geco, lo que amplía el conocimiento sobre su distribución geográfica. Por tratarse de una especie amenazada a nivel nacional, estos nuevos registros constituyen potenciales oportunidades para su conservación. Empero, las especies introducidas e invasoras registradas en la mayoría de las localidades (i.e., *Rattus* spp., *Gallus gallus domesticus*, *Hemidactylus frenatus* y *Periplaneta americana*) suponen una amenaza para este geco, que demandan medidas urgentes de manejo.

PALABRAS CLAVE: islas del Caribe; especies invasoras; amenazas

ABSTRACT

*The Saint George Island Gecko is a Caribbean species recorded on the coasts and islands of Mexico, Belize and Honduras, and prefers rocky substrates, trees and shrubs. Its distribution in Colombia is limited to the archipelago of San Andrés, Providencia and Santa Catalina in the Seaflower Biosphere Reserve, where it has been recorded on the three most populated islands and on Roncador Key. During the scientific expeditions to the Reserve between 2014 and 2021, the search for this species was intensified through surveys in the emerged areas (islands and cays) of Serranilla, Serrana, Roncador, Albuquerque, Providencia and Santa Catalina. This species of gecko was recorded in all the localities visited, which broadens our knowledge of its geographic distribution. Since this is a nationally threatened species, these new records represent potential opportunities for its conservation. However, the introduced and invasive species recorded in most localities (i.e., *Rattus* spp., *Gallus gallus domesticus*, *Hemidactylus frenatus* and *Periplaneta americana*) pose a threat to this gecko and require urgent management measures.*

KEYWORDS: Caribbean islands; invasive species; threats

¹ ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7307-8680>. Facultad de Ingeniería y Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana – Cali. Correo electrónico: malov@javerianacali.edu.co

INTRODUCCIÓN

El gecko pestañudo (*Aristelliger georgeensis*, Bocourt, 1873) es una especie de gecko descubierta en la isla de San Jorge (Saint George, Belice), en el Caribe, que pertenece a un género que incluye a varias especies de lagartos endémicos de las Antillas y zonas costeras de Centro América (Bauer y Russell, 1993). Exhibe características típicas del género *Aristelliger*, como son un cuerpo robusto y una cola corta en comparación con su longitud corporal total (Bauer y Russell, 1993). Es un gecko de tamaño pequeño a mediano, con ejemplares adultos de entre 7 cm y 10 cm de longitud total. Su coloración varía desde tonos marrones y grises hasta tonos más claros, con manchas de color naranja en sus costados (Bauer y Russell, 1993). Es de hábitos nocturnos, con preferencia por rocas coralinas, árboles de baja altura y arbustos. Se ha registrado en edificaciones humanas, donde parece estar siendo desplazado por el gecko casero común (*Hemidactylus frenatus*; Caicedo-Portilla y Dulcey-Cala, 2011).

En Colombia esta especie solo ha sido registrada en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y a nivel nacional se considera amenazada (categoría Vulnerable: VUD2) por su reducida distribución (<26 km²), y por el efecto negativo que pueden tener en sus poblaciones las especies invasoras (Caicedo-Portilla y López-Victoria, 2015). A nivel internacional es considerada una especie con grado de preocupación menor (LC: Caicedo-Portilla, Mandujano y Lee 2016). El registro publicado más reciente de esta especie en Colombia corresponde al de la isla Cayos de Roncador, que es parte de la Reserva de la Biósfera Seaflower (RSB), donde habita los sustratos coralinos rocosos y las edificaciones hechas por el ser humano (López-Victoria y Daza, 2015).

Como parte de la evaluación integral del estado de las poblaciones de tetrápodos terrestres

presentes en las islas de la RBS, y con el ánimo de aportar al conocimiento sobre la distribución de esta especie de gecko amenazada, el presente estudio tuvo como finalidad: 1) establecer la presencia/ausencia del gecko pestañudo en las islas de la RBS visitadas, y 2) estimar los riesgos potenciales (e.g. calidad del hábitat, especies introducidas, actividades humanas) que enfrentan las poblaciones de esta especie en esas islas. Este estudio busca contribuir a los análisis y clasificaciones que se adelanten sobre reptiles amenazados de Colombia, en el marco de la actualización de los libros rojos.

ÁREA DE ESTUDIO

Entre los años 2014 y 2021 se realizaron búsquedas intensivas del gecko pestañudo en todas las islas y cayos visitados, durante el desarrollo de las expediciones científicas Seaflower. Las islas, cayos y bancos de arena visitados incluyeron a los siguientes complejos coralinos, de norte a sur y de oriente a occidente: isla Cayos de Serranilla, isla Cayos de Serrana, isla Cayos de Roncador, isla Cayos de Albuquerque, y las islas de Providencia y Santa Catalina; no se visitó isla Cayos de Este Sudeste (Bolívar), ni se hicieron observaciones en la isla de San Andrés, localidad de donde hay suficiente información y registros de esta especie (Fig. 1). Salvo Providencia y Santa Catalina, cuyas superficies emergidas son de origen volcánico, todas las islas y cayos visitados son de origen coralino, de relieve plano, con suelos de arenas y escombros coralinos de diferente tamaño. En todos los cayos principales de las diferentes islas de origen coralino hay presencia de vegetación arbustiva y algunos árboles, y palmeras de coco. En Serranilla, Serrana, Roncador y Albuquerque hay edificaciones de diferente tamaño que corresponden a los puestos destacados de la Armada de Colombia (ARC). En los cayos y otras porciones emergidas de menor tamaño (i.e. bancos de arena) solo se encontraron pequeños parches de arbustos y plantas rastreras.



Figura 1. Islas y cayos visitados en la Reserva de la Biósfera Seaflower en busca del gecko pestañado, durante las expediciones Seaflower 2014 y 2021.

METODOLOGÍA

Los registros previos del gecko pestañado y sus respectivas localidades fueron extraídos de las bases de datos de literatura científica publicada (Bauer y Russell, 1993; Caicedo-Portilla y López-Victoria, 2015; Charruau, Díaz de la Vega Pérez y Méndez de la Cruz, 2015; López-Victoria y Daza, 2015), complementados con registros de la plataforma iNaturalist (inaturalist.org) y ratificados con la base de datos de reptiles (Uetz, Freed, Aguilar, Reyes, Kudera y Hošek, 2024). A partir de todos los registros consolidados se generó el mapa de distribución que se muestra en la Figura 2. Los registros dudosos o sin localidad especificada fueron descartados.

Los registros en las nuevas localidades se hicieron durante recorridos exhaustivos (e.g.

recorridos de entre 1 h y 2 h), principalmente nocturnos, durante los cuales se revisó entre y debajo de las rocas y escombros coralinos, y entre ramas y follaje de árboles y arbustos. También se hicieron búsquedas en las edificaciones de la ARC. No se hizo conteo ni marcaje de individuos.

Las potenciales amenazas para el gecko pestañado son el resultado de observaciones directas en campo, centradas principalmente en la presencia de especies invasoras con potencial depredador o transmisión de patógenos, ampliamente conocidas por sus efectos negativos sobre fauna insular (en particular especies introducidas como roedores e insectos). En este sentido se hizo particular énfasis dentro y en inmediaciones de las instalaciones de la ARC. Las amenazas fueron sintetizadas en una tabla-resumen, y para cada amenaza se hizo la respectiva observación/recomendación.

RESULTADOS

Los nuevos registros del gecko pestañudo en las islas cayos de Serranilla, Serrana y Alburquerque constituyen nuevas localidades insulares y remotas donde se ha observado esta especie. Serranilla constituye la localidad más alejada del

continente de Centroamérica, a más de 350 km de distancia lineal, y, a su vez, la localidad más aislada conocida; la localidad más cercana a Serranilla está a 160 km de distancia lineal (Serrana). En conjunto, los registros en las islas y cayos de la RBS constituyen el mayor número de localidades oceánicas donde está presente esta especie (Fig. 2).

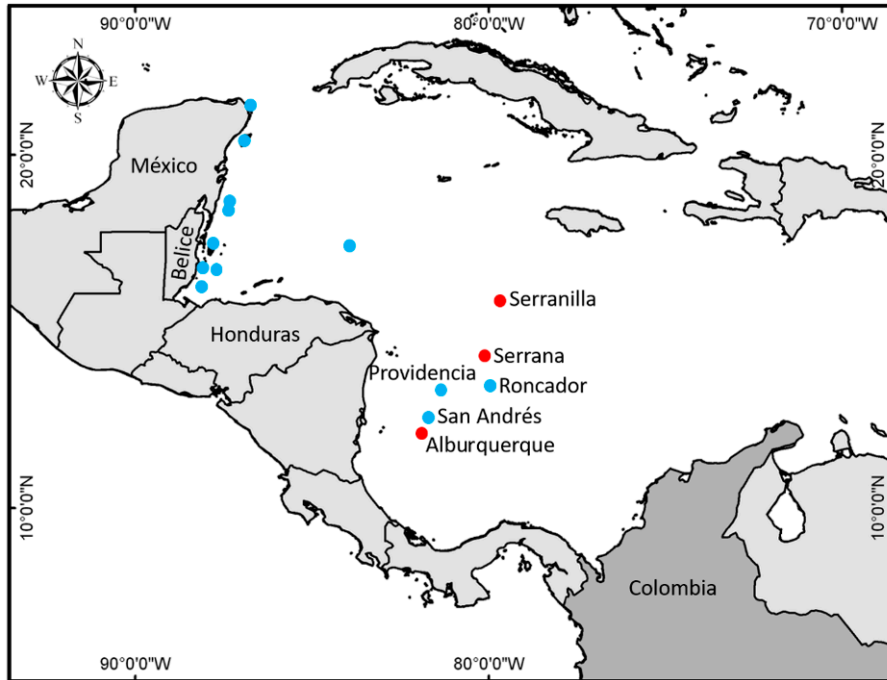


Figura 2. Distribución previamente conocida y documentada del gecko pestañudo (círculos azules) y las nuevas localidades aportadas por este estudio (círculos rojos).

Se observaron individuos del gecko pestañudo en diferentes microhábitats de las islas, que incluyeron escombros y rocas coralinas, arbustos, palmeras y edificaciones hechas por el ser humano (Fig. 3). Aunque los muestreos no estuvieron centrados

en estimaciones de los tamaños poblacionales, la mayor concentración de individuos se observó en cayo Cangrejo, en el complejo coralino de Providencia, donde más de 30 individuos ocupaban las ramas y follaje de un uvo de playa (Fig. 3D).



Figura 3. El gecko pestañudo en las islas de la Reserva Seaflower: **A)** juvenil capturado y liberado entre rocas coralinas, en la isla Cayos de Serranilla, **B)** adulto sobre una palmera de coco, en la isla Cayos de Serranilla, **C)** adulto sobre una hoja de uvo de playa (*Coccoloba uvifera*), en cayo Cangrejo, Providencia. (Foto: Laura Giraldo).

Se constató la presencia de especies introducidas e invasoras como una amenaza presente en todas las islas principales (*i.e.* habitadas en forma permanente) y, en menor medida, en los cayos y bancos de arena de menor extensión (Tabla 1). En particular fue llamativo el caso de las ratas (*Rattus* spp.) en la isla Cayos de Serranilla, de las cucarachas (*Periplaneta americana*) en la isla Cayos de Serrana, y de los pollos y gallinas (*Gallus*

gallus domesticus) en la isla Cayos de Alburquerque (Fig. 3). En todas las localidades visitadas que corresponden a nuevos registros para el gecko pestañado también se observó al gecko casero común (*Hemidactylus frenatus*). Las basuras fueron otro aspecto llamativo, por su gran acumulación, en particular en la isla del sur de la isla Cayos de Alburquerque (Fig. 4).

Tabla 1. Especies introducidas e invasoras consideradas como una potencial amenazas para las poblaciones del gecko pestañado en las islas de la Reserva Seaflower visitadas. Se sugieren algunas medidas de manejo.

Localidad	Especie introducida / invasora	Observación	Riesgo potencial	Medida de manejo sugerida
Isla Cayos de Serranilla	<i>Rattus</i> spp.	Probablemente se encuentren las dos especies de ratas comunes (<i>R. rattus</i> y <i>R. norvegicus</i>).	Depredación directa sobre el gecko.	Control de roedores con miras a su exterminación de las islas.
	<i>Periplaneta americana</i>	En particular en inmediaciones a las edificaciones de la ARC.	Transmisión de patógenos (Pérez, 1989).	Optimizar el manejo de basuras y deshechos, y efectuar control de cucarachas a partir de cebos naturales.
	<i>Hemidactylus frenatus</i>	En particular en las edificaciones de la ARC.	Competencia directa (Caicedo-Portilla y Dulcey-Cala, 2011).	Eliminación manual de estos geckos introducidos, bajo la supervisión de biólogos (herpetólogos).
Isla Cayos de Serrana	Mismas especies	Mismas observaciones.	Ídem.	Mismas recomendaciones.
Isla Cayos de Alburquerque (isla principal)	Mismas especies	Mismas observaciones.	Ídem.	Mismas recomendaciones.
Isla Cayos de Alburquerque (isla del sur)	<i>Gallus gallus domesticus</i>	Aparentemente introducidas por los pescadores como fuente alternativa de proteína.	Depredación directa sobre el gecko.	Eliminación de estas gallinas y pollos de la isla.

En cuanto a la isla Cayos de Alburquerque, y en general en todas las islas y cayos de la RBS, la presencia de basura fue una constante. En la isla Cayos de Alburquerque esta basura parece derivada de la permanencia temporal

de personas y no a basura arrastrada por las corrientes marinas, ya que se observó aglomerada en la zona interior de la isla, asociada a las viviendas improvisadas que ahí se encuentran (Fig. 4).



Figura 4. Panorámica de zona para refugios improvisados y basuras asociadas a los cambuches temporales al sur del complejo coralino de la isla Cayos de Albuquerque. (Foto: Felipe Estela).

DISCUSIÓN

Los nuevos registros en las localidades de distribución reportadas en este estudio para el geco pestañado constituyen oportunidades de conservación para esta especie amenazada (Caicedo-Portilla y López-Victoria, 2015; López-Victoria y Daza, 2015). En particular porque las tres islas (e islotes asociados) hacen parte de la RBS, lo que supone una vocación hacia el cuidado de los organismos que habitan esta reserva. Adicionalmente, porque estas tres localidades se alinean en dirección sur norte, y son los registros más meridionales y septentrionales de esta especie en territorio colombiano, y los registros de Colombia son los más orientales de esta especie, ampliando su distribución considerablemente (Fig. 2).

