



Libro ROJO

de invertebrados
marinos de
Colombia
(2022)



Luis Chasqui Velasco
Elvira María Alvarado Chacón
Néstor Ardila
Giomar Helena Borrero Pérez
Néstor Hernando Campos
Katherine Johanna Mejía Quintero
(Editores)



**MINISTERIO DE AMBIENTE Y
DESARROLLO SOSTENIBLE**



Colombia 50% Mar
invamar
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andía"
Unidad de Investigación de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Libro **ROJO**

de invertebrados marinos de Colombia (2022)

Luis Chasqui Velasco
Elvira María Alvarado Chacón
Néstor Ardila
Giomar Helena Borrero Pérez
Néstor Hernando Campos
Katherine Johanna Mejía Quintero
(Editores)



**MINISTERIO DE AMBIENTE Y
DESARROLLO SOSTENIBLE**



Colombia 50% Mar
INVMAR
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andía"
Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible



Director General (DGI)

Francisco Armando Arias Isaza

Subdirector-Coordinación Científica (SCI)

Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirectora Administrativa (SRA)

Sandra Rincón Cabal

Coordinadora de Investigación e Información
para la Gestión Marina y Costera (GEZ)

Paula Cristina Sierra Correa

Coordinador Programa Biodiversidad
y Ecosistemas Marinos (BEM)

David Alejandro Alonso Carvajal

Coordinadora Programa
de Geociencias Marinas (GEO)

Constanza Ricaurte Villota

Coordinadora Programa
Calidad Ambiental Marina (CAM)

Luisa Fernanda Espinosa Díaz

Coordinador Programa
Valoración y Aprovechamiento
de Recursos Marinos (VAR)

Mario Enrique Rueda Hernández

Coordinador de Servicios Científicos (CSC) (E)

Juan Carlos Márquez

Calle 25 # 2 – 55 – Playa Salguero – Rodadero
Santa Marta D.T.C.H., Colombia
PBX: (57) 605 432 8600

www.invemar.org.co

La elaboración de esta obra contó con recursos del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible a través de las Resoluciones 0487 de 2016, y 0646 de 2017, y el Convenio Interadministrativo 659 de 2017.

- © Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” INVEMAR
- © Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Nota aclaratoria de límites: Las líneas de delimitación presentadas en los mapas son una representación gráfica aproximada, con fines ilustrativos y no expresan una posición de carácter oficial. El INVEMAR no asume ninguna responsabilidad sobre interpretaciones cartográficas que surjan a partir de estas.



GOBIERNO DE COLOMBIA

Presidente de la República

Gustavo Francisco Petro Urrego

Ministra de Ambiente y Desarrollo Sostenible

María Susana Muhamad González

Viceministra de Políticas y Normalización Ambiental

Sandra Patricia Vilardy Quiroga

Directora de Asuntos Marinos, Costeros
y Recursos Acuáticos

Ximena Rojas Giraldo

Dirección y coordinación general del libro:

Luis Chasqui Velasco / luis.chasqui@invemar.org.co

Jefe Línea Biología y Estrategias de Conservación.

Programa Biodiversidad y Ecosistemas Marinos, INVEMAR

Cartografía: **Silvia Sierra Escrigas**, Programa BEM, INVEMAR

Fotos portada y contraportada: *Ophiothrix synoecina*, foto: **Mario Monroy**; *Gecarcinus ruricola*, foto: **Néstor Campos**, *Anadara* sp., foto: **Luis Alonso Zapata** y *Orbicella faveolata*, foto: **Silvia Sierra Escrigas**.

Portada y separadores: **Silvia Sierra Escrigas y Valentina Nieto Fernández**.

Diseño y montaje digital: **John Khatib (Ediprint SAS)**.

Impresión: **Ediprint SAS**.

Citación sugerida:

a. Si cita toda la obra: Chasqui V., L., E.M. Alvarado-Chacón, N. Ardila, G.H. Borrero-Pérez, N.H. Campos y K. Mejía-Quintero (Eds.). 2022. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Serie de publicaciones generales de INVEMAR No. 122. Santa Marta, Colombia. 388 p.

b. Si cita una especie (ficha): Autores de ficha. 2022. Nombre de la especie. Páginas. En: Chasqui V., L., E.M. Alvarado-Chacón, N. Ardila, G.H. Borrero-Pérez, N.H. Campos y K. Mejía-Quintero (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Serie de publicaciones generales de INVEMAR No. 122. Santa Marta, Colombia. 388 p.

Palabras clave: Corales amenazados, moluscos marinos, crustáceos marinos, equinodermos.

Se imprimen 500 ejemplares en diciembre de 2022.

ISBN impreso: 978-958-8935-75-1

ISBN digital: 978-958-8935-76-8

DOI: <https://n2t.net/ark:/81239/m96m6p>

© Derechos reservados conforme la ley, los textos pueden ser utilizados total o parcialmente citando la fuente. Los documentos que componen este libro han sido editados con aprobación de sus autores.

(CC BY NC)

Este libro busca ser una herramienta para la conservación de la biodiversidad marina en Colombia, una tarea que nunca fue más urgente. Al presentarlo hay sentimientos encontrados, de una parte, el deseo de no tener que escribir libros rojos de especies que caminan –o nadan– hacia la extinción, en el otro extremo, la urgencia por evaluar más especies para conocer su estado de conservación que, por cierto, solo conduciría a un libro más extenso.

Los invertebrados marinos son un vasto grupo de organismos, que en realidad no son un grupo taxonómico, pues comprenden más de dos docenas de Phyla animales, que suman cerca de 200 mil especies válidas según WoRMS, entonces cuando hablamos de invertebrados marinos tratamos con una enorme diversidad biológica. Pues bien, sin importar lo infinitos que parezcan, los invertebrados marinos también están amenazados de extinción, no todos, pero aquellos que nos son más familiares porque los usamos de diferentes maneras.

En Colombia se han registrado cerca de 4.400 especies de invertebrados marinos en casi una docena de Phyla, y aunque es de suponer que no todos estén amenazados de extinción y por tanto no urjan un análisis de riesgo, el caso es que hasta hoy habíamos evaluado menos del 1 %. Pues bien, con este libro logramos avanzar al 2 %, que parece una cifra ridícula, pero cuando vemos que las 73 especies evaluadas incluyen algunos de los más conocidos, estudiados, y que más utilizamos, entonces la cifra es irrelevante. Entre las especies reevaluadas, es decir, que están en la primera entrega del libro (Ardila *et al.* 2002), el 90 % están igual de amenazadas o peor; solo tres pasaron a una categoría de amenaza menor (mejor). Al comparar este libro con el anterior, se ve un avance en cuanto a información científica, particularmente para corales y crustáceos; en cambio los moluscos siguen siendo un grupo pobremente estudiado. Un logro importante es la inclusión por vez primera de los pepinos de mar, un grupo que incluye especies fuertemente amenazadas por la pesca a nivel global, e incluso en nuestro país, donde la actividad no está reglamentada ni mucho menos controlada.

El valor de este libro está en el poderoso llamado de atención al país sobre aspectos relativos al manejo y conservación de los invertebrados marinos, cuya mayor amenaza es la relación desigual y la actitud descomedida que tenemos hacia ellos. Esperemos que la información aquí contenida sirva para orientar la búsqueda de conocimiento útil para la gestión de nuestra diversidad biológica, así como el desarrollo de medidas de conservación en la figura de normas, planes de manejo, acuerdos de uso, entre otros.

Desde la ciencia el llamado está hecho, es claro que la diversidad biológica mundial no está en su mejor momento cuando se oye que al menos un millón de especies enfrentan riesgo de extinción, y los más avezados apuntan al inicio de una sexta extinción masiva cuya causa son los humanos. Somos el mal y la solución, pero solo si actuamos responsablemente con el resto de la tripulación de este planeta, que es igual a decir, si actuamos de manera responsable con nosotros mismos, pues está probado que socavar la biodiversidad mundial es el suicidio como especie, a menos que logremos trasladar a tiempo nuestra desastrosa manera de ser a un nuevo planeta.

Francisco A. Arias Isaza
Director general INVEMAR

La conservación de la diversidad biológica es hoy un tema en la agenda de los líderes del mundo, casi al nivel del cambio climático global. El poderoso llamado de la IPBES el año pasado en su informe global sobre biodiversidad, donde escriben “un millón de especies ya se enfrentan a la extinción”, se hizo eco; un mensaje que sumado al rumor sobre el inicio de la sexta extinción masiva en el planeta, no puede dejar de prender alarmas. En este escenario las Listas Rojas de especies amenazadas son más importantes que nunca, pues orientan los esfuerzos de conservación hacia las especies que más lo necesitan. A nivel global las listas las produce la UICN y el repositorio está en línea (<https://www.iucnredlist.org/>), a nivel nacional la lista oficial es el anexo de la Resolución de especies amenazadas del MINAMBIENTE, que se basa en la Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Como lo único constante en el universo es el cambio, el estado de conservación de las especies no podía ser la excepción, por eso deben hacerse reevaluaciones del riesgo de extinción de las especies y los libros rojos necesitan actualizarse periódicamente.

Esta es la segunda entrega del Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia, que incluye 70 fichas de especie donde se informa sobre la categoría de amenaza, con los criterios, subcriterios y la justificación de la categoría asignada. Cada ficha incluye información sobre varios aspectos, como la distribución, ecología, usos y amenazas, entre otros, y están elaboradas con el formato de las fichas de especie de la Lista Roja de la UICN. Además, para este libro se hizo un esfuerzo por generar mapas de distribución basados en modelación de idoneidad de hábitat, construidos con información de ocurrencias y variables ambientales; una línea de trabajo apenas explorada con especies marinas en Colombia. La información que se ofrece es insumo clave para actualizar la resolución de especies amenazadas, y para soportar decisiones de las autoridades ambientales regionales sobre la conservación de especies emblemáticas, como el cangrejo negro en San Andrés y Providencia. Esperamos que el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia, con esta segunda entrega, siga siendo un texto de consulta para académicos, investigadores y público en general interesado en el tema; especialmente, esperamos que estimule la investigación que las especies amenazadas requieren, en particular las que quedaron como Datos Insuficientes, para ver un avance mayor en el conocimiento sobre los invertebrados marinos en Colombia en la próxima entrega.

Con este libro el INVEMAR cumple su misión de “proporcionar el conocimiento científico necesario para la formulación de políticas...”, actuando como articulador de la comunidad científica alrededor de las especies amenazadas marinas, cumpliendo su función de “Efectuar el seguimiento de los recursos marinos de la Nación especialmente en lo referente a su extinción...”, para la toma de decisiones de las autoridades ambientales”, y apoyando al MINAMBIENTE en su misión de “...promover la recuperación, conservación, protección, ordenamiento, manejo, uso y aprovechamiento de los recursos naturales renovables, a fin de asegurar el desarrollo sostenible y garantizar el derecho de todos los ciudadanos a gozar y heredar un ambiente sano.”

Luis Chasqui Velasco

Jefe Línea Biología y Estrategias de Conservación
Programa Biodiversidad y Ecosistemas Marinos - INVEMAR

Los editores expresan su agradecimiento al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “Jose Benito Vives de Andrés” (INVEMAR) y al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MINAMBIENTE) en especial a la Dirección de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos (DAMCRA) por la coordinación y el apoyo técnico y financiero del proceso que culmina en esta obra.

Este libro es fruto del trabajo de un numeroso grupo de expertos que tomaron parte en los talleres de evaluación del riesgo de extinción de corales, moluscos, crustáceos y equinodermos, que aportaron información para escribir las fichas, que escribieron las fichas, o que apoyaron la edición del documento final, estos son mencionados en la lista de autores. Otras personas colaboraron de diferentes formas durante el proceso y no están en esa lista, pues no tienen autoría de ningún texto en la obra. En este espacio intentaremos mencionarlos a todos.

Gracias a Adolfo Sanjuan, Adriana Osorno, Alberto Acosta, Alfredo Rodríguez, Andrea Aguilar, Andrés Merchán, Anthony Rojas, Arnold Fonseca, Bibian Martínez, Carlos Lucero, Daniel Pérez, David Acevedo, Edgardo Londoño, Efraín Viloría, Erika Ortiz, Fabián Escobar, Francisco Reyes, Jaime Cantera, Johhan López, John Ramírez, Jorge Viaña, Jorge Páramo, Juan Armando Sánchez, Juliana Vanegas, Katherine Bernal, Luis Zapata, Luisa Cardona, Luz Stella Gómez, Marcela Bueno, Marcela Cano, Mario Monroy, Martha Inés García, Milena Benavidez, Nacor Bolaños, Nelson Manrique, Raúl Navas, Rocío García, Rodrigo Baos, Valentina Echeverry, Valeria Pizarro, Viviana Serna, Santiago Millán, Sarith Salas, Selene Rojas, Sheily Orozco, Juan F. Lazarus, Ricardo Dueñas, Erick Castro, Erika Montoya, Cristina Cedeño, Mario Rueda, Vanburen Ward, José L. Correa, María Parrado, Daniel Perez, Ivonne Corredor, Lenny Sánchez, Natalia Rincón, Heins Bent, Julián Caicedo y Marcela Cano, quienes participaron en los talleres. Gracias a las instituciones de las que hacen parte cada una estas personas por permitirles dedicar algún tiempo a trabajar para este libro.

Gracias a María J. Vanegas, quienes coordinó la logística de los talleres, acopió la información técnica, y otros insumos para el libro. Gracias a Beth Polidoro, Michaela Shope y Stephanie Arellano de la UICN, por su asesoría acerca del Sistema de Categorías y Criterios de la Lista Roja al inicio del proceso.

Gracias a las personas e instituciones que prestaron sus fotografías para ilustrar las fichas y el libro en general (se mencionan en una tabla al final). Gracias a Jose Vieira (Exsitu Project) por el aporte con sus fotografías. Gracias infinitas a Silvia Sierra y Valentina Nieto, que con su talento y buen gusto lograron bellas composiciones para la portada y las páginas que separan los grupos de fichas de especies. Silvia también elaboró los mapas y buena parte de las imágenes de las especies de moluscos para las fichas, por lo cual le agradecemos.

Gracias a David Alonso del INVEMAR por apoyar esta iniciativa con la gestión de los recursos necesarios para finalizar este cometido.

Finalmente, gracias a los miembros del Comité Coordinador de Categorización de Especies Amenazadas, así como a los revisores en MINAMBIENTE y el INVEMAR, que aportaron valiosos comentarios para mejorar el producto final.

Los editores

Listado de autores

Adolfo Sanjuan Muñoz

Universidad Jorge Tadeo Lozano
adolfo.sanjuan@utadeo.edu.co

Adriana María Osorno Arango

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras -INVEMAR
adriana.osorno@invemar.org.co

Alberto Acosta

Pontificia Universidad Javeriana
laacosta@javeriana.edu.co

Alfredo Rodríguez

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras -INVEMAR

Andrea Aguilar Aramburo

Fondo Mundial para la Naturaleza -WWF
Colombia

Andrés Merchán

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano
andres_merchan_c@hotmail.com

Anthony Rojas

Secretaría de Agricultura y Pesca,
Gobernación del Archipiélago de San Andrés,
Providencia y Santa Catalina
antroojasa@gmail.com

Arnold Fonseca

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras -INVEMAR
arnoldfonsecaperez@gmail.com

Bibian Martínez

usagiblacklady@gmail.com

Carlos Lucero

Universidad del Valle
carlucer01@gmail.com

Daniel Pérez

danieelda90@gmail.com

David Acevedo

Corporación para el Desarrollo Sostenible
del Archipiélago de San Andrés, Providencia y
Santa Catalina -CORALINA
david.acevedo.valencia@gmail.com

Edgardo Londoño Cruz

Universidad del Valle
edgardo.londono@correounivalle.edu.co

Efraín Viloria Maestre

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras -INVEMAR
efrain.viloria@invemar.org.co

Elvira María Alvarado Chacón

ECOMARES y Universidad Jorge Tadeo Lozano
elvira.alvarado@ecomares.org

Erika Ortiz Gómez

epog19@gmail.com

Fabián Escobar

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras -INVEMAR
fabian.escobar@invemar.org.co

Francisco Reyes

ECOSFERA
franciscojose_reyes@yahoo.com.ar

Giomar Helena Borrero Pérez

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras -INVEMAR
giomar.borrero@invemar.org.co,
giomarborrero@gmail.com

Heins Bent

Ministerio de Ambiente y Desarrollo
Sostenible
hbent@minambiente.gov.co

Jaime Cantera

Universidad del Valle
jaime.cantera@correounivalle.edu.co

Johann López Navarro

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras –INVEMAR

John Ramírez

ECOSFERA
johngabrielrt@gmail.com

Jorge E. Viaña Tous

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras –INVEMAR
jorge.viana@invemar.org.co

Jorge Páramo

Universidad del Magdalena
jparamo@unimagdalena.edu.co

Juan Armando Sánchez

Universidad de los Andes
juansanc@uniandes.edu.co

Julián Caicedo

Fondo Mundial para la Naturaleza –WWF
Colombia
julian_1@hotmail.com

Juliana Vanegas

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras –INVEMAR
majuli_19@hotmail.com

Katherine Bernal Sotelo

Pontificia Universidad Javeriana
jkatherinebs@gmail.com

Katherine Johanna Mejía Quintero

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras –INVEMAR
ktmejiaq@gmail.com

Luis Alonso Zapata

Fondo Mundial para la Naturaleza –WWF
Colombia
lazapata@wwf.org.co

Luis Chasqui

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras –INVEMAR
luis.chasqui@invemar.org.co

Luisa Francisca Cardona

pachita06@gmail.com

Luz Stella Gómez

Fondo Mundial para la Naturaleza –WWF
Colombia

Marcela Bueno Martínez

Pontificia Universidad Javeriana
marcela.bueno@javeriana.edu.co

Marcela Cano

Parque Nacional Natural Old Providence
McBean Lagoon
marcela.cano@parquesnacionales.gov.co

Mario Monroy López

Universidad Nacional de Colombia – Sede
Caribe
mmonroylopez@yahoo.com

Martha Inés García

Corporación para el Desarrollo Sostenible
del Archipiélago de San Andrés, Providencia y
Santa Catalina –CORALINA
mig323e@yahoo.com

Milena Benavides Serrato

Universidad Nacional de Colombia
milbese03@gmail.com

Nacor Bolaños Cubillos

Corporación para el Desarrollo Sostenible
del Archipiélago de San Andrés, Providencia y
Santa Catalina –CORALINA
nacorwbc@yahoo.com

Nelson Manrique Rodríguez

nelsonarturo.manriquerodriguez@studenti.
unisalento.it

Néstor Ardila

ECOMAR y Escuela de Biología, Universidad
Industrial de Santander
nestorardila@ecomarconsultoria.co

Néstor Hernando Campos

Universidad Nacional de Colombia – Sede
Caribe
nhcamposc@unal.edu.co

Raúl Navas

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras – INVEMAR
raul.navas@invemar.org.co

Rocío García Urueña

Universidad del Magdalena
rgarciau@unimagdalena.edu.co

Rodrigo Andrés Baos

Fondo Mundial para la Naturaleza – WWF
Colombia
buenaventura@wwf.org.co

Valentina Echeverry Guerra

Pontificia Universidad Javeriana
vecheverryguerra@gmail.com

Valeria Pizarro

ECOMARES y
Perry Institute for Marine Science
valeria.santamarta@gmail.com

Viviana Graciela Serna

Fondo Mundial para la Naturaleza – WWF
Colombia

Santiago Millán

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras – INVEMAR
santiago.millan@invemar.org.co

Sarith Salas

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras – INVEMAR
sarith.salas@invemar.org.co

Selene Rojas Aguirre

Instituto de Investigaciones Marinas y
Costeras – INVEMAR
selene.rojas@invemar.org.co

Sheily Orozco Archbold

Pontificia Universidad Javeriana
sheily.orozco@javeriana.edu.co

Resumen ejecutivo	12
Executive summary	13
Introducción	15
Metodología	26
Especies amenazadas	40
Corales	40
Moluscos	83
Crustáceos	120
Equinodermos	172
Otras categorías	191
Corales	191
Moluscos	236
Crustáceos	290
Equinodermos	308
Lista de especies por categorías	335
Literatura citada	337
Tabla de créditos sobre imágenes	382
Índice de nombres científicos	385
Siglas y abreviaturas	388

Este libro presenta los resultados de la segunda evaluación del riesgo de extinción de invertebrados marinos en Colombia, un esfuerzo coordinado por INVEMAR y MINAMBIENTE, que involucró a 53 investigadores nacionales y contó con la asesoría del personal de la UICN.

La evaluación se realizó con el sistema de Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN versión 3.1, considerando los lineamientos para su uso en evaluaciones a nivel regional. Se revisó información de 129 especies, 40 de ellas incluidas en la primera versión del libro rojo (Ardila *et al.* 2002) y 89 especies más para ser evaluadas por primera vez, incluyendo corales (39 especies), moluscos (46 especies), crustáceos (29 especies) y equinodermos (15 especies). Con la información disponible y el conocimiento de los expertos, fue posible evaluar solamente 73 especies.

Los resultados fueron 32 especies amenazadas: 3 En Peligro Crítico (CR), 6 En Peligro (EN), y 23 Vulnerables (VU). Entre las especies reevaluadas hubo 14 cambios de categoría, 3 están más amenazadas (uplisting), 3 están menos amenazadas (downlisting), y 8 cambios fueron “no genuinos”, es decir, hacia o desde la categoría Datos insuficientes (DD). Entre los corales, 4 especies de escleractinios y 5 octocorales se clasificaron como amenazadas, 6 especies están Casi amenazadas (NT), 5 tuvieron Datos insuficientes (DD), y 2 son de Preocupación menor (LC). Entre los moluscos, 8 especies recibieron alguna categoría de amenaza, 4 están Casi amenazadas (NT) y 13 fueron Datos insuficientes (DD). En el grupo de crustáceos, 12 especies fueron categorizadas como amenazadas, una como Casi amenazada (NT) y 4 como Datos insuficientes (DD). Entre los equinodermos, tres especies están amenazadas, 2 están Casi amenazadas (NT), 3 tuvieron Datos insuficientes (DD), y una es de Preocupación menor (LC).

La mayoría de las especies categorizadas como amenazadas (CR, EN, VU) cumplieron con los requisitos del Criterio A (reducción del tamaño poblacional), ya que son especies con presión pesquera, o con pérdidas considerables de cobertura (un índice de abundancia) en el caso de los corales. Otras especies cumplieron el criterio B, ya que se estiman o infieren reducciones en su área de distribución debido a la pérdida de hábitat.

Las principales amenazas para los corales están relacionadas con factores estresantes que actúan a escalas geográficas amplias, generalmente asociados con el cambio climático global (e.g. blanqueamiento debido al aumento de la TSM), pero también con factores estresantes que operan a escalas regionales (e.g. enfermedades, invasiones biológicas), y escalas locales, por ejemplo, la sobrepesca de especies clave como los peces herbívoros. Los moluscos, crustáceos y equinodermos están principalmente amenazados por la sobreexplotación no regulada, no controlada y no monitoreada (con algunas excepciones); sino también por el deterioro y pérdida del hábitat esencial en las zonas costeras donde la tala de mangle, el drenaje de humedales, y el uso ilegal de las playas dan paso al uso agrícola y ganadero, al desarrollo de infraestructura y al turismo masivo, entre otros usos incompatibles con la vida silvestre. En algunos casos, se trata de especies con distribución restringida y requerimientos de hábitat que reducen aún más sus áreas de ocupación, haciéndolas difíciles de encontrar y generando preocupación sobre el futuro de sus poblaciones silvestres.

En términos generales, se evidenció la urgente necesidad de avanzar en el estudio de los invertebrados marinos en Colombia. De particular preocupación fueron las especies de moluscos, ya que incluso la

información biológica básica es extremadamente escasa, con notables excepciones como el caracol pala, el burgao y la piangua, especies de gran interés pesquero. La situación con los crustáceos y los equinodermos no es muy diferente, excepto por las jaibas (roja y azul), el cangrejo negro, el cangrejo azul, la langosta espinosa, y varias especies de camarones. En cuanto a los corales, es importante continuar y fortalecer los programas de monitoreo, en el caso de los corales duros, e iniciar el monitoreo en el caso de los corales blandos. Las enfermedades coralinas merecen una atención especial, en particular la relativamente nueva y letal enfermedad de pérdida de tejido del coral pétreo (SCTLD).

La próxima reevaluación requerirá nueva y mejor información, la invitación es a salir al campo (y al mar) a recolectarla, particularmente para las 25 especies que tuvieron que ser asignadas en la categoría de Datos Insuficientes (DD) en esta ocasión.

Executive summary

This book offers the results of the second extinction risk assessment for marine invertebrates in Colombia, an effort coordinated by INVEMAR and MINAMBIENTE, which involved 53 national researchers and had the advice of IUCN staff.

The evaluation was made with the IUCN Red List Categories and Criteria system version 3.1, considering the guidelines for using these criteria at the regional level. Information on 129 species was reviewed, 40 of them included in the first version of the red book (Ardila *et al.* 2002) and 89 species more to be evaluated for the first time, including corals (39 species), mollusks (46 species), crustaceans (29 species) and echinoderms (15 species). With the available information and the knowledge of the experts, it was possible to evaluate only 73 species at last.

The results were 32 threatened species: 3 Critically Endangered (CR), 6 Endangered (EN), and 23 Vulnerable (VU). Among reassessed species there were 14 category changes, 3 are more threatened now (uplisting), 3 are less threatened now (downlisting), and 8 changes were non-genuine, that is, towards or from the Data Deficient (DD) category. Among corals, 4 species of scleractinians and 5 octocorals were categorized as threatened, 6 species are Near Threatened (NT), 5 were Data Deficient (DD), and 2 were Least Concern (LC). Among mollusks, 8 species received some threat category, 4 are Near Threatened (NT), and 13 were Data Deficient (DD). In the group of crustaceans, 12 species were categorized as threatened, one as Near Threatened (NT), and 4 as Data Deficient (DD). Among echinoderms, three species are threatened, 2 are Near Threatened (NT), 3 were Data Deficient, and one was Least Concern (LC).

Most of the species categorized as threatened (CR, EN, VU) fulfilled Criterion A requirements (reduction in population size), as they are species with fishing pressure, or with considerable losses of

cover (an index of abundance) in the case of corals. Other species met criterion B, as reductions in their range due to habitat loss are estimated or inferred.

The main threats to corals are related to stressors acting on broad geographic scales, usually associated with global climate change (e.g. bleaching due to increased SST), but also to stressors that operate at regional scales (e.g. diseases, biological invasions), and local scales, for example, overfishing of key species such as herbivorous fish. Mollusks, crustaceans, and echinoderms are primarily threatened by unregulated, uncontrolled, and unmonitored overharvesting (with few exceptions); but also due to the deterioration and loss of essential habitat in coastal areas where the mangrove logging, drainage of wetlands, and the illegal use of the beaches, give way to agricultural and livestock use, infrastructure development, and mass tourism, among other uses incompatible with wildlife. In some cases, these are species with restricted distribution and habitat requirements that further reduce their occupation areas, making them difficult to find and raising concerns about the future of their wild populations.

In general terms, the urgent need to advance in the study of marine invertebrates in Colombia was in evidence. Of particular concern were mollusks species, since even basic biological information is extremely scarce, with notable exceptions such as queen conch, whelks, and piangua, species of great fishing interest. The situation with crustaceans and echinoderms is not very different, except swimming crabs (Bocourt and Blue), Black land crab, Blue land crab, Spiny lobster, and several shrimp species. As for corals, it is important to continue and strengthen monitoring programs, in the case of hard corals, and start monitoring in the case of soft corals. Coral diseases deserve special attention, particularly the relatively new and lethal Stony Coral Tissue Loss Disease (SCTLD).

The next reassessment will require new and better information, the invitation is to go out to the wild to collect it, particularly for the 25 species being assigned the Data Deficient (DD) category this time.

La conservación de la diversidad biológica ha cobrado importancia en las últimas décadas a nivel global, frente a la creciente evidencia de su acelerada pérdida, y al reconocimiento general de la fuerte dependencia que los seres humanos tenemos de las demás especies con las que cohabitamos el planeta. El último informe mundial sobre el estado de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos presentado por la IPBES a las Naciones Unidas (y al mundo) encendió poderosamente las alarmas, al alertar sobre el alto porcentaje de especies amenazadas, pero especialmente al sugerir que cerca de un millón de especies enfrentan riesgo de extinción (IPBES 2021).

Entre las estrategias globales para hacer frente a la pérdida de biodiversidad, el reconocimiento del riesgo de extinción de las especies es una de las más importantes. El sistema de Categorías de riesgo y Criterios de evaluación de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN es la piedra de roseta, que ha permitido elaborar la mayor base de datos global sobre el estado de conservación de la biota mundial, un indicador crítico de la salud del planeta (<https://www.iucnredlist.org/>). El sistema permite realizar evaluaciones de riesgo a diferentes escalas, mediante la aplicación de ajustes definidos en la metodología para evaluaciones regionales. Es así que diferentes países realizan evaluaciones del riesgo de extinción de especies que consideran las poblaciones y amenazas dentro de su jurisdicción, para producir listas rojas nacionales elaboradas bajo los mismos estándares de la Lista Roja de la UICN, con el propósito de que sirvan de insumo para soportar la generación de normativa.

El proceso de evaluación del riesgo de extinción de especies en Colombia tiene ya varias décadas de haberse iniciado, y tuvo su mayor auge a comienzos de siglo, con el surgimiento de la serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia, donde se incluyen las fichas de las especies evaluadas en entregas por grupos biológicos. Para los ambientes marinos, en el año 2002 el INVEMAR y el MINAMBIENTE publicaron el Libro Rojo de peces marinos de Colombia y el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Las especies amenazadas incluidas en esos libros hicieron parte de la lista anexa a las Resoluciones 0584 de 2002, 572 de 2005, 383 de 2010 y 0192 de 2014, por las cuales el MINAMBIENTE establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica nacional.

Hace ya una década que varias instituciones nacionales iniciaron procesos de reevaluación del riesgo de extinción de especies, que derivó en una segunda entrega de libros rojos de la serie, y permitió actualizar en 2017 la resolución de especies amenazadas (Resolución 1912 de 2017, vigente al 24/11/2022), modificando su anexo de especies. Este libro es entonces la segunda entrega del Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia, que busca actualizar la información sobre el estado de conservación de las especies incluidas en la primera entrega (Ardila *et al.* 2002) a través de su reevaluación, y aumentar el número de especies evaluadas. Es resultado de un proceso participativo que involucró un grupo selecto de investigadores de todo el país, con conocimiento y experiencia en la biología, ecología, valoración, uso y manejo de las principales especies de corales, crustáceos, moluscos y equinodermos, liderados por el INVEMAR y el MINAMBIENTE (DAMCRA). Durante los años 2016 al 2018 se hicieron talleres de expertos en el INVEMAR para reevaluar las 40 especies incluidas en la primera versión del libro, y para evaluar por primera vez otro tanto.

Con la información que aquí se presenta, contenida en 70 fichas de especies, esperamos aportar al conocimiento sobre el estado de las poblaciones silvestres de invertebrados marinos de Colombia, y en particular sobre las principales amenazas que padecen, con el ánimo de que se convierta en material de consulta para usuarios y manejadores de recursos, académicos, y público en general, sirviendo así a su fin último de aportar al conocimiento y conservación de la biodiversidad marina de nuestro país, particularmente mediante la inclusión de las especies en categorías de amenaza en la lista anexa a la próxima resolución de especies amenazadas.

Invertebrados marinos

Los océanos albergan una gran variedad de formas de vida; la mayoría son invertebrados (animales sin vértebras). Entre los invertebrados marinos se cuentan casi todos los Phyla de organismos existentes conocidos, es decir, una enorme diversidad de formas, colores, ciclos de vida, y relaciones ecológicas, que se extiende desde la superficie del mar hasta las profundidades abisales en los océanos del mundo. Los invertebrados marinos mejor conocidos por la ciencia y por la humanidad en general suelen ser: las esponjas (Phylum Porifera), las anémonas, corales y medusas (Phylum Cnidaria), los gusanos planos y planarias (Phylum Platyhelminthes), los poliquetos (Phylum Annelida), los caracoles, almejas, mejillones, pulpos y calamares (Phylum Mollusca), los camarones, cangrejos y langostas (Phylum Arthropoda), y los erizos, estrellas, pepinos y galletas de mar (Phylum Echinodermata). Entre estos, quizá los grupos de mayor interés y más cercanos a las personas en general, con una larga historia de uso y abuso, son los moluscos, los camarones, cangrejos y langostas (crustáceos), los pepinos de mar, y los corales.

Los invertebrados marinos han sido menos estudiados que los invertebrados terrestres y dulceacuícolas, debido en parte a la vastedad del océano (70 % del planeta, hasta 11 mil metros de profundidad) y a los tremendos retos logísticos que ello plantea a las personas de ciencia. No obstante, sabemos con certeza que las poblaciones silvestres de un número importante de especies de invertebrados marinos soportan sendas amenazas, que podrían ponerlas al borde de la extinción, incluso sin que la humanidad se percate de ello. La mayoría de las amenazas se relacionan con las actividades humanas, que generan presiones directas como la pesca o la destrucción del hábitat, o indirectas como la introducción de especies invasoras, aquellas relacionadas con el cambio climático global, como la acidificación oceánica, el aumento de la temperatura superficial del mar, y el incremento del nivel del mar, por mencionar solo algunas.

Los invertebrados marinos han sido usados por el ser humano desde siempre, constituyendo una parte importante de su dieta en zonas costeras, y actualmente en todo el mundo. Por ejemplo, a partir de las cifras del Informe mundial de la pesca y acuicultura 2020 (FAO 2020) la producción por pesca de invertebrados marinos en todo el mundo, entre crustáceos, moluscos, medusas, pepinos y erizos, es del orden de los 240 millones de toneladas en las dos últimas décadas, con un promedio anual entre los 12,5 a 13,8 millones de toneladas, es decir, una gran cantidad de alimento. En Colombia, el informe del SEPEC para el año 2021 muestra cifras solo para la pesca artesanal alrededor de las 1.824 toneladas, entre crustáceos (1.612,9 t) y moluscos (211,1 t), y es de suponer que existe alguna captura que no aparece registrada en las estadísticas pesqueras oficiales. En fin, estas cifras gruesas dan cuenta de la fuerte relación entre los seres humanos y los invertebrados marinos, para

el beneficio de los primeros y el perjuicio de los últimos, y más aún, habla de la importancia de un manejo adecuado de esos recursos que permita tener poblaciones viables, que soporten esa clara dependencia que, cuando menos una fracción de la población humana, tiene de algunas especies de invertebrados marinos.

En este libro, se refleja el esfuerzo de la comunidad científica nacional para tratar de ofrecer una idea sobre el estado de conservación de las poblaciones de algunas especies de invertebrados marinos que habitan en el Caribe y Pacífico colombianos, la mayoría de ellos amenazados por el uso que les damos.

Corales

Los corales son animales conocidos por su capacidad de formar grandes colonias, que al agregarse pueden construir inmensas extensiones de hábitat en ambientes tropicales someros, la mayor de ellas es la Gran Barrera Arrecifal, que se extiende por más de 2.300 km en la costa este de Australia. El término “Corales” no hace parte de la nomenclatura zoológica, pero es un nombre general que se aplica a organismos en al menos cuatro grandes grupos dentro del Phylum Cnidaria: los corales escleractínios (Clase Anthozoa, Orden Scleractinia), los octocorales (Anthozoa, subclase Octocorallia), los corales negros (Anthozoa, Orden Antipatharia), y los hidrocorales (Clase Hydrozoa). En este libro se incluyen especies de escleractínios, octocorales (corales blandos), y el coral de fuego *Millepora complanata* de la clase Hydrozoa.

Los corales escleractínios, mejor conocidos como corales duros o pétreos por su esqueleto calcáreo, han estado construyendo arrecifes desde el Triásico (unos 200 millones de años), los cuales son actualmente de gran importancia económica y social, incluso de importancia vital para algunos pequeños estados insulares cuyo bienestar deriva en parte de la protección que ofrecen las barreras arrecifales coralinas. Actualmente se reconocen 1.681 especies válidas de corales escleractínios (Hoeksema y Cairns 2022), de las cuales, unas 160 se encuentran en aguas colombianas (Reyes *et al.* 2010).

Los corales de la subclase Octocorallia se conocen como corales blandos porque, a diferencia de los corales escleractínios, no forman densos esqueletos calcáreos, y de acuerdo con su forma de crecimiento se distinguen como abanicos de mar (o gorgonias), candelabros de mar, plumas de mar, entre otros. Los octocorales se encuentran ampliamente distribuidos en los mares del mundo, cubriendo un amplio rango batimétrico (hasta 6.400 m), y llegan a formar densas agrupaciones a manera de jardines submarinos, que proporcionan hábitat para multitud de especies de otros grupos bióticos (Sampaio *et al.* 2019, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a). Algunos octocorales son de importancia económica y cultural, con usos en joyería, medicina, y con un creciente interés en bioprospección por su contenido de compuestos bioactivos con uso potencial en las industrias farmacéutica y cosmética (Sampaio *et al.* 2019). La diversidad global de octocorales se estima actualmente alrededor de las 3.500 especies (Cordeiro y McFadden 2022), y aunque en Colombia la riqueza de especies de octocorales no se conoce, podría estar alrededor de las 100 especies (Ardila *et al.* 2006, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a), aunque a la fecha no existe un estudio que concluya al respecto.