Respecto a la biogeografía de esta especie de geco, y aunque se le siga dando el tratamiento como especie, cabe resaltar que el estudio de Cloud (1993), apoyado en herramientas moleculares, sugiere que *Aristelliger praesignis* forma un complejo de especies con *A. georgeensis* anidada en su interior. Ya que ese estudio no contempló la totalidad de la distribución de *A. georgeensis*, incluyendo las nuevas localidades, podría tratarse de un clado con varios taxones, que vale la pena

examinar a fondo; sobre todo considerando que se le ha catalogado bajo algún grado de amenaza o de potencial conflicto con especies introducidas en algunas localidades a lo largo de su distribución (Caicedo-Portilla y López-Victoria, 2015; Charruau *et al.*, 2015).

En particular se ha llamado la atención sobre la amenaza que supone la introducción de la especie *Hemidactylus frenatus*, una especie de geco de origen asiático, actualmente introducida en todo el mundo, y que parece ser un competidor potencial de *A. georgeensis* en San Andrés y Providencia (Colombia) y en el banco Chinchorro (México) (Caicedo-Portilla y Dulcey-Cala, 2011; Charruau *et al.*, 2015). Esta especie de geco introducido fue observada en las tres localidades nuevas para el geco pestañado en la RBS, lo que supone un reto para su conservación.

Adicional al impacto que pueda tener la especie de geco introducida, las otras especies invasoras registradas (*i.e.* ratas, gallinas y cucarachas) también constituyen una preocupación, por su efecto devastador en las especies nativas, sobre todo de islas alrededor del mundo (Holmes *et al.*, 2019; GISD, 2024). Un manejo oportuno de esas especies invasoras supondría un beneficio para

todas las especies nativas, en particular para las aves marinas que anidan en esas islas, para otras aves residentes (no marinas), para las tortugas marinas que usan las islas para anidar, para los invertebrados terrestres, como los cangrejos de la familia Gecarcinidae, y, por supuesto, para el geco pestañado.

Por último, los residuos sólidos de diferente origen (*i.e.* arrastradas por las corrientes marinas o abandonadas por visitantes en las islas) requieren un manejo inmediato, por los múltiples problemas de salud y riesgo de muerte que presentan para la fauna tetrápoda de las islas de la RBS. Hasta ahora han sido ampliamente estudiados sus efectos en tortugas y aves (Wilcox, Seville y Hardesty, 2015; Moon, Shim y Hong, 2023), pero no hay estudios publicados sobre sus efectos en los geocos.

Con las nuevas localidades reportadas en este estudio se amplía considerablemente la distribución geográfica de esta especie de reptil terrestre, común a casi todas las islas, que se conoce hasta ahora de la RBS. Futuros estudios deben enfocarse en estimaciones de los tamaños poblacionales de esta especie, así como de sus estructuras genéticas. Mientras tanto, urgen medidas de manejo de las amenazas que se ciernen sobre esta y otras especies nativas de la Reserva.

CONCLUSIONES

El geco pestañado tiene una distribución geográfica mayor a la reportada previamente para la RBS, estas nuevas localidades suponen oportunidades potenciales para su conservación, ya que es una especie amenazada a nivel nacional. Pese a esta oportunidad, las especies introducidas e invasoras, así como la mala disposición de los residuos sólidos en las islas, deben ser mitigadas con urgencia, ya que representan una amenaza de extinción no solo para *Aristelliger georgeensis*, sino también para toda la fauna nativa de las islas y cayos de la RBS. Seaflower alberga un número considerable de especies endémicas (McNish, 2011; Caicedo-Portilla, 2014), por lo que como parte del compromiso sustantivo de una reserva de la biósfera las autoridades ambientales, tanto locales como nacionales, deben tomar medidas urgentes para disipar estas posibles amenazas, sobre todo, considerando que las localidades en Colombia corresponden a la distribución más meridional y oriental de esta especie.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los compañeros expedicionarios, personal no uniformado y militares, que apoyaron desde sus respectivos roles todas las actividades que contribuyeron a las observaciones que hacen parte de este artículo. Especial mención a las tripulaciones de los buques ARC "Victoria", ARC "20 de Julio", ARC "7 de Agosto" y ARC "Providencia", así como a las de las embarcaciones tipo BDA, Fragata, URR, Pilot, y a los helicópteros que apoyaron los despliegues logísticos en campo. Como apoyo fundamental durante las labores en las islas y cayos, así como en los desplazamientos al interior de los complejos coralinos, agradezco al personal de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Coralina).

FUENTE FINANCIADORA

Las expediciones han contado con el apoyo financiero de la Pontificia Universidad Javeriana Cali, al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación (Programa Colombia Bio), a la ARC, a la Dirección General Marítima (Dimar), a la Secretaría Ejecutiva de la Comisión Colombiana del Océano (Secco), a la Gobernación del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y a la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Coralina).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bauer, A.; Russell, A. (1993). *Aristelliger georgeensis*. *Catalogue of American Amphibians and Reptiles*, 568.1-568.2. <http://hdl.handle.net/2152/44831>
- Caicedo-Portilla, J. R. (2014). Redescubrimiento de *Mabuya berengerae*, *Mabuya pergravis* (Squamata: Scincidae) y *Coniophanes andresensis* (Squamata: Colubridae) y evaluación de su estado de amenaza en las islas de San Andrés y Providencia, Colombia. *Caldasia*, 36(1): 181-201. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v36n1.43899>
- Caicedo-Portilla, J.; Dulcey-Cala, C. (2011). Distribución del gecko introducido *Hemidactylus frenatus* (Dumeril y Bribon 1836) (Squamata: Gekkonidae) en Colombia. *Biota Colombiana*, 12(2):45-56. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49122304005>

- Caicedo-Portilla, J.; López-Victoria, M. (2015). *Aristelliger georgeensis*. Pp. 72-74. En: Morales-Betancourt, M.; Lasso, C.; Páez, V.; Bock, B. (2015). *Libro Rojo de Reptiles de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Universidad de Antioquia. Bogotá, D. C., Colombia. ISBN: 978-958-888-980-1.
- Caicedo-Portilla, J.; Mandujano, R.C.; Lee, J. (2016). *Aristelliger georgeensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T197456A2485516. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T197456A2485516.en>.
- Charruau, P.; Díaz de la Vega Pérez, A.; Méndez de la Cruz, F. (2015). Reptiles of Banco Chinchorro: Updated List, Life History Data, and Conservation. *The Southwestern Naturalist*, 60(4): 299-312. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-60.4.299>
- Global Invasive Species Database (2024). GISD. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/search.php> on 12-04-2024
- Holmes, N.; Spatz, D.; Opper, S.; Tershy, B., Croll, D.; Keitt, B. *et al.* (2019). Globally important islands where eradicating invasive mammals will benefit highly threatened vertebrates. *PLoS ONE*, 14(3): e0212128. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212128>
- López-Victoria, M.; Daza, J. (2015). The endangered species *Aristelliger georgeensis* (Squamata: Sphaerodactylidae) in Roncador Cay, Colombian Caribbean. *Acta Biológica Colombiana*, 20(3):221-224. <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v20n3.49373>
- McNish, T. (2011). *La Fauna del Archipiélago de San Andres, Providencia y Santa Catalina, Colombia, Sudamérica*. Edición M&B Riqueza Natural. Colombo Andina de Impresos S. A. Colombia. 209 pp.
- Moon, Y.; Shim, W.; Hong, S. (2023). Characteristics of Plastic Debris Ingested by Sea Turtles: A Comprehensive Review. *Ocean Science Journal*, 58(4),31. <https://doi.org/10.1007/s12601-023-00124-z>
- Pérez, J. R. (1989). La cucaracha como vector de agentes patógenos. *Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana*, 107(1): 41-53. <https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/17712/v107n1p41.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Uetz, P.; Freed, P.; Aguilar, R.; Reyes, F.; Kundera, J.; Hošek, J. (eds.). (2024). *The Reptile Database*, <http://www.reptile-database.org>
- Wilcox, C.; Seville, E.; Hardesty, B. (2015). Plastic in seabirds is pervasive and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(38), 11899-11904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502108112>

ARTÍCULO CORTO

Ocurrencias y tamaños corporales de peces cartilagosos comunes de la Reserva de la Biósfera Seaflower

Ocurrences and Body Sizes of Common Cartilaginous Fish Species in the Seaflower Biosphere Reserve

DOI: <https://doi.org/10.26640/22159045.2023.635> Fecha de recepción: 2024-04-15 / Fecha de aceptación: 2024-05-27

Natalia Rivas-Escobar¹, Alejandra Puentes-Sayo², José Tavera³, Arturo Acero P.⁴

CITAR COMO:

Rivas-Escobar, N.; Puentes-Sayo, A.; Tavera, J.; Acero, A. P. (2024). Ocurrencias y tamaños corporales de peces cartilagosos comunes de la Reserva de la Biósfera Seaflower. *Boletín Científico CIOH*, 43(2), 45-55. <https://doi.org/10.26640/22159045.2023.635>

RESUMEN

Los arrecifes de coral en todo el mundo enfrentan numerosas amenazas, poniendo en peligro tanto los ecosistemas como las comunidades costeras. Recopilar datos poblacionales sobre especies marinas, especialmente depredadores tope como tiburones y rayas, es crucial para una conservación efectiva. En este estudio se presentan datos de ocurrencia y tamaño corporal de cinco especies comunes de peces cartilagosos observadas durante censos visuales realizados con la técnica de estéreo-video operado por buzo entre 2018 y 2022. Se encontró una variación relevante en la presencia de especies entre localidades; estos hallazgos subrayan la necesidad de continuar la investigación para evaluar el estado poblacional e informar sobre estrategias de conservación adaptadas a cada especie y localidad.

PALABRAS CLAVE: archipiélago de San Andrés; Providencia y Santa Catalina; elasmobranquios; estéreo-video

ABSTRACT

Coral reefs worldwide face numerous threats, endangering both ecosystems and coastal communities. To gathered population data on marine species, particularly apex predators like sharks and rays, is crucial for effective conservation. We present occurrences and body size data of five common cartilaginous fish species from visual surveys conducted with dive operated stereo-video technique between 2018 and 2022. We found relevant variation in species sightings among locations and our findings underscore the need for continued research to assess their population status and inform conservation strategies tailored to each species and location.

KEYWORDS: San Andres; Providence, and Santa Catalina Archipelago; Elasmobranchs; Stereo-video

¹ ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4083-4830>. Investigadora. Universidad Nacional de Colombia. Correo electrónico: narivase@unal.edu.co

² ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8900-853X>. Investigadora. Universidad Nacional de Colombia. Correo electrónico: ppunetes@unal.edu.co

³ ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4517-9238>. Investigador. Universidad del Valle. Correo electrónico: jose.tavera@correounivalle.edu.co

⁴ ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6637-9901>. Investigador. Universidad Nacional de Colombia. Correo electrónico: aacerop@unal.edu.co

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral enfrentan múltiples amenazas como el cambio climático, sobrepesca y contaminación, lo que ha resultado en un deterioro sustancial y pérdida de la funcionalidad del ecosistema a nivel mundial, poniendo en riesgo los medios de vida de las comunidades costeras (Hughes *et al.*, 2017; Souter, Planes, Eicquart, Logan, Obura y Staub, 2021). Comprender la dinámica e interacciones entre especies dentro de las comunidades marinas es esencial para la conservación y gestión efectiva de los recursos marinos (Auster, Estes y Coleman, 2013), y se reconoce que los depredadores tope y mesodepredadores influyen y regulan profundamente la estructura de las comunidades marinas (Roff *et al.*, 2016).

Los peces cartilaginosos, tiburones y rayas desempeñan roles importantes como mesopredadores y depredadores tope en los arrecifes de coral (Heupel, Knip, Simpfendorfer y Dulvy 2014). Consumen una amplia variedad de presas, incluyendo peces pequeños y medianos, crustáceos y moluscos, regulando así las poblaciones de estas presas y ayudando a mantener la estructura de la comunidad dentro del ecosistema (Heupel *et al.*, 2014; Ruppert, Travers, Smith, Fortin y Meekan, 2013). A pesar de sus importantes funciones, los elasmobranquios enfrentan amenazas significativas debido a la pesca excesiva y la degradación del hábitat, y su conservación es crucial para mantener la salud y la biodiversidad de los arrecifes de coral (Ferretti, Worm, Britten, Heithaus y Lotze, 2010; Roff *et al.*, 2016; Simpfendorfer *et al.*, 2023).

Para generar estrategias de conservación eficientes es necesario contar con la mayor información posible sobre el estado poblacional de las diferentes especies de elasmobranquios.

Sin embargo, esto representa un reto pues muchas de las especies del grupo se encuentran bajo alguna categoría de amenaza y la frecuencia de avistamiento es baja.

En la Reserva de la Biósfera Seaflower (RSB) se registran 33 especies de tiburones y rayas (Bolaños-Cubillos, Abril-Howard, Bent Hooker, Caldas y Acero, 2015), siendo los tiburones más comunes el gato (*Ginglymostoma cirratum*) y el gris de arrecife (*Carcharhinus perezii*), y las rayas más comunes, la látigo (*Hypanus americanus*) y la raya águila (*Aetobatus narinari*). Con el objetivo de aportar al conocimiento sobre el estado poblacional de estas especies de peces cartilaginosos en el Archipiélago, en este trabajo se presentan los datos de avistamiento y tallas corporales de las especies de condriictios observadas durante censos visuales en expediciones científicas realizadas entre 2018 y 2022 en diferentes localidades de la RBS.

ÁREA DE ESTUDIO

La RBS es un complejo de islas, atolones, cayos y bajos en el Caribe colombiano que se extiende por aproximadamente 180 000 km². Incluye uno de los mayores complejos de arrecifes de coral del Caribe (Abril-Howard, Bolaños-Cubillos, Machacón, Lasso, Gómez y Ward, 2012a) y más del 77 % de las formaciones de coral del país (Abril-Howard, Orozco, Bolaños-Cubillos y Bent, 2012b). Se registraron especies de peces cartilaginosos en áreas de arrecifes de coral de varias islas de la RBS: San Andrés (SA), Cayos de Bolívar (BOL), Cayos de Albuquerque (ALB) y Providencia y Santa Catalina (PRO). La isla principal del archipiélago es SA, ubicada 90 km al sur de PRO, mientras que BOL y ALB son dos cayos habitados por los infantes de marina que los protegen, a 25 km y 37 km al sur de SA, respectivamente (Fig. 1).

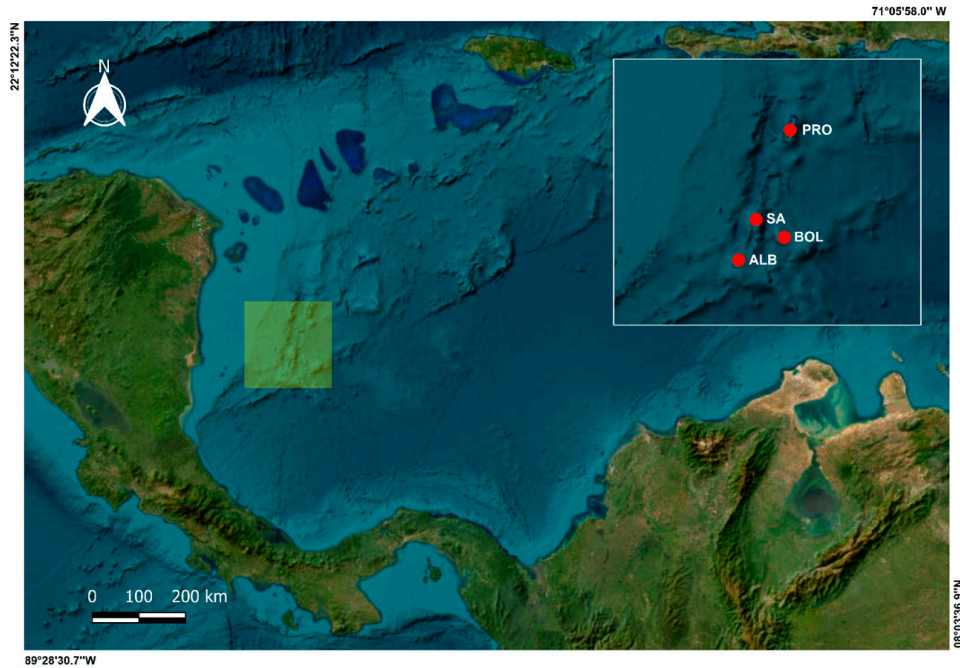


Figura 1. Ubicación del área de estudio en la RBS y las localidades muestreadas de norte a sur, isla de Providencia (PRO), isla de San Andrés (SA), isla Cayos de Bolívar (BOL) e isla Cayos de Albuquerque (ALB).

METODOLOGÍA

Censos y procesamiento de videos

Se utilizó la técnica de estéreo-video operado por buzos, siguiendo los métodos descritos en Rivas, Acero y Tavera (2022, 2023). Este enfoque facilitó la recopilación de datos precisos sobre el tamaño corporal individual, la proporción de sexos y la composición general de condriictios en la RBS, con un mínimo de error de estimación y alta resolución. Se minimizaron los posibles sesgos del investigador asignando la misma persona para realizar el procesamiento de todos los videos tomados, y asegurando una distribución equilibrada de muestras por medio de censos con tiempos específicos de grabación y procesamiento.

Los muestreos fueron realizados entre 2018 y 2022, algunos durante las expediciones científicas Seaflower, coordinadas por la Comisión Colombiana del Océano (CCO) (Tabla 1). La longitud de todos los individuos de elasmobranquios fue estimada, en el caso de tiburones se midió la longitud total (LT) tomada desde la punta del hocico hasta la punta del lóbulo caudal superior; en el caso de las rayas se midió la longitud del disco (LD), desde la punta del hocico hasta la de las aletas pélvicas. Adicionalmente y cuando fue posible, para las rayas observadas se calculó su ancho del disco (E), midiendo la distancia entre las puntas de las aletas pectorales. Los individuos fueron sexados únicamente cuando era evidente en la imagen la presencia o ausencia de cláspers.

Tabla 1. Localidades y estaciones muestreadas entre 2018 y 2022. Se detallan las localidades que fueron evaluadas durante las expediciones científicas Seaflower (*) y el número de estaciones con registros de peces cartilaginosos en los muestreos.

Año	Localidad	Estaciones evaluadas	Estaciones con registro de cartilaginosos
2018	ALB*	35	1
2018	BOL	16	5
2018	PRO	16	8
2018	SA	16	0
2019	PRO*	23	11
2019	SA	16	2
2021	PRO*	23	6
2022	BOL*	22	7

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se recopilaron datos de presencia y tallas de 82 individuos, pertenecientes a cinco especies de elasmobranquios, incluyendo dos especies de tiburones [*Carcharhinus perezii* (Poey, 1876) y *Ginglymostoma cirratum* (Bonnaterre, 1788)] y tres de rayas [*Aetobatus narinari* (Euphrasen, 1790), *Hypanus americanus* (Hildebrand & Schroeder, 1928) y *Urobatis jamaicensis* (Cuvier, 1816)]. Providencia fue la localidad con mayor

frecuencia de avistamiento de este grupo de peces (Fig. 2). Comparativamente, en 2018, año en el que se evaluaron las cuatro localidades en una corta ventana de tiempo, se registraron elasmobranquios en ocho de las 16 estaciones evaluadas de Providencia; frente a Bolívar donde se registraron condricios en cinco de las 16 estaciones; en Alburquerque se observó un único individuo de tiburón gato en las 35 estaciones evaluadas, y en San Andrés se registraron dos individuos de la raya látigo en dos estaciones (Tabla 1).

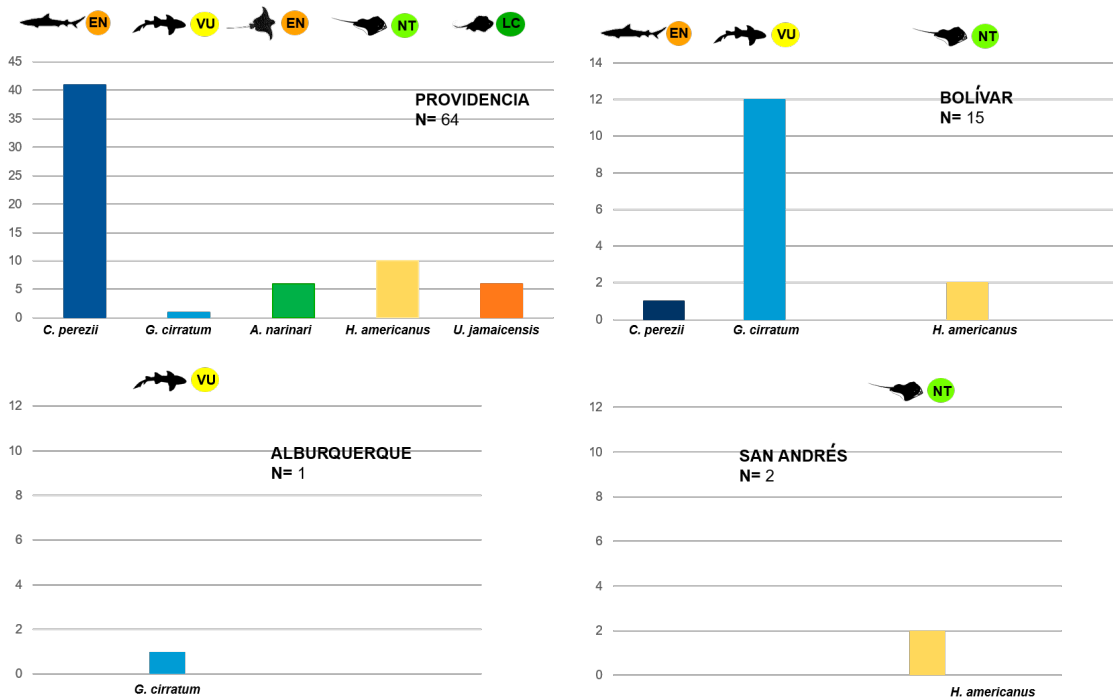


Figura 2. Número de individuos de cada especie por localidad. En un círculo de color se indica el estado de conservación de las especies.

Se recopilaron datos de tallas de 42 especímenes del tiburón gris de arrecife *C. perezii*, de los cuales 41 fueron observados en Providencia y uno en Bolívar. Esta especie se encuentra catalogada como en peligro de extinción (EN), bajo la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Carlson *et al.*, 2021b). Estos hallazgos coinciden con Rodríguez-Barragán (2020), quien comparó las abundancias relativas de tiburones y peces carnívoros por medio de cámaras cebadas remotas en Alburquerque, Serranilla y Providencia. El autor encontró que Providencia presentó la mayor abundancia relativa de *C. perezii*, incluyendo hembras, machos, juveniles y adultos. De los 35 individuos sexados

en este trabajo, 20 (19 Providencia, 1 Bolívar) correspondieron a hembras cuyas tallas oscilaron entre 1163 mm y 2098 mm, con un promedio de LT de 1599.75 mm y 15 correspondieron a machos que midieron 1504 mm y 1747 mm, con un tamaño promedio de 1597.27 mm (Tabla 2). Los datos tomados en la RBS indican que ambos sexos pueden alcanzar tallas similares, aunque solo hembras cuatro (04) superaron longitudes de 1.9 m. Asimismo, no se detectaron machos con tallas inferiores a 1.478 m, mientras que ocho (08) hembras fluctuaron entre 1.163 m y 1.471 m. Siguiendo la talla de madurez sexual de 1600 mm, reportada por Compagno (1984), 24 individuos eran inmaduros y 18 maduros (Fig. 3).

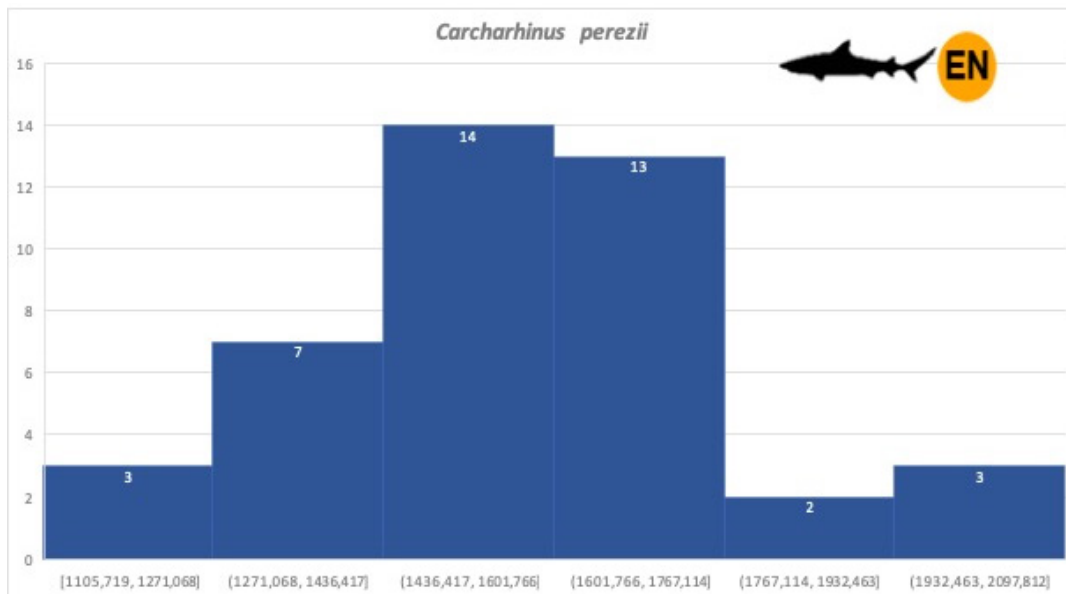


Figura 3. Frecuencia de tallas del tiburón gris de arrecife *Carcharhinus perezii*. Se detallan los rangos de talla en mm y el número de individuos en cada rango.

Respecto a la otra especie de tiburón registrada, *G. cirratum*, catalogada como vulnerable (VU) por la UICN (Carlson *et al.*, 2021c), se midieron trece (13) especímenes, doce (12) en Bolívar y uno (01) en Alburquerque, de los cuales ocho se pudieron sexar y todos fueron hembras (Tabla 2). Esta información podría ser indicativa de cierta segregación sexual, al menos en el área muestreada. Se reporta una talla de madurez sexual para hembras de 2350 mm (Compagno, 1984), indicando que todos los individuos observados durante el muestreo eran inmaduros.

Por su parte, para el grupo de las rayas, la raya águila *A. narinari* y la raya amarilla *U. jamaicensis*, catalogadas como EN (Dulvy *et al.*, 2020) y preocupación menor (LC) (Carlson *et al.*, 2021a), respectivamente, fueron observadas en Providencia. Un total de seis (06) individuos de *A. narinari* fueron medidos, el de menor tamaño presentó una LD de 214.041 mm y una envergadura de 317.301 mm, y el individuo de mayor tamaño presentó una LD de 1005.306 mm y una envergadura de 1726.762 mm. De acuerdo con la talla de madurez sexual reportada por Last, Naylor y Manjaji-Matsumoto (2016), todos los individuos observados fueron inmaduros. Igualmente, seis (06) individuos de *U. jamaicensis* fueron medidos, su LD osciló entre 299.557 mm y 358.907 mm, y su E entre 162.069 mm y 192.097 mm; de los individuos sexados, uno (01) fue macho y dos (02) fueron hembras, todos con tallas menores a la talla

de madurez sexual de 200 mm de E reportada para la especie (Last *et al.*, 2016).

En cuanto a la raya látigo *H. americanus*, catalogada como casi amenazada (NT) (Carlson *et al.*, 2020), catorce (14) individuos fueron registrados, diez (10) en Providencia, dos (02) en Bolívar y dos (02) en San Andrés. Solo dos (02) individuos pudieron ser sexados, ambos hembras. Siguiendo los datos de talla de madurez sexual de 700 mm a 800 mm reportado por Last *et al.* (2016), se observó una (01) hembra inmadura en Bolívar y una (01) hembra madura en Providencia. La LD varió entre 419.687 mm (PRO) y 1191.741 mm (PRO), con un promedio de 787.801 mm.

Aunque debe considerarse que el muestreo no fue balanceado a lo largo de los años, PRO parece ser una localidad de especial abundancia para el grupo de peces cartilaginosos en la RBS y se destaca como un sitio al que debe darse prioridad para continuar los estudios del grupo, y sobre la cual enfocar esfuerzos de conservación. PRO contaba con el manglar más extenso y mejor protegido del Archipiélago hasta el paso de los huracanes Iota y Eta en 2020, este ecosistema es ampliamente considerado un hábitat esencial para los tiburones y rayas (López-Angarita, Villate-Moreno, Díaz, Cubillos-M y Tilley, 2021); por ende, debido a su rol ecológico y a los datos de este estudio, es fundamental identificar y delimitar áreas importantes para el mantenimiento de las poblaciones de peces cartilaginosos.

Tabla 2. Ocurrencias y tallas de peces cartilaginosos en cuatro localidades de la Reserva de la Biósfera Seaflower. Se detalla la fecha, localidad y la profundidad (Prof.) de cada estación. A cada individuo se le asigna una identificación, en el caso de las rayas, permite identificar si se trata de la longitud del disco (LD) o de la envergadura (E) del mismo individuo, lo cual se especifica en la columna de comentario (Com.).