Estudios recientes afirman que la cobertura de coral histórica oscilaba entre el 58 % y el 70 % en los sistemas de arrecifes de coral de todo el mundo, y en menos de 50 años se ha reducido en un 50 %, con una tasa promedio decenal de pérdida de cobertura de coral que oscila entre 4,7 y 6,8 % (Eddy *et al.* 2021). Los factores causantes son atribuidos a sobrepesca, eutroficación por excesivo aporte de nutrientes, aumento de temperatura, acidificación oceánica, huracanes, tormentas tropicales y desarrollo costero (Carpenter *et al.* 2008, Gardner *et al.* 2003), los cuales actuando en sinergia han generado aumento en el número de eventos de blanqueamiento, sobrecrecimiento de macroalgas carnosas, enfermedades coralinas y el declive de procesos fisiológicos tales como crecimiento y calcificación (Díaz-Pérez *et al.* 2016), y la reproducción. Las poblaciones locales no solo han disminuido por mortalidad de las colonias adultas, sino también por la disminución del éxito reproductivo, debido a que la conversión de gametos y embriones en larvas, y posteriormente en juveniles, es cada vez más baja (Miller *et al.* 2021), y con los eventos de disturbio cada vez más frecuentes e intensos, el reclutamiento natural se considera poco probable o imposible en algunos casos (Boström-Einarsson *et al.* 2020).

La proporción de corales amenazados y con alto riesgo de extinción en la región del Caribe ha incrementado en las últimas dos décadas (Carpenter *et al.* 2008), especialmente por el aumento de la temperatura superficial del mar (Gatusso *et al.* 2018, IPCC 2018). De 34 especies de corales escleractínios consideradas en una revisión de estado de conservación por la UICN en 2022, *Acropora cervicornis* y *A. palmata* continúan en la categoría más alta (CR), pero además ingresaron a la Lista Roja especies como *Orbicella faveolata* y *O. annularis* (EN) con tendencia a la disminución, y *Dichocoenia stockesii*, *Agaricia lamarkii* y *Dendrogyra cylindricus* (VU), las primeras dos con tendencia a la disminución y la segunda con poblaciones estables (IUCN 2022). Por otra parte, las especies de corales escleractínios de arrecifes someros continúan incluidas en el apéndice II de la convención CITES, como una manera de controlar el comercio internacional de sus especímenes.

En el Caribe colombiano, la condición de los arrecifes coralinos es catalogada actualmente como “Regular”, debido a que para el 2019 el 38 % estaban en buen estado, mientras que el 43 % se registraron como en estado regular, y el 19 % estuvieron en alerta (Gómez-López *et al.* 2020). De hecho, entre un año y otro (2018 al 2019), aumentó la condición de alerta, pasando de 14 a 19 % (INVEMAR 2020). Además de los efectos de las altas temperaturas, la sedimentación y los aportes de nutrientes, en el 2009 el 77 % de las especies monitoreadas (35 de 45) por el SIMAC presentaban al menos una enfermedad (Banda negra, Banda blanca, Plaga blanca, Banda amarilla, White Pox y lunares oscuros), y casi todas (34) presentaron blanqueamiento (Navas *et al.* 2009). Actualmente existe gran preocupación entre la comunidad nacional relacionada con los arrecifes coralinos, pues recientemente se declaró la alerta por la presencia de la enfermedad de pérdida de tejido de coral (Stony Coral Tissue Loss Disease -SCTLD) en la Reserva de Biosfera Seaflower, que se registró en Serranilla, Bajo Nuevo, San Andrés y Providencia. En total, 15 de 32 especies de coral susceptibles han sido registradas con la enfermedad, entre ellas *Meandrina meandrites*, *Montastraea cavernosa*, *Eusmilia fastigiata*, *Pseudodiploria strigosa* (Pizarro 2022). Al respecto, el MINAMBIENTE emitió la circular 20002022E4000058 del 29 de septiembre del 2022, en la cual alerta sobre esta enfermedad en especies como *Dendrogyra cylindricus*, *Colpophyllia natans*, *Orbicella* sp. y *Stephanocoenia intersepta*, además de las ya mencionadas.

En general, se puede observar en esta actualización del riesgo de extinción de corales en Colombia que las condiciones para los arrecifes de coral y los corales escleractínios, principales formadores de los arrecifes, han empeorado, pues los tensores conocidos son más frecuentes y severos, afectando enormemente la salud de los corales; pero, además, la SCTLD ha surgido como una nueva amenaza de gran y veloz impacto.

En esta versión del Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia se ha incluido también un mayor número de especies de octocorales, los cuales han sido en general ignorados por largo tiempo, a pesar de formar importantes enclaves de hábitat para variedad de organismos marinos. De particular importancia son las comunidades de octocorales presentes en los arrecifes rocosos del Pacífico colombiano, donde, frente a la escasa representación de arrecifes coralinos, esas comunidades de abanicos y candelabros de mar cobran gran valor como sitios que congregan especies de importancia ecológica, e interés pesquero, constituyéndose en caladeros de pesca artesanal (Mejía y Chasqui 2020a). Frente a lo limitado de la información disponible sobre el estado poblacional de los octocorales en Colombia, solo se evaluó un puñado de especies. Entre las amenazas a los octocorales en Colombia se identifican principalmente las enfermedades coralinas, el efecto de especies invasoras, y en algunas localidades del Pacífico el impacto de artes de pesca fantasma, que se enredan entre las colonias causando su desprendimiento (Sánchez *et al.* 2011, Sánchez y Ballesteros 2014, Quintanilla *et al.* 2018, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a).

Moluscos

Los moluscos comprenden un grupo de invertebrados con más de 90.000 especies existentes, aproximadamente 52.000 son especies marinas recientes y válidas, pero se estima que sumando las especies aún por describir la cifra estaría alrededor de las 150.000 especies. Este grupo biológico se caracteriza por presentar una sorprendente diversidad morfológica, agrupada en ocho clases, que incluye animales con formas desde gusanos con espículas (Caudofoveata y Solenogaster), con una concha simple (Monoplacophora, Gastropoda), con dos valvas (Bivalvia), con placas articuladas (Polyplacophora), en forma de colmillo (Scaphopoda), y con una concha reducida o ausente en calamares y pulpos (Cephalopoda) (Giribet y Edgecombe 2020, Hickman *et al.* 2020).

Las poblaciones silvestres de moluscos enfrentan diferentes amenazas como la contaminación, la sobreexplotación de algunas especies, y la silenciosa acidificación de los océanos, producto del incremento de concentraciones de dióxido de carbono atmosférico, que dificulta la formación de estructuras de carbonato de calcio y compromete la salud de muchos organismos marinos, produciendo en general moluscos con caparazones más débiles y disminuyendo su crecimiento. Esta última problemática no es exclusiva de los moluscos, sino que afecta en general a organismos calcificadores como los corales, algas calcáreas y equinodermos, entre otros (Kroeker 2013).

Los moluscos son una fuente de alimento y proteína importante a nivel global. Según la FAO (2018) la producción global de moluscos marinos y estuarinos en 2016 llegó a 17,1 millones de toneladas, con un costo estimado de venta directa de USD 29,2 mil millones, lo que comprueba la importancia económica de este grupo de organismos. Adicionalmente, desde tiempos históricos los moluscos han tenido múltiples usos en diferentes sociedades humanas como objetos de colección y bisu-

tería. Actualmente son importantes en la industria y el comercio, por ejemplo, en la perlicultura, maricultura, aplicaciones cosmetológicas, nutraceuticas, farmaceuticas (agentes antitumorales, antimicrobianos, antivirales), y medicas. Entre las últimas aplicaciones sobresalen las conotoxinas de los caracoles (e.g. Conidae), que son de importancia para uso médico y farmacológico, registrándose más de 80.000 conotoxinas naturales (Gao et al. 2017, Chakraborty y Joy 2020).

En la región del Atlántico occidental tropical, que incluye el mar Caribe y el Golfo de México, las capturas de moluscos se han incrementado enormemente en los últimos años. Así, se pasó de 213.000 t en el año 1976 a más de 680.000 t en 1983, siendo actualmente las vieiras y las ostras los grupos más productivos. Sin embargo, los gasterópodos, entre ellos principalmente los caracoles de pala (*Aliger* y *Strombus* spp.), cuyas poblaciones son poco densas, son sobreexplotados en muchas áreas; en 1983 se capturaron casi nueve mil toneladas de gasterópodos en el mar Caribe.

En Colombia, la pesca de moluscos como recurso alimenticio se hace en gran parte de forma artesanal. Las diferentes especies de bivalvos de playa del género *Donax*, conocidos como “chipi chipi”, son explotados regularmente a lo largo de todas las playas arenosas. Igual ocurre con la “piangua” en los planos lodosos asociados a los manglares del Pacífico. La ostra del mangle, *Crassostrea rhizophorae*, es un recurso importante que suple la demanda del mercado regional y que es explotado intensamente en ciertas zonas, como en la Ciénaga Grande de Santa Marta y en Camarones (Guajira). La almeja, *Polymesoda artacta*, es explotada localmente en algunas áreas estuarinas. En cuanto a los gasterópodos, *Cittarium pica*, conocido localmente como “burgao” o “cigua”, se recolecta intensivamente para el consumo local a lo largo del litoral rocoso de la región de Santa Marta y del Chocó caribeño. El “caracol de pala” *Aliger gigas*, ha sido tan intensamente explotado que su pesca ha tenido que ser reglamentada, e incluso prohibida en muchos países del Caribe. La concha de los ejemplares aún inmaduros de *Aliger*, de atractivo color rosado, como también de las especies del género *Cassis*, se venden aún hoy día en las tiendas de artesanías. Algunas especies de calamar forman parte de las capturas acompañantes de la pesca de arrastre de camarón y pesca blanca en el Caribe colombiano, y son comercializados por las compañías industriales de productos pesqueros.

Colombia, por poseer costas y áreas insulares sobre dos mares, reúne en conjunto una de las malacofaunas más ricas de América, que según Ardila et al. (2006) está alrededor de las 2.200 especies (1.247 en Caribe, 985 en Pacífico). Por consiguiente, definir el estado de amenaza y asegurar la conservación de esta diversidad biológica, que además está intrínsecamente ligada en muchos casos a una cultura y forma de vida de las poblaciones costeras, se convierte en una acción estratégica para el país.

Crustáceos

Los crustáceos están entre los grupos de organismos más abundantes en el medio marino. Según el First Census of Marine Life (2007), un estudio a nivel mundial durante 10 años, los crustáceos son el grupo más rico en especies, con el 19% de la biodiversidad marina (incluyendo fauna, flora, protistas, bacterias, archeas y hongos). Se sitúan en tercera posición a nivel global, después de los insectos (1.020.007 especies) y los arácnidos (112.201 especies). Actualmente se han descrito en todo el mundo 1.002 familias con 9.522 géneros y 66.914 especies (Ahyong et al. 2011), aunque el número real de especies de crustáceos se estima en 241.546 (WoRMS 2022). Con 14.861 especies,

Decapoda es el orden mejor representado a nivel mundial de todos los crustáceos. Lo siguen los anfípodos con 10.194 especies, y los isópodos con 10.661 especies.

Los Decapoda están representados, principalmente, por los camarones, cangrejos y langostas, que son uno de los grupos con mayor importancia ecológica y económica en los diferentes océanos del mundo. Los decápodos han colonizado una gran diversidad de hábitats marinos, de agua dulce y terrestres. Su éxito es el resultado de su capacidad para adaptarse a las más diversas condiciones medioambientales, así como a su eficiente estrategia de reproducción y ciclo de vida, que involucra generalmente un gran número de formas larvales, por lo que se pueden dispersar aprovechando los movimientos de las masas de agua.

Los decápodos son el único grupo de los crustáceos, en los que se unen los segmentos de la cabeza y el tórax, que se fusionan en el cefalotórax (caparazón). El nombre Decapoda se deriva del hecho de presentar cinco pares de apéndices caminadores (en algunos casos modificados), sin embargo, ellos son portadores de numerosos apéndices a lo largo del cuerpo, que reciben su nombre de acuerdo con la parte del cuerpo donde se localizan. En la cabeza presentan cinco pares de apéndices, dos pares son antenas (característica exclusiva de los crustáceos) y tres pares son apéndices alimenticios. La sigue el tórax (pereión, por lo tanto, los apéndices se denominan pereriópodos) con ocho pares de apéndices, los tres primeros se asocian con los apéndices alimenticios y reciben el nombre de maxilípedos, los cinco pares restantes son los apéndices caminadores y son los que le dan el nombre al orden. El abdomen es la tercera parte del cuerpo, donde portan seis pares de apéndices (pleópodos), cinco son nadadores o usados para acarrear los huevos en las hembras, y el último par (ausente en los cangrejos verdaderos) que recibe el nombre de urópodos, junto con el último segmento (telson) forman el abanico caudal en las langostas.

En los crustáceos el cuerpo está protegido por un caparazón rígido y quitinoso, para que el animal pueda crecer, debe mudarlo periódicamente; para esto, el crustáceo presenta una serie de cambios fisiológicos, al final de los cuales buscan un lugar protegido donde el exoesqueleto original es desprendido y eliminado, dejando libre su cuerpo frágil. Al salir, el animal alcanza su nuevo tamaño, y su parte externa (correspondiente a la piel o dermis) comienza a endurecerse, formando, usualmente en pocos días, un nuevo exoesqueleto. En este proceso son reemplazados los apéndices que el animal ha perdido por diferentes razones.

Los crustáceos presentan respiración branquial, predominantemente, las branquias se localizan en los costados del cefalotórax, protegidas por el caparazón, permitiendo la circulación del agua a través de ellas para la obtención del oxígeno necesario.

Los camarones generalmente tienen el exoesqueleto delgado y flexible, cuerpo cilíndrico o comprimido lateralmente y abdomen musculoso bien desarrollado, con apéndices nadadores (pleópodos). Esta complejidad corporal les permite no solamente caminar sobre la vegetación, rocas o sedimentos, sino también nadar usando los pleópodos y, al mover fuertemente el abdomen, son capaces de nadar considerables distancias, lo cual les posibilita escapar de los ataques de sus depredadores o realizar desplazamientos rápidos.

Las langostas, a diferencia de los camarones, habitan principalmente en cavidades y grietas de fondos rocosos y coralinos, donde se refugian protegiendo la entrada con sus largas y gruesas

antenas espinosas y su caparazón fuertemente ornamentado con espinas y tubérculos. Cuando tienen que salir de sus madrigueras, se desplazan con sus patas caminadoras, y su abdomen fuerte puede ser usado para huir rápidamente del ataque de los depredadores, dando coletazos con los cuales nadan intempestivamente hacia atrás.

Los verdaderos cangrejos, el grupo más exitoso, evolucionaron adaptándose para caminar y redujeron el abdomen hasta encajarlo justamente debajo del cefalotórax, con lo cual perdieron su capacidad natatoria. Estos cambios ocasionaron que el caparazón se aplanara dorso-ventralmente, y el primer par de patas evolucionó desarrollando unas fuertes pinzas (quelípedos) adaptadas para capturar su alimento, y para actividades como defensa, camuflaje, cortejo y equilibrio.

Los crustáceos decápodos son considerados productos pesqueros de gran importancia en todo el mundo. Los camarones son capturados en grandes cantidades por buques que barren el fondo marino con redes de arrastre; mientras que para las langostas y cangrejos se prefiere el uso de trampas, nasas, arpones y colecta manual. La pesca masiva ha ocasionado que las poblaciones de estos animales en varias regiones del mundo, incluida Colombia, hayan sido explotadas irracionalmente y de una manera no sostenible, ocasionando el colapso de las pesquerías. Ante esto, los gobiernos han respondido implementando medidas de manejo, tales como la reglamentación de temporadas de veda en las épocas reproductivas, creando zonas protegidas, y poniendo restricciones a los volúmenes de captura, métodos y técnicas de pesca.

La posibilidad de realizar un manejo racional y sostenible de las pesquerías de las diferentes especies depende de un profundo conocimiento de su biología y de sus hábitats. Sin embargo, este conocimiento en el país está limitado únicamente a algunas especies de camarones y langostas, en general las de mayor interés pesquero.

Las áreas marinas colombianas incluyen una gran diversidad de formaciones geomorfológicas sometidas a regímenes climáticos e hidrodinámicos contrastantes, lo que favorece el desarrollo de una gran biodiversidad, por lo que el país cuenta actualmente con más de 670 especies de decápodos registradas para el mar Caribe y 420 para el Pacífico. Es de esperarse que el número de especies marinas sea mayor y que, conforme aumenten las exploraciones, aumente el número de especies de crustáceos decápodos y de la fauna marina colombiana en general.

Una degradación de los hábitats marinos podría causar la desaparición de varias especies conocidas de crustáceos de nuestras aguas, ocasionando la pérdida no sólo de sus posibles aprovechamientos directos en la industria alimenticia, farmacológica o de ingeniería genética, sino también en la información que nos proporcionan sobre cómo evolucionó la vida en el medio marino y los mecanismos que la controlan.

Entre las especies de decápodos registradas en el Caribe colombiano, algunas especies que no fueron incluidas en este libro deben ser objeto de estudio para determinar su vulnerabilidad a las amenazas a que están sometidas. Entre ellas, *Lepidophthalmus sinuensis* Lemaitre y de Almeida Rodrigues, 1991, es una especie endémica conocida solamente a partir de ejemplares en estanques de una camaronera localizada en el área de influencia de la desembocadura del río Sinú, adicionalmente, las adaptaciones de la especie para conquistar estos ambientes hacen que su distribución sea muy limitada (Nates y Felder 1999). Otra especie de interés es el cangrejo ermitaño *Calcinus*

urabaensis Campos y Lemaitre (1994), especie endémica del Golfo de Urabá, descrita con base en un ejemplar recolectado en la localidad Pinorroa, y que no ha sido registrada en ninguna otra parte del Caribe colombiano.

Equinodermos

Los equinodermos son invertebrados exclusivamente marinos que se encuentran ampliamente distribuidos en todos los océanos, desde la zona litoral hasta más de 6.000 m de profundidad. Actualmente existen aproximadamente 7.291 especies de equinodermos en los océanos del mundo (Appeltans *et al.* 2012). Aunque esta cifra puede variar dependiendo de la fuente, son las estrellas quebradizas (Clase Ophiuroidea) el grupo con más especies, seguidas por las estrellas de mar (Asteroidea), los pepinos de mar (Holothuroidea), los erizos, corazones y dólares de mar (Echinoidea), y por último las plumas y lirios de mar (Crinoidea). Todos los equinodermos viven asociados al fondo marino, sobre rocas o debajo de ellas, enterrados en la arena o el lodo, en grietas, y dentro o sobre otros organismos marinos; solo algunos crinoideos y pepinos de profundidad pueden nadar.

A pesar de la gran diversidad de formas que se pueden encontrar en las cinco clases de equinodermos, existen cuatro rasgos fundamentales que los caracterizan: presentan el cuerpo dividido en cinco partes iguales cuando son adultos (simetría radial pentámera), aunque son organismos bilaterales como se observa en su fase larval; tienen un esqueleto interno formado por un conjunto de estructuras de carbonato de calcio (osículos); presentan una serie de canales internos que recorren todo su cuerpo (sistema vascular acuífero), los cuales cumplen varias funciones entre ellas la circulación, la alimentación y el movimiento; y presentan un tipo de tejido, llamado colágeno mutable, que les da la capacidad de relajar o endurecer el cuerpo o sus estructuras en cuestión de segundos (Wilkie 2005, Wilkie *et al.* 2004, Zamora y Rahman 2014). Estas características básicas varían, y son esas variaciones las que definen las diferencias en la morfología de cada clase determinando los caracteres para su identificación taxonómica. Por ejemplo, la forma y organización del esqueleto interno varía desde osículos grandes y en forma de vértebras en las plumas, lirios de mar y ofiuros; placas que se articulan entre sí en las estrellas, o se fusionan en los erizos; hasta reducirse a pequeños osículos de tamaño microscópico, inmersos en la piel de los pepinos, los cuales son importantes para la identificación de las especies.

La mayoría de las características anteriores ubican a los equinodermos como los invertebrados más cercanos a los cordados, que son los animales superiores en el árbol evolutivo de la vida. Además, los equinodermos a diferencia de otros invertebrados como los moluscos, anélidos y artrópodos son Deuterostomados, un nombre que expresa en su concepto la forma de desarrollo embrionario característica de los animales superiores, especialmente vertebrados. Sin embargo, los equinodermos presentan otras características que podrían ser especializaciones, ya que, a diferencia de las anteriores, parecen agruparlos con los organismos ubicados en la parte inferior de la evolución animal, como las esponjas, los corales e hidrozooos. Entre estas características se encuentran: la simetría radial pentámera de los adultos; la ausencia de cabeza, cerebro, corazón, ojos y otros órganos de los sentidos externos; capacidad para regenerar tejidos y órganos; reproducción sexual con fecundación externa y generalmente con una fase larval; usualmente con sexos separados, aunque algunos son hermafroditas; y la ausencia de órganos especializados que

les permita la interacción de sus fluidos corporales con el agua de mar, una característica que los restringe al ambiente marino (Ruppert y Barnes 1994).

Aunque muchas veces pasan desapercibidos, los equinodermos son un componente biótico importante en los ecosistemas marinos, en los que influyen de varias maneras. Por ejemplo, a través de sus procesos de alimentación tienen una gran influencia en su funcionamiento. Se ha demostrado que las poblaciones de algunas especies pueden marcar grandes diferencias en la salud y conservación de ecosistemas como los arrecifes de coral. Uno de los casos más estudiados de desequilibrio en los arrecifes de coral del Caribe, se debe a la disminución de las poblaciones del erizo herbívoro *Diadema antillarum* por una mortandad masiva en 1983, que disparó un crecimiento excesivo de las macroalgas con un fuerte impacto negativo en los corales escleractinios (Lessios 2016). En el caso de los pepinos de mar (orden Aspidochirotida, ahora Holothuriida y Synallactida de acuerdo con Miller *et al.* 2017), cada vez hay más evidencias de que estos equinodermos al alimentarse de la materia orgánica depositada en el sedimento marino lo limpian y oxigenan, manteniendo su calidad y participando en el reciclaje de nutrientes, lo que mejora la productividad de la biota bentónica y aporta a las cadenas tróficas (Svea-Mara *et al.* 2010, Purcell *et al.* 2016). Además, los equinodermos podrían considerarse como micro-ecosistemas, ya que albergan una gran variedad de simbioses que pueden encontrarse en diferentes partes de su cuerpo como peces, crustáceos, poliquetos y moluscos, entre otros (Samyn *et al.* 2006).

Además del interés en los equinodermos como especies claves en el funcionamiento de los ecosistemas, y por lo tanto en su conservación, estos invertebrados son de interés para los seres humanos por diferentes razones. Algunas de sus características biológicas, como la composición y funcionamiento de su esqueleto y sus espinas, así como el tejido colágeno mutable, los convierten en un grupo de interés en diseños de ingeniería (Tsafnat *et al.* 2012), y en la industria cosmética (Elphick 2012, Rowe y Elphick 2012). Las gónadas de los erizos regulares se consumen en varios países del mundo. Actualmente, se está desarrollando una intensa pesquería sobre algunas especies, como es el caso de *Paracentrotus lividus* en las costas europeas, e incluso se está empezando a desarrollar su cultivo (Segovia-Viadero *et al.* 2016). En el mar Caribe este interés se ha centrado, hasta ahora de manera artesanal, en la especie *Lytechinus variegatus variegatus*, conocido como erizo verde (Dominguez *et al.* 2007).

Entre los equinodermos, los pepinos de mar son los de mayor importancia económica, específicamente en la industria alimentaria y nutracéutica, siendo consumidos de forma tradicional en los países asiáticos; sin embargo, debido a la alta demanda y a problemas de sobrepesca en esa región, actualmente la pesquería de pepinos se desarrolla prácticamente en todo el mundo, de forma ilegal y descontrolada, sobreexplotando las poblaciones naturales (Toral-Granda *et al.* 2008). Varias especies de pepinos de mar son de importancia comercial de acuerdo con la FAO (Purcell *et al.* 2012), y algunas están incluidas en la lista de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) (www.iucnredlist.org). Purcell *et al.* (2014) utilizando los resultados de la evaluación de riesgo de extinción de la IUCN para las especies de pepinos de mar del orden Aspidochirotida, encontraron que el riesgo de extinción fue impulsado principalmente por el alto valor de mercado, agravado por la accesibilidad y la familiaridad de la especie en los mercados. Aunque el riesgo de extinción se ha relacionado con variables

biológicas y antropogénicas, estos resultados demuestran que, para la fauna de valor comercial, cuando las especies se explotan para los mercados internacionales, el riesgo de extinción no sigue los principales impulsores. Estos mismos autores concluyen que la alta proporción de especies en la categoría Datos Insuficientes en la Lista Roja de la UICN enfatiza la necesidad de investigar la ecología y la demografía de las poblaciones de estos invertebrados poco glamorosos, pero que se consideran productos de lujo para los mercados asiáticos.

La inclusión de cinco especies de pepinos de mar en este Libro Rojo (*Holothuria mexicana* En Peligro crítico; *Isostichopus badionotus* Vulnerable, *I. fuscus* Casi amenazada, y *H. glaberrima* y *H. grisea* Datos insuficientes), refleja el creciente interés en este grupo principalmente en el Caribe colombiano, y por lo tanto la necesidad de incrementar su conocimiento y trabajar en su conservación; así como para las dos especies de erizos y una especie de ofiuero que también hacen parte del libro. Entre los erizos se incluyen *Diadema antillarum*, de gran importancia ecológica (Casi Amenazada) en el Caribe, y *Astropyga pulvinata* (Datos Insuficientes), distribuida en el Pacífico colombiano, de la que se tiene poca información en el país. En cuanto al ofiuero *Ophyothrix synoecina*, se presenta la información generada durante los últimos 10 años, con base en la cual se ha asignado a la categoría En Peligro.

Evaluación del riesgo de extinción de especies

La evaluación del riesgo de extinción de especies es una manera de monitorear el estado de conservación de las poblaciones naturales, que mediante un sistema jerárquico de categorías de riesgo envía señales acerca de la necesidad de acciones de manejo y conservación para prevenir la extinción de poblaciones y especies silvestres. El sistema de evaluación de riesgo de extinción con mayor aceptación y uso global es el sistema de Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN desarrollado por la Comisión de Supervivencia de Especies (SSC) y el Programa Global de Especies de la UICN. La Lista Roja de la UICN es actualmente la base de datos más grande, objetiva y científicamente soportada de información sobre el estado de conservación de las especies en el mundo, y constituye una guía ampliamente aceptada para orientar las decisiones de manejo y conservación de especies a nivel global. Desde su nacimiento en 1964 el sistema ha evolucionado, ajustando sus lineamientos y métodos de análisis en procura de estándares más objetivos, ampliamente aplicables, y fácilmente replicables, que son ofrecidos en publicaciones en línea que son actualizados periódicamente. Los lineamientos usados en este proceso son los de la versión 3.1 (UICN 2012a), vigentes cuando se hicieron los talleres de evaluación. En principio, el sistema de Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN está diseñado para ser aplicado a la población global de cada taxón evaluado; sin embargo, su aplicación al nivel regional o nacional es posible, y la UICN ha elaborado directrices para facilitar el uso del sistema a nivel regional (UICN 2012b) basadas en el ajuste a las categorías de riesgo de acuerdo al estatus de residencia de las especies evaluadas en la región/país, migraciones estacionales y “efectos de rescate”. Estas directrices se tuvieron en cuenta durante la revisión final de las categorías propuestas en esta obra, por tratarse de una evaluación del nivel nacional. Las definiciones de las categorías, criterios, subcriterios y procedimientos utilizados para la evaluación, que se describen a continuación, se basan en esos documentos.

Las Categorías de la Lista Roja

Extinto (EX): un taxón está Extinto cuando no queda duda que el último individuo ha muerto. Se presume que un taxón está Extinto cuando prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos y/o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), y a lo largo de su área de distribución histórica, no han podido detectar un solo individuo. Las búsquedas deberán ser realizadas en periodos de tiempo apropiados al ciclo y formas de vida del taxón.

Extinto en Estado Silvestre (EW): un taxón está Extinto en Estado Silvestre cuando sólo sobrevive en cultivo, en cautiverio o como población (o poblaciones) naturalizadas completamente fuera de su distribución original.

En Peligro Crítico (CR): un taxón está En Peligro Crítico cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro Crítico (Tabla 1) y, por consiguiente, se considera que enfrenta un riesgo de extinción extremadamente alto en estado silvestre.

En Peligro (EN): un taxón está En Peligro cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro (Tabla 1) y, por consiguiente, se considera que enfrenta un riesgo de extinción muy alto en estado silvestre.

Vulnerable (VU): un taxón es Vulnerable cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para Vulnerable (Tabla 1) y, por consiguiente, se considera que enfrenta un riesgo de extinción alto en estado silvestre.

Casi Amenazado (NT): un taxón está Casi Amenazado cuando ha sido evaluado y no satisface los criterios para las categorías En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable, pero está próximo a satisfacer los criterios, o posiblemente los satisfaga en un futuro cercano.

Preocupación Menor (LC): un taxón se considera de Preocupación Menor cuando, habiendo sido evaluado, no cumple ninguno de los criterios que definen las categorías de En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable o Casi Amenazado. Se incluyen en esta categoría taxones abundantes y de amplia distribución.

Datos Insuficientes (DD): un taxón se incluye en la categoría Datos Insuficientes cuando no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la distribución y/o condición de la población. Un taxón en esta categoría puede estar bien estudiado, y su biología ser bien conocida, pero carecer de los datos apropiados sobre su abundancia y/o distribución. Datos Insuficientes no es por lo tanto una categoría de amenaza. Al incluir un taxón en esta categoría se indica que se requiere más información y se reconoce la posibilidad de que investigaciones futuras demuestren apropiada una clasificación de amenazada. Es importante hacer un uso efectivo de cualquier información disponible. En muchos casos habrá que tener cuidado al elegir entre Datos Insuficientes y una condición de amenaza. Si se sospecha que la distribución de un taxón está relativamente circunscrita, y si ha transcurrido un período considerable de tiempo desde el último registro, entonces la condición de amenazado puede estar bien justificada.

No Evaluado: un taxón se considera No Evaluado cuando todavía no ha sido clasificado en relación a los criterios presentados en la Tabla 1.

Adicionalmente, para el caso de las evaluaciones regionales hay dos categorías más que pueden ser usadas:

Extinto a Nivel Regional (RE): un taxón se considera Extinto a Nivel Regional cuando no queda duda que el último individuo capaz de reproducirse en la región ha muerto o desaparecido de ella, o en el caso de ser un antiguo taxón visitante, ya no hay individuos que visiten la región.

No Aplicable (NA): se debe asignar la categoría No Aplicable (NA) a los taxones que no reúnen las condiciones para ser evaluados a nivel regional (principalmente taxones introducidos y errantes).

Procedimiento para asignar las categorías de la Lista Roja de la UICN

Cuando se analiza el riesgo de extinción de un taxón inicialmente se determina si los datos disponibles son adecuados y suficientes, si no lo son se asigna la categoría Datos Insuficientes (DD) siempre que sea posible identificar claramente la amenaza. Si los datos son adecuados, se revisa si la especie está extinta (EX) o extinta en vida silvestre (EW), y para el caso de las evaluaciones regionales y nacionales se considera si la especie está extinta a nivel regional (RE). Si no se trata de especies extintas global o regionalmente, entonces pasa a revisarse la posibilidad que la especie esté amenazada (categorías

VU, EN, CR), Casi Amenazada (NT), o sea una especie de Preocupación Menor (LC); para lo cual se evalúa la información de la especie contra cada uno de los cinco criterios:

- A. Rápida reducción en tamaño poblacional
- B. Área de distribución pequeña, fragmentada, en disminución o fluctuante
- C. Población pequeña y en disminución
- D. Población o área de distribución muy pequeña y en riesgo
- E. Análisis de viabilidad poblacional

Cada criterio tiene tres umbrales predeterminados y cada umbral corresponde a una categoría de amenaza (VU, EN o CR). Para ser considerada amenazada, la población o taxón evaluado tiene que alcanzar al menos uno de los umbrales de uno de los criterios, y cumplir con los subcriterios y calificadores específicos para que la categoría sea válida (Tabla 1). En el proceso de evaluación cada taxón se evalúa contra cada uno de los criterios; aunque no necesariamente todos los criterios pueden ser aplicados a cada taxón, basta con que uno de los criterios sea plenamente satisfecho para que una categorización sea válida. Por otra parte, especies que pueden ser evaluadas con varios criterios pueden resultar en diferentes niveles de amenaza de acuerdo con los diferentes criterios, en cuyo caso se considera válida y se asigna la mayor categoría de amenaza obtenida.

Aunque los criterios para las categorías de amenaza son de naturaleza cuantitativa, la escasez de información de calidad no es un impedimento para aplicarlos, pues el método permite el uso de estimativos (de lo ocurrido en el pasado), así como de inferencias y proyecciones (de lo que puede ocurrir en el futuro), siempre y cuando éstas puedan justificarse razonablemente. En caso de una amplia variación en los estimativos, la UICN recomienda aplicar el principio preventivo y usar el estimativo que lleva a la categoría de mayor riesgo. En los casos en que existan amenazas evidentes a un taxón, por ejemplo, por el deterioro de su único hábitat conocido, es importante intentar categorizarlo como amenazado (VU, EN o CR), aún si existe poca información biológica sobre el mismo. La Tabla 1 muestra los criterios, subcriterios, umbrales y calificadores que deben ser considerados para establecer si un taxón califica para alguna categoría de amenazada (CR, EN o VU).

Evaluación del riesgo de extinción de invertebrados marinos en Colombia

Para la actualización de la lista de especies de invertebrados marinos amenazados en Colombia se desarrolló un proceso de evaluación del riesgo de extinción de las especies de cuatro grupos principales: corales, moluscos, crustáceos y equinodermos. Los talleres de evaluación se realizaron entre 2016 a 2018, con la participación de medio centenar de investigadores nacionales, y la asesoría de Beth Polidoro, Michaela Shope y Stephanie Arellano de la UICN.

El proceso inició con la selección de especies para evaluar, a partir del conocimiento de los expertos en los grupos, quienes opinaron sobre cuales especies podrían estar sometidas a mayores amenazas sobre sus poblaciones silvestres. El número inicial de especies fue 129, de los cuatro grupos, incluyendo las 40 especies que hacen parte de la primera entrega del Libro rojo de invertebrados marinos

Tabla 1. Resumen de los cinco Criterios (A–E) utilizados para evaluar la correspondencia de una especie con una de las Categorías de amenaza (En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable) de la Lista Roja de la UICN.

A. Reducción del tamaño poblacional. Reducción del tamaño de la población basada en cualquiera de los subcriterios A1 a A4. El nivel de reducción se mide considerando el periodo más largo, ya sea 10 años o 3 generaciones.			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 y A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A1 Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción son claramente reversibles y entendidas y conocidas y han cesado.	<p>Con base en y especificando cualquiera de los siguientes puntos:</p>	(a) observación directa [excepto A3]	<p>(b) un índice de abundancia apropiado para el taxón</p> <p>(c) una reducción del área de ocupación (AOO), extensión de presencia (EOO) y/o calidad del hábitat</p> <p>(d) niveles de explotación reales o potenciales</p> <p>(e) como consecuencia de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos</p>
A2 Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado o no ser entendidas y conocidas o no ser reversibles.			
A3 Reducción del tamaño de la población que se proyecta, se infiere o se sospecha será alcanzada en el futuro (hasta un máximo de 100 años) [(a) no puede ser usado].			
A4 Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada donde el periodo de tiempo considerado debe incluir el pasado y el futuro (hasta un máx. de 100 años en el futuro), y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado o pueden no ser entendidas y conocidas o pueden no ser reversibles.			
B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
B1. Extensión de presencia (EOO)	< 100 km ²	< 5,000 km ²	< 20,000 km ²
B2. Área de ocupación (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2,000 km ²
Y por lo menos 2 de las siguientes 3 condiciones:			
(a) Severamente fragmentada, O Número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros			
(c) Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros			
C. Tamaño de la población pequeño y en disminución.			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Número de individuos maduros	< 250	< 2,500	< 10,000
Y por lo menos uno de C1 o C2			
C1. Una disminución continua observada, estimada o proyectada (hasta un máximo de 100 años en el futuro) de al menos:	el 25% en 3 años o 1 generación (lo que fuese más largo)	el 20% en 5 años o 2 generaciones (lo que fuese más largo)	el 10% en 10 años o 3 generaciones (lo que fuese más largo)
C2. Una disminución continua observada, estimada, proyectada o inferida y por lo menos 1 de las siguientes 3 condiciones:			
(a) (i) Número de individuos maduros en cada subpoblación	≤ 50	≤ 250	≤ 1,000
(ii) % de individuos en una sola subpoblación =	90–100%	95–100%	100%
(b) Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros			
D. Población muy pequeña o restringida			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
D. Número de individuos maduros	< 50	< 250	D1. < 1,000
D2. <i>Solo aplicable a la categoría VU</i> Área de ocupación restringida o bajo número de localidades con una posibilidad razonable de verse afectados por una amenaza futura que podría elevar al taxón a CR o EX en un tiempo muy corto.	-	-	D2. típicamente: AOO < 20 km ² o número de localidades ≤ 5
E. Análisis Cuantitativo			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre es:	≥ 50% dentro de 10 años o 3 generaciones, lo que fuese más largo (100 años max.)	≥ 20% dentro de 20 años o 5 generaciones, lo que fuese más largo (100 años max.)	≥ 10% dentro de 100 años

El uso de este resumen requiere la comprensión plena de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN y de las Directrices para el uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Por favor, consulte ambos documentos para obtener una explicación de los términos y conceptos usados aquí.

de Colombia (Ardila *et al.* 2002), que requerían ser reevaluadas. Después de una búsqueda y análisis de la información disponible para cada especie, fue claro que el 40 % (51 especies) de la lista debía ser descartado, pues la escasa información hallada no permitía siquiera identificar y caracterizar claramente las amenazas, por no hablar de tamaños poblacionales o distribución.