Mes	Año	Localidad	Estación	Prof. Depth	SpID_ind	Especie	Sexo	Talla	RMS	Com.
9	2022	Bolívar	9	5	Cp_1	<i>Carcharhinus perezii</i>	F	1976,093	2,334	LT/TL
9	2022	Bolívar	10	3	Gc_1	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	F	1294,095	3,191	LT/TL
9	2022	Bolívar	11	12	Gc_2	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	F	2305,639	15,307	LT/TL
9	2022	Bolívar	11	12	Gc_3	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	F	1512,962	3,69	LT/TL
9	2022	Bolívar	12	5	Gc_4	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	F	1503,884	1,29	LT/TL
9	2022	Bolívar	6	12	Gc_5	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	F	2222,279	5,253	LT/TL
9	2022	Bolívar	8	6	Gc_6	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	F	1416,610	2,35	LT/TL
9	2022	Bolívar	10	3	Ha_1	<i>Hypanus americanus</i>		827,060	2,332	LD/DL
9	2022	Bolívar	7	8	Ha_2	<i>Hypanus americanus</i>	F	769,011	3,619	E/W
9	2022	Bolívar	7	8	Ha_2	<i>Hypanus americanus</i>	F	654,157	4,041	LD/DL
7	2021	Providencia	10	10	Ha_3	<i>Hypanus americanus</i>	F	862,987	0,445	LD/DL
7	2021	Providencia	10	10	Ha_3	<i>Hypanus americanus</i>	F	795,697	1,277	E/W
7	2021	Providencia	10	10	Ha_4	<i>Hypanus americanus</i>	F	835,303	1,263	E/W
7	2021	Providencia	10	10	Ha_4	<i>Hypanus americanus</i>		791,372	0,666	LD/DL
7	2021	Providencia	11	11	Uj_1	<i>Urobatis jamaicensis</i>	M	328,432	16,255	LD/DL
7	2021	Providencia	11	11	Uj_1	<i>Urobatis jamaicensis</i>	M	173,863	0,871	E/W
7	2021	Providencia	11	11	Uj_2	<i>Urobatis jamaicensis</i>	F	330,553	6,382	LD/DL
7	2021	Providencia	11	11	Uj_2	<i>Urobatis jamaicensis</i>	F	170,060	0,811	E/W
7	2021	Providencia	13	20	Cp_2	<i>Carcharhinus perezii</i>	M	1573,358	1,886	LT/TL
7	2021	Providencia	13	20	Cp_3	<i>Carcharhinus perezii</i>	M	1747,016	5,739	LT/TL
7	2021	Providencia	13	20	Cp_4	<i>Carcharhinus perezii</i>	M	1612,801	5,095	LT/TL
7	2021	Providencia	13	20	Cp_5	<i>Carcharhinus perezii</i>	F	1443,100	7,95	LT/TL
7	2021	Providencia	13	20	Cp_6	<i>Carcharhinus perezii</i>		1299,331	18,797	LT/TL
7	2021	Providencia	13	20	Cp_7	<i>Carcharhinus perezii</i>	F	1389,584	6,437	LT/TL

Mes	Año	Localidad	Estación	Prof. Depth	SpID_ind	Especie	Sexo	Talla	RMS	Com.
7	2021	Providencia	13	20	Cp_8	<i>Carcharhinus perezii</i>	F	1162,799	4,653	LT/TL
7	2021	Providencia	14	13	Ha_5	<i>Hypanus americanus</i>		373,182	3,365	E/W
7	2021	Providencia	14	13	Ha_5	<i>Hypanus americanus</i>		939,789	1,548	LD/DL
7	2021	Providencia	14	13	Uj_3	<i>Urobatis jamaicensis</i>	F	358,907	0,643	LD/DL
7	2021	Providencia	14	13	Uj_3	<i>Urobatis jamaicensis</i>	F	192,097	1,835	E/W
7	2021	Providencia	14	13	Ha_6	<i>Hypanus americanus</i>		438,976	5,165	LD/DL
7	2021	Providencia	14	13	Ha_6	<i>Hypanus americanus</i>		465,813	2,429	E/W
7	2021	Providencia	5	5	Cp_9	<i>Carcharhinus perezii</i>		1268,389	8,347	LT/TL
7	2021	Providencia	9	9	Cp_10	<i>Carcharhinus perezii</i>	F	1959,478	1,295	LT/TL
7	2021	Providencia	9	9	Cp_11	<i>Carcharhinus perezii</i>	F	1637,924	0,391	LT/TL
7	2021	Providencia	9	9	Cp_12	<i>Carcharhinus perezii</i>	F	2097,812	4,049	LT/TL
7	2021	Providencia	9	9	Cp_13	<i>Carcharhinus perezii</i>	F	1792,899	0,813	LT/TL
9	2019	Providencia	14	10	Ha_7	<i>Hypanus americanus</i>		850,918	1,605	LD/DL
9	2019	Providencia	14	10	Ha_8	<i>Hypanus americanus</i>		778,535	3,721	LD/DL
9	2019	Providencia	16	15	Ha_9	<i>Hypanus americanus</i>		759,340	0,116	LD/DL
9	2019	Providencia	16	15	Ha_10	<i>Hypanus americanus</i>		852,410	4,654	LD/DL
9	2019	Providencia	16	15	Uj_4	<i>Urobatis jamaicensis</i>		335,395	1,023	LD/DL
9	2019	Providencia	17	12	Uj_5	<i>Urobatis jamaicensis</i>		299,557	0,206	LD/DL
9	2019	Providencia	15	10	An_1	<i>Aetobatus narinari</i>		1726,762	3,406	E/W
9	2019	Providencia	15	10	An_1	<i>Aetobatus narinari</i>		1005,306	3,340	LD/DL
9	2019	Providencia	19	8	An_2	<i>Aetobatus narinari</i>		813,027	2,882	LD/DL
9	2019	Providencia	19	8	An_2	<i>Aetobatus narinari</i>		1042,358	7,527	E/W
9	2019	Providencia	19	8	An_3	<i>Aetobatus narinari</i>		859,972	1,961	LD/DL
9	2019	Providencia	19	8	An_3	<i>Aetobatus narinari</i>		1064,975	3,270	E/W
9	2019	Providencia	20	18	An_4	<i>Aetobatus narinari</i>		318,898	13,976	LD/DL
9	2019	Providencia	20	18	An_4	<i>Aetobatus narinari</i>		506,291	5,715	E/W
9	2019	Providencia	20	18	An_5	<i>Aetobatus narinari</i>		408,602	18,577	LD/DL
9	2019	Providencia	20	18	An_5	<i>Aetobatus narinari</i>		689,821	14,807	E/W

Mes	Año	Localidad	Estación	Prof. Depth	SpID_ind	Especie	Sexo	Talla	RMS	Com.
9	2019	Providencia	20	18	An_6	Aetobatus narinari		317,301	15,297	E/W
9	2019	Providencia	20	18	An_6	Aetobatus narinari		214,041	0,922	LD/DL
9	2019	Providencia	21	20	Cp_13	Carcharhinus perezii		1676,800	1,720	LT/TL
9	2019	Providencia	21	20	Cp_14	Carcharhinus perezii		1332,362	3,251	LT/TL
9	2019	Providencia	21	20	Cp_15	Carcharhinus perezii		1736,994	1,495	LT/TL
9	2019	Providencia	22	20	Ha_11	Hypanus americanus		1192,741	17,246	LD/DL
9	2019	Providencia	5	10	Gc_7	Ginglymostoma cirratum		791,039	2,027	LT/TL
9	2019	Providencia	6	10	Cp_16	Carcharhinus perezii		1105,719	5,175	LT/TL
9	2019	Providencia	9	15	Uj_6	Urobatis jamaicensis		162,069	0,201	E/W
9	2019	Providencia	9	15	Uj_6	Urobatis jamaicensis		316,901	0,565	LD/DL
9	2019	Providencia	9	15	Ha_12	Hypanus americanus		479,144	6,340	E/W
9	2019	Providencia	9	15	Ha_12	Hypanus americanus		419,687	4,169	LD/DL
9	2019	San Andrés	12	18	Ha_13	Hypanus americanus		957,039	5,520	LD/DL
9	2019	San Andrés	16	15	Ha_14	Hypanus americanus		704,208	1,885	LD/DL
9	2018	Alburquerque	13	15	Gc_8	Ginglymostoma cirratum		1182,939	9	LT/TL
10	2018	Bolívar	1	12	Gc_9	Ginglymostoma cirratum		1302,759	0,785	LT/TL
10	2018	Bolívar	2	18	Gc_10	Ginglymostoma cirratum		1079,753	4	LT/TL
10	2018	Bolívar	3	18	Gc_11	Ginglymostoma cirratum		2189,132	7	LT/TL
10	2018	Bolívar	5	15	Gc_12	Ginglymostoma cirratum		2136,207	15	LT/TL
10	2018	Bolívar	6	14	Gc_13	Ginglymostoma cirratum	F	973,852	0,438	LT/TL
10	2018	Bolívar	6	14	Gc_14	Ginglymostoma cirratum	F	1530,865	5,116	LT/TL
10	2018	Providencia	1	24	Cp_16	Carcharhinus perezii	M	1531,967	2,052	LT/TL
10	2018	Providencia	1	24	Cp_17	Carcharhinus perezii	M	1626,207	18,228	LT/TL
10	2018	Providencia	1	24	Cp_18	Carcharhinus perezii	F	1713,048	3,378	LT/TL
10	2018	Providencia	1	24	Cp_19	Carcharhinus perezii	F	1910,761	15,713	LT/TL
10	2018	Providencia	2	20	Cp_20	Carcharhinus perezii	F	1330,706	11,060	LT/TL
10	2018	Providencia	2	20	Cp_21	Carcharhinus perezii	F	1470,822	3,865	LT/TL

Mes	Año	Localidad	Estación	Prof. Depth	SpID_ind	Especie	Sexo	Talla	RMS	Com.
10	2018	Providencia	5	19	Cp_22	Carcharhinus perezii		1398,265	2,990	LT/TL
10	2018	Providencia	5	19	Cp_23	Carcharhinus perezii	M	1559,285	0,340	LT/TL
10	2018	Providencia	5	19	Cp_24	Carcharhinus perezii	M	1477,766	5,019	LT/TL
10	2018	Providencia	5	19	Cp_25	Carcharhinus perezii	M	1658,137	3,071	LT/TL
10	2018	Providencia	5	19	Cp_26	Carcharhinus perezii	F	1515,272	7,858	LT/TL
10	2018	Providencia	6	24	Cp_27	Carcharhinus perezii	F	1685,787	7,658	LT/TL
10	2018	Providencia	6	24	Cp_28	Carcharhinus perezii	F	1388,097	13,258	LT/TL
10	2018	Providencia	6	24	Cp_29	Carcharhinus perezii	M	1515,918	0,078	LT/TL
10	2018	Providencia	6	24	Cp_30	Carcharhinus perezii	M	1642,870	0,971	LT/TL
10	2018	Providencia	7	24	Cp_31	Carcharhinus perezii	M	1612,737	3,081	LT/TL
10	2018	Providencia	7	24	Cp_32	Carcharhinus perezii	M	1557,779	1,688	LT/TL
10	2018	Providencia	7	24	Cp_33	Carcharhinus perezii	M	1743,006	10,162	LT/TL
10	2018	Providencia	9	30	Cp_34	Carcharhinus perezii	M	1504,473	6,854	LT/TL
10	2018	Providencia	9	30	Cp_35	Carcharhinus perezii	F	1458,141	3,552	LT/TL
10	2018	Providencia	11	28,1	Cp_36	Carcharhinus perezii	F	1279,979	2,150	LT/TL
10	2018	Providencia	11	28,1	Cp_37	Carcharhinus perezii	F	1562,843	0,958	LT/TL
10	2018	Providencia	11	28,1	Cp_38	Carcharhinus perezii	F	1683,936	4,712	LT/TL
10	2018	Providencia	11	28,1	Cp_39	Carcharhinus perezii	M	1597,417	1,551	LT/TL
10	2018	Providencia	13	10	Cp_40	Carcharhinus perezii	F	1535,074	4,827	LT/TL

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En este trabajo se presentan de manera descriptiva los datos recopilados de presencia y tamaños de los peces cartilaginosos *más comunes en cuatro localidades de la RBS*. Se evidencia una alta variación en la frecuencia de avistamiento de las especies evaluadas entre localidades relativamente cercanas entre sí. La información recogida indica que los dos sexos alcanzan tallas promedios similares en *Carcharhinus perezii*, pero que los ejemplares con mayores tallas son hembras. Por su parte, los machos pequeños de esta especie no parecen ocupar el área muestreada. Mientras tanto, en el caso de *Ginglymostoma cirratum* parece ocurrir cierta segregación sexual, indicada por la ausencia de machos. Estos resultados resaltan la importancia de continuar los esfuerzos para el levantamiento de información de este grupo altamente amenazado y así reconocer y entender mejor las diferencias en tallas y ocurrencias de acuerdo con localidades y especies, lo cual permitirá establecer estrategias de conservación eficientes y particulares para cada especie.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la CCO, a la Universidad del Valle y a la Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe. Contribución N°. 574 del Instituto de Estudio de las Ciencias del Mar (Cecimar), Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe.

FUENTE FINANCIADORA

CCO, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Universidad del Valle, Universidad Nacional de Colombia y recursos propios.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización, N. R., A. P. S., J. T. y A. A. P.; metodología, N.R.; software, N. R.; validación, N. R.; análisis, N. R.; investigación, N. R., A. P. S., J. T. y A. A. P.; recursos, N. R., A. P. S., J. T. y A. A. P.; curación de datos, N. R.; redacción-preparación del borrador original, N. R.; redacción-revisión y edición N. R., A. P. S., J. T. y A. A.; visualización, N. R., A. P. S., J. T. y A. A.; supervisión, N.R., A. P. S., J. T. y A. A.; administración del proyecto, N. R., A. P. S., J. T. y A. A.; consecución de fondos, N. R., A. P. S., J. T. y A. A. Todos los autores han leído y aceptado la versión publicada del manuscrito.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abril-Howard, A.; Bolaños-Cubillos, N.; Machacón, I.; Lasso, J.; Gómez, D. I.; Ward, V. (2012a). Actualización del conocimiento de los ecosistemas marinos en la Reserva de Biósfera Seaflower, con énfasis en las islas de San Andrés y Providencia. En: D. I. Gómez-López (Ed.), *Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower*. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (pp. 129-157). Invemar - Coralina.
- Abril-Howard, A.; Orozco, C. T.; Bolaños-Cubillos, N.; Bent, H. H. (2012b). Primera aproximación al conocimiento de las comunidades coralinas de los complejos arrecifales de Serranilla, Bajo Alicia y Bajo Nuevo-Colombia, sección norte de la Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe occidental. *Revista Ciencias Marinas Costeras*, 4, 51-65. <https://doi.org/10.15359/revmar.4.3>
- Auster, P. J.; Estes, J. A.; Coleman, F. C. (2013). Species interactions in marine communities: the invisible fabric of nature. *Bulletin of Marine Science*, 89(1), 3-9. <https://doi.org/10.5343/bms.2012.1051>
- Bolaños-Cubillos, N.; Abril-Howard, A.; Bent Hooker, H.; Caldas, J. P.; Acero, P., A. (2015). Lista de peces conocidos del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe occidental colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 44(1), 127-162. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2015.44.1.24>
- Carlson, J. *et al.* (2020). Southern stingray *Hypanus americanus*. The IUCN Red List of Threatened Species: e.T181244884A104123787. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T181244884A104123787.en>.
- Carlson, J. *et al.* (2021a). Yellow stingray *Urobatis jamaicensis* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species: e.T60109A206646540. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T60109A206646540.en>.
- Carlson, J. *et al.* (2021b). Caribbean reef shark *Carcharhinus perezii*. The IUCN Red List of Threatened Species: e.T60217A3093780. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T60217A3093780.en>.

- Carlson, J. et al. (2021c). Atlantic nurse shark *Ginglymostoma cirratum*. The IUCN Red List of Threatened Species: e.T144141186A3095153. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T144141186A3095153.en>.
- Compagno, L. J. V. (1984). *FAO Species Catalogue*. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 1 - Hexanchiformes to Lamniformes. FAO Fish. Synop. 125(4/1), 1-249. Rome, FAO.
- Dulvy, N. K. et al. (2021). *Whitespotted eagle ray Aetobatus narinari*. (amended version of 2021 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T42564343A201613657. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-2.RLTS.T42564343A201613657.en>.
- Ferretti, F.; Worm, B.; Britten, G. L.; Heithaus, M. R.; Lotze, H. K. (2010). Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters*, 13, 1055-1071, <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01489.x>
- Heupel, M. R.; Knip, D. M.; Simpfendorfer, C. A.; Dulvy, N. K. (2014). Sizing up the ecological role of sharks as predators. *Mar Ecol Prog Ser* 495, 291-298, <https://doi.org/10.3354/meps10597>
- Hughes, T. P.; Barnes, M. L.; Bellwood, D. R.; Cinner, J. E.; Cumming, G. S.; Jackson, J. B.; Kleypas, J.; Van De Leemput, I. A.; Lough, J. M.; Morrison, T. H. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546(7656), 82-90. <https://doi.org/10.1038/nature22901>
- Last, P.; Naylor, G.; Manjaji-Matsumoto, B. (2016). A revised classification of the family Dasyatidae (Chondrichthyes: Myliobatiformes) based on new morphological and molecular insights. *Zootaxa*, 4139 (3), 345. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4139.3.2>
- López-Angarita, J.; Villate-Moreno, M.; Díaz, J. M.; Cubillos-M, J. C.; Tilley, A. (2021). Identifying nearshore nursery habitats for sharks and rays in the Eastern Tropical Pacific from fishers' knowledge and landings. *Ocean & Coastal Management*, 213: 105825. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105825>.
- Rivas, N.; Acero P., A.; Tavera, J. (2022). *Spatial variation of parrotfish assemblages at oceanic islands in the western Caribbean: evidence of indirect effects of fishing?* *PeerJ*, 10, e14178, <https://doi.org/10.7717/peerj.14178>
- Rivas, N.; Acero, P., A.; Tavera, J. (2023). Estéreo-video operado por buzos: una potente herramienta para realizar estudios comparativos de tallas de peces marinos. *Colección Jorge Álvarez Lleras Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 45, 231-238.
- Rodríguez-Barragán, M. E. (2020). *Shark and predatory fish relative abundance in three locations of the SeaFlower Biosphere reserve using BRUVS*. Tesis: biología, Universidad de los Andes. <https://repositorio.uniandes.edu.co/server/api/core/bitstreams/6881366e-3541-4154-857b-8759f423dc1b/content>
- Roff, G.; Doropoulos, C.; Rogers, A.; Bozec, Y-M.; Krueck, N. C.; Aurellado, E.; ... Mumby, P.J. (2016). The ecological role of sharks on coral reefs. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(5), 395-407. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.014>
- Ruppert, J. L. W.; Travers, M. J.; Smith, L. L.; Fortin, M-J.; Meekan, M. G. (2013). Caught in the middle: Combined impacts of shark removal and coral loss on the fish communities of coral reefs. *PLoS ONE* 8(9), e74648. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074648>
- Simpfendorfer, C.; Heithaus, M.; Heupel, M.; Macneil, A.; Meekan, M.; Harvey, E.; ... Chapman, D. (2023). Widespread diversity deficits of coral reef sharks and ray. *Science* 380, 1155-1160, [10.1126/science.ade4884](https://doi.org/10.1126/science.ade4884) <https://doi.org/10.1126/science.ade4884>
- Souter, D.; Planes, S.; Eicquart, J.; Logan, M.; Obura, D. ; Staub, F. (2021). *Status of coral reefs of the world: 2020*. Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN) / International Coral Reef Initiative (ICRI). <https://doi.org/10.59387/WOTJ9184>

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

PNN Old Providence McBean Lagoon: evidencias de refugio para especies de peces amenazadas y de herbívoros durante la Expedición Seaflower 2019

PNN Old Providence McBean Lagoon: Evidences of refuge for threatened and herbivorous fishes during Seaflower Expedition 2019

DOI: <https://doi.org/10.26640/22159045.2023.647> Fecha de recepción: 2024-08-27 / Fecha de aceptación: 2024-09-30

Julián Prato¹, Adriana Santos-Martínez², Diana Castaño³, John Carvajal⁴

CITAR COMO:

Prato, J.; Santos-Martínez, A.; Castaño, D.; Carvajal, J. (2024). PNN Old Providence McBean Lagoon: evidencias de refugio para especies de peces amenazadas y de herbívoros durante la Expedición Seaflower 2019. *Boletín Científico CIOH*, 43(2), 57-70. <https://doi.org/10.26640/22159045.2023.647>

RESUMEN

El Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon (PNN OPMBL) fue creado con propósitos como el de conservar ecosistemas y especies clave que aporten a la productividad pesquera local y regional. La sobrepesca y pérdida de hábitat han puesto en amenaza de extinción a diversas especies de peces de interés comercial y algunos peces herbívoros. El PNN OPMBL puede constituir un importante refugio para estas especies en cumplimiento con sus objetivos de conservación. Durante la Expedición Seaflower 2019 a la isla de Providencia se evaluó la riqueza, abundancia y biomasa de la comunidad íctica dentro y fuera del Parque. En la estación PNN OPML dentro del Parque se registraron 16 especies de peces categorizadas como amenazadas, quince (15) de ellas incluidas en el Libro Rojo de Peces Marinos de Colombia, tanto la biomasa como la abundancia y densidad de dichas especies fueron superiores a los registrados para otros sitios fuera del Parque. La biomasa de peces herbívoros, considerados importantes para la resiliencia de arrecifes coralinos por su papel ecológico, fue también mayor dentro del Parque. Estos resultados demuestran el importante papel de estas áreas para proteger especies objeto de conservación y para aportar a la sustentabilidad natural y social.

PALABRAS CLAVE: peces marinos; áreas marinas protegidas; conservación; refugio biodiversidad; Caribe colombiano

ABSTRACT

The Old Providence McBean Lagoon National Natural Park (PNNOPMBL) was created with purposes such as conserving ecosystems and key species that contribute to local and regional fishing productivity. Overfishing and habitat loss have threatened several commercial fish species and some herbivorous fish.

¹ ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4409-0792>. Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe. Corporación Centro de Excelencia en Ciencias del Mar-CEMarin. Correo electrónico: jprato@unal.edu.co

² ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7800-3656>. Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe. Correo electrónico: asantosma@unal.edu.co

³ ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6618-9676>. Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe. Correo electrónico: dcastano@unal.edu.co

⁴ ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3934-2070>. Universidad Nacional de Colombia - Sede Caribe. Correo electrónico: jocarvajalg@unal.edu.co

The PNNOPMBL can constitute an important refuge for these species in fulfillment of their conservation objectives. During the 2019 Seaflower Expedition in Providencia Island, the richness, abundance, size ranges and biomass of the fish community were evaluated inside and outside the park. In the PNNOPML station within the Park, 16 species of fish categorized as threatened were registered, 15 of them included in the red book of fish in Colombia, the biomass, abundance and density of these species were higher than those registered for other sites outside the Park. The biomass of herbivorous fish considered important for the resilience of coral reefs due to their ecological role was also higher within the Park. These results demonstrate the important role of these areas to protect species under conservation and contribute to natural and social sustainability.

KEYWORDS: marine fish; marine protected areas; conservation; biodiversity refuge; Colombian Caribbean

INTRODUCCIÓN

El Sistema Nacional de Parques Nacionales Naturales (SN PNN) tiene como objetivo proteger la biodiversidad, conservando especies y ecosistemas importantes para el bienestar humano. El PNN OPMBL ubicado dentro de la Reserva de la Biósfera Seaflower (RBS), incluye ecosistemas marinos como manglares, pastos y arrecifes coralinos, así como especies de vertebrados e invertebrados marinos que son objetos de conservación incluidos en el plan de manejo del Parque, que además cuenta con conectividad natural desde el bosque seco tropical hasta el mar abierto.

Las áreas marinas protegidas (AMP) son una propuesta de las Naciones Unidas para conservar la vida del planeta Tierra y para recuperar las áreas impactadas o las especies agotadas (PNUMA, 2019). Permiten recuperar la biomasa de los *stocks* cuando la sobrepesca y los impactos ambientales han colapsado los principales recursos pesqueros (Worm *et al.*, 2006; Pauly, 2010; Pauly y Zeller, 2016), y aumentar su productividad por el efecto de rebose (Roberts, Bohnsack, Gell, Hawkins y Goodridge, 2001; Prato y Newball, 2016). Pauly, Alder, Bennett, Christensen, Tyedmers, y Watson (2003) destacan el manejo adecuado de las AMP como una de las acciones requeridas para mantener la sustentabilidad ambiental para las pesquerías y seguridad alimentaria.

Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2018), el 80 % de las poblaciones pesqueras han sido plenamente explotadas, sobreexplotadas o agotadas. En Colombia los indicadores de producción presentan tendencia a la baja, en gran parte por sobrepesca (Rueda *et al.*, 2018; Escobar,

Viloria, Girón y Rueda, 2019), en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina los análisis pesqueros presentan igualmente tendencia decreciente asociada a sobrepesca, pérdida de hábitat o pesca ilegal (Santos-Martínez y Rojas Archbold, 2019a; Santos-Martínez, Castaño Giraldo, Morales-de-Anda, Prato, Echeverry-Hernández y Cupul-Magaña, 2019b).

La sobrepesca en el Caribe es además considerada uno de los factores que afecta ampliamente los arrecifes de coral y sus servicios ecosistémicos (Burke, Reyntar, Spalding y Perry, 2011). En la isla de Providencia peces de interés comercial como los meros y las chernas se han visto afectados por la sobrepesca, llegando a quedar en riesgo de extinción; debido a su escasez se ha transferido la presión pesquera a peces de niveles tróficos más bajos como los herbívoros, dejando varias especies de peces loro en peligro de extinción (Chasqui *et al.*, 2017). Lo anterior conlleva a ciclos de deterioro arrecifal con aumento en coberturas de algas y pérdida de cobertura coralina conocidos como cambios de fase (Mumby, Flower, Chollett, Stephen, Yves-Marie y Fitzsimmons, 2014), que agravan aún más las pérdidas de coberturas coralinas del 80 % reportadas para el Caribe desde los años 70 (Gardner, Côté, Gill, Grant y Watkinson, 2003), y generan considerables pérdidas de hábitat para peces arrecifales de importancia comercial, herbívoros e invertebrados. La alta dependencia de los ecosistemas marinos para la seguridad alimentaria en territorios insulares oceánicos como el archipiélago de San Andrés Providencia y Santa Catalina, hacen que las AMP como el PNN OPMBL tomen mayor relevancia para el bienestar humano y para la resiliencia misma de los ecosistemas estratégicos marinos.

En esta investigación desarrollada por la Universidad Nacional de Colombia (UNAL) - Sede Caribe, en el marco del Proyecto de Valoración de Servicios Ecosistémicos de Arrecifes Aledaños a las Islas de Providencia y Santa Catalina, y dentro de los proyectos desarrollados por las expediciones científicas Seaflower, coordinadas por la Comisión Colombiana del Océano (CCO), se buscó evaluar las características de la comunidad de peces en sitios con condiciones similares en la isla de Providencia, uno de ellos protegidos por el Parque Nacional (PNN OPMBL) y otro sin la protección del AMP, para determinar posibles diferencias entre atributos (abundancia, biomasa) de la comunidad íctica, en especial de los grupos de especies que han sido categorizadas con distintos grados de amenaza de extinción en Colombia o en listados internacionales definidas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (disponible en línea en: IUCN Red List of Threatened Species) (NT, VU, EN, CR) o por el libro Rojo de Peces Marinos de Colombia (Chasqui et al., 2017); así como también posibles diferencias en la biomasa del grupo de peces herbívoros que puedan estar relacionadas al factor de protección especial que ofrece el AMP. Adicionalmente, se compararon los resultados de ambos sitios de Providencia con un sitio de muestreo en la isla de San Andrés que no hace parte del AMP McBean Lagoon, que además puede estar expuesto a mayor presión pesquera dada la mayor densidad poblacional de la isla de San Andrés.

ÁREA DE ESTUDIO

La RBS fue declarada por el programa *Man and Biosphere* de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (Unesco) en el año 2000. Se encuentra en el Caribe Occidental de Colombia, abarcando todo el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Con un área total de 180 000 km², incluye nueve islas arrecifales, bancos sumergidos, cayos de arena habitados y estructuras como atolones (Coralina-Invemar, 2012). Se destaca por sus extensos arrecifes coralinos, praderas de pastos marinos, manglares y bosques secos tropicales. Además, protege más de 2 300 especies marinas y es parte del *hotspot* de arrecifes del Caribe Occidental; posee cerca del 77 % de los arrecifes coralinos de

Colombia (Coralina-Invemar, 2012). La población de personas que habita en las islas archipiélago, incluyendo San Andrés y Providencia, recibe valiosos beneficios de los ecosistemas marinos en un territorio compuesto en un 99 % por el mar, con múltiples beneficios de los servicios ecosistémicos aportados por el maritorio y sus ecosistemas, que son la base para el bienestar y la economía en el departamento más grande de Colombia (Prato y Newball, 2016).