De las 78 especies seleccionadas, se descartaron cinco más: el coral *Acropora prolifera* que no se considera una especie válida actualmente; el bivalvo *Lacolina magna* (*Tellina magna* en Ardila *et al.* 2002) con información insuficiente para definir una amenaza; los caracoles *Mitra mitra* y *Monetaria caputserpentis* (*Cypraea caputserpentis* en Ardila *et al.* 2002), ambas con un único registro de presencia en Colombia y sin más información; y el camarón *Penaeus vannamei*, una especie con distribución marginal en Colombia. Para las 73 especies restantes se acopió la información requerida en la ficha de evaluación de la UICN, y se analizó contra los criterios y subcriterios de la Lista Roja, verificando en lo posible los umbrales para el ajuste en las tres categorías de amenaza (CR, EN, VU; Tabla 1). Se usó como soporte los documentos “Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1” (UICN 2012a), y “Directrices para el uso de los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0” (UICN 2012b).

Una vez evaluadas todas las especies, se inició el proceso de redacción y edición de las fichas de especie que hacen parte del libro, la elaboración de los mapas y la recopilación de fotografías o elaboración de ilustraciones sobre las especies. La información en la ficha de evaluación fue el insumo principal para la elaboración de las fichas de especie que aquí se presentan.

Mapas de distribución

Los mapas presentados en cada ficha corresponden al área de distribución potencial o modelada para las especies de Colombia, con base en información de ocurrencias disponible en bases de datos sobre biodiversidad y literatura, se desarrollaron modelos para predecir la distribución más probable según variables ambientales e idoneidad de hábitat, y fueron ajustados con colaboración de expertos en cada especie.

Los insumos primordiales para la modelación son ocurrencias de especies y variables ambientales. Este primer insumo fue producto de una compilación y procesamiento de toda la información disponible de cada especie, se utilizaron como fuente bases de datos de diversidad nacionales (Sistema de Información sobre Biodiversidad Marina – SIBM) e internacionales (Global Biodiversity Information Facility – GBIF y Ocean Biodiversity Information System–OBIS), así como información derivada de literatura y suministrada por miembros del equipo de expertos. Todos los datos fueron evaluados por calidad buscando errores de identificación, localización o falta de precisión, ortografía, registros multiplicados, actualizaciones taxonómicas, autocorrelación espacial, registros fuera de elemento o región conocida. Como segundo insumo, se utilizaron capas raster obtenidas de MARSPEC con una resolución de 30 arcos segundos ($\approx 1\text{km}$) de variables ambientales, estas fueron extraídas con una máscara del límite marítimo de Colombia, las variables fueron: salinidad superficial del mar (UPS), temperatura superficial del mar ($^{\circ}\text{C}$), distancia a la costa (km) y batimetría (m).

El método para construir las distribuciones depende principalmente de la cantidad de registros que quedan disponibles después de los controles de calidad, para esto se definieron los siguientes rangos 1 a ≤ 7 : cartografía, >7 a ≤ 15 : ensambles de pequeños modelos (ESM) y >15 : modelado con MaxEnt.

ESM: en casos de tener muy pocos registros de ocurrencias los resultados de un modelo regular no son muy idóneos. Para estos casos se propone un método llamado ensamble de pequeños modelos (ESM por sus siglas en inglés). Este método consiste en generar modelos bivariados con todas las combinaciones de variables elegidas, adicionalmente se pueden emplear diferentes algoritmos para generar más modelos. Finalmente se ensamblan todos estos pequeños productos para obtener la predicción más robusta con todas las variables. Se desarrollaron los ESM utilizando modelos de máxima entropía (MaxEnt) y modelo lineal generalizado (GLM) con el paquete “ecospat” en Rstudio.

MaxEnt: los modelos de máxima entropía son altamente recomendados, ya que producen resultados robustos con poca información y datos de solo presencia (Melo-Merino *et al.* 2020), estos se desarrollaron en Rstudio por medio del aplicativo Wallace, que permite generar varios modelos para elegir el más idóneo (Kass *et al.* 2018), en este, se hace una validación cruzada para evaluar los modelos por medio de un proceso de entrenamiento y prueba que garantiza la independencia de los datos con una partición que puede ser espacial o no espacial (Roberts *et al.* 2017). Se obtienen varios modelos (≈ 50) con todas las combinaciones de multiplicadores de regularización y clases de entidad (opciones de respuesta), se elige el que tenga mejor balance en bondad de ajuste y complejidad del modelo (Radosavljevic y Anderson 2014), la elección tiene en cuenta el valor de akaike y el número de coeficientes de respuesta.

Nota: el algoritmo de MaxEnt permite generar modelos sin datos de ausencia reales (información que no existe para muchas especies), sin embargo, además de datos de presencia, se necesitan “pseudoausencias” que son puntos aleatorios en toda la extensión de estudio o background points (BGP) en donde en teoría la especie no se encuentra, para todos los modelos se utilizaron 5000 BGP, que son teóricamente suficientes (Barbet-Massin *et al.* 2012).

Ambos métodos dan como resultado una distribución modelada con un gradiente que oscila entre 0 y ≈ 1 que muestra la idoneidad, donde 1 es la predicción más alta de presencia de la especie y 0 la más baja (ausente). Para generar un área de distribución se necesita determinar a partir de qué punto de ese gradiente obtenido, la especie se considera presente (Umbral). Existen muchos métodos matemáticos para calcular este umbral, en este caso se calcularon mediante 8 métodos: min occurrence prediction, mean occurrence prediction, X10 percent omission, sensitivity specificity, max sensitivity specificity, max Kappa, max prop correct y min ROC plot distance. Entre todos se elige el que más se adapte a la distribución conocida de la especie, generalmente se elige el de “max sensitivity specificity” que se ha documentado que genera la predicción más robusta (Liu *et al.* 2013). Utilizando el umbral elegido, se realiza una binarización del modelo a un ráster de presencia-ausencia y este mapa binario se vectoriza para obtener polígonos que sean editables cartográficamente y cuantificables.

Finalmente, se consultaron los expertos en las especies para verificar la distribución propuesta y se realizaron correcciones cartográficas según la biología de la especie, ámbito batimétrico, distribución fuera del área de modelado (i.e. cuerpos de agua costeras, playas, manglar, etc.).

Excepciones: para algunos grupos o especies se realizaron cambios en el método de desarrollo de la distribución, por escasas de información o naturaleza de la especie:

Cangrejos terrestres y playeros: al habitar en vegetación densa costera y tener hábitos reproductivos en el mar, el tipo de hábitat es discontinuo y su distribución también lo es, entonces se hizo un buffer

2 km alrededor de manglar y vegetación costera arbustiva y boscosa en la costa donde hay registros de ocurrencias. Para los cangrejos playeros se delimitaron las playas arenosas (vector tipo línea) en donde ha sido reportada la especie.

Corales escleractinios y octocorales del Caribe: por ser animales sésiles que ya han sido bien documentados en Colombia, se tomó como referencia la cartografía del atlas de áreas coralinas (INVEMAR-MINAMBIENTE 2020) que contiene la distribución de las especies de corales duros. Para cada especie se revisó en qué áreas ha sido reportada y se omitieron las áreas donde no, las fuentes de esta revisión son históricas, por lo cual hay especies de las que se desconoce si aún se encuentran en el área especificada. Este mapa refleja toda el área coralina donde está presente, mas no específicamente su distribución dentro de ellas, puesto que por la escala no sería perceptible.

Octocorales del Pacífico: para estas especies se creó un polígono de la parte de riscales y fondos rocosos del Chocó norte (donde habitan varias especies de octocorales, incluyendo todos los que están en la lista), un polígono en Bahía Málaga donde también hay un sitio de octocorales bien documentado (Los negritos), y las áreas coralinas de las islas Gorgona y Malpelo. Para cada especie se dejan visibles, de las áreas mencionadas anteriormente, en donde haya registro de la especie.

Especies con pocos registros: los mapas fueron creados a partir de la combinación y edición de capas cartográficas oficiales, para delimitar la distribución de la especie de acuerdo con atributos ecológicos, de hábitat y registros de ocurrencia. Para las especies que solo tienen localidades tipo o menos de 5 ocurrencias solo se dejaron los registros (vector tipo punto).

Imágenes

Las imágenes para ilustrar las especies en las fichas se obtuvieron de varias fuentes, se dio prioridad al uso de fotografías y se usaron ilustraciones cuando no se consiguieron fotografías adecuadas. Las fotos se obtuvieron principalmente de los expertos que participaron en el proceso y del banco de imágenes del INVEMAR. La mayoría de las fotos de moluscos se tomaron para este libro a ejemplares de la colección de referencia del Museo de Historia Natural Marina de Colombia (MAKURIWA) alojado en el INVEMAR. Algunas pocas fueron proporcionadas por investigadores y fotógrafos que no participaron del proceso de evaluación. Los créditos de todas las imágenes se proporcionan en la “Tabla de créditos sobre imágenes”, al final del libro.

Catálogo de especies

Se elaboraron fichas de las especies que resultaron en alguna categoría de amenaza, es decir En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerable (VU), así como de las especies que se categorizaron como Casi Amenazadas (NT) y Datos Insuficientes (DD). Las especies que en la evaluación resultaron como Preocupación Menor (LC) no tienen una ficha en este libro.

Cada ficha contiene la siguiente información:

Taxonomía. Se presenta información sobre el Orden, la Familia y la Especie. Como fuente para la clasificación taxonómica actualizada se utilizó la base de datos en línea World Register of Marine Species (WoRMS) disponible en <https://www.marinespecies.org/>

Nombre común. Se incluyen los nombres comunes más usados en Colombia para cada especie, generalmente en español, como también los nombres en creole usados en el Archipiélago de San Andrés y Providencia para algunas especies. En algunos casos se incluyeron nombres comunes en idioma inglés de uso amplio.

Sinonimia. Se incluyen los nombres científicos usados ampliamente en la literatura científica reciente (últimos 50 años), pero que actualmente no se consideran nombres válidos.

Nota taxonómica. Incluye información para aclarar los cambios en la nomenclatura o jerarquía taxonómica de las especies presentes en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 (Ardila *et al.* 2002).

Categoría Nacional. Corresponde a la categoría de riesgo de extinción que se ha asignado en esta evaluación para la especie en el país.

Justificación. Se resume la información que justifica la categoría asignada y los criterios y subcriterios bajo los cuales la especie cumple las condiciones para esa categoría.

Diagnosis. Presenta una breve descripción de la especie de acuerdo a las características morfológicas, merísticas, de coloración y tamaño.

Distribución geográfica. Se resume la información sobre la distribución global de la especie, y se presenta la información conocida sobre la distribución en Colombia, incluyendo las regiones o localidades de registro, de acuerdo con información publicada e inédita aportada por el equipo de expertos en los grupos evaluados que participaron en el proceso. Se incluye información obtenida de bases como GBIF, OBIS y el SIBM.

Población. Recoge información relacionada con las poblaciones de la especie en Colombia, por ejemplo, estimaciones de abundancia, caracterización demográfica o genética, entre otras. La información proviene de diversas fuentes, como estadísticas pesqueras nacionales y regionales, proyectos de prospección pesquera, proyectos de investigación, monitoreos, etc.

Ecología. Se presenta la información ecológica disponible, por ejemplo, tipos de hábitat que usa la especie, ámbito de profundidad, dieta, reproducción, comportamiento, depredadores, etc., se hace especial énfasis en la información que puede ser relevante para el análisis de riesgo de extinción.

Usos. Información sobre el uso y explotación que se hace de la especie en Colombia y a nivel global, así como de los productos derivados más comunes en el comercio.

Amenazas. Se describen las principales amenazas para la especie en Colombia, y a nivel global en algunos casos.

Medidas de conservación tomadas. Recoge información sobre las principales medidas de manejo, planes e instrumentos de conservación que existen a nivel nacional, regional y global.

Medidas de conservación propuestas. Se sugieren algunas medidas que se podrían implementar para avanzar hacia la conservación de las poblaciones naturales de la especie, incluyendo aspectos de investigación, regulación y manejo.

Comentarios adicionales. Recoge aspectos considerados relevantes, pero que no necesariamente van bien en los otros ítems, por ejemplo, llamados de atención sobre la situación de amenaza sobre especies similares, sobre asuntos taxonómicos, o resultados de algunos estudios.

Autoría. Los nombres de los investigadores que evaluaron la especie y escribieron la ficha, o contribuyeron de manera significativa con información para elaborarla.

Resultados

De un total inicial de 129 especies de invertebrados marinos propuestas para la evaluación de riesgo de extinción, entre cnidarios (39), moluscos (46), crustáceos (29) y equinodermos (15), presentes en el Caribe y Pacífico colombianos, al final fue posible trabajar con 78 especies. Para las restantes 51 especies la información que se pudo recoger fue insuficiente para hacer la evaluación, y el equipo de expertos consideró más adecuado dejarlas por fuera del ejercicio que asignarles la categoría Datos Insuficientes e incluirlas en el libro, pues en muchos casos no fue posible incluso identificar claramente la amenaza. De esas 78 especies, cinco fueron descartadas de la evaluación por diferentes razones que se exponen brevemente en la Tabla 2.

De las 73 especies evaluadas, 32 fueron categorizadas como especies amenazadas: 3 en Peligro Crítico (CR), 6 En Peligro (EN) y 23 Vulnerables (VU). Entre las 41 especies restantes, 13 son especies Casi Amenazadas (NT), 25 quedaron con Datos Insuficientes (DD), y las otras 3 son especies de Preocupación Menor (LC). En relación con las especies reevaluadas, se presentaron 14 cambios de categoría, tres aumentaron en la categoría de amenaza, tres disminuyeron; seis fueron cambios genuinos, ocho fueron cambios no genuinos (hacia o desde Datos Insuficientes). La tabla 2 muestra el resumen de los resultados, es decir, las especies evaluadas, las categorías asignadas, y los criterios y subcriterios seguidos.

Se presentan 70 fichas de especies organizadas alfabéticamente dentro de los cuatro grupos bióticos (Corales, Moluscos, Crustáceos, Equinodermos), y agregadas como “Especies amenazadas” y especies en “Otras categorías”.

Tabla 2. Especies de invertebrados marinos evaluados con su categoría asignada en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 (Ardila et al. 2002) y en esta obra. Se muestran los criterios, subcriterios y calificadores que se consideraron en ambos trabajos. En la columna de Comentarios se explican los cambios de categorías. Más información puede consultarse en las fichas de las especies.

Grupo/Especie	Categoría 2002	Categoría 2022	Comentarios	Pag.
Corales				
<i>Acropora cervicornis</i>	CR A2ace	CR A2bce; B2ab(ii,iv)		41
<i>Acropora palmata</i>	EN A2ace	EN A2bce		48
<i>Acropora prolifera</i>	VU D2	No Evaluada	Actualmente no se considera una especie válida. Vollmer y Palumbi (2002) demostraron que se trata de un híbrido entre <i>A. cervicornis</i> y <i>A. palmata</i> .	-
<i>Agaricia tenuifolia</i>	LC	LC	Se excluye la ficha del libro 2022, por ser categorizada de nuevo como LC	-
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	No Evaluada	EN A2ace; C1		54
<i>Eusmilia fastigiata</i>	VU A2ac	NT		192
<i>Gorgonia flabellum</i>	No Evaluada	DD		197
<i>Gorgonia ventalina</i>	VU A2ace	VU A2ce		59
<i>Millepora complanata</i>	No Evaluada	DD		200
<i>Muricea austera</i>	No Evaluada	VU A3e; B2ab(v)		65
<i>Muricea crassa</i>	No Evaluada	VU A3e; B2ab(v)		69
<i>Mussa angulosa</i>	VU A2ac	VU A2bc		72
<i>Mycetophyllia ferox</i>	No Evaluada	DD		203
<i>Orbicella annularis</i>	No Evaluada	NT		207
<i>Orbicella faveolata</i>	No Evaluada	NT		213

Grupo/Especie	Categoría 2002	Categoría 2022	Comentarios	Pag.
<i>Orbicella franksi</i>	No Evaluada	NT		218
<i>Pacificorgia cairnsi</i>	No Evaluada	VU B2ab(v)		76
<i>Pacificorgia eximia</i>	No Evaluada	NT		222
<i>Pacificorgia irene</i>	No Evaluada	VU A2be; B2ab(v)		79
<i>Pacificorgia stenobrochis</i>	No Evaluada	DD		226
<i>Plexaurella dichotoma</i>	No Evaluada	DD		229
<i>Porites porites</i>	LC	LC	Se excluye la ficha del libro 2022, por ser categorizada de nuevo como LC	-
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	VU A2ace	NT		232
Moluscos				
<i>Aliger gigas (Strombus gigas)*</i>	VU A2d	VU A1ae		84
<i>Anachis coseli</i>	VU D2	VU B2ab(iii)		92
<i>Anadara similis</i>	No Evaluada	DD		237
<i>Anadara tuberculosa</i>	VU A2d	VU A2d		95
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	No Evaluada	VU B2bc		100
<i>Cassis flammea</i>	VU A2d	DD	Cambio no genuino	241
<i>Cassis madagascariensis</i>	VU A2d	DD	Cambio no genuino	244
<i>Cassis tuberosa</i>	VU A2d	DD	Cambio no genuino	247
<i>Charonia variegata</i>	VU A2d	DD	Cambio no genuino	250
<i>Cittarium pica</i>	VU A2d	EN B1ab		103
<i>Cyphoma gibbosum</i>	No Evaluada	DD		253
<i>Donax denticulatus</i>	No Evaluada	NT		256
<i>Donax dentifer</i>	No Evaluada	NT		259

Grupo/Especie	Categoría 2002	Categoría 2022	Comentarios	Pag.
<i>Eburna glabrata</i> (<i>Ancilla glabrata</i>)*	DD	DD		262
<i>Jenneria pustulata</i>	VU A2cd	NT		265
<i>Laciolina magna</i> (<i>Tellina magna</i>)*	DD	No Evaluada	Información muy escasa, y no se identifica claramente una amenaza para la especie en Colombia.	-
<i>Larkinia grandis</i> (<i>Anadara grandis</i>)*	VU A2d	VU A2d		110
<i>Melongena melongena</i>	No Evaluada	NT		268
<i>Mitra mitra</i>	DD	No Evaluada	Su presencia en Colombia se basa en un único registro en la isla Gorgona (Cosel 1977); no existe más información.	-
<i>Monetaria caputserpentis</i> (<i>Cypraea caputserpentis</i>)*	DD	No Evaluada	Su presencia en Colombia se basa en un único registro en la isla Gorgona (Cantera 1991); no existe más información.	-
<i>Muracypraea mus</i>	VU D2	VU D2		113
<i>Octopus zonatus</i>	DD	DD		272
<i>Olivella ankeli</i>	DD	DD		275
<i>Pachyathron tayrona</i>	DD	DD		278
<i>Pinna rugosa</i>	VU A2d	DD	Cambio no genuino	281
<i>Polymesoda arcata</i> (<i>Polymesoda solida</i>)*	VU A2cd	EN A2cde		116
<i>Propustularia surinamensis</i> (<i>Cypraea surinamensis</i>)*	VU A1a	DD	Cambio no genuino	284
<i>Simnialena rufa</i>	No Evaluada	DD		287

Grupo/Especie	Categoría 2002	Categoría 2022	Comentarios	Pag.
Crustaceos				
<i>Callinectes bocourti</i>	No Evaluada	VU A2bd		121
<i>Callinectes sapidus</i>	No Evaluada	VU A2bd		125
<i>Cardisoma crassum</i>	No Evaluada	DD		291
<i>Cardisoma guanhumi</i>	VU A4cde	VU A4cde		129
<i>Carpilius corallinus</i>	VU A3cd	VU A3cd		135
<i>Emerita portoricensis</i>	No Evaluada	VU A4c		139
<i>Gecarcinus lateralis</i>	No Evaluada	VU A4c		142
<i>Gecarcinus ruricola</i>	No Evaluada	EN A4bcd; B1ab(ii,iii,v) + 2ab(ii,iii,v)		145
<i>Hippa testudinaria</i>	No Evaluada	VU A4c		149
<i>Maguimithrax spinosissimus</i> (<i>Mithrax spinosissimus</i>)*	VU A4dc	VU B2ab(iii)		152
<i>Panulirus argus</i>	VU A1bcd	VU A4bde		157
<i>Panulirus gracilis</i>	No Evaluada	DD		295
<i>Penaeus notialis</i>	No Evaluada	NT		298
<i>Penaeus occidentalis</i> (<i>Litopenaeus occidentalis</i>)*	VU A4cde	CRA2bd		163
<i>Penaeus schmitti</i> (<i>Litopenaeus schmitti</i>)*	VU A4cde	VU A2bcd		168
<i>Penaeus vannamei</i> (<i>Litopenaeus vannamei</i>)*	VU A4cde	No Evaluada	Tiene distribución marginal en Colombia y no parece estar representada en la pesca de CAS, entonces no se identifica una amenaza para la especie en el país.	-
<i>Protrachypene precipua</i>	No Evaluada	DD		302
<i>Rimapenaeus byrdi</i>	No Evaluada	DD		305

Grupo/Especie	Categoría 2002	Categoría 2022	Comentarios	Pag.
Equinodermos				
<i>Astropyga pulvinata</i>	No Evaluada	DD		309
<i>Diadema antillarum</i>	DD	NT		312
<i>Holothuria glaberrima</i>	No Evaluada	DD		317
<i>Holothuria (Halodeima) grisea</i>	No Evaluada	DD		322
<i>Holothuria (Halodeima) mexicana</i>	No Evaluada	CRA2bd		173
<i>Isostichopus badionotus</i>	No Evaluada	VU A2bd		180
<i>Isostichopus fuscus</i>	No Evaluada	NT		329
<i>Ophiothrix synoecina</i>	DD	EN A2ac; B2ab(iii)		187
<i>Oreaster reticulatus</i>	LC	LC	Se excluye la ficha del libro 2022, por ser categorizada de nuevo como LC	-

*Nombre científico utilizado en Ardila et al. (2002)

The image features a vibrant red background with a pattern of coral polyps. In the foreground, there are two prominent, detailed views of coral polyps. One is in the top right corner, showing a cluster of yellowish, star-shaped polyps with greenish tips. The other is in the bottom left corner, showing a vertical column of similar polyps. The text is centered on the red background.

Especies amenazadas Corales

Foto: Marco Garzón

Acropora cervicornis

(Lamarck, 1816)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900
Familia Acroporidae Verrill, 1901

Nombre común

Coral cuerno de ciervo, Cacho de venado,
Staghorn coral.

Categoría Nacional

En Peligro Crítico CR A2bce; B2b (ii,iv)

Justificación

Acropora cervicornis es una especie evaluada en la primera versión del libro rojo como En Peligro Crítico, debido a reducciones poblacionales (pérdida de cobertura mayor al 90%). Evidencia reciente sugiere que la situación de la especie sigue igual, debido a que los efectos de patógenos y variables fisicoquímicas adversas continúan. Adicionalmente, el área de ocupación de la especie se estima menor a 10 km² considerando la suma de todos los parches conocidos actualmente y la desaparición de parches en algunas áreas (Parque Tayrona, Isla Arena, Archipiélago del Rosario), lo que evidencia una disminución en el área de ocupación y el número de subpoblaciones. En ese sentido los expertos consideran pertinente mantener la categoría En Peligro Crítico y se adiciona el criterio B.

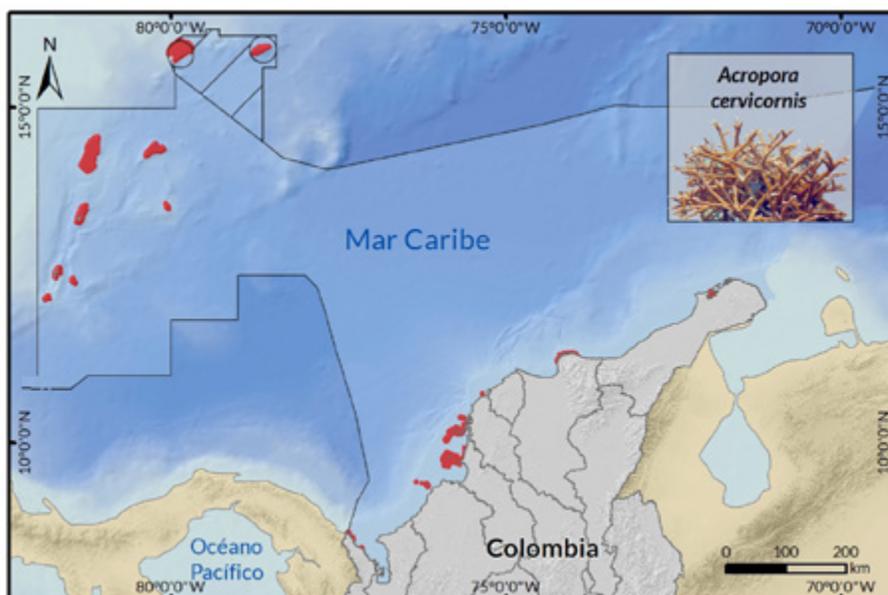


Diagnosis

Las colonias pueden formar parches monoespecíficos (rodiales) densos de varios metros de diámetro, son ramificadas y arborescentes, con coralites plocoides. Están compuestas por ramas cilíndricas de 1-3 cm de ancho, poco subdivididas y cada una con un coralite axial apical distintivo, rodeado por coralites radiales casi siempre dispuestos en filas y con los cálices orientados hacia el ápice. Coralites tubulares y proyectados desde la matriz del esqueleto, con diámetro entre 0,8 a 1 mm, provistos de 12 septos rectos sin lóbulos paliformes. Coenosteum relativamente angosto, con 2 a 3 mm de espacio entre coralites. Sinapticuloteca moderadamente porosa, compuesta de dos a tres anillos de sinaptículos, costas prominentes ornamentadas con espinas pequeñas en la superficie exterior. Columela ausente, fosa profunda. Presentan gemación extratentacular. Las colonias son café-amarillo con coralites axiales blancos (Prahl y Erhardt 1985, Reyes *et al.* 2010, Veron *et al.* 2016).

Distribución geográfica

Global: Atlántico Tropical Occidental, desde la Florida hasta la costa norte de Suramérica, incluyendo las Bahamas, México y las Antillas (Reyes *et al.* 2010). Nacional: presente en las formaciones arrecifales del Caribe colombiano, tanto continentales como oceánicas. Registros en el Urabá chochoano, Isla Fuerte y bajos aledaños (Bushnell, Burbujas), Archipiélago de San Bernardo, Bajo Tortugas, Islas del Rosario y Barú, El Varadero, Salmedina, Isla Arena, Parque Tayrona, Bahía Portete, San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Quitasueño, Serrana, Roncador, Courtown, Bajo Nuevo, Serranilla y Albuquerque (Díaz *et al.* 2000, García-Urueña y Garzón-Machado 2020, INVEMAR-MINAMBIENTE 2020, Vega-Sequeda *et al.* 2020). En Reyes *et al.* (2002a) se reportaba la especie para el área de Santa Marta, sin embargo, actualmente ha desaparecido del área, conservándose solo al interior del Parque Nacional Natural Tayrona. Ámbito de profundidad: 0,2-50 m (Díaz *et al.* 2000).



Población

Esta especie fue muy abundante hasta finales de los setenta, pero en las últimas cuatro décadas ha sido fuertemente afectada por eventos de blanqueamiento y otros agentes de deterioro que han ocasionado una disminución significativa en su cobertura (Jackson *et al.* 2014). Los blanqueamientos de los años 80 causaron la desaparición casi total de la especie en Islas del Rosario (Alvarado *et al.* 1986, Gómez y Sánchez 1987, Lang 1987, Bohórquez 1988). A mediados de la década del noventa las poblaciones de Isla Fuerte, Islas del Rosario, Parque Tayrona y San Andrés continuaron deteriorándose, alcanzando mortalidades de más del 90 % en algunos sectores (Sarmiento *et al.* 1990, Garzón-Ferreira y Cano 1991, Garzón-Ferreira y Kielman 1993, Sánchez 1995, Díaz *et al.* 1995, 1996a, 1996b, 2000). Tras el fenómeno La Niña de 2010 se produjo un nuevo evento de blanqueamiento, en el cual se perdió un porcentaje importante de cobertura coralina en el Parque Tayrona (INVEMAR 2011).

La abundancia de *A. cervicornis* es actualmente baja en Colombia. Los porcentajes de cobertura relativa representan en general menos del 5 % de la cobertura total de coral vivo. En el sector de Capurganá (Urabá chocono) se reportan formaciones de *A. cervicornis* en La Mora, El Aguacate, La Grieta y El Palmar, con coberturas de 7,73 %, 10,13 %, 4,1 % y 14,8 %, respectivamente. En los arrecifes de Bajo Naui y Bajo Bryan se encuentran colonias aisladas (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

En Isla Fuerte también se registraron valores bajos de cobertura durante la última década, con 1,74 % de un total de 53,2 % de cobertura de coral vivo para 2011, 4,65 % de un total de 30 % para 2012, y el 2,44 % de un 31 % de cobertura total de coral vivo para 2013 (Casas 2011, Bernal 2012, Pardo 2013). La valoración entre 2017-2018 indica presencia de colonias dispersas en los arrecifes Punta Venado, La Cebolleta (cobertura 4,1 %), Punta Matal (Mangos) y El Planchón (cobertura 9 %) (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

Para el Archipiélago de San Bernardo, Giraldo (2007) registró la presencia de la especie en cuatro sitios, con densidades de 0,003 colonias/m² (Tiosolda), 0,006 (Mangle y La Batea) y 0,022 colonias/m² (Anita). Datos del SIMAC entre 2001-2013 muestran reducción de la cobertura, desde 1,9 % en 2002 hasta 0,6 % en 2013. Vega-Sequeda *et al.* (2020) registraron una cobertura media inferior al 0,3 % en 20 estaciones monitoreadas entre 1989-2015. Actualmente *A. cervicornis* se encuentra en los arrecifes Los Santos, Rabihorcado, Los Machos y El Bajo, con coberturas de 1,2 %, 0,6 %, 3,2 % y 2,4 %. En los arrecifes La Lapita y La Pared se observan colonias aisladas (García-Urueña y Garzón-Machado 2020), y también alrededor de las islas Maravilla, Múcura, Tintipán, Panda y Mangles (Vega-Sequeda *et al.* 2020).

En las Islas del Rosario, Sarmiento *et al.* (1990) reportaron que del 21,54 % de cobertura de coral vivo solo el 0,4 % fue *A. cervicornis*. Rodríguez (2007) reportó para la especie coberturas relativas de $1,43 \pm 2,42$ % (27 % de cobertura total de coral vivo), con presencia en solo cinco de 28 estaciones muestreadas. Datos del SIMAC para el periodo 2001-2013 muestran reducción de la cobertura de *A. cervicornis*, pasando de 0,18 % en 2001 a 0 % para el año 2013. Entre 2017-2018 se registró la especie en los sitios Luis Guerra, Pavitos, Isla Rosario (cobertura 6,2 %) e Isla Tesoro (cobertura 0,6 %); sin embargo, en este arrecife las colonias están aisladas y deterioradas (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).



En el área de Isla Barú, Marrugo y Alvarado (2014) registraron un 0,02 % de cobertura relativa de *A. cervicornis* de un total de coral vivo del 30,97 %, encontrándose solo en una de 11 estaciones muestreadas (870 m²). Para este sector, en Punta Gigante recientemente se hallaron colonias grandes de *A. cervicornis* en buen estado de salud (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

En Isla Arena, en 1998 se encontraba una cobertura de *A. cervicornis* de 14 % (Pinzón *et al.* 1998), pero en un trabajo realizado entre 2017-2018 solo se encontraron dos colonias pequeñas en sitios someros (García-Urueña y Garzón-Machado 2020, Sierra-Escrigas *et al.* 2020).

En el 2001 existían en el Parque Tayrona 12 formaciones coralinas dominadas por *A. cervicornis* en las bahías Chengue, Gayraca, Neguanje y Cinto, que cubrían 21.760 m² y presentaban coberturas promedio de *A. cervicornis* vivo del 5 % y un máximo del 35,3 %, y baja densidad de juveniles (0,06 colonias/100 m², Garzón-Ferreira *et al.* 2004). Actualmente solo persiste la formación de Neguanje, con un área de 158 m² y una cobertura de coral vivo de 4,8 %. Sin embargo, se registran dos formaciones nuevas, una en Cinto con dos parches de 24 y 81 m² y cobertura promedio de coral vivo del 9,67 %, y otra en Chengue con colonias dispersas y una cobertura de 9,4 %. En ninguna de estas formaciones se observaron juveniles (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

En la isla de Providencia datos del SIMAC entre 2000-2013 muestran reducción de la cobertura de la especie, pasando de 1,7 % en el 2000 a 0,3 % en 2013. En 2014 en los cayos de Quitasueño y Roncador fueron observadas colonias aisladas con frecuencias relativas de 30,8 % y 11,1 % (A. Sanjuan-Muñoz, datos sin publicar). Recientemente, en Cayo Bolívar (Reserva de Biósfera Seaflower) se registró una formación muy importante de *A. cervicornis* (CORALINA 2009).

En cuanto a la estructura de las poblaciones de *A. cervicornis*, se tiene información de tallas para colonias localizadas en los arrecifes continentales que oscilan entre 15 y 2.877 cm². Para el área de Capurganá, en el sitio La Mora las tallas oscilan entre 123-1.288 cm² y en el sitio Palmar están entre 172-2.877 cm². En el resto de los arrecifes de esa zona donde aún hay colonias de *A. cervicornis* vivas (Terrón de Azúcar, Bajo Bryan y La Grieta), se les encuentra usualmente aisladas y son colonias pequeñas (22-250 cm²).

Para Isla Fuerte, solo Punta Matal o Los Mangos presenta un número importante de colonias con tallas entre 28-444 cm². En el resto de los sitios con presencia de la especie solo se observan colonias aisladas entre 15-343 cm² (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

En las Islas del Rosario se registró dominancia de colonias pequeñas (<100 cm²), excepto en isla Tesoro y Barú donde algunos setos alcanzaron tamaños promedio de 7.951,2 y 4.223,3 cm², respectivamente (Giraldo 2007), y al sur de Caño Ratón donde las colonias tenían una talla media de 10.650 ± 5.190 cm² (Galvis-Galindo y Molina-Tinjacá 2006). Las tallas en el sitio Luis Guerra oscilan entre 180-1.200 cm², en Punta Gigante entre 48-745 cm², en Isla Tesoro entre 50-284 cm² y en Isla Rosario entre 30-2.938 cm². En las Islas de San Bernardo, solo hay cinco arrecifes con presencia de la especie, con tallas entre 20-222 cm², siendo colonias pequeñas y aisladas (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

En el Parque Tayrona, que es el lugar del Caribe continental colombiano donde es más evidente la reducción de las poblaciones de *A. cervicornis*, las tallas oscilan entre 23-890 cm², evidenciándose una disminución del tamaño de las colonias en comparación con el trabajo de Galvis-Galindo y Molina-

Tinjacá (2006) que registraron tallas entre $8.200 \pm 6.300 \text{ cm}^2$ en Cinto hasta $13.200 \pm 5.400 \text{ cm}^2$ en Playa del Pozo.

En relación con el reclutamiento, en el Islas del Rosario Alvarado *et al.* (2010) escriben que los reclutas son producto de la fragmentación de colonias adultas y no del reclutamiento sexual. En la misma zona Henao y Alvarado (2014) no encontraron juveniles en 405 m^2 muestreados. Por otro lado, en San Andrés se evidenció el asentamiento larval de *A. cervicornis*, pues se encontraron juveniles en zonas donde no se presentaban colonias adultas (Jaramillo-González y Acosta 2009). Entre 2017-2018 no se observaron reclutas de la especie en todo el Caribe colombiano (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

Ecología

Acropora cervicornis se encuentra en aguas relativamente protegidas entre 0,2-50 m de profundidad, siendo más común en aguas someras ($<10 \text{ m}$). Se ubica en las vertientes de las terrazas arrecifales o en parches al interior de lagunas de los complejos oceánicos; algunas colonias crecen aisladas sobre fondos arenosos (Roos 1971, Prahll y Erhardt 1985). Usualmente forma setos muy densos, con las ramas externas vivas y las internas entremezcladas con algas. Es una de las especies de corales hermatípicos del Caribe de crecimiento más rápido (Sanjuan-Muñoz 1995), por lo cual está siendo utilizada en proyectos de restauración de arrecifes de coral. Actualmente *A. cervicornis* no es un componente importante en la construcción de los arrecifes del Caribe, sino un remanente de “colonias aisladas de una fracción de su histórica extensión de área” (Lirman *et al.* 2010).