El PNN Old Providence McBean Lagoon es un área protegida clave a nivel nacional, del Caribe oceánico colombiano. Se encuentra ubicado en las islas de Providencia y Santa Catalina, y fue declarado AMP en 1995. Desde el año 2000 forma parte de la RBS, y desde el 2004 también hace parte de las AMP del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Este PNN se extiende por 1 613.9 hectáreas y presenta una combinación única de belleza natural y biodiversidad. En su porción marina destaca parte de la barrera de arrecife que protege las costas de la isla de Providencia, y más al norte una formación de barrera discontinua, formada por múltiples montículos submarinos, conocida como los 'Pináculos', cubiertos en general por el coral de fuego (*Millepora complanata*) en su parte superior expuesta al oleaje. Este arrecife de coral, junto con la laguna arrecifal ubicada frente al manglar de McBean, genera una espectacular gama de colores, que se conoce comúnmente como 'El Mar de los Siete Colores'. El PNN OPML tiene como objetos de conservación la protección de varios elementos clave como los ecosistemas estratégicos de arrecifes de coral y pastos marinos, así como de especies de peces amenazadas, como algunas pertenecientes al grupo de meros y chernas, el cual es uno de los ocho (8) objetos de conservación priorizados en el plan de manejo del PNN OPMBL (Recuperado en línea de <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2019/12/Cartilla-Old-providence-ESPANOL.pdf>).

METODOLOGÍA

Con el fin de evaluar el papel del PNN OPMBL para la conservación de especies amenazadas de peces de interés comercial (como meros y chernas) y con función ecológica clave para la resiliencia coralina (peces herbívoros), durante la

Expedición Científica Seaflower 2019 a las islas de Providencia y Santa Catalina se realizaron censos visuales de peces, de acuerdo con la metodología de World Wildlife Fund (WWF, 2006). En cada sitio de muestreo se realizaron cinco transectos (n=5) de banda de 50 m x 2 m (total 500m²) en cada sitio de muestreo. Durante los censos de peces se registró la cantidad de individuos por especie (abundancia), y los rangos de tallas de cada individuo registrado. Con esta información se calculó el número de especies registrado (riqueza) y la biomasa la cual se puede estimar a partir del número de individuos por especie, el rango de talla de estos individuos y ecuaciones alométricas específicas para cada especie disponibles en FishBase (<https://fishbase.se/home.htm>), usando las bases de datos y metodología propuestas en WWF (2006).

Los censos visuales de peces se realizaron en dos sitios de muestreo ubicados en arrecifes periféricos de barlovento (este de Providencia), a profundidades similares (8 m – 11 m), de manera que un sitio quedó ubicado dentro del PNN OPML y el otro más al norte, ubicado por fuera del Parque (Provout). Adicionalmente, con la misma metodología, se realizaron censos visuales de peces en la isla de San Andrés, en el sector de bajo Bonito (9 m - 12 m) (Sanandr) (Tabla 1).

Las especies de peces registradas durante los muestreos fueron buscadas en listados internacionales y nacionales para determinar si estaban categorizadas bajo algún grado de amenaza de extinción (NT, VU, EN, CR) en Colombia en el libro Rojo de Peces Marinos de Colombia (Chasqui *et al.*, 2017) o listados internacionales

definidas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (disponible en línea en: <https://www.iucnredlist.org/en>).

Como atributos principales de la comunidad íctica se evaluaron la abundancia y biomasa de peces en general, para luego realizar énfasis en el grupo de especies categorizadas en grado de amenaza de extinción y para el grupo de peces herbívoros, incluyendo peces cirujanos (Acanthuridae) y loros (Scaridae), principalmente.

De acuerdo con el propósito particular de esta investigación, los grupos de interés de especies de peces amenazadas y peces herbívoros fueron analizados mediante pruebas estadísticas para evaluar posibles diferencias entre los sitios analizados en cuanto a la abundancia o biomasa. Se aplicaron pruebas de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) para evaluar viabilidad de uso y selección de métodos paramétricos como Anova, o no paramétricos; al no encontrar distribución normal en los datos, se decidió emplear métodos no paramétricos como Kruskal-Wallis y análisis pareados de Wilcoxon, utilizando el software libre R y R-Studio (Zar, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante los muestreos se encontró que en la estación ubicada dentro del PNN OPML se registró una mayor riqueza que en la estación Provout, el número de especies encontradas en estas dos estaciones fue a su vez notablemente mayor a las registradas en Sanandr. La abundancia total y densidad de peces en PNN OPML duplicó la encontrada en los otros dos sitios (Tabla 1).

Tabla 1. Ubicación de las estaciones de muestreo y resultados generales de la comunidad de peces registrada en los censos visuales (n=5) realizados en cada estación.

Ítem / Estación	Pnnopml	Provout	Sanandr
Coordenadas	N 13°23'26.7" W 81°20'19.6"	N 13°25'46.4" W 81°20'07.4"	N 12°35'12.5" W 81°43'15.19"
Profundidad (m)	8-11	8-10	8-11
Total individuos	3717	1047	1548
Densidad (ind/100m ²)	743	209	309
Biomasa total (g)	560117	117336	82768
Biomasa por área (g/100m ²)	112023	132686	16553
Total número de especies	136	105	32

En la estación dentro del AMP del PNN OPMBL se registraron 136 especies, de las cuales 16 corresponden a especies amenazadas; catorce (14) clasificadas en distintas categorías de amenaza definidas por la Unión Internacional

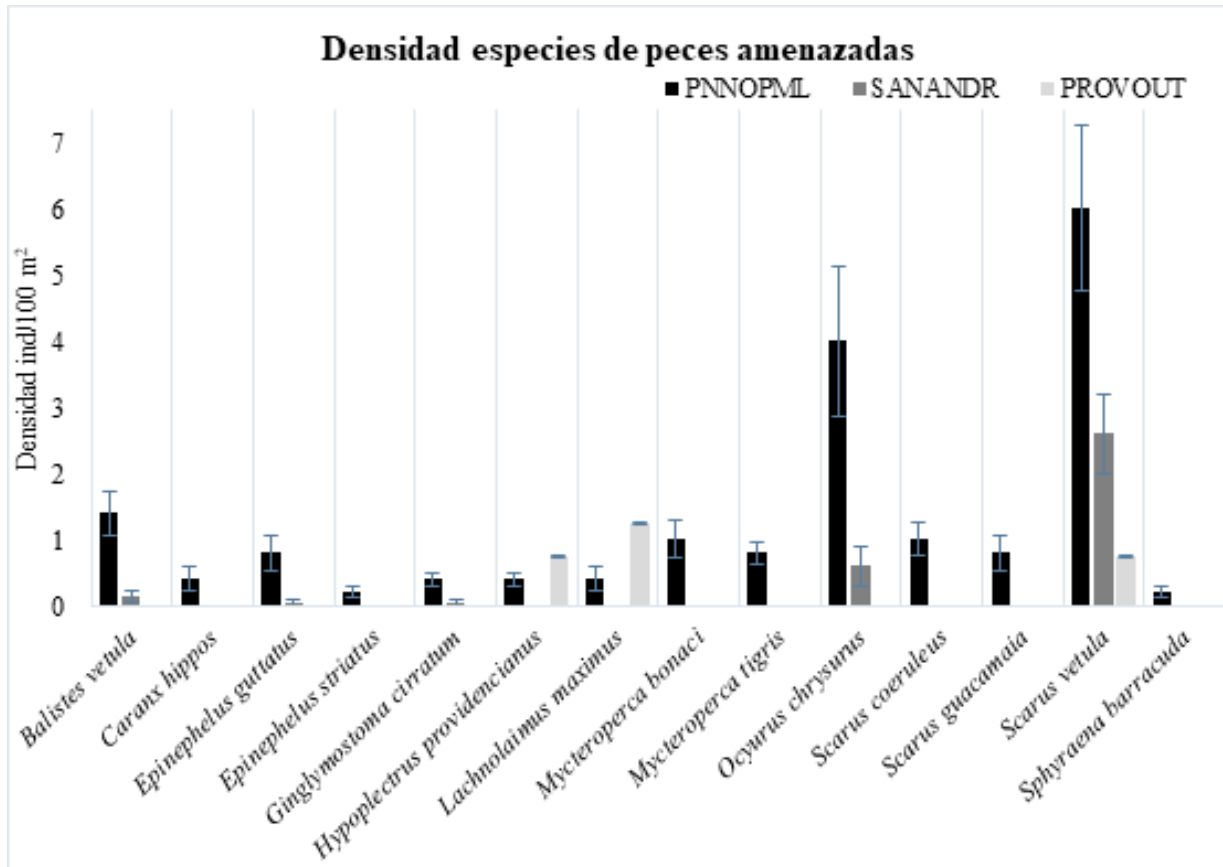
para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (disponible en línea en: IUCN Red List of Threatened Species) (NT, VU, EN, CR) y quince (15) por el Libro Rojo de Peces Marinos de Colombia (Chasqui *et al.*, 2017) (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia, densidad y biomasa promedio de las especies catalogadas bajo categorías de amenaza de acuerdo con la UICN y/o el Libro Rojo de Peces Marinos de Colombia (Chasqui *et al.*, 2017), registradas durante la Expedición Seaflower 2019 en la estación Pnnopml dentro del PNN Old Providence McBean Lagoon.

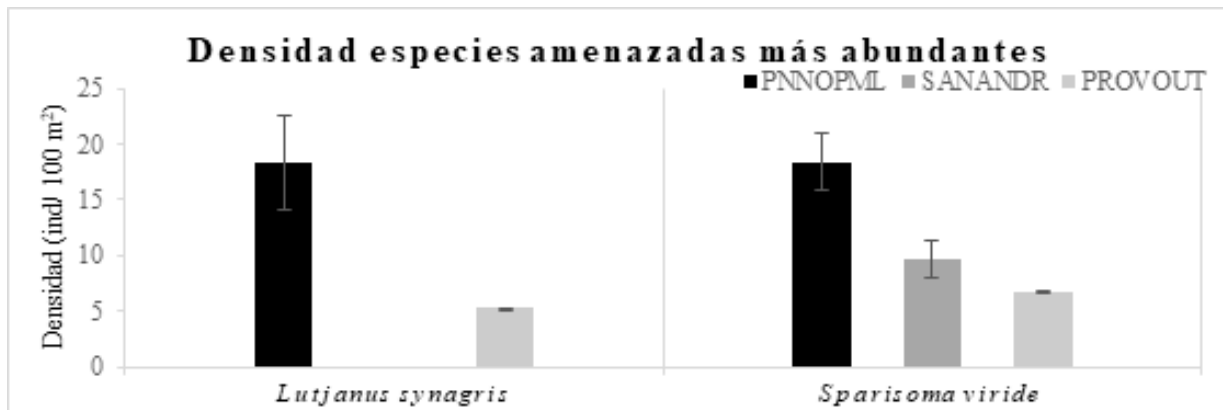
Especie	Abundancia (Ind/500m ²)	Densidad (Ind/100m ²) ± EE	Biomasa (g/100m ²) ± EE	Categoría UICN	Categoría Libro Rojo Peces Marinos de Colombia
<i>Balistes vetula</i>	7	1.4 ± 0.3	1282.4 ± 254.7	VU	EN
<i>Caranx hippos</i>	2	0.4 ± 0.2	3048.0 ± 1363.1	LC	VU
<i>Epinephelus guttatus</i>	4	0.8 ± 0.3	193.4 ± 63.0	NT	NT
<i>Epinephelus striatus</i>	1	0.2 ± 0.1	121.1 ± 54.2	CR	CR
<i>Ginglymostoma cirratum</i>	2	0.4 ± 0.1	1561.4 ± 427.6	VU	VU
<i>Hypoplectrus providencianus</i>	2	0.4 ± 0.1	0.01 ± 0.01	LC	NT
<i>Lachnolaimus maximus</i>	2	0.4 ± 0.2	714.1 ± 319.4	EN	EN
<i>Lutjanus synagris</i>	92	18.4 ± 4.2	3003.6 ± 794.9	NT	LC
<i>Mycteroperca bonaci</i>	5	1 ± 0.3	428.4 ± 150.7	VU	EN
<i>Mycteroperca tigris</i>	4	0.8 ± 0.2	756.7 ± 158.3	NT	NT
<i>Ocyurus chrysurus</i>	20	4 ± 0.1	9916.8 ± 2804.9	NT	NT
<i>Scarus coeruleus</i>	5	1 ± 0.2	1581.9 ± 341.3	EN	EN
<i>Scarus guacamaia</i>	4	0.8 ± 0.2	2770.5 ± 1132.1	VU	EN
<i>Scarus vetula</i>	30	6.0 ± 1.1	1819.8 ± 319.8	NT	NT
<i>Sparisoma viride</i>	92	18.4 ± 2.5	3149.1 ± 384.4	NT	NT
<i>Sphyraena barracuda</i>	1	0.2 ± 0.1	209.6 ± 93.8	NT	NT

Dentro de las especies registradas en Pnnopml se destaca *Epinephelus striatus*, catalogada como 'En Peligro Crítico' (CR), con riesgo de extinción extremadamente alto en estado silvestre; así como *Mycteroperca bonaci* y *M. tigris*, las cuales hacen parte del grupo de meros y chernas amenazados (Tabla 2), grupo que se enfatiza debido a que es uno de los ocho (8) objetos de

conservación priorizados en el plan de manejo del PNN OPMBL (Recuperado en línea de <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2019/12/Cartilla-Old-providence-ESPANOL.pdf>). Estas especies únicamente estuvieron presentes en la estación dentro del AMP PNN, con densidades de 0.2 ind/m², 1.0 ind/m² y 0.8 ind/m², respectivamente (Fig. 1).



A.



B.

Figura 1. Densidades promedio de peces pertenecientes a especies amenazadas registradas en estaciones de muestreo dentro y fuera del AMP PNN OPMBL. **A.** Especies amenazadas. **B.** Especies amenazadas más abundantes.

La presencia de especies amenazadas de meros y chernas, así como del lábrido conocido como pargo pluma (*L. maximus*), jureles (*C. hippos*) y barracudas (*S. barracuda*), además de demostrar la importancia del Parque para la conservación de la biodiversidad, demuestra también su importancia socio-económica al ser un reservorio de especies importantes para seguridad y soberanía alimentaria para el consumo local y con interés comercial. De esta manera el AMP no solo aporta refugio a estas especies importantes para la soberanía alimentaria, sino que también puede tener potencial para generar un efecto de rebose reconocido para algunas AMP (Roberts *et al.*, 2001), el cual podrá ser evaluado más a fondo en próximas investigaciones.