La especie es hermafrodita, liberadora de gametos en los meses de agosto y septiembre, pero predomina la reproducción asexual por medio de fragmentación. La talla de madurez sexual es aproximadamente a los 17 cm de largo de la rama, con fecundidad de 10 huevos/pólipo y tasas de crecimiento entre 6,9-12,6 cm/año (Sierra 2017). Por estas características es una especie de estrategia de selección competitiva, lo que implica que requiere condiciones óptimas y estables para sostener sus poblaciones.

Usos

En el pasado se hizo en Colombia alguna extracción directa de *A. cervicornis* para vender el esqueleto como souvenir (Reyes y Santodomingo 2002a). Actualmente es una de las especies más usadas en proyectos de restauración coralina en el Caribe (Pizarro *et al.* 2014).

Amenazas

Las poblaciones de *A. cervicornis* han disminuido considerablemente, tanto en Colombia como en toda la región del Caribe, debido principalmente a la mortalidad extensiva causada por la enfermedad de la banda blanca que opera desde la década del 70, y al blanqueamiento producto de la alta temperatura superficial del mar durante periodos prolongados de tiempo. Otros factores continúan causando mortalidades considerables de *A. cervicornis* en localidades particulares, como son los huracanes en Jamaica y las Islas Vírgenes (Jackson *et al.* 2014), la eutrofización de las aguas, cambios en la salinidad, el aumento de la sedimentación y el aumento de las actividades antropo-



génicas en general (Bruckner y Hourigan 2002, Wapnick *et al.* 2004, Greer *et al.* 2009, Restrepo y Alvarado 2011). En algunas localidades se han registrado mortalidades de *A. cervicornis* asociadas a la invasión por algas, y daños causados por otros organismos como el pez damisela *Stegastes planifrons*, el caracol *Coralliophila erosa* y el gusano de fuego *Hermodice carunculata* (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

Además, la especie está expuesta a las amenazas de gran escala asociadas al cambio climático global, como son los cambios extremos en la temperatura del agua, el incremento en la frecuencia y severidad de eventos ENSO, huracanes y tormentas tropicales, y la acidificación oceánica (Wilkinson 2008).

En Colombia entre los tensores por actividades humanas se incluyen el turismo, las actividades de buceo, la pesca con dinamita, la descarga de aguas servidas y la extracción del coral para fabricación de souvenirs (Garzón-Ferreira 1997, Díaz *et al.* 2000). De igual forma, la sobrepesca y la consecuente disminución de peces herbívoros han ocasionado la proliferación de macroalgas en los arrecifes, contribuyendo así al deterioro coralino y demás amenazas mencionadas anteriormente (Reyes *et al.* 2002a).

Finalmente, por ser *A. cervicornis* una especie que se reproduce principalmente de manera asexual vía fragmentación, y por tener bajo éxito de reclutamiento vía sexual, los atributos demográficos limitan la recuperación de las poblaciones a una escala regional (Knowlton *et al.* 1990, Vargas-Ángel *et al.* 2003, Herlan y Lirman 2008). García-Urueña y Garzón-Machado (2020) indican que en todo el Caribe colombiano el deterioro está marcado por numerosas interacciones competitivas (competencia con esponjas, macroalgas, territorios de damiselas, gusanos de fuego y caracoles), y por enfermedades como la banda blanca (WBD) y el blanqueamiento.

Medidas de conservación tomadas

Varias formaciones coralinas donde se encuentra la especie en los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon y la Reserva de Biósfera Seaflower (Díaz *et al.* 2000) están protegidas por la normatividad colombiana. Medidas de manejo de las áreas coralinas surgen de la información recabada por el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), coordinado por el INVEMAR desde 1998.

Acropora cervicornis ha sido objeto de varios trabajos que propenden por la restauración activa de la especie, con acciones como el trasplante y fijación de fragmentos a nuevas áreas (García *et al.* 1995, Sanjuan-Muñoz 1995), y la cría de fragmentos en guarderías verticales (Murillo 2011, Pizarro *et al.* 2014). En los Parques Nacionales Corales del Rosario y San Bernardo, Tayrona y Old Providence McBean Lagoon, se han realizado acciones de restauración por medio de guarderías (Pizarro y Alvarado 2014). Desde hace tres años se están haciendo ensayos de fertilización y cría de larvas en varios lugares e instituciones nacionales (CEINER, PNNCRySB, ECOMARES, Universidad del Magdalena). Actualmente es la especie más utilizada para restauración en el programa Colombia: un millón de corales.

La especie se considera En Peligro Crítico (CR) a nivel global por reducciones poblacionales mayores al 80 % en los últimos 30 años, debido a enfermedades, tensores antropogénicos y el cambio climático (Aronson *et al.* 2008a). En todo el Caribe colombiano la especie tiene una cobertura menor al 10 %, y aunque persisten colonias pequeñas estas son producto del deterioro y no de reclutamiento (García-

Urueña y Garzón-Machado 2020). En Colombia la especie es legalmente reconocida como amenazada al estar incluida en el anexo de la Resolución 1912 de 2017 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Todas las especies de corales escleractínios están incluidas en el Apéndice II de la CITES.

Medidas de conservación propuestas

Se requiere continuar con estudios de las poblaciones de *A. cervicornis* (e.g. abundancia, estructura de tallas, mortalidad parcial y total), para inferir el crecimiento potencial y las respuestas de las poblaciones a los cambios ambientales. Esos estudios deben incluir la densidad de juveniles, para predecir el estado de las poblaciones en el futuro. Se debe hacer seguimiento a la prevalencia, incidencia y severidad de la enfermedad de la banda blanca, así como del blanqueamiento, para conocer el estado de salud de las poblaciones, e identificar posibles genets con poca o ninguna evidencia de afección. Se debe hacer monitoreo de las interacciones con otras especies que afecten a *A. cervicornis* por competencia o depredación.

El estudio de la conectividad genética, la caracterización de amenazas a escala local, y la identificación de poblaciones o individuos resistentes y resilientes en las localidades relacionadas en la sección de población, permitirá orientar acciones de manejo y restauración de las poblaciones a escala regional.

Los proyectos de restauración activa de las poblaciones de *A. cervicornis* por medio del repoblamiento a partir de fragmentos (resultados a corto plazo con clones) y la cría de larvas sexuales (resultados a mediano y largo plazo con individuos genéticos únicos), parecen una buena alternativa para la especie. Para esta especie en particular se recomienda iniciar técnicas de crío-preservación de gametos, larvas y tejidos para conservar la diversidad genética. La restauración activa debe estar acompañada por acciones de restauración pasiva como la disminución de aportes de sedimentos y nutrientes de origen continental a través de programas locales, regionales y nacionales, la disminución de la tasa de deforestación y el tratamiento de aguas residuales. Se debe prohibir el dragado en zonas cercanas a los arrecifes.

Se debe restringir y manejar el turismo en áreas donde se encuentren poblaciones de coral cacho de venado con muestras de recuperación, con densidades significativas de juveniles y poca mortalidad coralina, o donde se estén realizando acciones de restauración. Las campañas de educación y sensibilización dirigidas a las comunidades locales, y muy especialmente a los operadores turísticos y pescadores, permitirán que conozcan el estado de las poblaciones de la especie y la problemática actual de los arrecifes coralinos, en procura de evitar acciones que dañen a la comunidad coralina, por ejemplo, por anclaje y uso de trasmallos.

Autoría

Rocío García-Urueña, Elvira Alvarado-Chacón y Adolfo Sanjuan-Muñoz.

Acropora palmata

(Lamarck, 1816)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900
Familia Acroporidae Verrill, 1901

Nombre común

Coral cuerno de alce, Lapa,
Elkhorn coral

Categoría nacional

En Peligro EN A2bce

Justificación

La primera evaluación nacional de riesgo de extinción de *Acropora palmata* en 2002 asignó la categoría En Peligro, debido a disminuciones poblacionales en cobertura alrededor del 60%. Datos actuales muestran que la situación de la especie se ha mantenido en los últimos años, sin que haya continuado su disminución. El Archipiélago del Rosario es donde se manifiesta el mayor deterioro de la especie en todo el Caribe colombiano. Adicionalmente, la diversidad genética de *A. palmata* es baja en Colombia, con solo cinco haplotipos, lo que sugiere una gran vulnerabilidad de la especie frente a eventos estocásticos. Considerando lo anterior, *A. palmata* mantiene la categoría En Peligro bajo el criterio A2bce.

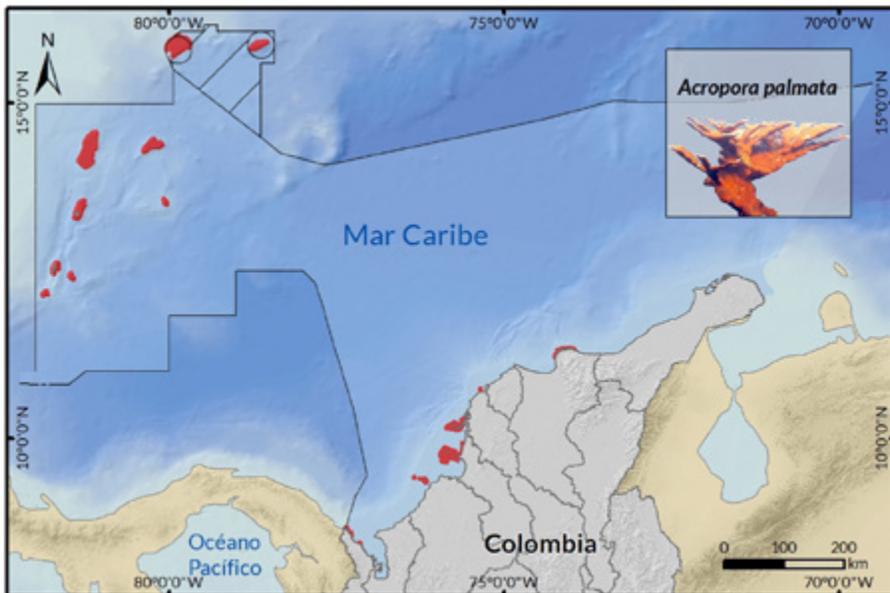
Diagnos

Acropora palmata forma las colonias más grandes de todo el género con hasta 4 m de ancho por 2 m de alto. Las colonias son plocoides, ramificadas y arborescentes, con ramas cónicas paralelas, inclinadas

oblicuamente, muy anchas y planas hacia su extremo apical, que se desprenden de un tallo ancho y corto. Los coralites son tubulares, de longitud irregular, dispuestos indistintamente sobre las ramas proyectándose desde la matriz esquelética, con un diámetro exterior (cálices) entre 1-1,5 mm, provistos de seis a doce septos rectos dispuestos en dos ciclos, con el segundo ciclo más corto. El coenosteum relativamente angosto, con espacio entre coralites de 1-2 mm. Sinapticuloteca porosa compuesta por tres anillos de sinaptículos. Costas prominentes ornamentadas con espinas en la superficie exterior. Columela ausente, fosa profunda. Presentan gemación extratentacular. Colonias de color café-amarillo (Prahly y Erhardt 1985, Reyes *et al.* 2010, Veron *et al.* 2016).

Distribución geográfica

Global: Atlántico Tropical Occidental, desde la Florida hasta Venezuela, incluyendo las Bahamas, el Golfo de México, y las Antillas (Reyes *et al.* 2010). Nacional: en la mayoría de las formaciones coralinas del Caribe, tanto continentales como oceánicas. En la parte continental se ha registrado en el Urabá chochoano, Isla Fuerte y bajos aledaños (Bushnell, Burbujas), Archipiélago de San Bernardo, Archipiélago del Rosario y Barú, Bajo Salmedina, Varadero, Isla Arena, Santa Marta y el Parque Tayrona. En la porción insular se ha registrado en San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Bajo Nuevo, Quitasueño, Roncador, Serrana, Serranilla, Courtown, y Albuquerque (Díaz *et al.* 2000, Gómez *et al.* 2012, INVEMAR-MINAMBIENTE 2020). Ámbito de profundidad: 0-6 m (Reyes *et al.* 2010).



Población

Una valoración reciente (2017-2018) de la cobertura de corales acropóridos en el Caribe continental colombiano encontró formaciones significativas de *A. palmata*, de tipo parche, en el Parque Tayrona e Isla Fuerte. En el resto de las localidades evaluadas, se encontraron parches pequeños,



donde en términos generales las colonias de *A. palmata* están dispersas (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

En el sector de Capurganá *A. palmata* se encuentra en todos los arrecifes y zonas de buceo, por ejemplo, en El Aguacate, Bajo Naui, Cabo Tiburón, La Coquera, La Grieta, La Miel, Piedra del Medio y Terrón de Azúcar, con coberturas de 5,13 %, 12,5 %, 6,75 %, 10,3 %, 27 %, 30,3 %, 10,9 % y 10,4 %, respectivamente. En Bajo Naui se encontró un parche grande de *A. palmata* con 370 m².

Para Isla Fuerte, Casas (2011) registró la presencia de *A. palmata* en los sitios Alicia y Socorro, con una cobertura promedio de 1,7 % y la máxima cobertura en el sector de Alicia con 10,2 %. Bernal (2012) reportó cobertura promedio de 0,4 % y Pardo (2013) reportó 3,72 %, presentando la mayor cobertura en el sector Rosa Vieja con 17,8 %. Para 2017 y 2018 se evaluaron los sitios Cebolleta, Punta El Inglés, Punta Matal y Socorro, con coberturas de 18,95 %, 44,6 %, 2,6 % y 12,5 %, respectivamente. Los dos parches más grandes de la especie se presentaron en Punta El Inglés, con áreas de 109 m² y 201 m².

Para el Archipiélago del Rosario los primeros datos del estado demográfico de *A. palmata* indicaron un declive del 90 % (Ramírez 1986). Actualmente, en este archipiélago la especie se encuentra en Isla Tesoro con una cobertura de 6,8 % y en Isla Grande con 3,07 %. En Isla Rosario, Punta Brava, Isla Fiesta e Isla Pirata, se observan solo colonias dispersas (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

En el Archipiélago de San Bernardo la especie se ubica en seis zonas. En La Lapita (cobertura 20,1 %) se encontraron dos parches importantes, con áreas de 51 m² y 83 m². En la isla Maravilla se observó un parche de 139 m² (cobertura 12,8 %) y el parche más grande se halló en La Galera con 336 m². Las coberturas para los otros sitios en el archipiélago fueron 5,4 % en Batea, 9,2 % en Esmeralda y 14,2 % en La Pared (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

En Isla Arena, a pesar de las condiciones de alta turbidez durante casi todo el año, *A. palmata* se encuentra en buen estado, con una cobertura de 24,35 % (García-Urueña y Garzón-Machado 2020) y un área del parche de 1.466,24 m² (Sierra-Escrigas *et al.* 2020).

Para el Parque Tayrona se identificaron un total de 29 formaciones de *A. palmata* cubriendo un área de 119.320 m² en zonas sin impacto directo del oleaje, en las bahías Chengue, Gayraca, Neguanje y Cinto, tanto en los costados occidental como oriental. Sin embargo, la proporción de cobertura con tejido muerto representó un 88 % y la relación vivo:muerto fue de 1:8 (Garzón-Ferreira *et al.* 2004). Actualmente, de las 29 formaciones registradas solo quedan 24, y se suma una nueva en Chengue para un total de 25 formaciones. Chengue y Cinto presentan las áreas más grandes de todo el Caribe colombiano (19.692 m² y 18.242 m², respectivamente) (García-Urueña y Garzón-Machado 2020). En términos generales la cobertura ha aumentado cerca del 2 %, pero el área se ha reducido 28,9 %. Isla Aguja presenta un parche pequeño de *A. palmata* en el sector del Torín, con una cobertura de 41,3 % (García-Urueña *et al.* 2020).

En la isla de San Andrés una evaluación en 2002 del estado poblacional y de salud de *A. palmata* en cuatro unidades geomorfológicas (terrazza prearrecifal, barrera, terraza lagunar, laguna arrecifal) encontró una población conformada por más colonias muertas que vivas (2:1), y presentó una cobertura viva de 15 %, que se considera relativamente baja. La población estuvo dominada por colonias juveniles (62 %) que reclutaron sobre colonias muertas, la mayoría en crecimiento (borde activo) y sanas, con

un tamaño promedio pequeño ($0,26 \text{ m}^2$) y en moderada densidad ($0,57 \text{ colonias/m}^2$). Los resultados de ese trabajo sugieren mortandad de colonias en las décadas del 80 y 90, y alguna recuperación de la cobertura a través de reproducción sexual y crecimiento colonial en aguas más profundas (Rueda 2002, Rueda y Acosta 2003). Para 2018 *A. palmata* fue evaluada en los sitios someros alrededor de la isla y aunque se observó colonias con gran amplitud de tallas, fue predominante la presencia de colonias grandes (García-Urueña y Garzón Machado 2020).

Datos del Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SIMAC) para los últimos 15 años no muestran una tendencia clara a la reducción en la cobertura de *A. palmata* en las localidades de San Andrés, Providencia, Isla Fuerte, y Urabá. En todos los sitios se observó un aumento en la cobertura hasta 2005 y posteriormente una leve disminución, seguida por la estabilidad de esta. Sin embargo, es posible registrar los cambios puntuales en el estado de las poblaciones en los últimos 20 años en dos localidades. Isla Arena, que como unidad ecológica fue evaluada por Pinzón *et al.* 1998, para el 2018 muestra una reducción de 2,43 % (Sierra-Escrigas *et al.* 2020). En el caso del Parque Tayrona, la valoración realizada en 2018 por García-Urueña *et al.* (2020) muestra una reducción en área del 28,9 %, comparado con la evaluación realizada por Garzón-Ferreira *et al.* (2004).

Ecología

La especie se encuentra en aguas someras expuestas al oleaje, generalmente entre 0,1-17 m de profundidad, y es particularmente abundante en los primeros 10 m. Esta especie resiste fuertes turbulencias y es dominante en las zonas de rompiente de arrecifes del Caribe (García *et al.* 1995). En San Andrés, *A. palmata* está presente también en la terraza pre-arrecifal, la terraza lagunar y la laguna arrecifal (Rueda 2002, Rueda y Acosta 2003). Es común en las barreras de barlovento en islas y atolones, pero también en las crestas de parches lagunares (Prahl y Erhardt 1985). Los brazos se orientan paralelos a la dirección de la corriente. Presenta altas tasas de crecimiento y regeneración de tejido (García-Urueña *et al.* 1996), pero no es muy eficiente en el rechazo de sedimentos (Meesters y Bak 1995). La presencia de juveniles es común a lo largo de todo el Caribe colombiano (García-Urueña y Garzón Machado 2020).

Usos

En el pasado se hizo alguna extracción directa de *A. palmata* para vender el esqueleto como souvenir (Reyes y Santodomingo 2002a). Sin embargo, dada su escasez actual este uso está posiblemente discontinuado. Es una de las especies usadas en proyectos de restauración coralina en el Caribe (Pizarro *et al.* 2014). Debido a su capacidad de agrupar peces, los setos de *A. palmata* son utilizados como caladeros de pesca artesanal.

Amenazas

Acropora palmata sufrió una gran mortandad en todo el Caribe colombiano, que dejó como resultado la disminución significativa de su abundancia y cobertura. Su disminución fue evidente desde 1982-1983 con un evento de blanqueamiento que afectó el Parque Corales del Rosario y San Bernardo, y causó reducción del 10 % de cobertura de coral vivo, porcentaje que siguió aumentando en los años

noventa (Alvarado *et al.* 1986, Ramírez 1986, Zea y Duque 1989, Rueda 2002, Rueda y Acosta 2003). De igual forma, se registró una disminución en la cobertura de la especie en San Andrés y Providencia (Díaz *et al.* 1995, 1996a) y el Parque Tayrona, donde la mortalidad alcanzó el 64 % en algunos sectores (Garzón-Ferreira y Cano 1991, Garzón-Ferreira y Kielman 1993, Rueda 2002, Rueda y Acosta 2003).

Entre las causas naturales que se han relacionado con las altas tasas de mortalidad se encuentran el calentamiento global y los huracanes, pero principalmente se menciona la incidencia de la enfermedad epidémica banda blanca (WBD), registrada para la mayoría de las localidades del Caribe colombiano (Garzón-Ferreira y Kielman 1993, Barrios 2000), la Serriatosis o White Pox (WPX) y eventos de blanqueamiento en San Andrés (Rueda 2002, Rueda y Acosta 2003). El evento de La Niña en 2010 produjo un nuevo blanqueamiento masivo, en el cual se perdió un porcentaje importante de cobertura coralina en el Parque Tayrona (INVEMAR 2011) y en San Andrés (Rueda 2002, Rueda y Acosta 2003). Además, en octubre de 2016 el coletazo del huracán Matthew causó la fragmentación de al menos el 30 % de las colonias en Isla Aguja (Parque Tayrona).

Entre 2017-2018 se registraron enfermedades como WBD y WPX en todo el Caribe continental; sin embargo, las observaciones no indican que esto deba considerarse como una amenaza para la especie, pues, aunque su presencia es evidente, no cubrieron grandes extensiones, fueron poco frecuentes y se encontraron en pocas colonias (3%; García-Urueña y Garzón-Machado 2020); particularmente sobre colonias juveniles, que tal vez son resistentes, como se observó en San Andrés (Rueda 2002, Rueda y Acosta 2003).

Por otro lado, el establecimiento de territorios por peces damisela (*Stegastes* spp.) es significativo en todos los arrecifes del Caribe continental, siendo necesario evaluar su efecto. Igualmente, es importante cuantificar las mordeduras del pez *Acanthostracion polygonius*, que anteriormente se confundían con signos de enfermedad porque generaban una marca redonda y blanca. También, debido al rápido consumo de los pólipos, la abundante presencia del caracol *Coralliophila erosa* es importante en Isla Fuerte y en las Islas de San Bernardo (García-Urueña y Garzón-Machado 2020).

Finalmente, algunas actividades antropogénicas como el incremento del turismo, las actividades de buceo, la pesca con dinamita, la descarga de aguas servidas y la extracción del coral para fabricación de souvenirs se incluyen entre las causas de deterioro (Garzón-Ferreira 1997, Díaz *et al.* 2000). De igual forma, la sobrepesca ha causado en algunas localidades la disminución de peces herbívoros, dando paso a la proliferación de macroalgas en los arrecifes, lo que contribuye al deterioro coralino (Ardila *et al.* 2002).

Medidas de conservación tomadas

La mayoría de las formaciones coralinas del Caribe colombiano están dentro de los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon y la Reserva de Biósfera Seaflower (Díaz *et al.* 2000). Desde 1998 el INVEMAR implementó el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), que busca contribuir con información útil para diseñar medidas de manejo para proteger las formaciones coralinas.

Acropora palmata ha sido objeto de varios trabajos que buscan la restauración activa de la especie, con acciones como el trasplante y fijación de fragmentos a nuevas áreas (Oviedo 2011) y la cría de

fragmentos en guarderías verticales (Murillo 2011). Actualmente es de las especies usadas para restaurar en el programa Colombia: un millón de corales.

La especie se considera En Peligro Crítico (CR) a nivel global por reducciones poblacionales mayores al 80 % en los últimos 30 años, debido a enfermedades, tensores antropogénicos y el cambio climático (Aronson *et al.* 2008b). En Colombia la especie es legalmente reconocida como amenazada al estar incluida en el anexo de la Resolución 1912 de 2017 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Todas las especies de corales escleractínios están incluidas en el apéndice II de la CITES.

Medidas de conservación propuestas

Considerando la importancia de esta especie, se deben realizar estudios sobre el estado de las poblaciones en cuanto abundancia y estructura de tallas por clases, así como mortalidad parcial y total. Esto permitirá inferir el crecimiento potencial y las respuestas de las poblaciones a los cambios ambientales. De igual forma, el estudio de juveniles (densidad) es prioritario para predecir la trayectoria de las poblaciones. Sumado a esto, se deben realizar estudios sobre conectividad genética y demográfica, la identificación de amenazas, y de poblaciones resilientes e individuos resistentes. Por otra parte, es importante monitorear la salud coralina en cuanto a blanqueamiento, enfermedades y efectos de acciones antropogénicas, determinando la prevalencia, incidencia y severidad.

La recuperación de las poblaciones de acropóridos del Caribe requieren acciones de restauración activa como el repoblamiento a partir de fragmentos (resultados a corto plazo con clones) y la cría de larvas sexuales (resultados a mediano y largo plazo con individuos genéticos únicos). Para *A. palmata* se recomienda iniciar técnicas de crío-preservación de gametos, larvas y tejidos, para conservar la diversidad genética. De igual forma, los programas de restauración activa deben ir acompañados del manejo de tensores, como la disminución de los sedimentos y nutrientes de origen continental mediante un manejo adecuado de las cuencas a diferentes escalas, el desarrollo de prácticas de agricultura sostenible, la disminución de la tasa de deforestación y el tratamiento de aguas residuales. También, se debe prohibir el dragado en zonas cercanas a los arrecifes.

En los parches de acropóridos se debe restringir el acceso de bañistas y buzos, especialmente en áreas que muestren recuperación con densidades significativas de juveniles y poca mortalidad coralina, o donde se estén realizando acciones de restauración. Las campañas de educación y sensibilización dirigidas a las comunidades locales, y muy especialmente a los operadores turísticos y pescadores, permitirá que conozcan el estado de las poblaciones de la especie y la problemática actual de los arrecifes coralinos, en procura de evitar acciones que dañen a la comunidad coralina, por ejemplo, por anclaje y uso de trasmallos.

Autoría

Rocío García-Urueña, Elvira Alvarado-Chacón y Alberto Acosta.

Dendrogyra cylindrus

(Ehrenberg, 1834)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900
Familia Meandrinidae Gray, 1847

Nombre común

Coral pilar, Pillar coral

Categoría Nacional

En Peligro EN A2ace; C1

Justificación

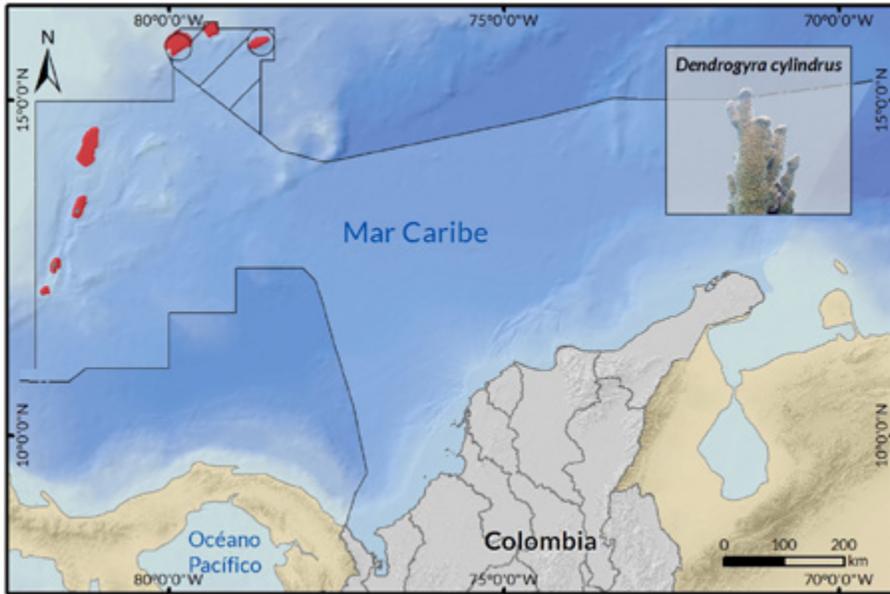
Dendrogyra cylindrus es una especie del Caribe que se distribuye únicamente en áreas insulares. En Colombia se encuentra en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y áreas aledañas. En Providencia se estima una población de aproximadamente 1.000 individuos maduros, con reducciones en la cobertura de tejido vivo mayores al 50 % en la última década. Adicionalmente, en los últimos años no se han registrado juveniles de origen sexual en las poblaciones y los modelos de conectividad indican que no existe flujo de larvas entre San Andrés y Providencia. Las amenazas para esta especie llevan varias décadas en el archipiélago y se prevé que continuarán incrementándose en el futuro, lo que sugiere que la posibilidad de recuperación de *D. cylindrus* es baja, y que existe un riesgo razonable de extinción local en las próximas décadas. Por otra parte, *D. cylindrus* es una de las especies susceptibles a blanqueamiento y enfermedades blancas de corales en Colombia y actualmente está catalogada como altamente susceptible a la enfermedad de pérdida de tejido de coral duro (Stony Coral Tissue Loss Disease–SCTLD). Lo anterior justifica categorizar la especie por primera vez en Colombia como En Peligro, bajo los criterios A2ace y C1.

Diagnosis

Colonias masivas de base incrustante y crecimiento columnar, hasta de 3 m de altura. Valles meandroides y estrechos de 3 a 4 mm de ancho, generalmente discontinuos. Septos robustos organizados en dos ciclos alternados, que no se unen en la parte superior de los valles, dejando un surco a lo largo de la cima de las paredes. Colinas con 7 a 10 septos por centímetro. Gemación intramural. Columnela lamelar y discontinua. Comúnmente los pólipos están expuestos y con los tentáculos extendidos durante el día, dando a las colonias un aspecto velludo. Su color varía de amarillo a café oscuro (Reyes *et al.* 2010, Veron *et al.* 2016).

Distribución geográfica

Global: Caribe y Atlántico Tropical Occidental, desde Florida, sur del Golfo de México, las Bahamas, Puerto Rico, Colombia, hasta Venezuela (Aronson *et al.* 2008c). Nacional: en el Caribe colombiano en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y los bancos y bajos aledaños (Reyes 2000, Vides *et al.* 2016, Bernal-Sotelo *et al.* 2019). Ámbito de profundidad: 1-25 m (Aronson *et al.* 2008c).



Población

La mayoría de la población colombiana conocida de *Dendrogyra cylindrus*, se encuentra en el complejo arrecifal de Providencia y Santa Catalina, con una pequeña fracción poblacional al noroeste de San Andrés y en algunos bajos y mesetas del archipiélago. La densidad es mayor hacia el costado protegido (noroeste) de las islas entre 3-15 m de profundidad (Providencia y San Andrés). Las colonias de *D. cylindrus* se distribuyen en parches o grupos pequeños, cerca del fondo arenoso, acompañadas por octocorales y colonias aisladas de otras especies de escleractínios. El área de ocupación de la especie en la isla de Providencia es menor a 4 km², con una densidad aproximada de 500 ind/km², que aumenta progresivamente a 1.000 ind/km² a medida que nos alejamos de la costa y al incrementarse la profundidad (Bernal-Sotelo *et al.* 2019).

Basado en datos de campo, las poblaciones de *D. cylindrus* en Providencia han disminuido su cobertura y talla colonial en los últimos 10 años (Acosta y Acevedo 2006, Bernal-Sotelo *et al.* 2019). Esta situación de población en declive se hace más severa y evidente al no observarse juveniles de la especie, por la muerte y fragmentación de las colonias de mayor talla de la población, por la presencia de gran número de fragmentos pequeños con baja probabilidad de sobrevivir, y al considerar que las colonias sobrevivientes sufren de blanqueamiento, enfermedades y fuerte competencia con cianobacterias (Bernal-Sotelo *et al.* 2019). Lo anterior junto con la transformación y deterioro del hábitat para la



especie ha reducido la población de *D. cylindrus* en Providencia (cobertura viva total) y limita el potencial de recuperación natural de la especie bajo condiciones de estrés crónico (Hudson y Goodwin 1997, Bernal-Sotelo *et al.* 2019).

La población de *D. cylindrus* en Providencia se mantiene por reproducción asexual (Acosta y Acevedo 2006, Bernal-Sotelo *et al.* 2019), lo cual disminuye la variabilidad genotípica. Características biológicas como el presentar procesos de fragmentación (Hudson y Goodwin 1997, Marhaver *et al.* 2015, Bernal-Sotelo *et al.* 2019), un crecimiento colonial lento (Acosta y Acevedo 2006, Hughes y Connell 1987, Marhaver *et al.* 2015) y el ser una especie longeva, favorecen la generación de poblaciones con individuos genéticamente idénticos, lo cual limita la posibilidad de adaptarse a cambios ambientales. Sumado a esto, al ser una especie dioica, la fragmentación con mortalidad de tejido asociada disminuye la probabilidad de reproducción sexual de las colonias, desencadenando en un desbalance en la proporción de sexos (Marhaver *et al.* 2015, Bernal-Sotelo *et al.* 2019).

Ecología

Dendrogyra cylindrus se encuentra hacia el costado protegido de las islas, evitando zonas expuestas al oleaje. Ocupa generalmente un rango batimétrico entre 1-25 m (Aronson *et al.* 2008c), pero es más común entre los 3-15 m en el Archipiélago de San Andrés (Bernal-Sotelo *et al.* 2019). Su tasa de crecimiento se ha estimado en 18-20 mm/año en la Florida, y en las Antillas Holandesas se han encontrado colonias con una altura máxima de 3 metros (Cairns 1982). Es una especie dioica que libera gametos entre mayo-agosto, presenta un solo ciclo de reproducción al año y la fecundación y desarrollo de las plánulas es externa (Szmant 1986). En Providencia y Santa Catalina *D. cylindrus* ha aumentado el número de individuos, lo que ha implicado una pérdida en la cobertura total de tejido vivo de la especie; ello debido a que las colonias de gran tamaño se vienen fragmentando o volcando, generando muchos nuevos individuos más pequeños, que tienen menos probabilidad de sobrevivir y menor esfuerzo reproductivo, lo que hace inviable la población en el tiempo. Además, la pérdida del tejido vivo y la erosión constante de los esqueletos disminuye la estructura tridimensional del arrecife, lo que ha reducido considerablemente la fauna asociada, generando pérdida de la biodiversidad local (Bernal-Sotelo *et al.* 2019).

Usos

Las colonias o parches de colonias de *D. cylindrus* cercanos a bancos de arena, son usados como caladeros para la pesca artesanal, pues alrededor de las colonias se concentran invertebrados y peces de diversas especies. Además, durante las faenas las anclas, redes y líneas de pesca generan fragmentos (esqueletos de *D. cylindrus*), que son colectados y usados de forma artesanal.

Amenazas

San Andrés isla, antes de la pandemia por Covid-19, recibía más de 1.200.000 turistas por año y en menor grado Providencia (<https://www.elespectador.com/colombia/mas-regiones/san-andres-supero-el-millon-de-visitantes-por-segundo-ano-consecutivo-articulo-834306/>), lo cual, se cree, ha superado la capacidad de carga del sistema arrecifal, generando situaciones como el incremento en la cantidad de basura marina, aguas residuales y nutrientes liberados al mar, como fósforo y nitrógeno total (además

de lo que llega al mar por el filtrado de pozos sépticos y lavado de suelo en época de lluvias), todo lo cual genera tensores que deterioran la salud de los arrecifes de coral y amenaza la biota asociada.

La principal amenaza para *D. cylindrus* en Colombia es la reducción de la calidad de su hábitat, ya que en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina se han transformado las unidades de paisaje donde se encuentra la especie (Bernal-Sotelo *et al.* 2019), lo cual minimiza su probabilidad de sobrevivencia, reproducción e incluso de colonización larval. El deterioro está asociado a múltiples tensores, tanto naturales (e.g. tormentas, calentamiento del agua, acidificación) como antrópicos (i.e. contaminantes, vertimiento de aguas residuales, emisario submarino, basura marina, sobrepesca, aumento de sedimentos por erosión de las cuencas y turismo sin control; Bernal-Sotelo *et al.* 2019). El deterioro de la calidad del agua causa mortalidad coralina, dominancia de macroalgas, y la prevalencia de cianobacterias planctónicas y bentónicas (Puyana *et al.* 2015, Bernal-Sotelo *et al.* 2019). La primera generando afloramientos que se posan sobre el fondo (Puyana *et al.* 2015) y sobre las colonias de *D. cylindrus*, matando el tejido vivo; mientras que las cianobacterias bentónicas han logrado dominar la cobertura del fondo, al ser mejores competidoras por espacio que los corales (Bernal-Sotelo *et al.* 2019), evitando el reclutamiento coralino. El exceso de nutrientes, combinado con el incremento de temperatura también ha favorecido la proliferación de enfermedades blancas (consorcio de bacterias, SCTLD; Weil *et al.* 2019) y de blanqueamiento en las colonias de *D. cylindrus* (Bernal-Sotelo *et al.* 2019). La especie es altamente susceptible a la enfermedad de pérdida de tejido de coral duro (SCTLD; Weil *et al.* 2019), que fue reportada al inicio de 2022 en el archipiélago de San Andrés.

La consecuencia de estos factores ha sido la mortalidad parcial de las columnas de *D. cylindrus*, muerte total de colonias, e incluso de parches de colonias (por lo menos 10 parches con colonias muertas en 10 años), lo que en su conjunto ha disminuido su cobertura de tejido vivo y su probabilidad de liberar gametos o esfuerzo reproductivo poblacional (Bernal-Sotelo *et al.* 2019).

En un escenario de cambio climático en Colombia, *D. cylindrus*, como muchos otros corales hermatípicos, se blanquea y sufre de enfermedades a temperaturas que superan el promedio histórico para el área. Según la DIMAR el promedio de temperatura superficial del mar (TSM) en el Archipiélago de San Andrés y Providencia estuvo entre 26-28 °C entre 1981-2010; sin embargo, estos datos no consideran los valores extremos durante eventos ENSO (El Niño), cuando por varias semanas se superan hasta en dos a tres grados los promedios históricos de TSM del archipiélago. Por último, al ser usadas como caladeros por los pescadores, se generan procesos de fragmentación y volcamiento de las colonias coralinas, especialmente por el uso indebido de las anclas.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, toda su área de distribución en Colombia se encuentra dentro de la Reserva de Biósfera Seaflower, que cuenta con medidas de conservación para las formaciones arrecifales del archipiélago, como mejorar la calidad del agua, evitar la sobrepesca, propender por la conservación de zonas estratégicas, y programas para la rehabilitación coralina.

La especie *D. cylindrus* se considera Vulnerable (VU) a nivel global por reducciones poblacionales inferidas sobre la base del deterioro del hábitat arrecifal en general, agravado por la susceptibilidad de la especie al blanqueamiento, las enfermedades, y una baja sobrevivencia de juveniles (Aronson *et al.*



2008c); sin embargo, la evaluación de la especie esta desactualizada y la situación real de la especie no es muy clara. Todas las especies de corales escleractínios están incluidas en el Apéndice II de la CITES.

Medidas de conservación propuestas

Considerando que la degradación de la calidad del hábitat es una de las principales amenazas para *D. cylindrus* en Colombia, se deben hacer esfuerzos para mejorar la calidad del agua en las áreas de presencia de la especie. Como medidas que propenden por la conservación de la especie se propone realizar estudios de capacidad de carga de los arrecifes en el archipiélago, para controlar el ingreso de turistas con el fin de reducir su impacto, al disminuir los procesos de eutrofización, contaminación y sobrepesca. Así mismo, se deben colocar boyas de marcaje en las zonas dominadas por *D. cylindrus*, con el fin de disminuir el impacto de las anclas, redes y de las actividades de buceo.

Se requiere realizar investigaciones sobre aspectos básicos de historia de vida, autoecología y dinámica poblacional de *D. cylindrus*; al igual que estudios sobre la dinámica de su hábitat en el escenario de aumento de temperatura y acidificación oceánica debido al cambio climático. Así mismo, se requieren estudios sobre la conectividad genética y demográfica de las poblaciones del archipiélago con otras del Caribe, para evaluar la viabilidad de la metapoblación y el potencial de rescate.

Adicionalmente, se deben implementar estrategias para repoblar la especie, programas de restauración activa como son la generación *in vitro* de larvas de origen sexual y de clones, la evolución asistida (selección artificial de genotipos resistentes a blanqueamiento, enfermedades, etc., que facilitarán el flujo genético entre poblaciones), fijar y trasplantar fragmentos de oportunidad y usar técnicas de geo-ingeniería. También a través de restauración pasiva, al disminuir las amenazas locales. Todas estas estrategias permitirán aumentar la diversidad genética y la resiliencia de la especie en el archipiélago.

Igualmente, se deben fortalecer los esfuerzos de manejo y conservación en el área protegida y hacer cumplir la normativa existente, mediante una mayor capacidad de vigilancia y control. En resumen, las medidas de manejo propuestas deben propender por mejorar la calidad del agua, el mantenimiento del hábitat de la especie y el tamaño de una población para que esta sea viable.

Autoría

Alberto Acosta, Valentina Echeverry-Guerra y Katherine Bernal-Sotelo.

Gorgonia ventalina

Linnaeus, 1758



Taxonomía

Orden Malacalcyonacea McFadden, van Ofwegen & Quattrini, 2022
Familia Gorgoniidae Lamouroux, 1812

Nombre común

Abanico de mar, Purple sea fan

Categoría Nacional

Vulnerable VU A2ce

Justificación

Desde los años 60 se identificó al abanico de mar *Gorgonia ventalina* como una de las especies de gorgonáceos más conspicuas y notorias en las zonas someras de los arrecifes coralinos del Caribe, registrándose poblaciones con densidades de hasta 25 colonias/m², y en Colombia de hasta 5,4 colonias/m². Sin embargo, a finales de los años ochenta la especie sufrió una serie de mortandades masivas asociadas principalmente a la enfermedad Aspergillosis, y a otras condiciones de deterioro en diversas localidades del Caribe. Las poblaciones del Caribe colombiano fueron afectadas entre 1988-1994, llegando a desaparecer casi por completo en algunas de las principales áreas coralinas como las Islas del Rosario, Santa Marta y el Parque Tayrona, San Andrés, Providencia, Santa Catalina y los cayos de Albuquerque y Courtown. Sin embargo, investigaciones realizadas durante los últimos 15 años acerca de su biología y ecología, señalan que la especie se está recuperando lentamente, y actualmente sus poblaciones se mantienen estables, pero sin alcanzar las densidades pre-mortalidad.

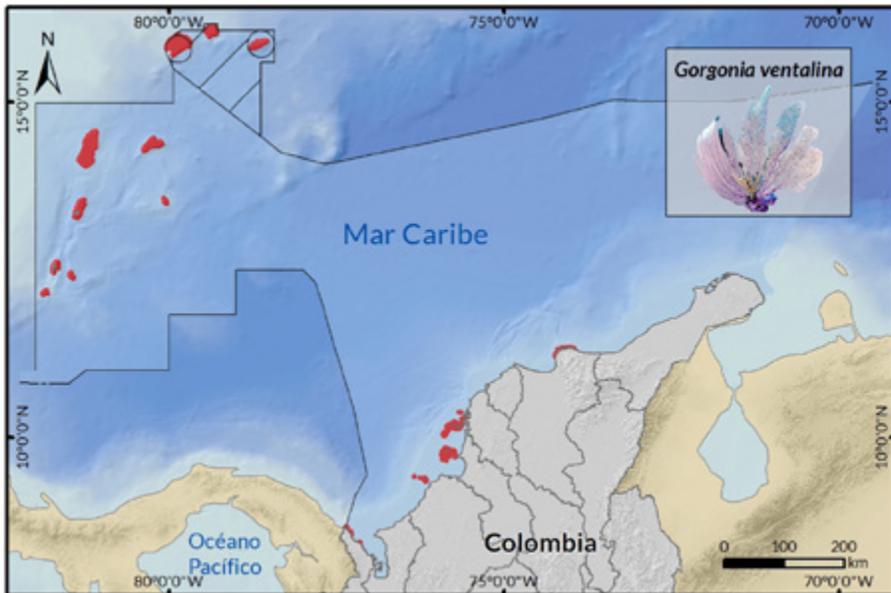


Sumado a esto, la belleza particular de *G. ventalina* la hace susceptible a la extracción, uso y venta como souvenir en algunas zonas costeras e insulares del país; adicionalmente, se especula sobre su uso en la industria farmacéutica. Dado que se siguen registrando varias condiciones de deterioro, mortandades localizadas a baja escala, y que persisten tensores naturales como el fuerte oleaje, cambios en la temperatura del agua, el incremento en la sedimentación, además de actividades antropogénicas como el vertimiento de aguas residuales, la pesca, el buceo y el tránsito marítimo que pueden diezmar sus poblaciones, se consideró que la situación de *Gorgonia ventalina* en Colombia no ha mejorado y debe mantenerse en la categoría Vulnerable bajo los criterios VU A2ce.

Diagnos

Colonias: en forma de abanico, formada por una red de ramificaciones anastomosadas o interconectadas, con ramas ligeramente aplanadas o comprimidas en el plano del abanico (Bayer 1961, Sánchez y Wirshing 2005). Las colonias pueden alcanzar tallas máximas entre 1,5-1,8 m en un periodo de 10-30 años (Cairns 1977). Colonias de color amarillo o púrpura. Escleritas: escafoides con pequeñas espinas en el lado convexo. Husos puntiagudos y barras antocodiales entre 0,065-1 mm de largo (Bayer 1961).

Distribución geográfica



Global: en el Atlántico Occidental, desde Bermuda hasta Curazao, al sur de la Florida, en Bahamas y el mar Caribe (Bayer 1961, Muzik 1982, Sammarco y Coll 1992, Nagelkerken *et al.* 1997a, Humann y Deloach 2002). Nacional: en Colombia existen registros en el Urabá chochoano, en isla Fuerte y sus bajos aledaños (Bushnell y Bartolo), Barú y bajos aledaños (Salmedina y Burbujas), las islas del Rosario, San Bernardo, el área de Santa Marta y el Parque Tayrona (Botero 1987, Botero 1990a, 1990b, Garzón-Ferreira y Zea 1992, Bejarano *et al.* 2006, Manrique-Rodríguez 2004, Sánchez y

Wirshing 2005, Manrique-Rodríguez *et al.* 2006). En el territorio insular ha sido registrada en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y en los Cayos Serrana, Roncador, Bajo Nuevo, Serranilla, Quitasueño, Bajo Alicia, Albuquerque y cayo Bolívar (Díaz *et al.* 1995, Sánchez *et al.* 1997, 1998, 2005, Friedlander *et al.* 2003, Hernández-Castellanos *et al.* 2014, Vega-Sequeda *et al.* 2015). Ámbito de profundidad: 3-30 m (Kinzie 1973).

Población

Manrique-Rodríguez (2004) estudió el estado de las poblaciones de *G. ventalina* en Santa Marta y el Parque Tayrona, y registró una recuperación luego de 15 años de la mortandad. Este autor reportó 711 colonias vivas (0,09 colonias/m²), con el 70 % registradas en la bahía de Gayraca y una densidad promedio de $0,4 \pm 0,2$ colonias/m²; así como cementerios de abanicos de mar en el sector de isla Aguja, con casi el 50 % del total registrado en el área. La altura media de las colonias de *G. ventalina* fue de $34,5 \pm 3,6$ cm, oscilando entre 1-100 cm, y el ancho medio fue $35,2 \pm 2,9$ cm (1-150 cm). Sin embargo, la mayor cantidad de colonias oscilaron entre 1-40 cm de alto y ancho. La densidad promedio registrada en el área antes de la mortandad masiva fue de 1,81 colonias/m² (Botero 1987, 1990a), la cual es notablemente mayor que el valor promedio estimado para el área por Manrique-Rodríguez en 2004 (0,04 colonias/m²).

Diez años después, una nueva evaluación en la misma área registró en total 107 colonias vivas (0,1 colonias/m², con la mayor abundancia en la bahía de Granate (0,2 colonias/m²), con casi el 52 % de colonias sanas. La altura media de las colonias fue $33,6 \pm 16,5$ cm, oscilando entre 8-88 cm, y el ancho medio fue $36,9 \pm 16,8$ cm, oscilando entre 8-91 cm. La mayoría de colonias (30 %) estuvieron entre 10,7-22,8 cm de alto y de 24,9-33,5 cm de ancho. Se identificaron nueve condiciones de deterioro distribuidas en dos categorías: agresión de organismos móviles (*Coralliophila caribaea*, *Hermodice carunculata* y *Cyphoma gibbosum*), e invasión por organismos sésiles (Vergara *et al.* 2015).

Bejarano *et al.* (2006) presentaron descripciones detalladas de 14 condiciones de deterioro que afectan a la especie en Santa Marta, las cuales se establecieron en cuatro categorías: agresiones por organismos móviles, invasiones, muerte reciente y enfermedades. La categoría agresión por organismos móviles fue la más frecuente (49,5 %) destacándose la agresión por los gasterópodos *Simnialena uniplicata* (37,5 %) y *Cyphoma gibbosum* (22,8 %). Seguido a esto se registraron las invasiones de algas y otros invertebrados como esponjas y milepóridos, entre otros (33%), y la muerte reciente (17,9 %). Este estudio estableció que las poblaciones de abanicos de mar del área presentaron un buen estado de salud comparado con el panorama regional registrado pocos años después del evento de mortandad masiva, con ausencia de la mayoría de las enfermedades reportadas (banda roja y tumores algales), baja incidencia de Aspergillosis, y valores de lesiones subletales de poca importancia, que obedecen a la posible recuperación de la población en Santa Marta.

Manrique-Rodríguez *et al.* (2006) estimaron tasas de crecimiento anual entre 7,6-8,1 cm/año en altura, y de 6,9-8,3 cm/año en ancho, con un incremento en área de 246,1 cm²/año. Borrero y Morantes (2005) estudiaron la incidencia del gasterópodo *Cyphoma* spp. en *G. ventalina* en los sectores de Inca-Inca (0,1 colonias/m²) y Neguanje (0,01 colonias/m²), registrando colonias juveniles en Inca-Inca e infiriendo recuperación de la especie en el sector. También determinaron que la densidad



ponderada por el recurso fue de $0,74 \pm 0,21$ ind/colonia, evidenciando mortalidad parcial en las colonias debido a la depredación por *Cyphoma* spp.

En 2004 para el área insular de San Andrés se registraron y midieron 326 colonias vivas de *G. ventalina* en transectos (densidad media $0,08$ colonias/m²), y otras 66 colonias en diferentes puntos de la Isla (INVEMAR 2005). Sobresalieron las poblaciones de la terraza somera del sector Iguana (suroccidente) y la terraza prearrecifal del sector Barlovento sur por alcanzar las máximas densidades. Adicionalmente, se encontró que los abanicos presentaron una altura promedio de $39 \pm 0,3$ cm, con una altura máxima de 106 cm y una mínima 3,5 cm (INVEMAR 2005).

Hernández-Castellanos *et al.* (2014) estudiaron la estructura comunitaria de los gorgonáceos en algunas áreas del Caribe insular colombiano (Roncador, Quitasueño, Serrana y Providencia), entre las cuales identificaron 77 colonias de *G. ventalina* ($0,05$ colonias/m²), y resaltan la alta densidad en una estación en Cayos de Roncador, con valores que alcanzaron las $2,9$ colonias/m².

En el Caribe colombiano se estimaron reducciones poblaciones de *G. ventalina* entre 60-90 % en algunos sectores de Santa Marta, islas del Rosario, y el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Conde y Londoño 1990, Garzón-Ferreira y Zea 1992, Díaz *et al.* 1995, Sánchez *et al.* 1997). Durante los últimos 15 años, sus poblaciones se han mantenido estables pero la incidencia de condiciones de deterioro se sigue registrando (Manrique-Rodríguez 2004, Borrero y Morantes 2005, Vergara *et al.* 2015).

Finalmente, información de los últimos 15 años del Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia SIMAC (Garzón-Ferreira *et al.* 2002), y el monitoreo que actualmente emplea el Protocolo Indicador Condición-Tendencia de Áreas Coralinas (ICT_{AC}) diseñado por el INVEMAR (Galeano *et al.* 2016), no han registrado eventos de mortandad masiva de abanicos de mar en las áreas de monitoreo del país.

Ecología

Gorgonia ventalina se encuentra en arrecifes coralinos someros, sobre sustrato rocoso, en lugares de aguas claras y con poca turbulencia (Humann y Deloach 2002). Habita hasta los 30 m de profundidad, ubicándose principalmente entre 3-15 m (Kinzie 1973). En Colombia se observan estos organismos entre 2-12 m de profundidad, pero ocasionalmente hasta 25 m. Se distribuyen preferiblemente en zonas expuestas al oleaje, sobre sustratos duros poco inclinados, ya sean rocosos, arenosos o de restos coralinos (cascajo), e interactúan con una biota ampliamente diversa y en unidades de paisaje dominadas por corales pétreos como *Acropora palmata* y especies del género *Orbicella* (Manrique-Rodríguez 2004, INVEMAR 2005). *Gorgonia ventalina* es una especie gonocórica, con desarrollo sincrónico de ovocitos y sacos espermáticos, para la cual se ha estimado un desove en la época de lluvias entre agosto-noviembre, tal y como sucede con otros cnidarios. La sincronía en el desove está relacionada con varios factores ambientales, como la temperatura del agua, la insolación, y las fases lunares (Manrique *et al.* 2008, Salcedo-Bahamón 2009).

Usos

Las poblaciones del abanico de mar están siendo extraídas y usadas para la comercialización en el mercado de souvenirs (Manrique-Rodríguez 2004). En Colombia se usa toda la colonia para hacer mosaicos artesanales con elementos de otras especies como conchas de caracol pala (*Aliger gigas*) y esqueletos de corales duros (e.g. *Agaricia tenuifolia*, *Pseudodiploria strigosa*, *Orbicella* spp.). Asimismo, se comercializan las colonias en ferias artesanales y playas de sitios costeros e insulares con afluencia de turistas, como Cartagena, Santa Marta y San Andrés (Salcedo-Bahamón 2009). Adicionalmente, se conoce sobre su uso en la industria farmacéutica (Morse *et al.* 1977), pero actualmente no se reconoce un mercado formal o informal que haga uso de los productos derivados de este gorgonáceo en Colombia.

Amenazas

La principal amenaza para los abanicos de mar se relaciona con los efectos de la mortandad en el Caribe ocasionada por la fuerte incidencia de la Aspergillosis y otras condiciones de deterioro (Guzmán y Cortés 1984, Williams y Bunkley-Williams 1990, Nagelkerken *et al.* 1997a, 1997b, Geiser *et al.* 1998, Sutherland *et al.* 2004).

Dentro de las posibles amenazas para la especie se encuentran también el incremento en la tasa de sedimentación y el vertimiento de químicos contaminantes al mar, los cuales debilitan a las colonias favoreciendo el recubrimiento por macroalgas y el consecuente desarrollo de tumores algales (Garzón-Ferreira y Zea 1992). Asimismo, la explotación del recurso para el mercado de souvenirs y de productos farmacéuticos pudiera representar una amenaza (Manrique-Rodríguez 2004, Sánchez *et al.* 2005).

Medidas de conservación tomadas

La especie se considera Vulnerable (VU) en Colombia desde 2002 (Resolución 1912 de 2017 MINAMBIENTE). Tras ser incluida como especie amenazada en el "Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia" (Santodomingo y Reyes 2002a), algunas organizaciones nacionales invirtieron en estudios para conocer el estado, biología, ecología y evolución de las poblaciones de esta especie en Colombia. Los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon y la Reserva de Biosfera Seaflower protegen parte de su población en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Considerando los efectos de la mortandad masiva, el estado actual de la especie, y que existe la extracción para uso como souvenir, es primordial diseñar un plan de manejo para la especie que incluya procesos con las comunidades que hacen uso de este recurso.

Evaluar la implementación de áreas NO-TAKE (acceso restringido) donde se han observado poblaciones importantes de esta especie en épocas de desove. Ampliar los proyectos de señalización y demarcación de áreas coralinas y de los corredores para el tránsito de lanchas en áreas con poblaciones de abanicos de mar. Adicionalmente, se hace necesario evaluar la capacidad de carga del turismo y la presión de la extracción de la especie, así como su resiliencia y vulnerabilidad a esa presión, para así promover la creación de senderos ecológicos subacuáticos con acceso controlado o restringido de buzos y bañistas en ciertas áreas coralinas.



Evitar el vertimiento de aguas servidas en lugares cercanos a las áreas coralinas, promoviendo con las autoridades locales la construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales y desechos sólidos. Aumentar las medidas de control y la capacidad de los organismos de vigilancia para regular la extracción y comercialización, siguiendo los lineamientos existentes para otras especies de gorgonáceos que están incluidos en los Apéndices de la CITES.

Realizar campañas masivas de educación ambiental que ilustren específicamente el valor y la problemática actual de los arrecifes de coral y sus especies clave, así se creará conciencia en la población local sobre la importancia del cuidado y conservación del medio ambiente y sus especies de importancia ecológica, como es el caso de los abanicos de mar.

Finalmente, se requiere continuar con estudios sobre la biología y la ecología de la especie a lo largo de su área de distribución, y un monitoreo constante de su población. De igual forma, el estudio de juveniles (distribución y abundancia) debe ser considerado como prioritario para poder predecir el estado de las poblaciones a futuro. Adicionalmente, son de interés investigaciones sobre la evolución, relaciones filogenéticas, conectividad y flujo génico de este gorgonáceo y sus zooxantelas simbiotas, con muestras de Colombia y del Caribe en general.

Autoría

Nelson Manrique Rodríguez y Adolfo Sanjuan-Muñoz.

Muricea austera

Verrill, 1869



Taxonomía

Orden Malacalcyonacea McFadden, van
Ofwegen & Quattrini, 2022
Familia Plexauridae Gray, 1859

Nombre común

Candelabro de mar

Categoría nacional

Vulnerable VU A3e; B2ab(v)

Justificación

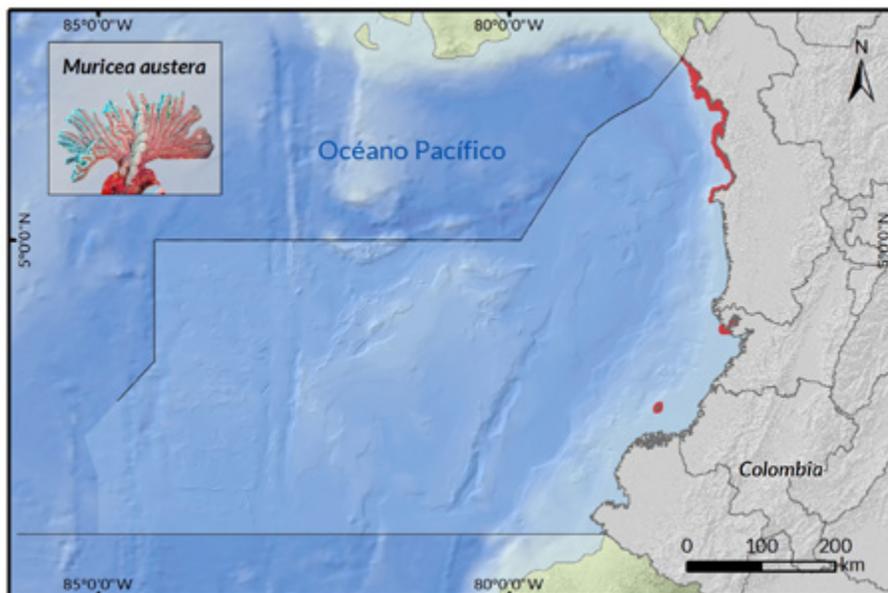
Muricea austera hace parte de las comunidades de octocorales asociados a arrecifes rocosos en el Pacífico colombiano, que se estima ocupan un área total menor a 2.000 km² y se ubican en localidades puntuales, que en conjunto generan una extensión de presencia menor a 20.000 km². En las últimas dos décadas se ha registrado mortalidad por recubrimiento del octocoral invasor *Carijoa riisei* en varias especies de corales blandos en Colombia, especialmente del género *Muricea*, siendo *M. austera* la especie más afectada por esta amenaza. Se prevén reducciones en sus poblaciones durante los próximos años por esa causa, lo que justifica asignar para la especie la categoría Vulnerable bajo los criterios A3e; B2ab(v).



Diagnosis

Colonias: arbustivas o tupidas con un tamaño alrededor de los 20 cm de ancho y largo. El patrón de ramificación es esencialmente dicotómico y principalmente en un solo plano (lateral), en forma de candelabro, aunque algunas colonias se ramifican produciendo una estructura en forma de ramo o con simples ramas en forma de dedo que se extienden desde la base. La base puede extenderse sobre el sustrato produciendo muchas más ramas. Las ramas varían en diámetro entre 6-10 mm de ancho. Los extremos terminales no ramificados miden hasta 5 cm de largo, con puntas redondeadas entre 7-8 cm de diámetro y una coloración más clara que el rojizo-marrón que presenta el resto de la colonia. Los cálices se elevan entre 1,7-2 mm de largo y se distribuyen alrededor de las ramas, doblados hacia arriba y muy cercanos entre ellos. Los pólipos son color naranja o amarillo. Escleritas: el cenénquima es grueso y áspero, compuesto de escleritos de color marrón rojizo, naranja y amarillo claro. Los husos externos son de varios tipos, la mayoría son espinosos unilaterales alargados de 0,55-1,5 mm de largo y 0,2-0,5 mm de ancho. Las escleritas más grandes son de un color más oscuro en la parte central, con tonalidades más claras alrededor de los bordes. Además, están presentes escleritas de tipo husos foliados (0,22-0,65 x 0,06-0,2 mm), y husos verrucosos (0,35-0,48 x 0,11-0,14 mm). La vaina axial está compuesta de radiadas verrucosas (0,12-0,36 x 0,12-0,2 mm) y husos. Los escleritos antocodiales son de color amarillo pálido a blanquecino, de 0,14-0,36 mm de largo y 0,02-0,06 mm de ancho (Breedy y Guzman 2016).

Distribución geográfica



Global: se distribuye ampliamente en el Pacífico Oriental desde México hasta Perú (Breedy y Guzman 2016). Nacional: en el Pacífico colombiano hay reportes de presencia en Cabo Corrientes, el Golfo de Tribugá, Punta Cruces, en Bahía Málaga y en la isla Gorgona (Chasqui y Ballesteros 2014, Sánchez *et al.* 2014, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a). Ámbito de profundidad: 1-30 m (Breedy y Guzman 2016).

Población

En Colombia existe poca información poblacional para *M. austera*, sin embargo, dos estudios realizados en el Pacífico norte chocono registraron en el área una densidad promedio de $0,07 \pm 0,17$ colonias/m² en 2014 (rango 0-0,8 colonias/m²; datos de Chasqui y Ballesteros 2014), y una densidad promedio de $0,1 \pm 0,2$ colonias/m² en 2018 (Mejía-Quintero y Chasqui 2018). La comparación de ambos estudios sugiere un leve aumento en la densidad poblacional de *M. austera* en el Chocó norte, sin embargo, la metodología y los sitios evaluados en el área difieren ligeramente.

A pesar de la poca información poblacional disponible, el género *Muricea* se considera como uno de los más abundantes en los litorales rocosos del Pacífico Oriental Tropical (Sánchez 2016), cuyas poblaciones han sido visiblemente diezgadas por acción de la especie invasora *C. riisei* (Sánchez y Ballesteros 2014, Quintanilla *et al.* 2017), causando su desaparición en varios sectores de la isla Gorgona y en Cabo Corrientes (J.A. Sánchez, datos sin publicar).

Ecología

La especie se encuentra en escarpes rocosos de ambientes con alto flujo del agua (Sánchez 2016). Se ha reportado entre 1-30 m de profundidad, siendo más frecuente en aguas someras (Breedy y Guzman 2016). En Colombia se ha reportado hasta 20 m de profundidad en el Chocó norte (Mejía-Quintero y Chasqui 2020a).

Estudios poblacionales en varias especies de octocorales en el Pacífico panameño encontraron para *M. austera* una densidad promedio de $0,6 \pm 1,3$ colonias/m² entre 2009-2010, una tasa de mortalidad anual del 20 ± 30 % y ninguna evidencia de reclutamiento durante esos años (Gomez *et al.* 2014). En Ecuador, en la Reserva Marina El Pelado, la especie presentó una densidad promedio de $0,07 \pm 0,1$ colonias/m² entre 2015-2016 (Steiner *et al.* 2018), que es similar a la densidad reportada en el Pacífico colombiano.

Estudios reproductivos en *M. austera* revelaron un pico reproductivo en junio y una estrecha relación con la temperatura del agua (Gomez *et al.* 2018). *Muricea austera* presenta una producción constante de oocitos a lo largo del año en cerca del 82 % de sus pólipos, alcanzando la mayor producción en junio con un promedio de 33 ± 4 oocitos por pólipo. Los oocitos más grandes se presentaron en abril y mayo, con un tamaño promedio de $0,36 \pm 0,03$ mm y $0,34 \pm 0,03$, respectivamente. Por lo anterior, se considera que *M. austera* presenta una oogenesis continua y generaciones superpuestas en la población (Gomez *et al.* 2018).

Esta especie al igual que otros octocorales presentes en el Pacífico Oriental Tropical, se presumen carentes de asociaciones simbióticas con zooxantelas, dadas las especies de la región estudiadas por Van Oppen *et al.* (2005).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.



Amenazas

La principal amenaza en Colombia para esta especie y otras del género *Muricea*, es la presencia del octocoral invasor *Carijoa riisei*. Sánchez y Ballesteros (2014) reportaron altas mortalidades de octocorales por competencia y recubrimiento por *C. riisei* en el Pacífico colombiano. Adicionalmente, el aumento en la temperatura del mar se ha relacionado con mortalidades de octocorales en Malpelo y Gorgona (Sánchez *et al.* 2014).

Otro factor importante de deterioro de las comunidades de octocorales en general, es el enredo de artes de pesca fantasma en las colonias, que generalmente causan desprendimiento y muerte del coral. En algunos riscales del Chocó norte se observó esta situación de manera frecuente en 2018 (Mejía-Quintero y Chasqui 2020a).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, el Parque Nacional Natural Gorgona y el DRMI Golfo de Tribugá – Cabo Corrientes protegen parte de su área de distribución.

Medidas de conservación propuestas

Considerando que la especie ha desaparecido en algunos sectores de la isla Gorgona y de Cabo Corrientes, es urgente evaluar el estado actual de sus poblaciones en otras áreas del Pacífico colombiano. Se requiere también realizar monitoreos en las zonas afectadas por la invasión de *C. riisei* para hacer seguimiento al estado de las poblaciones de esta especie, y en general de las comunidades de octocorales del Pacífico colombiano.

Autoría

Juan Armando Sánchez, Katherine Mejía-Quintero y Juliana Vanegas.

Muricea crassa

Verrill, 1869

Taxonomía

Orden Malacalcyonacea McFadden, van Ofwegen & Quattrini, 2022
Familia Plexauridae Gray, 1859

Nombre común

Candelabro de mar

Categoría Nacional

Vulnerable VU A3e; B2ab(v)



Justificación

Muricea crassa hace parte de las comunidades de octocorales asociados a arrecifes rocosos en el Pacífico colombiano, que se estima ocupan un área total menor a 2.000 km² y se ubican en localidades puntuales, que en conjunto generan una extensión de presencia menor a 20.000 km². En las últimas dos décadas se ha registrado afectación de esas comunidades por la presencia del octocoral invasor *Carijoa riisei*, el cual crece recubriendo las colonias de *M. crassa* y otras especies de octocorales nativos. Estudios en el sector de Cabo Corrientes y en la isla Gorgona muestran que las especies del género *Muricea* están entre las más afectadas por *C. riisei*, generando incluso la extinción local de algunas. Se prevé que la invasión biológica por *C. riisei* continúe causando reducción de las poblaciones de *M. crassa* en el Pacífico colombiano, por esto a pesar que no se cuenta con datos para cuantificar la reducción poblacional se categoriza la especie como Vulnerable bajo los criterios A3e; B2ab (v), atendiendo al principio de precaución y de acuerdo al juicio de los expertos en el grupo.

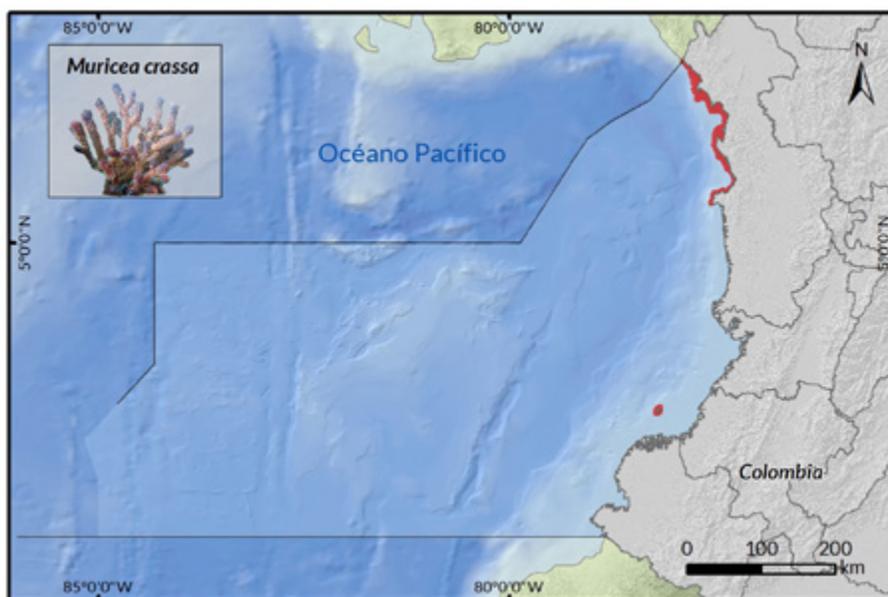
Diagnos

Colonias: grandes y tupidas que pueden alcanzar hasta 50 cm de alto y 40 cm de ancho, aunque la mayoría de colonias presentan una altura alrededor de 30 cm. El color es marrón oscuro con puntas o terminaciones ligeramente más claras. El patrón de ramificación es irregularmente dicotómico y lateral, con ramas principales que surgen directamente de la base y se subdividen en ramas secundarias, que se bifurcan hasta seis veces. Las ramas se curvan hacia arriba en ángulos de 45°-90°, con ramificaciones terminales entre 7-13 cm de largo. Todas las ramas con diámetro similar, pero con puntas o terminaciones más anchas (7-15 mm). Cálices prominentes (2,7-3 mm de alto) y cercanos, distribuidos alrededor de las ramas. Escleritas: cenénquima grueso, compuesto de husos grandes e irregulares, de color marrón rojizo. Las escleritas externas son grandes y fuertes, en su mayoría de

tipo husos espinosos unilaterales (hasta 2,5 x 0,7 mm), de formas diversas y desiguales. Estos tipos de escleritas dan a los cálices una apariencia robusta y áspera que es característica de esta especie. La cubierta axial está compuesta de escleritas radiadas pequeñas e incoloras y pequeños husos (0,08-0,38 mm de largo y 0,07-0,09 mm de ancho). Escleritas antocodiales de color naranja claro a amarillento, de hasta 0,22 x 0,04 mm (Breedy y Guzman 2016).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental Tropical desde México hasta Perú (Breedy y Guzman 2016). Nacional: en el Pacífico colombiano se ha registrado para las zonas rocosas del Chocó Norte (Cabo Corrientes, Cabo Marzo), y la isla Gorgona (Chasqui y Ballesteros 2014, Sánchez y Ballesteros 2014, Sánchez et al. 2014, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a). Ámbito de profundidad: 3-30 m (Breedy y Guzman 2016, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a).



Población

Una exploración de 29 arrecifes rocosos en el Chocó Norte durante 2014, reportó para toda el área una densidad promedio de *M. crassa* de $0,02 \pm 0,08$ colonias/m², alcanzando una densidad máxima de 0,4 colonias/m² (Chasqui y Ballesteros 2014).

Ecología

En Colombia la especie se encuentra en arrecifes rocosos con gran movimiento de agua, entre 5-20 m de profundidad (Sánchez y Ballesteros 2014, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a), donde hace parte de comunidades de octocorales formadas por varias especies de las familias Plexauridae y Gorgoniidae, principalmente. En Panamá *M. crassa* no es una especie abundante y se encuentra escasamente

distribuida entre parches dominados por otras especies, alrededor de los 3-12 m de profundidad en el golfo de Panamá, y entre 20-30 m en el Golfo de Chiriquí (Breedy y Guzman 2016). En el Pacífico ecuatoriano, en la Reserva Marina El Pelado, se ha reportado una densidad promedio de *M. crassa* de $0,01 \pm 0,01$ colonias/m² (Steiner *et al.* 2018).

Aunque se desconocen muchas características biológicas de *M. crassa*, un estudio en otra especie del género (*M. austera*) con la cual cohabita, sugiere una oogénesis continua y generaciones superpuestas en la población (Gomez *et al.* 2018), lo cual podría ser similar en *M. crassa*.

Esta especie al igual que otros octocorales presentes en el Pacífico Oriental Tropical, se presume carente de asociaciones simbióticas con zooxantelas, dadas las especies de la región estudiadas por Van Oppen *et al.* (2005).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La principal amenaza para *Muricea crassa* en el Pacífico colombiano es la presencia del octocoral invasor *Carijoa riisei*, que ofrece una fuerte competencia por espacio para el asentamiento, pero además crece recubriendo las colonias de *M. crassa* y otras especies de octocorales nativos. Sánchez y Ballesteros (2014) reportaron altas mortalidades de octocorales causadas por el recubrimiento de *C. riisei* en el Pacífico colombiano. Además, el aumento en la temperatura superficial del mar se ha relacionado con mortalidades de octocorales en las islas Malpelo y Gorgona (Sánchez *et al.* 2014).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, el Parque Nacional Natural Gorgona y el DRMI Golfo de Tribugá-Cabo Corrientes protegen parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Considerando la afectación de las poblaciones de *M. crassa* por la presencia de la especie invasora *C. riisei*, se deben realizar programas de monitoreo de la especie, donde se evalúe la afectación a causa de la especie invasora para evaluar la necesidad de proponer acciones de manejo y control de la invasión biológica.

Comentarios adicionales

La situación de amenaza es similar para las especies *Muricea squarrosa*, *M. purpurea* y *M. robusta*, que hacen parte de las comunidades de octocorales del Pacífico colombiano donde se ha registrado la invasión por *C. riisei*.

Autoría

Juan Armando Sánchez, Katherine Mejía-Quintero y Juliana Vanegas.

Mussa angulosa

(Pallas, 1766)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900
Familia Faviidae Milne Edwards & Haime,
1857

Nombre común

Ninguno en español conocido en el área; Spiny
flower coral.