Martínez-Viloria *et al.* (2014) entrevistaron a 49 pescadores, quienes confirmaron aprovechar recursos hidrobiológicos dentro del PNN OPMBL mediante buceo y línea de mano, reconociendo la importancia del AMP para su bienestar. Lo anterior es muy importante ya que la pesca artesanal al interior del Parque representa el 52.9 % de los desembarcos en las islas de Providencia y Santa Catalina (Cano, Ward y Posada, 2007), y ya que estas islas oceánicas se encuentran a más de 200 km del continente centroamericano y a más de 700 km del puerto más cercano en Cartagena, de manera que los recursos pesqueros locales son vitales para la seguridad alimentaria y bienestar en estos territorios insulares del Caribe.

En relación con los sitios fuera del parque (Provout y Sanandr), se encontró que siete (7) de las 16 especies amenazadas registradas dentro del Parque estuvieron ausentes en ambos sitios de muestreo sin la protección del AMP; en general, con menores valores de abundancia que en el sitio evaluado dentro del AMP (Fig. 1).

Tan solo dos de estas especies estuvieron presentes en todas las estaciones. La densidad de peces registrada para catorce (14) de estas especies amenazadas fue mayor en la estación dentro del Parque (Figura 1).

Los resultados de la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis confirmaron diferencias significativas en la abundancia de las especies de peces amenazadas entre los sitios evaluados (chi-cuadrado = 16.09, df = 2, p-value = 0.00032*). Las pruebas pareadas de Wilcoxon mostraron diferencias significativas de la abundancia de especies amenazadas entre el AMP y las otras dos locaciones por fuera del AMP, confirmando mayores valores de abundancia para estas especies en la estación dentro del AMP. Asimismo, para la abundancia de especies amenazadas, las pruebas estadísticas muestran que no hay diferencias significativas entre la estación de muestreo fuera del AMP en Providencia y la ubicada en San Andrés (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados de pruebas pareadas de Wilcoxon, las diferencias significativas se presentan en negrilla*, para valores de p menores a 0.05 ($p < 0.05$).

Sitio	Pnnopml	Provout
Provout	0.0010*	–
Sanandr	0.0044*	0.4534

Se destacó dentro del AMP Pnnopml la presencia de especies de peces herbívoros que cumplen un papel ecológico importante para la resiliencia de arrecifes de coral como *Scarus guacamaia* y *S. coeruleus* (Fig. 1), que no fueron observados en las otras dos estaciones y consideradas escasas o ausentes en varios sitios del Archipiélago, como en la isla Cayos de Serranilla, isla Cayos Bajo Nuevo y bajo Alicia (Bent Hooker, Abril-Howard, Bolaños-Cubillos y Taylor-Jay, 2012; Bolaños-Cubillos, Abril-Howard, Bent-Hooker, Caldas y

Acero, 2015) y San Andrés (Sierra-Rozo, Santos-Martínez y Acero, 2012).

Las especies de peces loro (Labridae, Scarinae) de tallas grandes y medias catalogadas en distintos niveles de riesgo como *Scarus coeruleus* (EN), *S. guacamaia* (EN), *S. vetula* (NT) y *Sparisoma viride* (NT) estuvieron presentes con mayor abundancia y densidad dentro del PNN OPMBL (Fig. 1), lo cual resalta la importancia del AMP para su protección, ya que según Chasqui *et al.* (2017),

estas poblaciones se han reducido en más de un 50 % y en algunas locaciones están ausentes, principalmente por la sobrepesca dirigida, pesca ilegal (Castaño, Morales-de-Anda, Prato, Cupul-Magaña, Echeverry y Santos-Martínez, 2021) al declive de otras especies de interés comercial como meros y chernas, y a procesos de pérdida de hábitat.

Otros estudios muestran también la ausencia o baja abundancia de peces loro de grandes tallas. Castaño (2024) encontró una ausencia total de *S. coelestinus* en censos de peces realizados entre 2013 y 2019, y solo cinco (5) observaciones de *S. guacamaia* en un total de 137 transectos (100 m² cada uno, totalizando 13.700 m² muestreados) en cuatro sitios de monitoreo en los arrecifes occidentales y la laguna arrecifal, al este de la isla de San Andrés. Por otro lado, estudios previos basados en 348 censos visuales, realizados entre 1997 y 2004, en 17 territorios del Gran Caribe, observaron una ausencia general de peces loro de tallas grandes (Vallés y Oxenford, 2014).

Estas especies son también notablemente raras en otras islas de la RBS, según varios autores (Bolaños-Cubillos, 2006; Abril-Howard, Bolaños-Cubillos y Bent-Hooker, 2010; Bolaños-Cubillos, Bent, Abril, Sánchez, Howard y Taylor, 2010; Acero, Bent-Hooker, Maya, Santos-Martínez y Sierra Roza, 2011; Bent *et al.*, 2012; Bruckner, 2012; Vega-Sequeda, Díaz-Sánchez, Gómez-Campo, López-Londoño, Díaz-Ruiz y Gómez-López, 2015), en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina era posible observar individuos adultos de especies de peces loro de tallas grandes; sin embargo, en los últimos diez años *han sido pescados selectivamente y, actualmente, es raro ver adultos de S. guacamaia* en todo el estado insular. Algunos de estos autores mencionaron que la escasez de varias especies de peces arrecifales tradicionalmente explotadas, como los pargos y los meros, pueden haber aumentado la presión pesquera sobre peces herbívoros de grandes tallas como *S. coeruleus* y *S. guacamaia*,

que han sido directamente capturadas para el consumo humano, afectando tanto a adultos como a juveniles. En consecuencia, estas especies han experimentado una disminución significativa en abundancia y biomasa, y a menudo están ausentes en la mayoría de las localidades (Chasqui *et al.*, 2017; Rivas y Tavera, 2022). Teniendo en cuenta lo anterior, la presencia y mayor abundancia de especies de peces loro de grandes tallas dentro del AMP PNN OPMBL demuestra su importancia para la conservación de estas especies en el Caribe y en la RBS.

Estas especies de peces loro, debido a su mayor tamaño, pueden tener mayor capacidad de herbivoría, siendo especies clave para el control de algas y recuperación de los ecosistemas arrecifales luego de perturbaciones (Adam, Schmitt, Holbrook, Edmunds, Carpenter y Bernardi, 2011) y, por ende, importantes para la resiliencia de los arrecifes de coral (Jackson, 1997; Bonaldo, Hoey y Bellwood, 2014; Plass-Johnson, Ferse, Jompa, Wild y Teichberg, 2015) y para contribuir al buen estado de los arrecifes coralinos del Archipiélago, Seaflower y del PNN OPMBL.

Además de las especies de peces herbívoros de tallas grandes, en general, los herbívoros arrecifales son importantes para controlar las comunidades de macroalgas (Adam *et al.*, 2011; Holbrook, Schmitt, Adam y Brooks, 2016), así como para procesos ecológicos importantes como bioerosión, producción y transporte de sedimentos y provisión de espacio para el asentamiento de corales, entre otros (Bellwood, 1996; Bruggemann, Van Kessel, Van Rooij y Breeman, 1996; Bonaldo *et al.* 2014).

Por esta razón, la abundancia, densidad y biomasa de peces herbívoros resulta ser relevante para la conservación de los arrecifes coralinos, otro de los objetos de conservación del PNN OPMBL. En la Tabla 4 se presentan los valores de densidad y biomasa de peces herbívoros de los *taxa* Acanthuridae (peces cirujano) y Scarinae (peces loro).

Tabla 4. Densidad y biomasa de peces herbívoros (Acanthuridae y Scarinae) en sectores dentro y fuera del parque PNN OPMBL.

Especie / Estación	Densidad (ind/100m ²)			Biomasa promedio (g/100m ²)		
	Pnnopml	Provout	Sanandr	Pnnopml	Provout	Sanandr
<i>Acanthurus tractus</i>	32.8	7	3	8741.5	1389.4	445.6
<i>Acanthurus chirurgus</i>	2.8	0	0.6	212.6	0.0	45.6
<i>Acanthurus coeruleus</i>	70.4	14.2	4	18938.0	2580.2	1218.1
<i>Scarus coelestinus</i>	0	0	0	0	0.0	0.0
<i>Scarus coeruleus</i>	1.0	0	0	1582.0	0.0	0.0
<i>Scarus guacamaia</i>	0.8	0	0	2770.6	0.0	0.0
<i>Scarus iseri</i>	18.4	4.8	6	910.7	317.7	577.6
<i>Scarus taeniopterus</i>	27.0	16	39.8	2172.6	640.3	5785.7
<i>Scarus vetula</i>	6	0.6	5	1819,8	40.4	453.7
<i>Sparisoma atomarium</i>	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	9.4	4	9.4	938.1	189.3	1326.5
<i>Sparisoma chrysopterygum</i>	4.8	0.8	0.4	512.5	525.1	204.9
<i>Sparisoma radians</i>	1.6	0	0	292.4	0.0	0.0
<i>Sparisoma rubripinne</i>	13.4	0	0	3277.1	0.0	0.0
<i>Sparisoma viride</i>	18.4	5.4	6.8	3149.2	607.4	1340.6

De manera general se observó que para todas las especies, excepto *S. taeniopterus* y *S. aurofrenatum*, la densidad de estos peces fue mayor dentro del AMP Parque (Pnnopml) que fuera de él (Provout) y que en San Andrés (Sanandr) (Tabla 4).

La prueba estadística de Kruskal-Wallis confirmó que la abundancia de peces herbívoros fue superior en el sitio dentro del AMP que en los otros dos sitios ($\chi^2 = 7.3417$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.03$); al tiempo que las pruebas pareadas de Wilcoxon confirmaron que estas diferencias son significativas debido a la mayor abundancia de herbívoros entre PNN OPMBL y los otros dos sitios (Provout y Sanandr, $p=0.04$ y $p=0.05$, respectivamente), en este caso con Sanandr con valores de $p=0.05$, encontrándose en el umbral de la prueba con un 95 % de confianza se consideran igualmente significativas (Bonovas y Piovani, 2023); contrario a esto, no se encontraron diferencias significativas entre los sitios sin la protección del AMP ($p=0.88$).

La biomasa de peces herbívoros también presentó diferencias significativas según la prueba

estadística de Kruskal-Wallis ($\chi^2 = 9.0055$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.01108$), mostrando la misma tendencia que la abundancia. La biomasa de peces herbívoros fue contundentemente mayor en el sitio dentro del AMP (PNN OPMBL) que en los otros dos sitios (Provout y Sanandr, $p=0.02$ y $p=0.03$, respectivamente), sin encontrarse diferencias significativas entre los sitios sin la protección del AMP ($p=0.67$).

En la Tabla 4 se observa que la densidad y biomasa de peces cirujanos (Acanthuridae) registrada en la estación dentro del Parque (PNN OPMBL), además de ser superior a las otras dos estaciones, fue también mayor que la registrada en el Parque Nacional Arrecife Alacranes de México, según un estudio que evaluó la estructura y composición de peces herbívoros en dicha AMP, que conforma la estructura coralina más grande del golfo de México (Hernández-Landa y Aguilar-Perera, 2019).

Desde el punto de vista trófico las tres especies de peces cirujano (Acanthuridae) con distribución en el Caribe, junto a los peces loro, contribuyen a modular la abundancia de macroalgas y regulan

la aparición de tapetes algales durante sucesiones en entornos arrecifales con perturbación (Durán, Adam, Palma, Moreno, Collado-Vides y Burkepille, 2019), por lo que son también importantes para la resiliencia de arrecifes coralinos, que son objetos de conservación del PNN OPMBL y la base natural para otras especies de peces.

El papel que cumplen AMP, como el PNN OPMBL, destaca su importancia para la protección de especies amenazadas de peces y de herbívoros importantes para la resiliencia de los arrecifes de coral. De esta manera, el fortalecimiento de las estrategias de manejo en el parque y su replicabilidad a otras áreas de la RBS son importantes no solo para la biodiversidad íctica, sino también para la resiliencia de los arrecifes de coral, la soberanía, la seguridad alimentaria y el bienestar de las poblaciones de isleños y la comunidad raizal del Archipiélago. El control de la pesca ilegal y sobrepesca, así como esfuerzos para fortalecer hábitats de arrecifes de coral, manglares y pastos marinos son también importantes estrategias de manejo para proteger la biodiversidad marina y el bienestar humano en territorios insulares que depende de sus servicios ecosistémicos (Mumby *et al.*, 2014; Prato y Newball, 2016; Harvey, Nash, Blanchard y Edwards, 2018).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que en el sitio de muestreo ubicado dentro del AMP PNN OPMBL la abundancia, la biomasa y la riqueza de especies de peces en general, y en particular de especies de peces amenazadas, fue mayor comparado con los sitios por fuera del AMP en Providencia y San Andrés.

La presencia y mayor abundancia de especies amenazadas y comerciales como meros y chernas de las especies *Epinephelus striatus*, *Mycteroperca bonaci* y *M. tigris*, dentro del AMP Parque Nacional no solo destaca su relevancia para la conservación de la biodiversidad, sino también potencial de beneficios socioeconómicos y para la soberanía alimenticia en el territorio insular.

La biomasa y presencia de especies de peces herbívoros, incluyendo especies de peces loro de tallas grandes, algunas de ellas en categorías de amenaza de extinción, como *S. coeruleus* (EN),

S. guacamaia (EN), *S. vetula* (NT) y *Sparisoma viride* (NT), fue mayor dentro del sitio evaluado en el AMP; así también fue mayor la biomasa de otros herbívoros importantes como los peces cirujanos (Acanthuridae), dentro del Parque Nacional, destacando su importancia para la conservación de la biodiversidad de especies clave para la resiliencia de arrecifes de coral, por su reconocida función de herbivoría para el control de macroalgas.

Esta investigación presenta evidencias de la importancia del PNNO PMBL para protección de la biodiversidad *íctica en especial de especies amenazadas para el Caribe y Colombia, así como de los* objetos de conservación propios del AMP Parque Nacional y contribuye de esta manera con argumentos científicos que motivan a fortalecer las estrategias de manejo en el AMP como ejemplo para la RBS, de manera que se siga fortaleciendo su función de protección de la biodiversidad y la cultura raizal, contribuyendo a la seguridad alimentaria y el bienestar humano en el territorio insular.

AGRADECIMIENTOS

A la UNAL - Sede Caribe, Proyecto: 'Valoración de servicios ecosistémicos y diversidad biológica de los arrecifes de coral en los alrededores de las islas de Providencia y Santa Catalina, Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe colombiano'; a la Expedición Seaflower 2019; a Colciencias, beca estudiante doctoral nacional conv. 757 JPratoV; a CEMarin, por la financiación mediante 'Call 14' del proyecto: '*Relationships between coral reef complexity and ecosystem services at Caribbean oceanic islands, Seaflower Biosphere Reserve, Colombia*', y financiación del joven investigador CEMarin, JPratoV.