Categoría Nacional

Vulnerable VU A2bc

Justificación

Mussa angulosa fue categorizada en 2002 como Vulnerable (VU) (Reyes y Santodomingo 2002b) debido a reducciones en su cobertura y a una baja frecuencia de observación, con el agravante que la especie se considera como naturalmente rara. En los últimos años se ha observado una disminución en la salud de las poblaciones de *M. angulosa*, que se evidencia principalmente como mortalidad parcial en las pocas colonias que se conocen a lo largo de su distribución en el país. Teniendo en cuenta lo anterior se considera apropiado conservar la categoría Vulnerable para la especie, bajo el criterio A2bc.

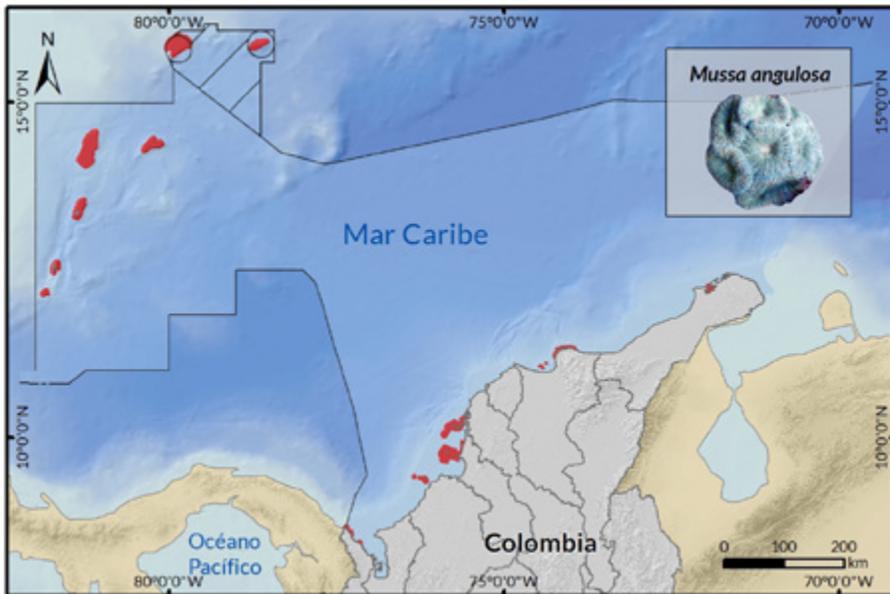
Diagnosis

Colonias ramificadas, planas a hemisféricas, faceloides y meandroides-faceloides. Cálices monocéntricos o policéntricos con uniones trabeculares, organizados en los ápices de la estructura ramificada.

Pólipos grandes (12 cm largo y 4,6 cm ancho) cuyos tejidos expandidos ejercen presión unos sobre otros, dando el aspecto de un domo sólido de textura rugosa y jaspeada; cuando están retraídos son gruesos y carnosos. Septos fuertemente dentados. Costas dentadas cerca al cálice, frecuentemente formando delgadas y largas crestas cerca de la base. Columnela trabecular bien desarrollada. Coloración variable, gris con visos verdes, azules, incluso con tonos fluorescentes rojo, rosado o naranja (Reyes y Santodomingo 2002b, Reyes *et al.* 2010, Veron *et al.* 2016).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Tropical Occidental en Bahamas, el sur de la Florida y el Caribe (Reyes *et al.* 2010). Nacional: en todo el Caribe colombiano, desde Urabá hasta el Parque Tayrona, y en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Se ha registrado en el Urabá chochoano, Isla Fuerte y bajos aledaños, el archipiélago de San Bernardo, el bajo Tortugas, las islas del Rosario y Barú, el arrecife Varadero, el Banco de Las Ánimas, Santa Marta y el Parque Tayrona, La Guajira, Albuquerque, Providencia y Santa Catalina, San Andrés, Quitasueño, Serrana, Serranilla y Bajo Nuevo (Prahl y Erhardt 1985, Geister 1992, Solano 1994, Díaz *et al.* 2000, Abril *et al.* 2012, INVEMAR-MINAMBIENTE 2020). Ámbito de profundidad: 3-60 m (Reyes 2000).



Población

En el archipiélago del Rosario se reportó una cobertura de 0,002 % en 1989 (Sarmiento *et al.* 1989) y de 0,0014 % en 2010 (Sarmiento 2010), considerándose una especie rara. De hecho, en el Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia del 2005, se afirmaba que la especie estaba en riesgo de extinción local, pues en 10.500 m² evaluados solo se hallaron cinco colonias, dos con mortalidad total y una tercera con mortalidad parcial del 40 %. Por otra parte, Cárde-

nas (2005) registró una densidad relativa de 0,04 juveniles/m en Isla Grande (Islas del Rosario) a profundidades entre 18-22 m. Henao y Alvarado (2014) reportan que no encontraron juveniles en Barú, a pesar que la especie está reportada para la zona (Marrugo y Alvarado 2014). Para el Archipiélago de San Bernardo, Vega-Sequeda *et al.* (2020) reportaron una cobertura de 0,05 % en 1991, y de 0,13 % en 2013.

Claro (2009) observó solo tres colonias en nueve estaciones ubicadas en Santa Marta y el Parque Tayrona. Información arrojada por el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SIMAC) muestran que en el Parque Tayrona ha habido disminución en la cobertura, que pasó de 1,16 % en 1995 a 0,4 % en 2013. En 2014 se encontró una baja frecuencia relativa (15,4 %) en Quitasueño (Reserva de la Biósfera Seaflower (A. Sanjuan-Muñoz, datos sin publicar).

Ecología

La especie habita entre 1,5-60 m de profundidad, siendo más común entre 15-20 m (Smith 1948, Roos 1971). Los pólipos generalmente se encuentran extendidos durante la noche (Humann 1993). Puede ser una especie indicadora del estado de salud de un arrecife, ya que se encuentra más frecuentemente en áreas donde hay una densa cobertura de coral vivo (Almy y Carrión-Torres 1963).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

Mussa angulosa, al igual que otras especies de escleractínios, ha sufrido una disminución notable en su cobertura en el Caribe colombiano (Díaz *et al.* 1995, Barrios 2000). Como sucede con otras especies de corales pétreos, su mortalidad se atribuye a causas naturales como el calentamiento global, pero también por el aumento en las tasas de sedimentación ocasionado por la deforestación en las grandes cuencas, la transformación del cauce y desembocadura de los ríos, el incremento en el turismo y actividades de buceo en los arrecifes coralinos, entre otras (Garzón-Ferreira 1997, Díaz *et al.* 1995, 1996a).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon y la Reserva de Biósfera Seaflower, confieren alguna protección a la especie (Díaz *et al.* 2000).

Desde 1998 el INVEMAR implementó el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), para contribuir con información necesaria para adoptar medidas de manejo de los arrecifes de coral en Colombia.

En Colombia la especie fue categorizada como Vulnerable (VU) y está incluida en la Resolución 1912 de 2017 del MINAMBIENTE. Todas las especies de corales escleractínios están incluidas en el apéndice II de la CITES.

Medidas de conservación propuestas

Dado que el conocimiento que se tiene de esta especie es escaso, se requiere profundizar en el estudio de sus poblaciones en términos de abundancia y estructura de tallas por clases, para conocer su tamaño y dinámica poblacionales, y para tratar de inferir su respuesta a los cambios ambientales y tensores actuales de los arrecifes coralinos.

El manejo de los tensores a nivel regional y local es clave para la conservación de esta especie y de los arrecifes coralinos en general. Por ejemplo, programas que propendan por la disminución de aportes de sedimentos y nutrientes de origen continental mediante un manejo adecuado de cuencas, el desarrollo de programas de agricultura sostenible, la reducción de la tasa de deforestación y el tratamiento de aguas residuales, entre otros. Se debe prohibir el dragado en zonas cercanas a los arrecifes.

Restringir el acceso de bañistas y buzos a áreas donde se encuentren poblaciones de corales con muestras de recuperación, con densidades significativas de juveniles y poca mortalidad coralina, donde se estén tomando acciones de restauración, o donde haya presencia importante de especies raras como *M. angulosa*.

Campañas de educación a los pobladores locales, especialmente a los pescadores, así como a los operadores turísticos para que conozcan la problemática actual de los arrecifes, posiblemente ayude a que eviten acciones que dañen a los corales y otros organismos arrecifales.

Autoría

Elvira Alvarado-Chacón y Adolfo Sanjuan-Muñoz.

Pacifigorgia cairnsi

Breedy y Guzman, 2003



Taxonomía

Orden Malacalcyonacea McFadden, van Ofwegen & Quattrini, 2022
Familia Gorgoniidae Lamouroux, 1812

Nombre común

Abanico de mar

Categoría Nacional

Vulnerable VU B2ab(v)

Justificación

Pacifigorgia cairnsi es una especie asociada a los ecosistemas rocosos en el Pacífico colombiano, que se estima ocupan un área total menor a 2.000 km² y se ubican en localidades puntuales, que en conjunto generan una extensión de presencia menor a 20.000 km². La especie se considera rara en localidades continentales como Cabo Corrientes y Gorgona, mientras que en la isla Malpelo es la especie dominante en las comunidades de octocorales, donde la población se encuentra genéticamente aislada de los demás sitios. Para Malpelo en 2009 se reportaron mortalidades de hasta el 22 % en la población de *P. cairnsi*, y la presencia de la enfermedad de parche necrótico en el 10-30 % de las colonias; sin embargo, entre 2010-2012 la prevalencia de la enfermedad fue tan solo del 4 %. En esta zona la especie también es afectada por la invasión del octocoral *Carijoa riisei*, que compite por el sustrato e incluso crece sobre las colonias de octocorales nativos. Los expertos consideran que en la actualidad la población de *P. cairnsi* es estable, y a pesar que la disminución registrada no pasa del 30 % se categoriza la especie como Vulnerable bajo el criterio B2ab(v), especialmente porque la mayor parte de su población parece estar concentrada en Malpelo.

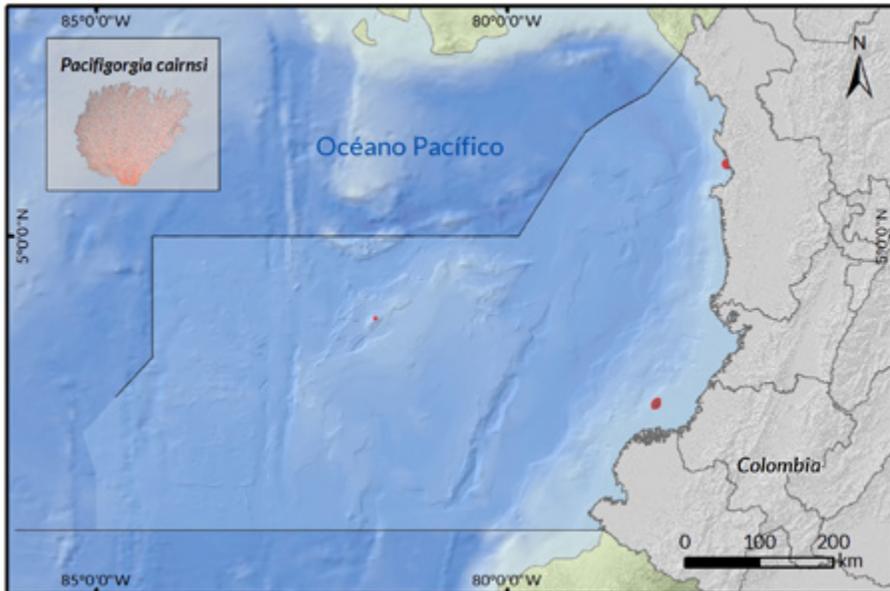
Diagnosis

Colonias: grandes, más anchas que altas (hasta 340 mm de altura y 500 mm de ancho), usualmente constituidas por varios abanicos. Coloración marrón a anaranjado cuando la colonia está viva o conservada, y de un púrpura muy pálido cuando está seca. La malla del abanico es amplia (9 ventanas/cm²), con ventanas hasta de 9,5 x 3,1 mm de diámetro, con pequeñas ramitas libres. Vena central prominente y redondeada en la sección transversal. Ramas hasta 1,3 mm de diámetro con superficie lisa y con cálices ligeramente elevados y redondeados, que se encuentran alrededor de las ramas. Pólipos color amarillo-verdoso. Escleritas: color rojo a rojo profundo, la mayoría con un halo color

amarillo limón. Husos romos hasta de 0,08 x 0,04 mm y pocos husos puntiagudos (hasta 0,08 x 0,04 mm); cabestrantes hasta de 0,07 x 0,04mm. Barras antocodiales planas color amarillo (hasta 0,12 x 0,02 mm), con márgenes lisos o festoneados (Breedy y Guzman 2003).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental Tropical, incluido El Salvador, Costa Rica, Panamá y Colombia (Breedy y Guzman 2003, Cortés *et al.* 2017). Nacional: en el Pacífico colombiano se ha registrado en el Chocó Norte, Malpelo y Gorgona (Sánchez y Ballesteros 2014, Quintanilla *et al.* 2019). Ámbito de profundidad: 8-24 m (Breedy y Guzman 2003, Breedy y Cortés 2014).



Población

La especie se considera ocasional en localidades continentales como Cabo Corrientes y Gorgona (Sánchez *et al.* 2014), mientras que en Malpelo constituye el 60 % de la comunidad de octocorales, con densidades promedio de hasta $0,34 \pm 0,08$ colonias/m² (Sánchez *et al.* 2011, Sánchez 2016).

Durante los últimos años la especie ha sido afectada por la presencia de la enfermedad de parche necrótico, que en 2009 tuvo una incidencia entre 10-30 % de las colonias, causando mortalidades de hasta 66 % en colonias del género *Pacifigorgia* (Sánchez *et al.* 2011). A pesar de eso, durante los años 2010-2012 se dio una reducción substancial, tanto en la incidencia de la enfermedad como en el número de colonias muertas, encontrándose una prevalencia de solo el 6 % (Sánchez *et al.* 2011, Quintanilla *et al.* 2019). Para el 2016 se encontró en la isla Malpelo una densidad promedio de *P. cairnsi* de $18,5 \pm 7,92$ colonias/m² (Quintanilla *et al.* 2019).



Ecología

Habita en sustratos rocosos verticales a profundidades entre 8-24 m (Breedy y Guzman 2003, Breedy y Cortés 2014, Quintanilla *et al.* 2019). De acuerdo a Quintanilla *et al.* (2019), esta especie presentó entre 2013-2016 una mayor cantidad de reclutas en zonas someras (alrededor de 8 m de profundidad), mientras que los adultos o las colonias de mayor tamaño se ubicaron en zonas más profundas (>16 m). Los mismos autores reportaron para *P. cairnsi* una tasa promedio mensual de crecimiento de 6,16 cm² en el área de la colonia.

Así mismo, estudios poblacionales en el Pacífico panameño reportaron entre 2009-2010 una densidad promedio de 1,2 ± 1,4 colonias/m², una tasa de reclutamiento anual del 20 ± 40 %, y una tasa de mortalidad anual de 20 ± 20 % (Gomez *et al.* 2014).

Por otro lado, *P. cairnsi* es una especie hospedera de los caracoles miméticos *Simnia avena* y *Simnialena rufa* en la isla Malpelo (Sánchez *et al.* 2016). Adicionalmente, sobre esta especie y en otros abanicos del género *Pacifigorgia*, es común observar el pez halcón narigón (*Oxycirrhites typus*) y el pez halcón de coral (*Cirrhithichthys oxycephalus*) camuflándose entre las colonias (Sánchez *et al.* 2016, Quintanilla *et al.* 2019)

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

En Malpelo se ha reportado el recubrimiento de las colonias de *P. cairnsi* por parte del octocoral invasor *Carijoa riisei*, en zonas donde ese abanico de mar constituía una de las especies principales de la comunidad de octocorales (Sánchez y Ballesteros 2014, Quintanilla *et al.* 2017). Asimismo, la especie se ha visto afectada por una enfermedad microbiana denominada enfermedad de parche necrótico (Sánchez *et al.* 2011, Quintanilla *et al.* 2018).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna específica para la especie; sin embargo, el Parque Nacional Natural Gorgona, el Santuario de Fauna y Flora Malpelo y el DRMI Golfo de Tribugá-Cabo Corrientes protegen gran parte del área de distribución de la especie en el país.

Medidas de conservación propuestas

Considerando las amenazas que enfrentan esta y otras especies de octocorales en el Pacífico colombiano, se deben adelantar programas de monitoreo específicos de las comunidades de octocorales en las distintas áreas de su distribución. Adicionalmente, dada la escasa información de línea base que presentan los ecosistemas rocosos del Pacífico colombiano, se requiere adelantar estudios en hábitats o sitios de distribución potencial para la especie y otros octocorales en general. De esa forma se podría establecer el estado actual de la población de la especie y su distribución en el país.

Autoría

Juan Armando Sánchez, Juliana Vanegas y Katherine Mejía-Quintero.



Taxonomía

Orden Malacalcyonacea McFadden, van
Ofwegen & Quattrini, 2022
Familia Gorgoniidae Lamouroux, 1812

Nombre común

Abanico de mar

Categoría Nacional

Vulnerable VU A2be; B2ab(v)

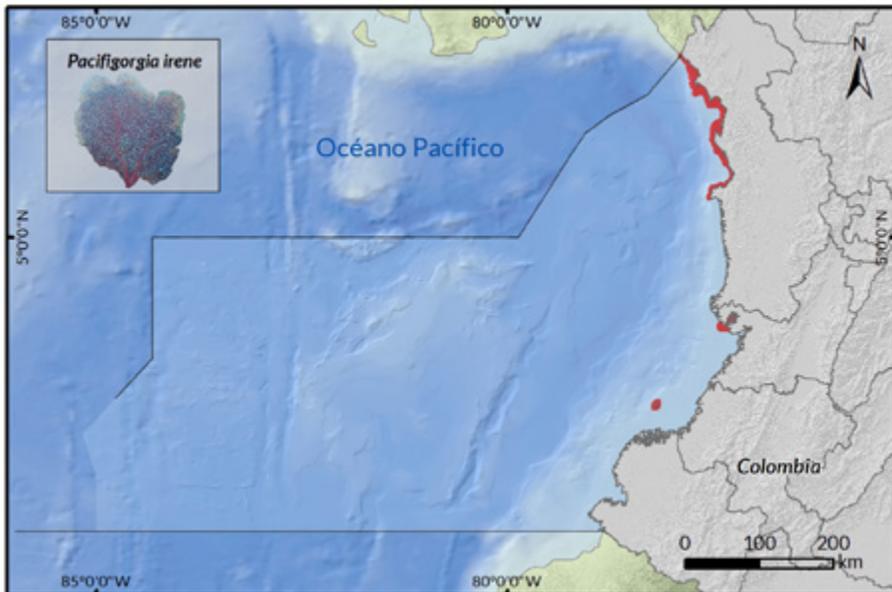
Justificación

Pacifigorgia irene es una especie asociada a ecosistemas rocosos someros del Pacífico colombiano, los cuales se estima ocupan un área total menor a 2.000 km² y se ubican en localidades puntuales, que en conjunto generan una extensión de presencia menor a 20.000 km². Existe alguna evidencia que sugiere disminución de sus poblaciones, especialmente para la isla Gorgona donde los abanicos de mar del género *Pacifigorgia* disminuyeron hasta 70 % entre 2007-2009 en la franja de 12-20 m de profundidad, al parecer por la enfermedad de parche necrótico. También en Cabo Corrientes se reportaron reducciones hasta del 30 %, particularmente de *P. irene*, entre 2010-2012. Por estas razones se categoriza la especie como Vulnerable en Colombia bajo los criterios A2be y B2ab(v), resaltando que las amenazas continúan y es importante realizar un seguimiento de sus poblaciones durante los próximos años.

Diagnosis

Colonias: grandes, erectas y anchas (hasta 800 mm de largo por 900 mm de ancho) compuestas de uno o varios abanicos, de color púrpura oscuro con bordes verdosos (en vivo). Colonias fina y regularmente reticuladas (32 ventanas/cm²), con mallas cuadradas y pequeñas de hasta 2 mm de diámetro y ramas esbeltas de 0,5-0,7 mm de espesor. Ramificaciones terminales cortas de menos de 1 mm de largo. Abanicos atravesados por varias venas centrales robustas y aplanadas que pueden extenderse hasta el borde. Cálices bilabiados, pequeños, ligeramente elevados y muy conspicuos, distribuidos uniformemente a lo largo de los bordes exteriores de las ramas, produciendo una superficie áspera y verrugosa. Pólipos de color naranja claro (en vivo) con aproximadamente 0,7 mm de largo cuando están completamente expandidos. Escleritas: de color rojo, amarillo limón y bicolor. Husos puntiagudos largos y verrugosos (hasta 0,15 x 0,04 mm, algunos alcanzando 0,2 x 0,05 mm); husos romos de hasta 0,09 x 0,04 mm; cabrestantes de hasta 0,06 x 0,03 mm; tetraradiadas con extremos verrugosos alrededor de 0,05 x 0,06 mm; escleritas inmaduras con tubérculos cortos y bajos (hasta 0,06 x 0,03 mm). Escleritas antocodiales, rosa pálido o incoloras (hasta 0,1 x 0,02 mm) con bordes ampliamente festoneados (Breedy y Guzman 2003).

Distribución geográfica



Global: en el Pacífico Oriental Tropical, incluidos países como Panamá, el Salvador, Costa Rica, Colombia y Ecuador (Breedy y Guzman 2003, Glynn *et al.* 2017). Nacional: en el Pacífico colombiano se ha reportado para el Chocó norte desde Cabo Marzo hasta Cabo Corrientes, en Bahía Málaga y en la isla Gorgona (Sánchez *et al.* 2014, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a). Ámbito de profundidad: 12-33 m (Breedy y Guzman 2003).

Población

En Colombia existen pocos estudios poblacionales para la especie, sin embargo, en isla Gorgona se reportó una mortalidad masiva de varias especies de abanicos entre los que se encontraban *P. irene/adamsi*, *P. rubicunda* y *P. eximia*. Esta especie pasó de presentar densidades de 30 colonias/m² en 2007 a menos de 9 colonias/m² en 2009, lo que implica una reducción del 70 % en su abundancia (Sánchez *et al.* 2014).

Durante una exploración realizada en 2014 en la región del Chocó norte se evaluaron 29 sitios, y se registró para toda el área una densidad promedio de *P. irene* de $1,16 \pm 1,18$ colonias/m², encontrando sitios con densidades entre 0,8 y 3,6 colonias/m² (datos de Chasqui y Ballesteros 2014). En 11 sitios del mismo sector, se reportó para el 2018 una densidad promedio de *P. irene* de $1,9 \pm 3,5$ colonias/m² (Mejía-Quintero y Chasqui 2018). En este último estudio, una localidad en el sector de Punta Cruces (Cupica) y otra en Cabo Corrientes presentaron las mayores densidades reportadas para la especie, con 14,6 y 5,9 colonias/m², respectivamente. En Cabo Corrientes se observó una disminución en la población entre 2010-2012, posiblemente asociada a la presencia de la enfermedad de parche necrótico y al recubrimiento por el octocoral invasor *Carijoa riisei* (J.A. Sánchez, datos sin publicar).

Ecología

Habita en fondos rocosos y paredes verticales a profundidades entre 12-33 m (Breedy y Guzman 2003). Estudios realizados en el Parque Nacional Coiba (Pacífico panameño) describen la presencia de la especie en parches monoespecíficos con colonias orientadas en el mismo sentido, y reportan una densidad promedio de $5,4 \pm 5,8$ colonias/m², con valores que variaron entre 0-24 colonias/m² (Gomez *et al.* 2014). En la Reserva Marina El Pelado (Ecuador) la densidad promedio de la especie fue de $0,01 \pm 0,1$ colonias/m² entre 2015-2016 (Steiner *et al.* 2018).

Para esta especie se ha reportado un crecimiento mensual en el área de la colonia de $0,84 \pm 5,64$ cm², una tasa de reclutamiento anual del 20 ± 20 % y una tasa de mortalidad anual de 10 ± 10 % (Gomez *et al.* 2014).

En el Pacífico colombiano continental *P. irene* es el octocoral dominante del paisaje en arrecifes rocosos entre 10-20 m de profundidad (Sánchez 2016), y ha sido registrado en asociación con el ofiuo *Ophiotela mirabilis* en el sector de Chocó norte (Vanegas-González y Borrero-Pérez 2020), y el molusco ovúlido *Simnia* sp. en Cabo Corrientes (Sánchez *et al.* 2016).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La principal amenaza para *Pacifigorgia irene* es la muerte por recubrimiento de las colonias por parte del octocoral invasor *C. riisei* (Sánchez y Ballesteros 2014). Asimismo, se ha visto afectada por una enfermedad fúngica similar a la Aspergilosis (Sánchez *et al.* 2011, Barrero-Canosa *et al.* 2013), que ha sido reportada para otras especies del género y es conocida como enfermedad del



parche necrótico (Quintanilla *et al.* 2018). Esta especie se observó igualmente afectada por líneas de pesca fantasma que se enredan entre las colonias de octocorales, esponjas o corales negros, y ocasionan el desprendimiento y posterior muerte de las colonias (Mejía-Quintero y Chasqui 2018).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Utría y Gorgona, y el DRMI Golfo de Tribugá-Cabo Corrientes, protegen parte del área de distribución de la especie en el país.

Medidas de conservación propuestas

Considerando las amenazas que enfrentan esta y otras especies de octocorales en el Pacífico colombiano, se deben adelantar programas de monitoreo específicos de las comunidades de octocorales en las distintas áreas de su distribución.

Dado que la información de los ecosistemas rocosos en el Pacífico colombiano es escasa, se requieren estudios de línea base en hábitats o sitios de distribución potencial para *P. irene*, con el fin de completar los registros de su distribución y establecer el estado de la población de la especie en el país.

Autoría

Juan Armando Sánchez, Juliana Vanegas y Katherine Mejía-Quintero.

Especies amenazadas

Moluscos



Foto: Silvia L. Sierra Escrigas

Aliger gigas

(Linnaeus, 1758)



Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Familia Strombidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Caracol pala (Colombia), Botuto o Guarura (Venezuela), Caracol reina o rosado (México), Concha reina o cobo (Cuba), Carcó (Aruba), Queen conch

Sinonimia

Eustrombus gigas (Linnaeus, 1758)
Lobatus gigas (Linnaeus, 1758)
Strombus canaliculatus Burry, 1949
Strombus gigas Linnaeus, 1758
Strombus horridus M. Smith, 1940
Strombus lucifer Linnaeus, 1758
Strombus samba Clench, 1937

Categoría Nacional

Vulnerable VU A1ae

Notas taxonómicas

Descrita originalmente como *Strombus gigas*, la especie se ha combinado con diferentes géneros en la última década (*Eustrombus*, *Lobatus*). Actualmente el nombre aceptado es *Aliger gigas*.

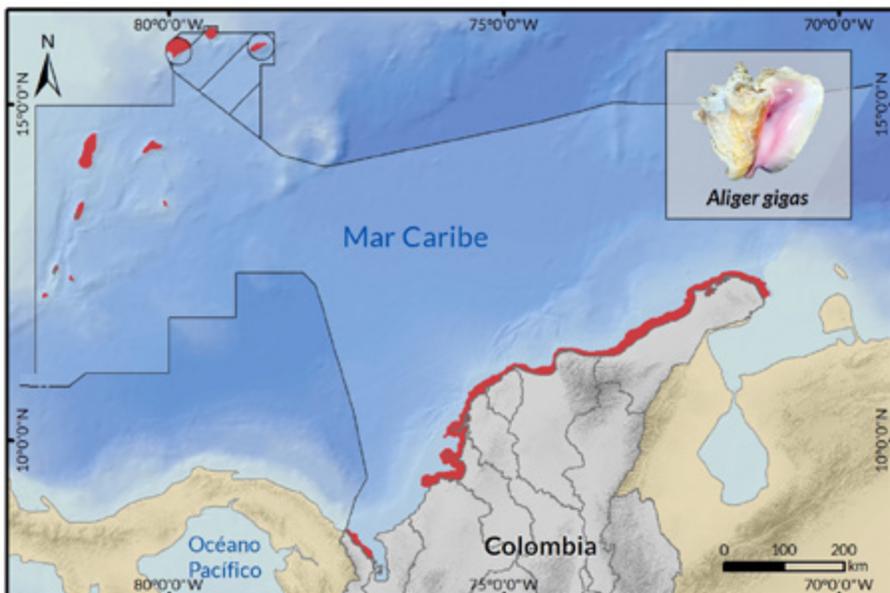
Justificación

Aliger gigas es una especie ampliamente distribuida en el Caribe colombiano, que ha sido sometida a diferentes niveles de explotación desde hace más de medio siglo, lo que llevó a una marcada reducción del recurso motivando su categorización como especie Vulnerable en Colombia en el año 2002. La especie actualmente muestra una tendencia a la recuperación en algunas localidades de la Reserva de Biósfera Seaflower, donde se encuentra la mayor parte de la población nacional de la especie, se ha monitoreado en los últimos 15 años, y se han implementado medidas de conservación. No obstante, dado que las densidades poblacionales actuales no se acercan a los valores históricos, y considerando que la especie requiere un mínimo de 50 adultos por hectárea para evitar el efecto Alee, y que solo en Cayo Serrana se supera esa cifra, se concluye que la situación de la especie sigue siendo delicada. Además, se sospecha que la especie pueda estar siendo afectada en su reproducción por el parásito *Apicomplexa* sp., que ya ha sido reportado para el archipiélago. Todo lo anterior justifica mantener la especie en la categoría Vulnerable bajo los criterios A1ae.

Diagnos

Molusco de concha grande (hasta 352 mm) y pesada, con la espira relativamente grande. El labio externo acampanado que se extiende en forma de ala, es grande y ovalado, con una muesca arriba del canal sifonal. Color blanco a marrón claro, con la abertura y el labio color rosado intenso a salmón. Espiras con numerosas espinas, la última espira con dos o tres espinas largas, a veces triangulares. Periostraco delgado, suave y de color amarillento. Opérculo en forma de cuerno. Los individuos más viejos tienen un labio grueso de color gris plateado (Díaz y Puyana 1994, Gracia y Díaz 2002a, Rosenberg 2009).

Distribución geográfica



Global: en el Atlántico Occidental, desde Carolina del Sur, por la Florida, el Caribe y las Antillas, con registros en el golfo de México, Belice, Honduras, Costa Rica, Panamá, Colombia, Venezuela, Bermuda, Bahamas, Cuba, Jamaica, Islas Vírgenes, Las Granadinas y Barbados (Gracia y Díaz 2002a). Nacional: en el Caribe colombiano, en la costa continental desde el Urabá chochoano hasta La Guajira; y en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y los bajos y cayos aledaños (Díaz y Puyana 1994, Vides *et al.* 2016). Ámbito de profundidad: 0-100 m (Ardila *et al.* 2020).

Población

Estudios sobre el caracol pala en la costa continental colombiana sugieren que hubo una reducción histórica considerable en el tamaño de sus poblaciones, con densidades estimadas extremadamente bajas en las últimas décadas. Tomando como referencia el trabajo de Botero (1984) en el Parque Tayrona (Neganje), con densidades estimadas entre 303-909 ind/ha, la reducción poblacional podría ser de dos órdenes de magnitud. Por ejemplo, en el Archipiélago del Rosario entre 2004-2005 Gómez-Campo *et al.* (2010) estimaron una densidad media de adultos de solo 3,6 ind/ha, con la mayor concentración en Bajo Tortugas con hasta $23,9 \pm 23,5$ ind/ha. La abundancia de juveniles fue aún menor con solo $1,3 \pm 4,25$ ind/ha en promedio (máximo 2,9 ind/ha). Para el mismo periodo (2004-2005) Ballesteros *et al.* (2007) estudiaron las poblaciones de caracol pala en el Archipiélago de San Bernardo, reportando densidades promedio de $3,6 \pm 8,3$ ind/ha y $2,7 \pm 7,4$ ind/ha, para las épocas húmeda y seca respectivamente; con un máximo de $7,5 \pm 17,4$ ind/ha en Isla Maravilla. Para La Guajira, Nieto-Bernal *et al.* (2013) reportaron una densidad promedio de solamente $0,52 \pm 3,6$ ind/ha.

En el archipiélago oceánico la densidad de caracol pala es mayor que en la costa continental, y parece estar respondiendo favorablemente a las medidas de manejo del recurso implementadas por la autoridad de pesca regional; sin embargo, algunos expertos consideran que en general las densidades de *A. gigas* no alcanzan los valores históricos previos a la época de fuerte explotación. Por ejemplo, muestreos realizados en el año 2005 en la isla de San Andrés mostraron solo un 13% de ocurrencia de caracol pala, y una densidad media de 4,2 ind/ha (CORALINA y Gobernación de San Andrés 2015).

Para cayo Albuquerque (South southwest cays) en 2007 se estimó la densidad media de adultos en 8,7 ind/ha. Posteriormente en 2015 se muestrearon 45 estaciones en el mismo sitio, las cuales presentaron una ocurrencia del 60% con una densidad media de 52,7 ind/ha; los adultos tuvieron 36,5 ind/ha y los juveniles solo 16,2 ind/ha (CORALINA y Gobernación de San Andrés 2015). En el muestreo del año 2022 se registraron 129 individuos de *A. gigas*, 89 fueron adultos y 40 eran juveniles. La densidad promedio de la especie fue de $29,03 \pm 5,08$ ind/ha, la de adultos fue $19,95 \pm 4,55$ ind/ha, y la de juveniles fue $9,09 \pm 2,91$ ind/ha.

En relación a cayo Bolívar (East southeast cays) en 2007 se estimó la densidad de adultos en 5,1 ind/ha, y la de juveniles en 3,6 ind/ha. En 2015 se muestrearon 51 estaciones, encontrando una ocurrencia del 50% de caracol pala, con una densidad media de 9,6 ind/ha, de los cuales 6,1 ind/ha corresponden a juveniles, y solo 3,5 ind/ha correspondieron a adultos (CORALINA y Gobernación de San Andrés 2015). En el año 2021 la densidad media fue de $14,32 \pm 3,57$ ind/ha, la de adultos fue $6,25 \pm 1,97$ ind/ha, y la de juveniles fue $8,07 \pm 2,52$ ind/ha.

En el año 2007 las estimaciones arrojaron para Roncador una densidad promedio de adultos de 110 ind/ha, y de juveniles de 74,3 ind/ha; para Quitasueño la densidad media de adultos fue 37,5 ind/

ha, y la de juveniles fue 11 ind/ha; y para Providencia la densidad media de adultos fue 1,8 ind/ha, mientras que la de juveniles fue 3,3 ind/ha.

En el año 2012 se estimó para Serranilla una densidad promedio de $17,22 \pm 25,61$ ind/ha; para Bajo Nuevo la densidad promedio fue $79,94 \pm 211,46$ ind/ha; y para Bajo Alicia la densidad promedio fue $170,32 \pm 269,86$ ind/ha, sin embargo, la densidad de adultos solo alcanzó los 44 ind/ha (Forbes *et al.* 2016). Ya para el 2022, la densidad promedio total fue $108,75 \pm 13,01$ ind/ha, siendo de $104,58 \pm 12,84$ ind/ha la de adultos, y de $3,75 \pm 1,58$ ind/ha la de juveniles.

Adicionalmente, en cayo Serrana se han registrado entre los años 2003-2013, una densidad media de adultos de 96 ind/ha, y de juveniles igual a 123,4 ind/ha, a profundidades entre 2-23 m. Durante este periodo, la densidad poblacional media presentó un considerable aumento de adultos en los años 2007-2013, lo cual estuvo relacionado con los cierres de la pesquería entre 2005-2007, y entre 2011-2013 (Ardila *et al.* 2020). Para el 2016 se encontraron densidades de adultos de 89 ind/ha (Forbes *et al.* 2016). Para el año 2022, la densidad promedio total fue $146,4 \pm 45,1$ ind/ha, siendo $52,7 \pm 8,6$ ind/ha la densidad de adultos, y $93,9 \pm 44,2$ ind/ha la de juveniles.

En Quitasueño para el 2022 se estimó la densidad total en $31,25 \pm 8,05$ ind/ha, siendo de $19,1 \pm 6,07$ ind/ha la densidad de adultos, y de $12,15 \pm 5,54$ ind/ha la densidad de juveniles.

Ecología

El caracol pala habita comúnmente en fondos de arena coralina, algas calcáreas y praderas de pastos marinos entre 2-50 m de profundidad, aunque se ha registrado a mayor profundidad (Díaz y Puyana 1994, Márquez 1993, Lagos-Bayona *et al.* 1996). Los juveniles son comunes en praderas de pastos marinos y algas, arenales, lechos de coral o escombros, y se alimentan de variedad de macroalgas, detritus y microalgas que encuentran entre las hojas del pasto marino (Lagos-Bayona *et al.* 1996). Los adultos se alimentan de pequeños invertebrados y algas que viven sobre fondos arenosos o de coral (Gracia y Díaz 2002a). Márquez (1993) estudio la estructura de tallas de *A. gigas* en Providencia, encontrando una relación entre la profundidad y el tipo de hábitat con el tamaño de los animales, con los juveniles en áreas más someras sobre fondos con pastos marinos (10-18 m), y los adultos sobre fondos arenosos con algas, entre 18-30 m de profundidad.

Aliger gigas es una especie dioica, y la proporción sexual es aproximadamente 1:1 (Alcolado 1976, Botero 1984, Márquez 1993). La reproducción generalmente ocurre en los meses cálidos; sin embargo, en algunas regiones se reproduce durante todo el año (Brownell 1977). La hembra pone una masa de huevos gelatinosa que contiene cerca de 400.000 huevos. Una hembra puede producir 6-10 masas de huevos en una temporada reproductiva (8-10 meses), dependiendo de la densidad de las agregaciones y de la condición de los animales (Pérez-Pérez y Aldana-Aranda 2003). La hembra camufla la masa de huevos con los granos de arena para ayudar a asegurar su supervivencia, durante un período de incubación hasta de treinta días. Posteriormente, los huevos eclosionan surgiendo las larvas velígeras (D'Asaro 1965), que se movilizan con las corrientes marinas a distancias de hasta 900 km durante las primeras tres semanas (Davis *et al.* 1984). El reclutamiento de las larvas en sustratos bentónicos puede darse a los 17-22 días después de la eclosión, sin embargo, muchas larvas permanecen en el plancton hasta por dos meses (Posada y Appeldoorn 1994, Stoner 1997).



Los juveniles (<1 año) permanecen enterrados en el fondo para evitar ser depredados, cuando alcanzan tallas de 5-10 cm empiezan a emerger, situación que los hace vulnerables a la depredación, con tasas de mortalidad de hasta el 63 % (Alcolado 1976).

La madurez sexual inicia normalmente entre los 4-5 años de edad, cuando el labio se engrosa llegando a medir 5 mm (Appeldoorn 1988, Appeldoorn y Rodríguez 1994, Chiquillo-Espitia *et al.* 1997). Márquez (1993) reporta tallas promedio de madurez en Providencia de 22 cm y 24 cm LT, para machos y hembras respectivamente. Se cree que algunos individuos de *Aliger gigas* llegan a vivir entre 20-30 años (ANON 1999). Márquez (1993) estimó en 12 años la edad promedio de los caracoles más viejos que halló en su estudio en Providencia.

Para la región de Santa Marta la época de desove comienza en abril y va hasta julio (Botero 1984). Para el archipiélago de San Bernardo comienza en junio y va hasta enero (Lagos-Bayona *et al.* 1996). Para el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Márquez (1993) reportó la época reproductiva entre abril-septiembre; mientras que García-Escobar *et al.* (1992) la reportaron entre junio-octubre. Ávila-Poveda (2004) registró madurez gonadal durante todo el año, excepto en diciembre, con valores máximos en marzo y agosto, y picos de desove en marzo y septiembre. La época de desove de *A. gigas* para todo el Caribe colombiano ha sido establecida entre junio-octubre de cada año (Resolución 000179 del 5 mayo de 1995).

Usos

El caracol pala es la especie de molusco comercialmente más importante de todo el Caribe (Acosta *et al.* 2009), donde es colectado a mano (buceo autónomo y a pulmón libre), principalmente en aguas someras, donde habitan los juveniles y los pre-adultos. El principal producto de caracol pala que se comercializa es su carne, muy apreciada en el mercado internacional; sin embargo, desde el año 2012 en Colombia la carne de caracol pala solo puede ser distribuida y comercializada localmente en las islas de San Andrés y Providencia.

Un subproducto del caracol pala muy apreciado por los turistas es la concha, que se comercializa al menudeo como objeto ornamental. Las perlas de caracol pala son también muy valoradas a nivel internacional, con un alto valor comercial, y se utilizan para elaborar artesanías y bisutería (Poutiers y Cipriani 1992, Márquez 1993). En la actualidad, y en ocasión a la Acción Popular de Caracol Pala, está prohibida la comercialización de cualquier subproducto de esta especie en Colombia.

Desde tiempos prehispanicos, los pobladores del Gran Caribe han empleado la concha del caracol pala para fabricar diversos artefactos y artesanías (Keegan 1982). Además de considerarse un recurso importante para la pesca artesanal, el aumento en la demanda internacional de su carne y perlas dio paso al desarrollo de la pesca industrial a partir de 1980 (Aldana-Aranda 2006, Castro 2003), llegando a ser en algunos países del Caribe la segunda pesquería en importancia económica, tanto que el comercio internacional de la especie empezó a ser controlado mediante la inclusión de la especie en los apéndices de la CITES.

Nieto-Bernal *et al.* (2013) reportaron una presencia importante de la especie en botaderos de conchas en las playas a lo largo de La Guajira, lo que contrastado con la escasa abundancia que ellos encontraron sugiere un aprovechamiento intenso de la especie en el pasado reciente.

Amenazas

La principal amenaza para la especie en Colombia es la sobrepesca, que ha diezmando sus poblaciones, especialmente en la parte continental del Caribe colombiano. Otra amenaza importante es el deterioro y la pérdida de hábitats de crianza, como las praderas de pastos marinos, debido al desarrollo costero y actividades humanas en general en la zona costera (Glazer y Quintero 1998).

La presión pesquera generada por la demanda de carne y perlas de caracol pala, ha causado el declive de sus poblaciones en el Caribe colombiano en general. En el país la pesquería comercial del caracol pala inició en el Archipiélago de San Bernardo e Islas del Rosario a comienzos de la década del 70; siete años después se ordena su cierre definitivo por sobrepesca, causando que la pesquería se desplazara al Archipiélago de San Andrés. Desde el inicio de la pesca industrial a principios de los 80, el Departamento Archipiélago aportaba en gran medida a la producción nacional de caracol pala (Castro *et al.* 2011).

Actualmente, el caracol pala se captura principalmente en el Archipiélago de San Andrés, y a mucho menor escala en la península de La Guajira (Ávila-Poveda 2004). En el archipiélago la pesquería de *A. gigas* ha sido la segunda en importancia entre los invertebrados, después de la langosta espinosa *Panulirus argus*. La pesca intensiva provocó la disminución del recurso, el cual ya se consideraba sobreexplotado hace tres décadas (Márquez 1993), con una producción de caracol que pasó de 813 t en 1988 a solo 100 t para el 2011 (Prada *et al.* 2008, Castro *et al.* 2012). Para el 2021 la cuota establecida para este recurso fue de 9 toneladas, de aprovechamiento exclusivo para pescadores artesanales, con extracción permitida únicamente en la Isla-Cayo Serrana.

La marcada reducción de la densidad poblacional del caracol pala, afecta enormemente su potencial reproductivo, pues su reproducción es denso-dependiente (efecto Alee), con densidades menores a 50 ind/ha significando una muy baja probabilidad de encuentro (Stoner y Ray-Culp 2000), lo cual es la situación en todas las poblaciones remanentes de la especie en el Caribe continental colombiano. Además, se ha detectado en Colombia la presencia de una infección por esporozoarios (Coccidio) en la glándula digestiva del caracol pala, la cual se cree que afecta el potencial reproductivo (Baquero *et al.* 2007).

Finalmente, el cambio climático y la acidificación oceánica surgen como factores con el potencial de afectar enormemente la dinámica poblacional de muchas especies marinas, particularmente de organismos calcificadores como los caracoles, que son vulnerables a cambios en temperatura y pH del agua durante su fase larvaria (Sale *et al.* 2010). Por ejemplo, Chávez *et al.* (2017) encontraron que los procesos de biomineralización de la concha de *A. gigas* se afectan por la disminución del pH, con una mayor proporción de aragonita (carbonato presente en las fases tempranas del desarrollo larvario) que retarda el proceso de formación de calcita, lo que implica que se forman conchas menos densas o estructuras menos compactas, con repercusiones a nivel fisiológico. De igual forma, al evaluar el efecto del aumento de la temperatura del agua, ellos encontraron que genera un aumento en la mortalidad de *A. gigas* hacia el día 20 de desarrollo larvario (Chávez *et al.* 2017).



Medidas de conservación tomadas

Aliger gigas está incluido en el Anexo III del Protocolo de SPAW, donde se indica que la especie puede ser usada sostenible y racionalmente adoptando medidas que permitan su protección y recuperación (Aldana-Aranda 2006). También, desde 1992 el caracol pala está en el Apéndice II de la Convención CITES, por lo que su comercio internacional está regulado. Para el Gran Caribe se construyó el Plan de Acción Regional para el Manejo Pesquero y Conservación del Caracol Pala - 2017 (Prada *et al.* 2017).

En Colombia desde hace 40 años se vienen implementado medidas de manejo para el recurso caracol pala, que han incluido vedas de pesca en las Islas del Rosario (1977), y el banco Quitasueño (1987). Actualmente solo se permite la pesca artesanal de caracol pala, y existen medidas para regularla, como la veda temporal y el cierre de zonas de pesca (Aldana-Aranda 2006).

En el Caribe colombiano, la veda corresponde a la época de desove de *A. gigas* que se ha establecido entre junio-octubre (Resolución N° 00179, 05 de mayo de 1995). La talla de captura se regula mediante el peso mínimo permitido para la extracción, que es de 225 g de carne sin limpiar o de 100 g de carne limpia. Para el archipiélago de San Andrés la veda va de julio 01-octubre 31 (Resolución N° 00179, 05 mayo 1995). Además, el fallo 88001333100120060011900 del 2007 en el Departamento Archipiélago, ordena proteger el recurso caracol pala y realizar estudios de manera cooperada entre la academia y los administradores del recurso.

Actualmente se cuenta con una propuesta de Plan de Acción Nacional para la Conservación del Caracol Pala, el cual fue elaborado con trabajo participativo entre varias instituciones gubernamentales y no gubernamentales, pero hasta el momento no ha sido formalmente adoptado.

Varias áreas marinas protegidas nacionales soportan la conservación de hábitat esencial para la especie, así como sus poblaciones naturales remanentes en el Caribe continental, podemos citar el DRMI Pastos Marinos Sawairu, el PNN Tayrona, el PNN Corales del Rosario y San Bernardo, el PNN Corales de Profundidad en la costa continental, y el PNN Old Providence McBean Lagoon en el archipiélago oceánico.

En el año 2020, El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible a través de su Dirección de Asuntos Marinos, Costero y Recursos Acuáticos en trabajo conjunto con la AUNAP, la Gobernación del Archipiélago de San Andrés y Providencia, CORALINA y la Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, elaboraron el documento "Factor de conversión nacional para tres grados de procesamiento de carne de caracol pala *Aliger gigas*", donde se definieron como factores de conversión para Colombia: Peso sucio 5,6, Peso Semi limpio 11,2, y Peso limpio 15,6.

Finalmente, a través de convenios interinstitucionales a escala regional, nacional y local, el país ha realizado campañas de socialización y educación ambiental tendientes a la conservación y manejo sostenible del caracol pala (*e.g.* convenio 346 MINAMBIENTE-WWF).

Medidas de conservación propuestas

Se considera importante que las autoridades nacionales gestionen la adopción del Plan de Acción Nacional del Caracol Pala, el cual considera la implementación de acciones puntuales para el manejo,

conservación y uso sostenible del recurso, que están alineadas con las acciones propuestas en el Plan de Acción Regional para la especie.

Se deben fortalecer los estudios que se realizan sobre la especie en Colombia, por ejemplo, ampliando el monitoreo que se realiza actualmente en ambientes someros, de manera que incluya la evaluación de ecosistemas profundos de los diferentes bancos del Archipiélago mediante el uso de tecnologías como los ROV y equipos de buceo técnico, para conocer mejor el estado de sus poblaciones. Asimismo, se requiere profundizar en algunos aspectos del conocimiento de la especie en Colombia, generando continuidad en estudios sobre microplásticos en sus órganos digestivos, el parásito *Apicomplexa*, diversidad y estructura genética, dispersión larvaria, entre otros.

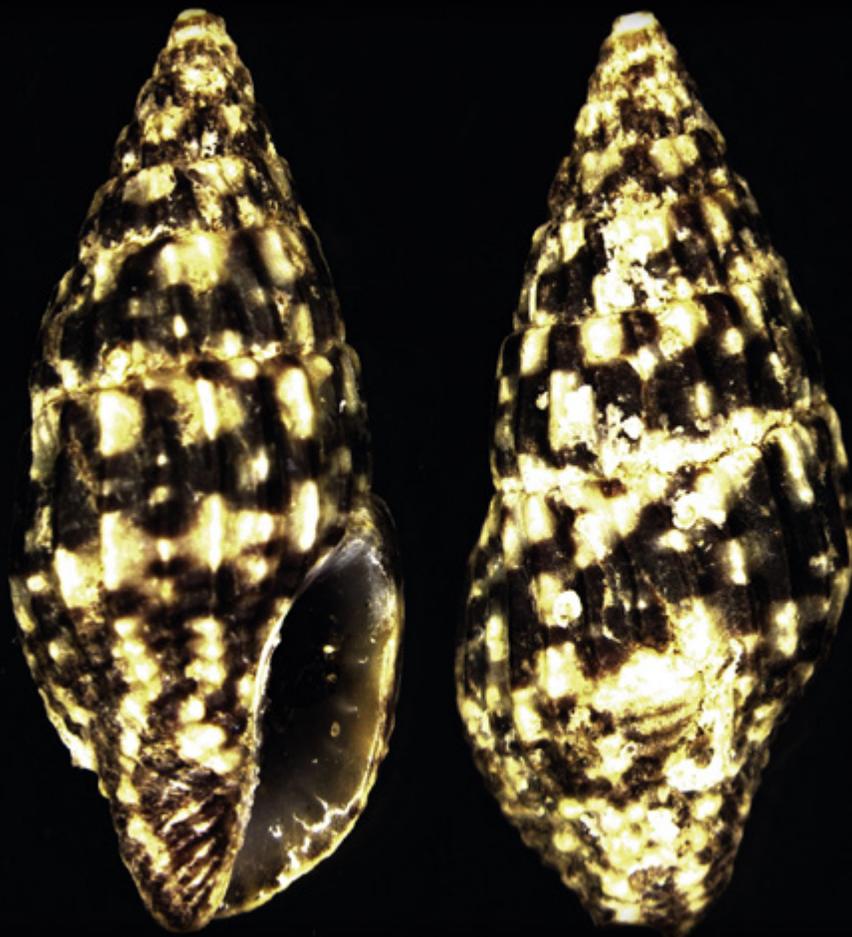
Finalmente, se considera importante el desarrollo de medidas para avanzar en la recuperación de la especie, mediante la acuicultura, la translocación de individuos desde otras áreas, entre otras acciones que garanticen el mantenimiento de las poblaciones.

Autoría

Heins Bent, Néstor Ardila, Anthony Rojas y Luis Chasqui

Anachis coseli

Diaz & Mittnacht, 1991



Taxonomía

Orden Neogastropoda Wenz, 1938
Familia Columbellidae Swainson, 1840

Nombre común

Ninguno conocido en el área

Categoría Nacional

Vulnerable VU B2ab(iii)

Justificación

La distribución conocida de la especie es discontinua y restringida, con registros solo en Colombia y Brasil. En el Caribe Colombiano se ha registrado únicamente en cuatro localidades (Coveñas, Cartagena, Santa Marta y La Guajira). Existe solo un estudio que menciona abundancias puntuales para Santa Marta y Coveñas. La falta de conocimiento sobre una especie de aguas someras con distribución restringida, y la presunción razonable de vulnerabilidad frente a amenazas asociadas con el cambio climático y el

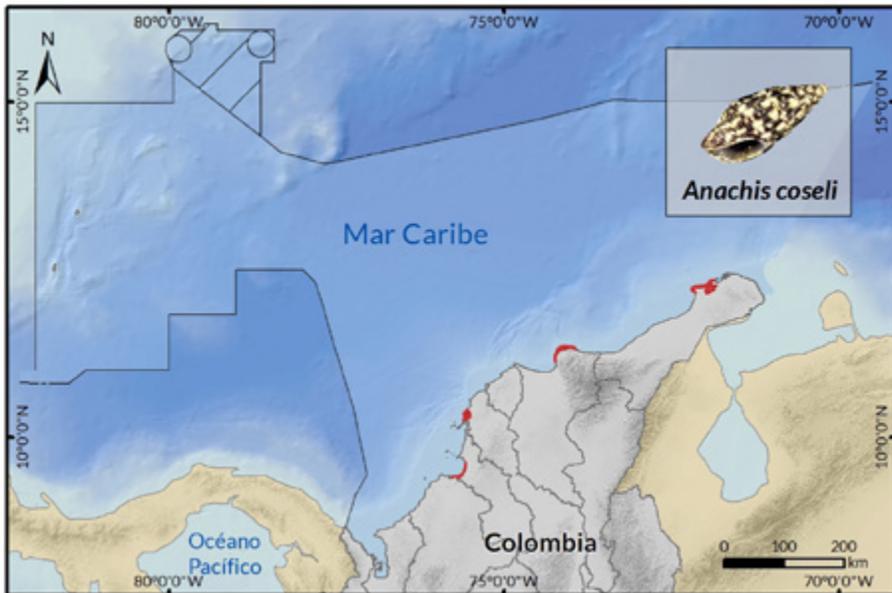
desarrollo costero justifican conservar el estatus de Vulnerable asignado a la especie en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002, con un ajuste en el criterio acorde con la escasa información disponible recogida en esta ficha.

Diagnos

Concha de tamaño mediano, con diez giros en total, alcanza hasta 15 mm de longitud. Presenta una espira moderadamente alta y aguda. Fusiforme, fuerte; ornamentada con fuertes costillas axiales (16-20 en el último giro), reemplazadas por cordones espirales debajo de la periferia del último giro; labio externo con seis a siete denticulos; columbela con cinco pliegues muy tenues; color blanquecino con una banda ancha irregular marrón oscuro o negro púrpura. Protoconcha blanca consiste en 2½ giros lisos. Periostraco delgado, translúcido, color ámbar. Opérculo café, lanceolado y pauciespiral (Gracia y Díaz 2002b).

Distribución geográfica

Global: la especie se conoce del Caribe colombiano y de la costa este de Brasil hasta Río de Janeiro (Díaz y Puyana 1994, Yidi y Sarmiento 2010, Pimenta 2017). Nacional: la localidad tipo de la especie es la Playa Burucuca en la Bahía de Gaira, Santa Marta. También se ha registrado en el Parque Tayrona, en Tierrabomba (Cartagena), en Coveñas y en La Guajira (Díaz y Mittnacht 1991, Díaz y Puyana 1994, Pineda 2013). Ámbito de profundidad: 0-5 m (Díaz y Puyana 1994).



Población

En un estudio sobre malacofauna asociada a sustratos duros en puertos y zonas estuarinas del Caribe colombiano, Pineda (2013) reportó abundancias de 15 ind/m² de *A. coseli* en la zona portuaria de Santa Marta, de 3 ind/m² en el sector de Puerto Luz (Rodadero), y de 5 ind/m² en la zona portuaria de Coveñas.



Ecología

Es una especie de aguas someras (se ha colectado a 5 m de profundidad), localmente frecuente bajo rocas y cantos (Díaz y Puyana 1994), y en la zona intermareal rocosa en el sector de Santa Marta (Pineda 2013).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La distribución aparentemente discontinua de la especie y su hábitat restringido a aguas costeras someras, llevan a suponer que sus poblaciones sean vulnerables a cambios en el ambiente asociados al incremento en el nivel del mar y a las consecuencias del creciente desarrollo humano en la línea costera (Gracia y Díaz 2002b).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Tayrona y Portete-Kaurrele protegen parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

La conservación de la especie requiere estudios sobre diferentes aspectos de su biología y ecología, por ejemplo, nada se sabe sobre su ciclo de vida (e.g. reproducción, dieta, depredadores, etc.). Se requieren evaluaciones de sus poblaciones, y de la posible presión existente sobre su hábitat. Con base en los resultados de esas investigaciones se pueden diseñar estrategias de conservación relacionadas con acciones de protección de su hábitat esencial.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Anadara tuberculosa

(G.B. Sowerby I, 1833)



Taxonomía

Orden Arcida Stoliczka, 1871
Familia Arcidae Lamarck, 1809

Nombre común

Colombia: Piangua, Piangua hembra. México:
Pata de Mula, Almeja de Sangre. Ecuador:
Concha prieta o negra. Panamá: Chucheca o
Concha prieta

Sinonimia

Arca tuberculosa G.B. Sowerby I., 1833

Categoría Nacional

Vulnerable VU A2d

Justificación

Anadara tuberculosa es un bivalvo asociado a los manglares del Pacífico Oriental Tropical, que está sometido a explotación en toda su distribución y es una parte importante de la economía de las comunidades costeras en algunas regiones desde mediados del siglo pasado. La piangua se considera un recurso sobreexplotado en Colombia desde hace dos décadas, razón por la cual fue incluido en la categoría Vulnerable (VU) en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002. A finales del siglo pasado se estimaban abundancias entre 1-4 ind/m²; las estimaciones más recientes no pasan de



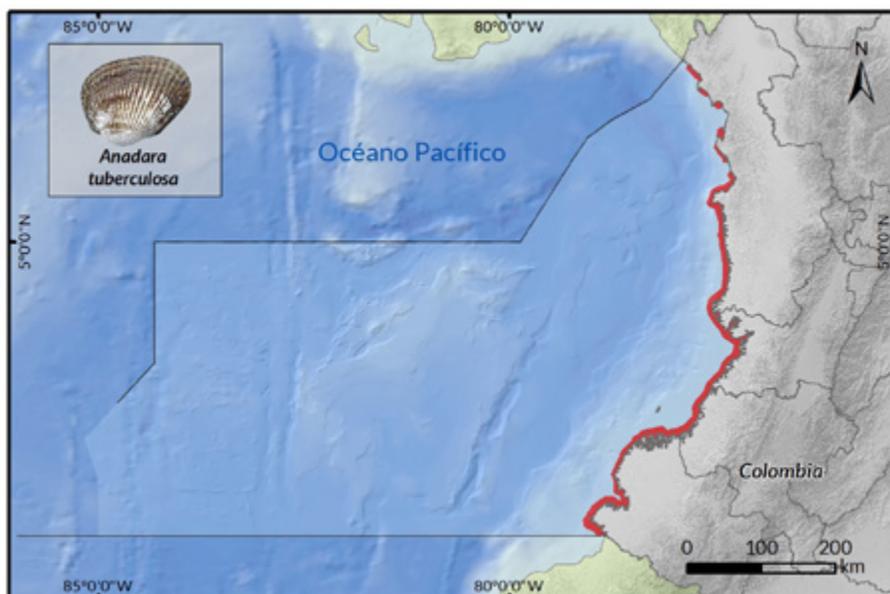
1 ind/m² en el mejor de los casos, lo que se considera evidencia de reducciones poblacionales del 30 % o superiores. Los datos de desembarcos de piangua en la estadística pesquera nacional oficial son más bien inconsistentes, pero muestran en general una tendencia decreciente en los últimos cinco años. Por todo lo anterior se considera adecuado mantener la categoría de Vulnerable bajo el criterio A2d para la piangua *Anadara tuberculosa*.

Diagnosis

Concha grande, 30-70 mm longitud y 27-48 mm diámetro, equivalva, inequilateral, ovalada, gruesa; con 33-37 costillas radiales redondeadas y relativamente juntas; el margen dorsal algo angulado en ambos extremos. Con nódulos o tubérculos sobre las costillas, especialmente en el margen anterior. Periostraco marrón o negro, grueso, fuertemente arrugado, a menudo erosionado en los umbos dejando al descubierto la concha blanca. La charnela es larga, delgada y bastante recta. Bordes internos con fuertes crenulaciones que corresponden a las costillas externas. Concha blanca, con la cavidad umbonal a menudo con un ligero tinte púrpura claro (Gracia y Díaz 2002c).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico americano, desde baja California en México hasta Tumbes en Perú (Keen 1971). Nacional: presente en todo el Pacífico colombiano desde Punta Ardita, en la frontera con Panamá, hasta la frontera con Ecuador (Squires *et al.* 1975, Franco-Vidal 1995), con registros en Arusí, Puerto Abadía, El Pital, Chontal, la bahía de Timbiquí, bahía Málaga, Guapi, Bocón, Cacagual, El Papayal, Mosquera, el Bajo Baudó, y Buenaventura. Ámbito de profundidad: 0-5 m (Poutiers 1995).



Población

Anadara tuberculosa es la especie más representativa del recurso piangua en Colombia, con alrededor de un 90 % del total, el resto corresponde a *Anadara similis* (Caicedo 2017). Existen varios trabajos que presentan estimaciones de densidad de la piangua en diferentes localidades del Pacífico colombiano, los cuales muestran una gran variabilidad en densidad poblacional entre localidades y años, y una tendencia general hacia la disminución del recurso.

Históricamente se reportaban densidades entre 1-4 ind/m² para varios sectores de la costa pacífica colombiana (Squires *et al.* 1975, Bolívar 1984, Franco-Vidal 1995). Squires *et al.* (1975) con base en tasas de recolección estimó una abundancia de 1 piangua/m² cerca de Buenaventura, y cita un informe no publicado de Estevez (1972) que estimó una abundancia de 1-4 ind/m². Bolívar (1984) calculó densidades de 1-3 ind/m² cerca de Buenaventura. Haskoning (1986) determinó una densidad de 1-3 ind/m² para Salahonda en Nariño. Franco-Vidal (1995) estimó densidades promedio de *A. tuberculosa* de 3,8 ind/m² en los manglares de la ensenada de Utría, con un máximo de 16 ind/m², atribuyendo estos altos valores a la protección que confiere el Parque Nacional Natural Utría.

Posteriormente, Lucero y Cantera (2008) reportaron densidades de 0,05 ind/m² en el Cauca. Para dos sectores de Nariño donde se aprovecha el recurso piangua, Espinosa *et al.* (2010) con muestreos independientes de la pesquería hallaron densidades variables, pero en general los promedios fueron menores a 1 ind/m², y las tallas promedio fueron 4,36 cm y 4,23 cm, con un 85 % de los individuos por debajo de la talla mínima de captura reglamentada (5 cm). Lucero *et al.* (2012) reportaron densidades de 0,64 ± 0,13 ind/m² para *A. tuberculosa* en Bahía Málaga, y una talla media de captura de 45,76 ± 6,39 mm, con cerca del 79 % de las capturas por debajo de la talla reglamentaria, lo cual sugiere que el recurso está sobreexplotado.

Los datos muestran en general que la piangua es un recurso pesquero artesanal que presenta una progresiva disminución, debido a la falta de manejo en el uso del recurso y a la sobreexplotación motivada por una alta demanda. Por ejemplo, González (2006) estimó reducciones en la captura de piangua alrededor del 80 % entre los años 1970 al 2005. Lucero *et al.* (2012) estimaron reducciones hasta del 60 % en las capturas para el sector de Bahía Málaga, en el Valle del Cauca.

Ecología

La piangua habita en estrecha relación con las raíces del mangle rojo *Rhizophora* sp., por lo general enterradas hasta los 35 cm de profundidad en el fango, muy rara vez semienterradas o expuestas, en la zona mesolitoral. *Anadara tuberculosa* comparte hábitat con otros moluscos bivalvos de interés como la piangua macho *Anadara similis*, y la chiripiangua *Protothaca asperrima* y *P. grata* (Contreras y Cantera 1978, Lucero *et al.* 2012). Las pianguas se alimentan de detritus, y por lo general evitan las áreas desprovistas de cubierta vegetal (Betancourth y Cantera 1978, Álvarez-León y Bravo-Pazmiño 1998).

Anadara tuberculosa se considera una especie gonocórica, aunque se ha reportado presencia de individuos hermafroditas (Pérez-Medina 2005, Lucero-Rincón *et al.* 2013, Panta-Vélez *et al.* 2020), y Lucero *et al.* (2021) con base en datos de frecuencia y distribución de individuos hermafroditas sugieren que la especie es un hermafrodita protándrico, que puede producir gametos masculinos y femeninos de manera simultánea. Las hembras son en general más abundantes que los machos, con



proporciones sexuales de hasta 2,46:1 para Colombia, y de hasta 2,57:1 en Ecuador (Lucero-Rincón *et al.* 2013, Flores y Lincadeo 2010).

Borda y Cruz (2004a) estudiaron el ciclo reproductivo de la especie en la ensenada de Tumaco, encontrando que la piangua se reproduce todo el año, con una época principal de maduración en noviembre y febrero. Después de la eclosión las larvas son planctónicas y duran 23-31 días en aguas oceánicas, pasando por cuatro fases: trocófora, veliger o charnela recta, larva con umbo y larva oculada o pediveliger. Esta última retorna al manglar aprovechando las corrientes y cambios de marea, donde ocurre el asentamiento. Los juveniles (18-30 mm) tienen una duración de 6 meses, reclutando a la pesquería entre los 6-10 meses. Eventos de máximo reclutamiento se observaron en mayo, agosto y diciembre. La talla media de madurez (40-47 mm) se alcanza a los 12 meses en general (Borda y Cruz 2004a), pero esa talla varía entre localidades. Franco-Vidal (1995) encontró individuos de la especie en estado reproductivo a partir de 30 mm de longitud en los manglares de Utría. Algunos consideran la especie como de rápido crecimiento, alcanzando la talla comercial (50 mm) a los 18-24 meses (Campos *et al.* 1990).

En Tumaco y Bahía Málaga la especie recluta entre abril-marzo; en el resto del Pacífico el reclutamiento se da entre junio-septiembre. Durante todo el año se encuentran individuos maduros con desoves simultáneos, lo que garantiza la presencia constante de larvas y juveniles (Lucero-Rincón *et al.* 2013).

Entre los principales depredadores, no humanos, de *A. tuberculosa* figuran el gasterópodo *Cymatium amictoides*, así como especies de los géneros *Natica*, *Thais* y *Bedevela*, que suelen depredar en general sobre el género *Anadara* (Borda y Cruz 2004b).

Usos

Entre los moluscos marinos la piangua es el recurso más explotado en la costa del Pacífico colombiano, con demanda local, regional, e internacional (Ecuador), siendo en consecuencia un recurso económico y de subsistencia clave para las comunidades costeras del Pacífico colombiano. Hacia el año 2004 unas 30.000 familias se dedicaban a la extracción de piangua en Colombia, con capturas estimadas entre 55-300 millones de conchas al año solamente en el departamento de Nariño (Puentes 1997, WWF 2005). La comercialización nacional demanda entre el 15-20 % de la producción total, el resto de la captura se exporta al Ecuador (Borda y Cruz 2004c).

La carne de la piangua se prepara y consume de diversas maneras, y es muy apetecida en la cocina tradicional de las comunidades afroamericanas del Pacífico (Lucero *et al.* 2012).

Las conchas se extraen en faenas que son realizadas durante cuatro o cinco días a la semana, a razón de cuatro a seis horas por día, a través de todo el año; disminuyendo un poco la actividad durante la época lluviosa (abril-mayo y septiembre-octubre) (Gracia y Díaz 2002c). La piangua se extrae a mano por mujeres y niños principalmente, en los pozos que se forman entre las raíces de mangle cuando baja la marea.

Amenazas

La principal amenaza para *Anadara tuberculosa* en el Pacífico colombiano es la colecta no regulada del recurso piangua, conformado principalmente por esta especie, siendo el molusco más explotado

en Colombia, actividad motivada por una gran demanda en el mercado local sumada a la demanda de piangua desde el Ecuador (Álvarez-León y Bravo-Pazmiño 1998).

En todo el Pacífico colombiano se ha reportado una disminución en la talla y en la abundancia de la piangua, que se ha asociado con cambios en el manejo tradicional y en la comercialización del recurso, por ejemplo, las épocas de colecta, extensión de jornadas de concheo, aumento de piangueras, cambios en el precio y en la unidad de venta (Delgado *et al.* 2010). Hacia el año 2011 algunos autores consideraban la piangua como un recurso sobreexplotado, con las capturas registradas superando el rendimiento máximo sostenible de la especie en algunas localidades (Gil-Agudelo *et al.* 2011).

La disminución en la densidad poblacional asociada con la alta tasa de explotación, se va agravada por el hecho que un elevado porcentaje de la captura (alrededor del 80 %) está por debajo de la talla mínima legal en Colombia (50 mm), que a su vez se relaciona con la talla media de reproducción (Espinosa *et al.* 2010, Lucero *et al.* 2012). Otras amenazas son el progresivo deterioro del manglar que es hábitat esencial de la especie, por tala y contaminación principalmente (Palacio 2008, Lucero *et al.* 2012).

Medidas de conservación tomadas

Mediante la resolución 539 del 2000 el INPA estableció la talla mínima de captura en 50 mm, un valor superior a la talla media de madurez. Los Parques Nacionales Naturales Utría, Uramba-Bahía Málaga y Sanquianga, aportan a la conservación de la especie mediante el manejo y conservación de los manglares que son su hábitat esencial. En el Parque Sanquianga, un área clave para la conservación y aprovechamiento de la piangua, se han implementado acuerdos de manejo que incluyen vedas temporales, y la rotación de los bancos de piangua (Espinosa *et al.* 2010). En el sur del Chocó, algunos acuerdos comunitarios incluyeron el control de la talla mínima de captura, vedas temporales, rotación de las áreas de extracción, y establecimiento de viveros experimentales (Villa *et al.* 2009).

Medidas de conservación propuestas

Para garantizar la sostenibilidad del recurso piangua y el bienestar de las comunidades que lo aprovechan, se requiere la implementación de planes de manejo y comercialización en toda la costa Pacífica colombiana, que involucren un diálogo permanente entre las comunidades usuarias del recurso y las autoridades ambientales y pesqueras.

El monitoreo continuo de la pesquería de la piangua a lo largo de la costa es clave para generar la información necesaria para hacer un manejo adaptativo del recurso, que incluya la revisión periódica de la reglamentación pesquera.

El mantenimiento de poblaciones viables de piangua depende de la conservación del manglar, por lo tanto, avanzar hacia la conservación del ecosistema es clave con medidas de conservación basadas en áreas, con proyectos de restauración, y con planes de manejo y conservación del ecosistema que involucren un fuerte componente social.

Autoría

Luis Alonso Zapata, Julian Caicedo y Luis Chasqui.

Anomalocardia flexuosa

(Linnaeus, 1767)



Taxonomía

Orden Venerida Gray, 1854

Familia Veneridae Rafinesque, 1815

Nombre común

Chipi-chipi

Sinonimia

Anomalocardia brasiliana (Gmelin, 1791)

Anomalocardia rugosa Schumacher, 1817

Cytherea flexuosa Lamarck, 1818

Cytherea lunularis Lamarck, 1818

Venus brasiliana Gmelin, 1791

Venus flexuosa Linnaeus, 1767

Venus punctifera G.B. Sowerby II, 1853

Categoría Nacional

Vulnerable VU B2bc

Justificación

Anomalocardia flexuosa es un bivalvo habitante de sistemas estuarinos en el Caribe colombiano, que hacia el año 2000 alcanzó abundancias muy altas, pero debido a la sobreexplotación del recurso y el endulzamiento de las aguas por la alteración del sistema hídrico en lugares como la CGSM y la bahía de Cispatá, virtualmente desapareció durante un periodo de tiempo. Esos dos sistemas de humedales se cree que son los principales sitios de agregación de la especie, y su extensión combinada no alcanza los 800 km², siendo razonable suponer que el área de ocupación de la especie en Colombia es menor a 2.000 km². Considerando lo anterior, sumado a la fluctuación poblacional extrema y la reducción continua en la extensión y calidad del hábitat, se le asigna la categoría Vulnerable (VU) bajo el criterio B2bc.

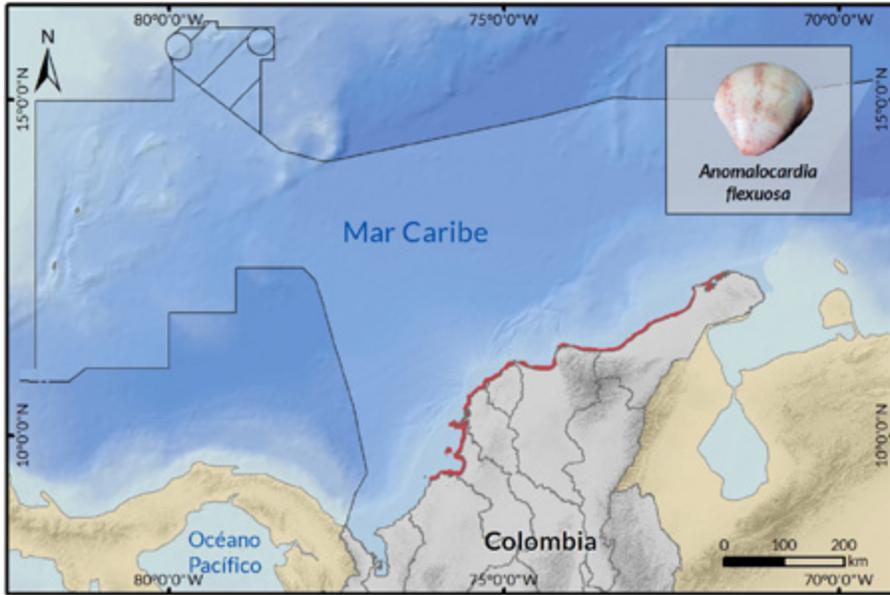
Diagnosis

Concha pequeña a mediana (34 mm), inflada, triangular, con un incipiente rostrum posterior, márgenes dentellados; superficie exterior con amplios pliegues concéntricos ondulados, atravesados por finos ribetes radiales, charnela con tres dientes cardinales en una o ambas valvas, valva izquierda sin diente lateral, margen interno con crenulaciones. Color amarillento con líneas radiales púrpura o motas marrón, interior blanco, huellas musculares teñidas de azul (Díaz y Puyana 1994).