Especiales agradecimientos a la Expedición Seaflower y sus organizadores logísticos: CCO, Armada de Colombia, Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe (CIOH), PNN McBean Lagoon, a la Dra. Marcela Cano y equipo de trabajo UNAL - Sede Caribe expedición: Dra. Brigitte Gavio, Arnold Hudson, Violeta Posada, Luisa Posada; capitanes de lancha y tripulación del ARC "Providencia". A la comunidad raizal e isleña del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

Este artículo es la Contribución 578 del Programa de Posgrado en Ciencias-Biología, Línea Biología Marina del Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (Cecimar), UNAL - Sede Caribe; programa y maestros a quienes se agradece por su apoyo en la formación doctoral de los estudiantes Julián Prato y a nivel de maestría de Diana Castaño Giraldo.

FUENTE FINANCIADORA

Esta investigación se desarrolló gracias al apoyo y financiación de la UNAL - Sede Caribe, con el respaldo al proyecto 'Valoración de servicios ecosistémicos y diversidad biológica de los arrecifes de coral en los alrededores de las islas de Providencia y Santa Catalina, Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe colombiano'; a la Expedición Seaflower 2019, liderado por la CCO; a Colciencias Beca estudiante doctoral nacional conv. 757 JPratoV; al CEMarin por la financiación del joven investigador CEMarin Julián Prato Valderrama.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: J. P. V. y J. C.; metodología: J. P. V., D. C., A. S. M. y J. C.; software: J. P. V.; validación: J. P. V.; análisis: J. P. V. y J. C.; investigación: J. P. V., A. S. M., J. C. y D. C.; recursos: A. S. M.; curación de datos: J. P. V., J. C.; redacción-preparación del borrador original: J. P. V., A. S. M., D. C. y J. C.; redacción-revisión y edición: J. P. V.; administración del proyecto: A. S. M. Todos los autores han leído y aceptado la versión publicada del manuscrito.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abril-Howard, A.; Bolaños-Cubillos, N.; Bent-Hooker, H. (2010). *Expedición científica de recolección de datos biológicos a Serrana, Roncador y primera aproximación al conocimiento de las comunidades coralina e íctica de los complejos arrecifales de Serranilla, bajo Alicia y bajo Nuevo-Colombia, sección norte de la Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe occidental*. Informe Técnico Subdirección Gestión Ambiental – Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. San Andrés. 105 pp.

Acero, P.; Bent-Hooker, A. H.; Maya, M. F.; Santos-Martínez, A.; Sierra Roza, O. (2011). *Informe Expedición a los bancos del norte: Quitasueño, Roncador y Serrana. Componente ictiofauna asociada a corales y pastos. Riqueza, abundancia y diversidad íctica en los bancos Quitasueño, Roncador y Serrana, norte del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina–RB Seaflower*. Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, San Andrés. 32 pp.

Adam, T. C.; Schmitt, R. J.; Holbrook, S. J.; Edmunds, P. J.; Carpenter, R. C.; Bernardi, G. (2011). *Herbivory, connectivity, and ecosystem resilience: response of a coral reef to a large-scale perturbation*. PLoS One 6, e23717. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023717>

Bellwood, D. R. (1996). Production and reworking of sediment by parrotfishes (family Scaridae) on the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Biology*, 125, 795-800. <https://doi.org/10.1007/BF00349262>

Bent Hooker, H.; Abril-Howard, A.; Bolaños-Cubillos, N.; Taylor-Jay, E. (2012). Abundancia de peces en los complejos arrecifales de Serranilla, bajo Alicia y bajo Nuevo, Reserva de Biósfera Seaflower de Colombia. *Rev. Mar., Cost.* 4: 33-49. <https://doi.org/10.15359/revmar.4.2>

Bolaños-Cubillos, N. (2006). *Variaciones espaciales y temporales en la estructura de la comunidad de peces arrecifales de la isla de San Andrés y su relación con el estado de los arrecifes*. Tesis biológica, Univ. del Valle, Cali. 67 pp.

Bolaños-Cubillos, N.; Abril-Howard, A.; Bent-Hooker, H.; Caldas, J. P.; Acero P., A. (2015). Lista de peces conocidos del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe Occidental colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 44(1): 127-162. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2015.44.1.24>

Bolaños-Cubillos, N.; Bent, H.; Abril, A.; Sánchez, C.; Howard, N.; Taylor, E. (2010). Riqueza y abundancia íctica de los complejos arrecifales de Serranilla, bajo Alicia y Bajo Nuevo, Reserva de Biósfera Seaflower. *Proc. Gulf. Carib. Fish. Inst.*, 63:531-532.

- Bonaldo, R.; Hoey, A.; Bellwood, D. (2014). The ecosystem roles of parrotfishes on tropical reefs. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 52, 81-132. <https://doi.org/10.1201/b17143-3>
- Bonovas, S.; Piovani, D. (2023). On p-Values and Statistical Significance. *J. Clin. Med.*, 12, 900. <https://doi.org/10.3390/jcm12030900>
- Bruckner, A. (2012). *Global Reef Expedition: San Andrés Archipelago, Colombia*. Field Report. April 9-24, 2012. Khaled bin Sultan Living Oceans Foundation, Landover, EE. UU. 52 pp.
- Bruggemann, J. H.; Van Kessel, A. M.; Van Rooij, J. M.; Breeman, A. M. (1996). Bioerosion and sediment ingestion by the Caribbean parrotfish *Scarus vetula* and *Sparisoma viride*: implications of size, feeding mode and habitat use. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 134, 59-71. <https://doi.org/10.3354/meps134059>
- Burke, L.; Reynter, K.; Spalding, M.; Perry, A. (2011). *Reefs at Risk Revisited*. WRI, Washington, 114 pp.
- Cano, M.; Ward, V.; Posada, S. (2007). *Inventario y caracterización general de la actividad pesquera artesanal y de subsistencia del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon*. Proyecto manejo y conservación de los recursos hidrobiológicos de las áreas protegidas de la costa Atlántica colombiana: PNN Old Providence McBean Lagoon. Informe técnico, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Parques Nacionales Naturales de Colombia. Islas de Providencia y Santa Catalina, 37 pp.
- Castaño, D.; Morales-de-Anda, D.; Prato, J.; Cupul-Magaña, A. L.; Echeverry, J. P.; Santos-Martínez, A. (2021). Reef Structural Complexity Influences Fish Community Metrics on a Remote Oceanic Island: Serranilla Island, Seaflower Biosphere Reserve, Colombia. *Oceans*, 2, 611-623. <https://doi.org/10.3390/oceans2030034>
- Castaño, D. (2024). *Estructura y función de peces herbívoros, Scaridae, en zonas arrecifales de San Andrés, una isla oceánica en el Caribe*. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe. 52 pp.
- Chasqui, L.; Polanco F., A.; Acero P., A.; Mejía-Falla, P. A.; Navia, A.; Zapata, L. A.; Caldas, J. P. (Eds.). (2017). *Libro rojo de peces marinos de Colombia*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Serie de Publicaciones Generales de Invemar N°. 93. Santa Marta, Colombia, 552 pp.
- Durán, A.; Adam, T. C.; Palma, L.; Moreno, S.; Collado-Vides, L.; Burkepile, D. (2019). Feeding behavior in Caribbean surgeonfishes varies across fish size, algal abundance, and habitat characteristics. *Mar. Ecol.*, 40(4), e12561. <https://doi.org/10.1111/maec.12561>
- Escobar, F.; Vilorio, E.; Girón, A.; Rueda, M. (2019). Causas y tensiones del cambio en los ecosistemas marinos y costeros y sus servicios: indicadores de presión - Capítulo III (Pp. 77-95). En: Invemar: *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2018*. Serie de Publicaciones Periódicas N°. 3. Santa Marta, 200 pp.
- Gardner, T. A.; Côté, I. M.; Gill, J. A.; Grant, A.; Watkinson, A. R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Sci.* 301(5635), 958-960. <https://doi.org/10.1126/science.1086050>
- Harvey, B.; Nash, K.; Blanchard, J.; Edwards, D. (2018). Ecosystem-based management of coral reefs under climate change. *Ecology and Evolution*, 8, 6354 - 6368. <https://doi.org/10.1002/ece3.4146>
- Hernández-Landa, R. C.; Aguilar-Perera, A. (2019). Structure and composition of surgeonfish (Acanthuridae) and parrotfish (Labridae: Scarinae) assemblages in the south of the Parque Nacional Arrecife Alacranes, southern Gulf of Mexico. *Mar. Biodiv.*, 49(2), 647-662. <https://doi.org/10.1007/s12526-017-0841-x>
- Holbrook, S. J.; Schmitt, R. J.; Adam, T. C.; Brooks, A. J. (2016). Coral reef resilience, tipping points and the strength of herbivory. *Sci. Rep.*, 6(1): 1-11. <https://doi.org/10.1038/srep35817>
- Jackson, J. B. C. (1997). Reefs since Columbus. *Coral Reefs* 16, S23-S32. <https://doi.org/10.1007/s003380050238>

- Martínez-Viloria, H. M.; Franke-Ante, R.; Saldaña-Pérez, P.; Cano Correa, M.; Angarita-Jiménez, L. E.; García-Llano, C.; Martínez-Whisgman, L.; Castro, A.; Posada, S.; Gómez, C.; Bruges, E.; Narváez-Barandica, J. C.; Viloria-Maestre, E.; López-Anaya, C. (2014). Caracterización del uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en áreas protegidas de Parques Nacionales Naturales en el Caribe de Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(2): 277-306. <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2014.43.2.3>
- Mumby, P. J.; Flower, J.; Chollett, I.; Stephen, J. B.; Yves-Marie, B.; Fitzsimmons, C. (2014). *Hacia la resiliencia del arrecife y medios de vida sustentables: un manual para los administradores de arrecifes de coral del Caribe*. Exeter: University of Exeter, 172 pp.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2018). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018*. FAO. Roma, 253 pp.
- Pauly, D. (2010). *Five Easy Pieces: How Fishing Impacts Marine Ecosystems*. Island Press, Washington, D. C., 193 pp.
- Pauly, D.; Zeller, D. (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nat Commun*, 7 (10244): 1-9. <https://doi.org/10.1038/ncomms10244>
- Pauly, D.; Alder, J.; Bennett, E.; Christensen, V.; Tyedmers, P.; Watson, R. (2003). The Future for Fisheries. *Science* 302: 1359–1361. <https://doi.org/10.1126/science.1088667>
- Plass-Johnson, J.; Ferse, S.; Jompa, J.; Wild, C.; Teichberg, M. (2015). Fish herbivory as key ecological function in a heavily degraded coral reef system. *Limnol. Oceanogr.*, 00, 00–00 VC 2015 Association for the Sciences of Limnology and Oceanography. <https://doi.org/10.1002/lno.10105>
- Prato, J.; Newball, R. (2016). *Aproximación a la valoración económica ambiental del departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina – Reserva de la Biósfera Seaflower*. Secretaría Ejecutiva de la Comisión Colombiana del Océano- Secco, Corporación para el desarrollo sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina - Coralina. Bogotá, 170 534 pp.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente . (2019). *Con el 15 % de las áreas terrestres y el 7 % de las áreas marinas protegidas, el mundo está en vías de cumplir metas de conservación*. PNUMA. <https://www.unenvironment.org/es/noticias-y-reportajes/comunicado-de-prensa/con-el-15-de-las-areas-terrestres-y-el-7-de-las-areas>
- Rivas, N. P. A.; Tavera, J. (2022). Spatial variation of parrotfish assemblages at oceanic islands in the western Caribbean: evidence of indirect effects of fishing?. *PeerJ*, 10. <https://doi.org/10.7717/peerj.14178>
- Roberts, C.; Bohnsack, J. A.; Gell, F.; Hawkins, J. P.; Goodridge, R. (2001). Effects of Marine Reserves on Adjacent Fisheries. *Science*, 294(5548): 1920-1923. <https://doi.org/10.1126/science.294.5548.1920>
- Rueda, M.; Escobar, F. D.; Viloria, E.; Viaña, J.; Girón, A.; Álvarez, J.; Garcés, O.; Bayona, M. R.; Vivas-Aguas, L. J.; Arbeláez, N.; Franco, J. C. (2018). Causas y tensiones del cambio en los ecosistemas marinos y costeros y sus servicios: indicadores de presión. (Pp. 73-123). En: *Invenmar. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2017*. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta, 180 pp.
- Santos-Martínez, A.; Rojas Archbold, A. (2019a). Los recursos pesqueros ícticos de la Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe colombiano: propuestas para la sustentabilidad ambiental. 2019. XV Congreso Colombiano de Ictiología y VI Encuentro de Ictiólogos Suramericanos, del 17 al 19 de Julio de 2019, Medellín – Colombia. Memorias del XV Congreso Colombiano de Ictiología. DAHLIA. *Rev. Asoc. Colomb. Ictiol.* N°. 14: 242-243.
- Santos-Martínez, A.; Castaño Giraldo, D.; Morales-de-Anda, E.; Prato, J. A.; Echeverry-Hernández, J. P.; Cupul-Magaña, A. L. (2019b). *La comunidad de peces en medio de la complejidad estructural arrecifal en la Isla Cayos de Serranilla, Reserva de Biósfera Seaflower, Caribe Colombiano*. XVIII Seminario

- Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar – Senalmar, octubre 22 al 25 de 2019, Barranquilla Colombia, Libro Memorias, 44 a 45.
- Sierra-Rozo, O.; Santos-Martínez, A.; Acero P, A. (2012). Prospección ecológica del manglar y praderas marinas como hábitats de cría para peces arrecifales en San Andrés isla, Caribe insular colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 41(2): 375-398.
- Vallés, H.; Oxenford, H. A. (2014). *Parrotfish size: a simple yet useful alternative indicator of fishing effects on Caribbean reefs?*. PLoS One, 20;9(1):e86291. PMID: 24466009; PMCID: PMC3896469. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086291>
- Vega-Sequeda, J.; Díaz-Sánchez, C. M.; Gómez-Campo, K.; López-Londoño, T.; Díaz-Ruiz, M.; Gómez-López, D. I. (2015). Biodiversidad marina en los cayos del norte de la Reserva de Biósfera Seaflower: bajo Nuevo, Bajo Alicia y cayo Serranilla. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 44 (1): 199-224. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2015.44.1.27>
- World Wildlife Fund. (2006). *Mejores prácticas de pesca en arrecifes coralinos. Guía para la colecta de información que apoye el manejo de pesquerías basado en ecosistemas*. WWF México/Centroamérica, 81 pp.
- Worm, B.; Barbier, E. B.; Beaumont, N.; Duffy, J. E.; Folke, C.; Halpern, B. S.; Jackson, J. B. C.; Lotze, H. K.; Micheli, F.; Palumbi, S. R.; Sala, E.; Selkoe, K. A.; Stachowicz, J. J.; Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314(3): 787 – 790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>