Distribución geográfica

Global: en el Mar Caribe y costa continental de Suramérica hasta Uruguay (Díaz y Puyana 1994). Nacional: desde el Golfo de Urabá hasta la frontera con Venezuela y áreas insulares (Díaz y Puyana 1994, Domènech et al. 2008, Merchán 2010). Registrada en el golfo de Morrosquillo, cerca de

Puerto Colombia (Morro Hermoso), en la isla de Salamanca, en bahía Neguange, y en bahía Portete (INVEMAR-SIBM 2021). Ámbito de profundidad: 0,3-5 m (Rosenberg 2009).



Población

Existen pocos estudios poblacionales para la especie en el país. Hawkins-Pallares (1973) registró una abundancia de 32 ind/m² para la Ciénaga de La Virgen en Cartagena. En la bahía de Cispatá se registró una disminución del recurso, que pasó de presentar una captura de 1,75 t en diciembre de 2000 a 0,28 t en mayo de 2001 (CVS et al. 2003). Noriega (2008) encontró en la misma zona densidades promedio de 358,9 ± 16,3 ind/m², con valores que alcanzaron los 635,2 ± 39 ind/m² en la ciénaga La Honda. Finalmente, Merchán (2010) evaluó la abundancia de la especie en la bahía de Cispatá, reportando la mayor abundancia en el sitio La Honda con 1.063,1 ± 131,7 ind/m², seguido de El Hoyo con 187,1 ± 9,5 ind/m², y finalmente el sitio Gorito con 132,7 ± 7,7 ind/m². La especie fue más abundante en la época de lluvias.

Ecología

El chipi-chipi habita en fondos fangosos o areno-fangosos, en áreas protegidas de la acción de las olas y corrientes en las zonas intermareal e infralitoral (Boehs y Magalhães 2004), donde puede ser localmente abundante debajo del nivel del mar y hasta unos 3-5 m de profundidad (Díaz y Puyana 1994). Se caracteriza por ser euritérmica y eurihalina, presentando una gran resistencia a la deficiencia de oxígeno (Schaeffer-Novelli 1980), siendo capaz de sobrevivir hasta 240 horas en condiciones de anoxia (Hiroki 1971) y a una temperatura límite de 42 °C (Read 1964). Se alimenta principalmente de flagelados, foraminíferos, diatomeas y fragmentos de algas, por lo que ha sido catalogada como una especie omnívora (Hawkins-Pallares 1973).



Un estudio en Cartagena ubicó los periodos de desove en los meses de abril, junio y septiembre (Hawkins-Pallares 1973). Merchán (2010) estableció el desove de la especie en la bahía de Cispata durante abril, mayo, octubre y noviembre.

Usos

La carne se utiliza para el consumo humano en Colombia. Anteriormente la especie se comerciaba a nivel nacional, pero dada la escasez del recurso actualmente solo se vende y consume localmente.

Amenazas

Las principales amenazas para *A. flexuosa* son la sobrepesca, el detrimento de la calidad del hábitat por el endulzamiento de las aguas, que es generado en parte por las alteraciones en los flujos de agua al interior de los complejos de ciénagas. Los casos más severos con respecto al detrimento del hábitat se han registrado en la Ciénaga Grande de Santa Marta y en la bahía de Cispata, donde la especie desapareció por varios años. Se cree que la sobreexplotación del chipi-chipi llevó a una notable disminución de la población de *A. flexuosa* a comienzos del siglo, que para el sector de Cispata pasó de una producción de 1,75 t en diciembre del 2000 a 0,28 t en mayo del 2001 (CVS *et al.* 2003).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna específica para la especie a nivel nacional. En el sector de Cispata la CVS estableció una veda para el recurso por dos años en 2001 (CVS *et al.* 2003).

Medidas de conservación propuestas

Las evaluaciones poblacionales de esta y otras especies de chipi-chipi, así como el monitoreo de la pesca, son acciones necesarias para definir medidas de manejo en las localidades donde se aprovecha el recurso, como pueden ser el establecimiento de periodos de veda, y tallas mínimas de captura, entre otras.

Autoría

Andrés Merchán y Luis Chasqui.

Cittarium pica

(Linnaeus, 1758)



Taxonomía

Orden Trochida
Familia Tegulidae Kuroda, Habe & Oyama,
1971

Nombre común

Burgao, Burgao antillano, Cigua, Whelks o
Wilks

Sinonimia

Livona pica (Linnaeus, 1758)
Trochus (Livona) picoides Gould, 1853
Trochus picoides Gould, 1853
Turbo pica Linnaeus, 1758

Categoría Nacional

En Peligro EN B1ab

Nota taxonómica

El gasterópodo *Cittarium pica* es la única especie existente en la actualidad del género *Cittarium* Philippi, 1847 (Williams *et al.* 2010, MolluscaBase 2022a). Anteriormente, éste era reconocido dentro del orden Archaeogastropoda (Thiele, 1925) y la familia Trochidae (Rafinesque, 1815); sin embargo, esta clasificación taxonómica ha cambiado notablemente debido al progreso en la investigación a nivel de





filogenia y sistemática molecular. Previamente, Thiele (1925) incluyó los órdenes Archaeogastropoda, Mesogastropoda y Neogastropoda en la subclase Prosobranchia; clasificación que prevaleció durante el resto del siglo XX. Actualmente, Archeogastropoda y Mesogastropoda son refutados como 'representaciones alternas no aceptadas', debido a que son taxones parafiléticos y no se reconocen actualmente como grupos independientes, de modo que no incluyen todos los descendientes del ancestro común más reciente (Bieler 1992, Ponder y Lindberg 1997, Aktipis *et al.* 2008, Lindberg 2008, Aktipis y Giribet 2010, MolluscaBase 2022a). Las familias inicialmente incluidas en Archeogastropoda ahora se distribuyen en diferentes subclases, una de las cuales es Vetigastropoda (Salvini-Plawen, 1980), a la cual fue asignado el orden Trochida, que comprende a la superfamilia Trochoidea (Rafinesque, 1815), dentro de la cual, además de las familias Trochidae y Turbinidae (Rafinesque, 1815), fue reubicada como un clado independiente la familia Tegulidae (Kuroda, Habe & Oyama, 1971). Tegulidae era conocida anteriormente como la subfamilia Tegulinae (Kuroda, Habe & Oyama, 1971), constituyendo así este último nombre un sinónimo de Tegulidae (MolluscaBase 2022a). Tegulinae estaba previamente incluida en la familia Turbinidae (Rafinesque, 1815; Bouchet *et al.* 2005). Williams *et al.* (2008) por medio de análisis moleculares ubicaron a *C. pica* dentro de Tegulinae; sugiriendo además que Tegulinae podría ser considerada como un grupo distinto, tanto de Trochidae como de Turbinidae, pero más cercanamente relacionado con éste último. Posteriormente, Williams *et al.* (2010) afirmaron que esta especie no pertenece a la familia Trochidae; mientras que Bouchet *et al.* (2017) después de varias re-estructuraciones sistemáticas fundamentadas en varios estudios, excluyeron a Tegulinae de Turbinidae y la reposicionaron como la familia Tegulidae, en donde se encuentra ubicado *C. pica* actualmente (Bouchet *et al.* 2017, MolluscaBase 2022a).

Justificación

Cittarium pica es una especie de caracol del Caribe que habita exclusivamente el litoral rocoso, un ambiente que en el Caribe colombiano tiene una extensión aproximada de 1.600 km en una franja menor a 100 m, por lo que su área de ocupación en Colombia se estima menor a 500 km². Además, existe evidencia de estudios moleculares que sugieren poblaciones fragmentadas (Díaz-Ferguson *et al.* 2010, Narváez-Barandica 2022). La especie está sometida a explotación pesquera a nivel artesanal, para el consumo de su carne y uso de la concha. Se sospecha una disminución continua en el número de individuos maduros, pues monitoreos en los últimos años en dos localidades muestran que más del 80 % están por debajo de la Talla Media de Madurez. Lo anterior lleva a considerar a *Cittarium pica* como una especie amenazada en la categoría En Peligro, elevando su categoría de amenaza que para el 2002 se consideró Vulnerable.

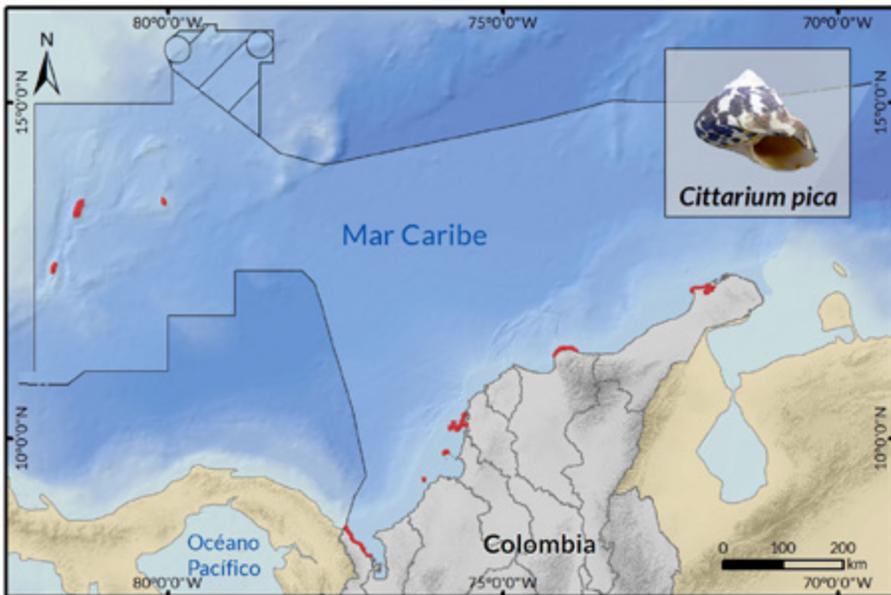
Diagnos

Concha grande (180 mm), pesada y moderadamente ornamentada, fuerte, nacarada, con la superficie áspera. Manchada con líneas azul oscuro sobre la base blanca. Presenta ocho a nueve giros. Superficie externa de la concha ondulada, con protuberancias pequeñas e irregulares; ornamentación axial consistente en líneas de crecimiento finas y algo oblicuas. En ejemplares vivos con conchas erosionadas, los primeros cinco giros se encuentran desgastados, y presentan una coloración blanca. Columnela e interior de la abertura satinadas con un color blanco iridiscente. Abertura subcircular. Labrum simple, ligeramente engrosado dentro de la abertura. Ombligo redondo, grande y muy profundo, con

un diente en la base; opérculo circular, multiespiral y córneo, ligeramente cóncavo, de color blanco amarillento con grandes manchas negro-púrpura. Ausencia de periostraco (Gracia y Díaz 2002d).

Distribución geográfica

Global: se distribuye ampliamente en la región centro-septentrional del Gran Caribe, desde los Cayos de la Florida y las Antillas Mayores hasta la costa norte de Sur América (Robertson 2003). Nacional: de manera discontinua a lo largo de la costa Caribe continental, desde Cabo Tiburón en el Urabá chochoano hasta La Guajira, y en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Osorno *et al.* 2009). Un estudio sobre la explotación, usos y estado actual de *C. pica* en la costa colombiana encontró que la distribución efectiva de la especie es menor a 130 km de litoral, repartidos en los sectores del Urabá chochoano, Isla Fuerte, Cartagena e Islas del Rosario, Santa Marta y el PNN Tayrona, y La Guajira (Osorno y Díaz 2006). Al incluir las islas oceánicas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, el área de distribución en Colombia aumenta a 326 km de litoral (CORALINA 2016).



Población

En el 2005 se estimó una densidad bruta de *Cittarium pica* en el Caribe colombiano de $3,82 \pm 0,65$ ind/m², y una densidad ecológica de $5,38 \pm 0,82$ ind/m², llegándose a registrar densidades mayores a 16 ind/m² en algunos sectores de Cartagena, Santa Marta y el Urabá Chocoano (Osorno 2005, Osorno y Díaz 2006).

Para el Urabá chochoano, Osorno (2005) reportó una densidad promedio de $4,7 \pm 3,1$ ind/m². Posteriormente, Correa *et al.* (2012) reportaron densidades de $5,4 \pm 6$ ind/m² en la misma región. Ambos estudios concluyen que la abundancia está influenciada por el gradiente de salinidad, siendo menor en lugares cercanos a las desembocaduras de los ríos.



Para Santa Marta y el PNN Tayrona la densidad promedio estimada por Osorno (2005) fue de $4,05 \pm 1,48$ ind/m², con valores en el Tayrona de hasta $19,23$ ind/m² (playa Guapa). Un estudio reciente en ese parque estimó una densidad promedio de $2,65 \pm 4,76$ ind/m² (Daza-Guerra 2016, Daza-Guerra *et al.* 2018). Osorno (2005) estimó densidades de $5,43 \pm 3,13$ ind/m² en Cartagena y el PNN Corales del Rosario y San Bernardo, de $1,65 \pm 1,58$ ind/m² en Isla Fuerte, y de $3,27 \pm 3,13$ ind/m² para La Guajira.

Osorno *et al.* (2012) reportaron densidades promedio entre $1,27 \pm 0,39$ ind/m² y $6,97 \pm 0,97$ ind/m² en la isla de San Andrés, y entre $0,17 \pm 0,1$ ind/m² y $6,93 \pm 1,19$ ind/m² en las islas de Providencia y Santa Catalina. Además, ellos encontraron poblaciones de *C. pica* en el Archipiélago constituidas por animales pequeños, pues el 82 % tuvieron conchas menores a 40 mm de longitud.

En 2016, CORALINA estimó la densidad promedio de *C. pica* para San Andrés en $2,6 \pm 3,3$ ind/m², con valores entre $0,1 \pm 0,3$ ind/m² y $4,8 \pm 6,6$ ind/m². Posteriormente, Rico-Mora *et al.* (2017) reportaron una densidad promedio de $3,57$ ind/m², lo que sugiere una disminución progresiva de la densidad poblacional de la especie en San Andrés.

Monitoreos de Whelks realizados en 2008, 2009, 2012 y 2013, por personal del PNN Old Providence McBean Lagoon, muestran una caída progresiva en la densidad poblacional, con valores promedio de 1,09; 0,7; 0,2 y 0,5 ind/m², respectivamente. Las tallas promedio calculadas fueron 43,9; 29,7; 83,3 y 24,5 mm durante los mismos años, respectivamente (45,4 mm en promedio) (Cano-Correa *et al.* 2016), con el 40 % de los individuos por debajo de la TMM estimada en 58,64 mm (Osorno *et al.* 2009).

Ecología

Cittarium pica es el gasterópodo que alcanza mayor talla en la zona intermareal del litoral rocoso del Caribe. Es un importante herbívoro-detritívoro y un gran consumidor de microalgas (biofilms) y ciertas macroalgas en zonas donde éstas predominan (McLean 1967, Velasco *et al.* 2019a, Velasco *et al.* 2019b, Daza-Guerra *et al.* 2020). La Cigua es fuente de alimento de otros gasterópodos y de pulpos, y su concha es usada por varias especies de cangrejos ermitaños (Robertson 2003, Osorno 2005, Velasco y Barros 2017).

Entre los factores abióticos que determinan la presencia y desarrollo de poblaciones prolíficas de *C. pica* destacan la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, intensidad del oleaje, pendiente y tipo de sustrato. Normalmente se encuentra en aguas con temperaturas entre 26-34 °C, siendo un factor condicionante en la distribución geográfica de la especie (Flores y Cáceres 1984, Robertson 2003, Osorno 2005, Velasco y Barros 2017).

El Burgao puede habitar diferentes tipos de sustrato rocoso en cuanto a su naturaleza y origen (Robertson 2003), y hasta el momento no se han documentado preferencias particulares de la especie; sin embargo, en el Caribe continental colombiano se ha observado que las rocas sedimentarias bioclásticas consolidadas, favorecen una mayor densidad poblacional que las rocas sedimentarias litoclásticas (areniscas de playa), y las metamórficas (Osorno *et al.* 2009). Para el caso del Archipiélago de San Andrés, *C. pica* habita en litorales constituidos por rocas ígneas extrusivas (volcánicas) y sedimentarias bioclásticas (coralinas), tanto en terrazas compactas, como en litorales rocosos compuestos por

cantos y bloques que presentan diferentes tipos de pendientes, desde planas hasta muy empinadas (Osorno y Gil 2009).

La movilidad de este caracol es extremadamente baja, los adultos se trasladan menos de 100 m en seis meses. Experimentos de marcaje han mostrado que el recorrido más extenso de caracoles pequeños (<35 mm de longitud) es 14 m aproximadamente (Robertson 2003). Otro determinante de la distribución espacial de *C. pica* es su desarrollo temprano, ya que las larvas presentan una fase planctónica muy corta (2,5-5 días), lo cual limita considerablemente su capacidad de dispersión (Toller y Gordon 2005).

Este caracol puede alimentarse de gran variedad de especies de macroalgas marinas, sin embargo, se ha demostrado cierto grado de selectividad (Castell 1987, Daza-Guerra *et al.* 2020). Características como la textura, no palatabilidad o toxicidad de ciertas algas (Dawes 1981), pueden jugar un papel en la selectividad alimentaria de *C. pica* (Osorno *et al.* 2009); mientras que *C. pica* puede a su vez limitar o promover el crecimiento de algunas macroalgas (e.g. ciertas especies de algas rojas calcáreas; Daza-Guerra *et al.* 2020).

En cuanto a los procesos reproductivos, al parecer los machos de *C. pica* estimulan a las hembras a desovar, y ambos lo hacen impredeciblemente en pozos intermareales del litoral rocoso en el día y en la noche. *Cittarium pica* esparce los huevos y el esperma en el agua, donde ocurre la fertilización (Osorno *et al.* 2009). Velasco y Barros (2018) encontraron que desovan días antes de la luna nueva, siguiendo un patrón endógeno circadiano. En Colombia la especie se reproduce todo el año, con algunos periodos de mayor intensidad (Osorno 2005, Osorno *et al.* 2009). Manotas y Mariano (2000) sugieren dos picos de desove al año, considerando los eventos de reclutamiento de *C. pica* en la Ensenada de Gayraca (PNN Tayrona), con uno mayor entre febrero-marzo y otro menor en julio. Osorno (2005) encontró individuos maduros entre mayo-octubre, y observó desoves en la mayoría de los meses, pero con una intensidad mayor entre agosto-octubre, con un pico en septiembre. El incremento de la temperatura del agua parece tener relación con la temporada de desove de *C. pica* (Osorno 2005).

Usos

Este molusco ha sido usado para consumo humado desde tiempos precolombinos (Osorno y Díaz 2006), y continúa siendo parte de la dieta de pobladores costeros en diferentes regiones de Colombia; igualmente, el burgao es producto de comercialización en sitios como el Urabá Chocoano, Cartagena, Santa Marta y en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Osorno *et al.* 2009). La concha se usa para elaborar artesanías desde antes de 1998 (Quintana 1998), y su uso ha aumentado en el transcurso de la última década, siendo la extracción de nácar uno de los principales usos con fines cosméticos, específicamente en Santa Marta (Osorno 2005, Osorno y Díaz 2006). Se considera que *C. pica* es, después de *Aliger gigas*, el segundo gasterópodo de mayor importancia económica en las Antillas.

La temporada de mayor intensidad y frecuencia de captura de *C. pica* en el Caribe colombiano es entre mayo-octubre, época de lluvias en la región y de baja frecuencia e intensidad de marejadas (Giraldo 1994, IDEAM *et al.* 2002, Osorno 2005, Osorno y Díaz 2006, Lozano y Estrada 2008), situación que facilita la extracción del caracol, principalmente en mayo. En el Archipiélago de San Andrés el

Wilks es extraído durante todo el año, sin embargo, hay picos de colecta en marzo y abril durante la Semana Santa, cuando se consume por tradición en reemplazo de la carne (Osorno y Gil 2009).

Amenazas

La principal amenaza para la especie es la sobreexplotación pesquera, con una tendencia generalizada a la reducción de sus poblaciones en todo el Caribe (Osorno 2005, Osorno y Díaz 2006, Daza *et al.* 2018). Entre las principales causas de reducción poblacional en Colombia se han identificado: 1. aumento en la intensidad de la captura en los últimos años; 2. captura creciente de animales pequeños, que no alcanzan la talla reproductiva; 3. incremento en la demanda de sus conchas para elaboración de artesanías; 4. aumento en las faenas nocturnas, cuando el caracol es más fácil de capturar; 5. incidencia de huracanes; 6. mortandades masivas propiciadas por la influencia de agua dulce en sitios como el Golfo de Urabá; 7. pérdida y degradación del hábitat de la especie como consecuencia del desarrollo costero (Osorno *et al.* 2009).

Además, como amenazas potenciales podemos citar la acidificación oceánica, que puede generar una respuesta inmune baja y depresión metabólica, afectando la actividad física y la reproducción de los caracoles (Neff y Duxbury 2005); el tráfico marino y las actividades asociadas pueden generar contaminación por TBT y derivados del petróleo, los cuales se conoce que pueden afectar a los moluscos gasterópodos (Nagelkerken y Debrot 1995, Bauer *et al.* 1995).

Medidas de conservación tomadas

En el año 2009 se publicó el Plan de Investigación para la Conservación de *Cittarium pica* (Osorno *et al.* 2009), donde se determinó inicialmente la Talla Media de Madurez Sexual (58,64 mm), que es necesaria para establecer la Talla Mínima de Captura. En el proceso de actualización del Plan de Manejo del PNN Old Providence McBean Lagoon 2018-2022, se incluyó al Whelks como uno de los Valores Objeto de Conservación, lo que significa acciones específicas de monitoreo, conservación y recuperación de la especie (M. Cano, com. pers.).

Medidas de conservación propuestas

Considerando que la categoría de amenaza de *Cittarium pica* aumentó de Vulnerable a En Peligro, con respecto a la evaluación publicada por Gracia y Díaz (2002d), y teniendo en cuenta que la principal amenaza para esta especie es la sobreexplotación, se deben aplicar medidas restrictivas urgentes en la explotación de este recurso, junto con vedas, trabajo de educación ambiental y sensibilización a las comunidades usuarias, sobre todo en las zonas con mayor afluencia de turismo y consumo de la especie.

Se recomienda el establecimiento de una Talla Mínima de Captura para *C. pica* entre 60-70 mm de diámetro de concha, favoreciendo la captura en toda el área de distribución de caracoles por encima de la Talla Media de Madurez, estimada en 58,64 mm en Santa Marta y el Parque Tayrona, y en 68,22 mm en Cartagena e Islas del Rosario (Osorno 2005, Osorno *et al.* 2009). De acuerdo con lo anterior, teniendo en cuenta la escasez actual de caracoles que superen la TMC propuesta (excepto en La Guajira), se recomienda vedar la especie en el Urabá chochoano (desde Acandí hasta Cabo Tiburón),

Archipiélagos del Rosario y de San Bernardo, el Parque Tayrona, y la Reserva de Biósfera Seaflower, hasta que el recurso muestre signos de recuperación. De particular importancia es la veda durante el segundo semestre del año, pues los mayores picos de desove se dan entre septiembre-octubre en el Urabá chocono, PNN Corales del Rosario y de San Bernardo, y PNN Tayrona (Osorno 2005, Osorno *et al.* 2009, Correa-Herrera *et al.* 2012). Así mismo, se deben instaurar programas de monitoreo de las poblaciones de burgao (abundancia y tallas), para evaluar la efectividad de la veda y hacer seguimiento de la estructura poblacional a través del tiempo.

Para las poblaciones de *C. pica* en la Reserva de Biósfera Seaflower se estudiar la reproducción, con base en histología gonadal, para corroborar las épocas de desove y la Talla Media de Madurez. Rico-Mora *et al.* (2017) con base en un estudio de reclutamiento ubican el pico reproductivo de la especie en San Andrés entre mayo-julio, probablemente siendo mayor en mayo.

Se recomienda iniciar acciones de monitoreo y de conservación del ecosistema de litoral rocoso en el Caribe colombiano, especialmente en áreas protegidas, por ser el hábitat exclusivo de *C. pica*, con énfasis en las amenazas y posibles modificaciones a ese ecosistema debido a factores antropogénicos. Se debe evitar al máximo la construcción de infraestructura sobre este ecosistema.

La restauración de las poblaciones de este caracol puede en parte apoyarse en su cultivo con fines de repoblamiento. Todas las acciones encaminadas a este tipo de investigación deben ser promovidas e implementadas (ver avances en Velasco *et al.* 2009a, Velasco *et al.* 2009b, Velasco y Barros 2018, Carreño *et al.* 2021).

Las líneas de investigación propuestas en el Plan de Investigación para la Conservación de *Cittarium pica* (Osorno *et al.* 2009) deben implementarse. El desarrollo del Plan puede darse en conjunto con la creación de un Comité a nivel internacional, conformado por investigadores en el tema de todos los países con distribución de esta especie restringida al Caribe.

Autoría

Adriana Osorno, Marcela Cano y Martha Inés García.

Larkinia grandis

(Broderip & G.B. Sowerby I, 1829)



Taxonomía

Orden Arcida Stoliczka, 1871

Familia Arcidae Lamarck, 1809

Nombre común

Sangara, Pata de mula

Sinonimia

Anadara grandis (Broderip y G.B. Sowerby I, 1829)

Anadara larkinii Nelson, 1870

Arca grandis Broderip y G.B. Sowerby I, 1829

Arca quadrilatera G.B. Sowerby I, 1833

Categoría Nacional

Vulnerable VU A2d

Notas taxonómicas

Gracia y Díaz (2002e) incluyeron la especie en el género *Anadara*, pero actualmente es aceptada en el género *Larkinia* (MolluscaBase 2022b). La mención al orden Arcoida por Gracia y Díaz (2002e) pudo ser un error tipográfico.

Justificación

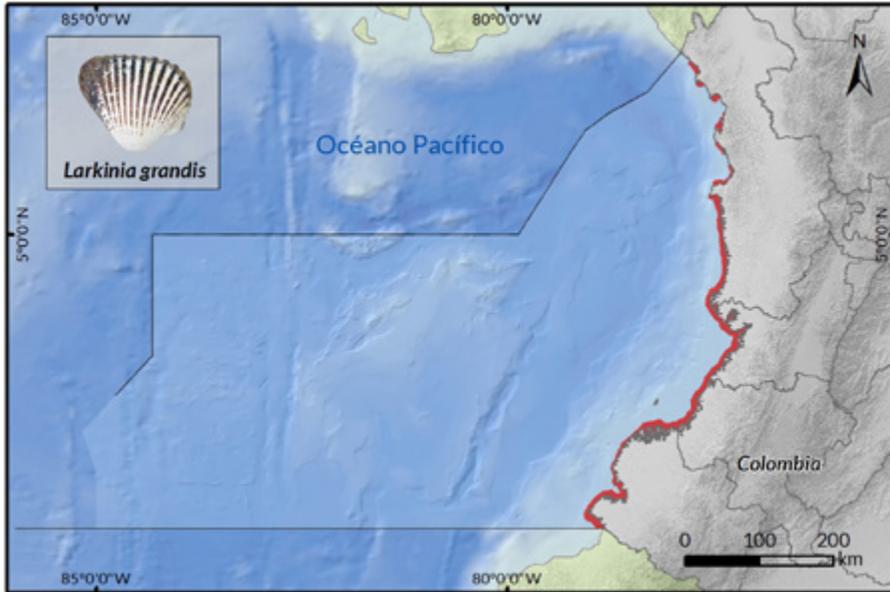
Larkinia grandis es un bivalvo de interés comercial que fue categorizado en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 (con el nombre *Anadara grandis*) como Vulnerable (VU), debido a una aparente sobreexplotación localizada del recurso en varias comunidades de la costa pacífica colombiana. Sin embargo, esa evaluación no se basó en información poblacional o biológica, sino en el criterio de expertos. La información necesaria para evaluar el riesgo de extinción de la especie con ajuste a los criterios de la Lista Roja de la UICN sigue sin existir, no obstante, se considera adecuado mantener la categoría Vulnerable (VU) hasta que nueva información indique la conveniencia de un cambio de categoría, especialmente considerando que la amenaza de explotación continúa.

Diagnos

Concha blanca, cuadrada en sección, elevada, con periostraco oscuro, liso y grueso. La mayoría de la concha es lisa a excepción del declive anterior que está toscamente inclinado. Con cerca de 26 costillas, que se engrosan con la edad hasta que éstas comienzan a ser masivas. Es la especie de arca más grande de la Provincia Panámica, alcanza los 145 mm de longitud, aunque es más común hasta 120 mm (Gracia y Díaz 2002e). Squires *et al.* (1975) mencionan que las más grandes pueden pesar más de un kilogramo.

Distribución geográfica

Global: desde Baja California en México hasta Tumbes en Perú (Keen 1971, Mackenzie 2001). Nacional: presente en las áreas de manglares del Pacífico colombiano, con registros en la ensenada de Utría y otros sitios del Pacífico norte chocoano, en Bahía Málaga, Buenaventura, el Naya, Sanquianga, y Tumaco (Cantera y Contreras 1976, Álvarez-León y Bravo-Pazmiño 1998).



Población

Aunque no existe información poblacional para la especie en Colombia, se le considera menos abundante que las especies de *Anadara* (Mackenzie 2001). Sin embargo, en localidades puntuales puede ser abundante, por ejemplo, en los planos lodosos y en los canales formados por los manglares, en los sectores de Bahía Málaga y la bahía de Buenaventura (Rascos *et al.* 2004).

Ecología

Habita terrenos fangosos, principalmente en zonas sublitorales y mesolitorales desprovistas de vegetación (Cantera y Contreras 1976). En el borde externo del manglar, en zonas tranquilas y someras, cruzadas por canales de agua permanente en marea baja. Los animales se entierran en el sedimento hasta más de 10 cm de profundidad. Son comunes durante todo el año, pero su presencia parece reducirse un poco hacia la época de lluvias en abril-mayo y septiembre-octubre (Gracia y Díaz 2002e).

Usos

La sangara se consume localmente en bahía Málaga, donde adicionalmente se aprovechan las conchas para la fabricación y venta de artesanías (J. Cantera, obs. pers.). Esos usos de la especie en Colombia fueron reportados por Squires *et al.* (1975) desde hace casi medio siglo.



Amenazas

La principal amenaza para la especie en Colombia es la alta explotación artesanal en las localidades donde abunda (Álvarez-León y Bravo-Pazmiño 1998). Por ejemplo, las grandes acumulaciones de conchas debajo y alrededor de las viviendas en algunos sectores de Bahía Málaga, con profundidades hasta de un metro, son una clara evidencia de una explotación sostenida en el tiempo. Mackenzie (2001) escribe que la especie es explotada en gran parte de su rango de distribución, y que su abundancia ha disminuido en las últimas décadas.

Dada su importancia alimenticia, la carne de sangara alcanza un elevado valor comercial, encontrándose que aparentemente no hay discriminación de tallas en el mercado, lo que hace suponer que la colecta no es selectiva; ésta es realizada artesanalmente en su gran mayoría por mujeres y niños en localidades como Bahía Málaga (Gracia y Díaz 2002e).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Utría, Uramba-Bahía Málaga y Sanquianga protegen parte de su ámbito de distribución en el país. También, las áreas protegidas DRMI Golfo de Tribugá-Cabo Corrientes, DRMI Encanto de los Manglares del Bajo Baudó, y el DNMI Cabo Manglares Bajo Mira y Frontera contribuyen al manejo y conservación del hábitat de la sangara y otras especies de importancia para las comunidades del Pacífico colombiano.

Medidas de conservación propuestas

Para realizar la evaluación de riesgo de extinción de la especie con ajuste a los criterios de la Lista Roja de la UICN se deben estudiar la historia natural y la dinámica poblacional de la especie. La información sobre el ciclo reproductivo y la estructura de tallas es clave para definir medidas de manejo del recurso, como vedas temporales y tallas mínimas de captura.

Autoría

Jaime Cantera, Carlos Lucero, Luis Alonso Zapata y Luis Chasqui

Muracypraea mus

(Linnaeus, 1758)



Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Familia Cypraeidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Caracol de porcelana (Venezuela), Mouse cowry.

Sinonimia

Cypraea mus Linnaeus, 1758
Siphocypraea mus (Linnaeus, 1758)

Categoría Nacional

Vulnerable VU D2

Justificación

Muracypraea mus es una especie con distribución restringida a Colombia y Venezuela. En Colombia se conoce de Turbo, Cartagena y La Guajira, pero solo a partir de especímenes recolectados el siglo pasado; los registros recientes en Colombia se limitan a La Guajira. Passamonti (2015) resalta que esta especie presenta desarrollo directo, con una capacidad de dispersión limitada y por ende una distribución restringida a el golfo de Venezuela y la península de La Guajira. En la evaluación de riesgo publicada en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 se le categorizó como Vulnerable (VU) por su distribución restringida, a pesar que no se identificó una amenaza específica inminente, ni se evaluaron cambios poblacionales por ausencia de datos. Aunque no existe nueva información, los expertos consideran que el creciente deterioro de los ecosistemas marinos someros



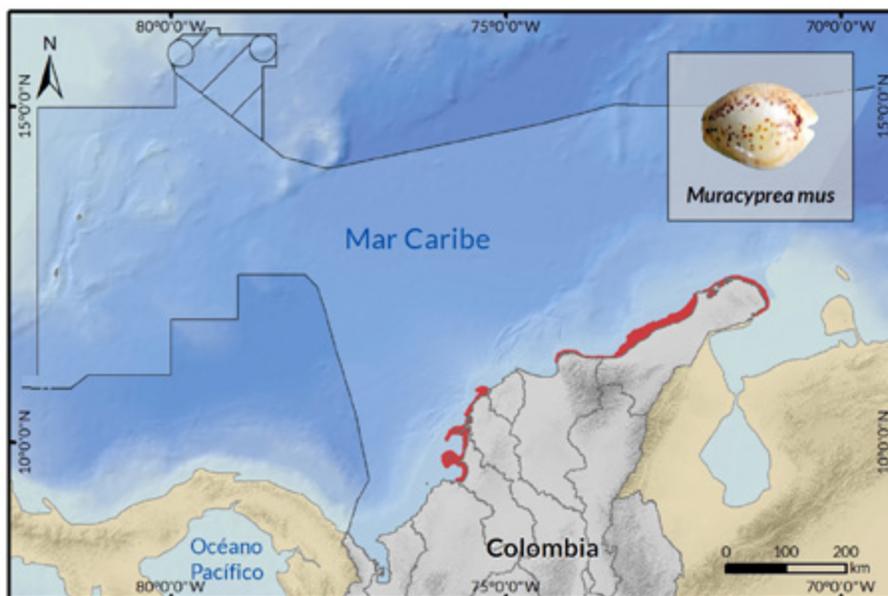
es una amenaza real para una especie aparentemente escasa y tan estrechamente distribuida como *M. mus*, por lo tanto, se considera apropiado mantener la categoría de riesgo Vulnerable (VU) para la especie en Colombia bajo el mismo criterio D2.

Diagnos

Concha gruesa, inflada, de tamaño mediano, que alcanza los 67 mm de longitud, con una base convexa y un contorno cuadrado. El margen es casi siempre más grueso, haciendo que la concha parezca deforme. Presenta una coloración gris-ratón, con puntos dorsales marrón oscuro usualmente fusionados en manchas (Gracia y Díaz 2002f).

Distribución geográfica

Global: se distribuye en el Caribe sur en la costa continental de Colombia y Venezuela (Coomans 1963, Rosenberg 2009, Passamonti 2015). Nacional: existen especímenes de *M. mus* recolectados en Turbo, Cartagena (localidad tipo), y La Guajira (Coomans 1963, Rosenberg 2009, GBIF 2022a).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia.

Ecología

Es localmente común en fondos de arena vegetados con *Thalassia* en aguas poco profundas y claras. Se reporta un rango de 0-20 m de profundidad (Díaz y Puyana 1994, Rosenberg 2009).

Usos

Las conchas de *M. mus* tienen algún valor comercial para coleccionistas en algunos países; es posible encontrar ofertas en la internet entre 20-140 dólares (e.g. <https://www.shellbrothers.be/>; www.ebay.com, <http://www.shellauction.net/>. 23-08-2022).

Amenazas

Por su distribución restringida la especie es sensible a eventos estocásticos que perturben su hábitat esencial, así como al deterioro de las zonas costeras donde habita, como consecuencia del desarrollo costero y estresores relacionados con el cambio climático global.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, el Parque Nacional Natural Portete-Kaurrele protege parte de su distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Se requiere investigación para evaluar el estado poblacional de la especie, así como el efecto de los posibles factores de amenaza a lo largo de su reducido ámbito de distribución.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Polymesoda arctata

(Deshayes, 1855)



Taxonomía

Orden Venerida Gray, 1854
Familia Cyrenidae Gray, 1840

Nombre común

Almeja, Guacuco de marjal esbelto, Slender marsh clam

Sinonimia

Cyanocyclus regalis (Prime, 1865)
Cyrena arctata Deshayes, 1855
Cyrena regalis Prime, 1865

Categoría Nacional

En peligro EN A2cde

Justificación

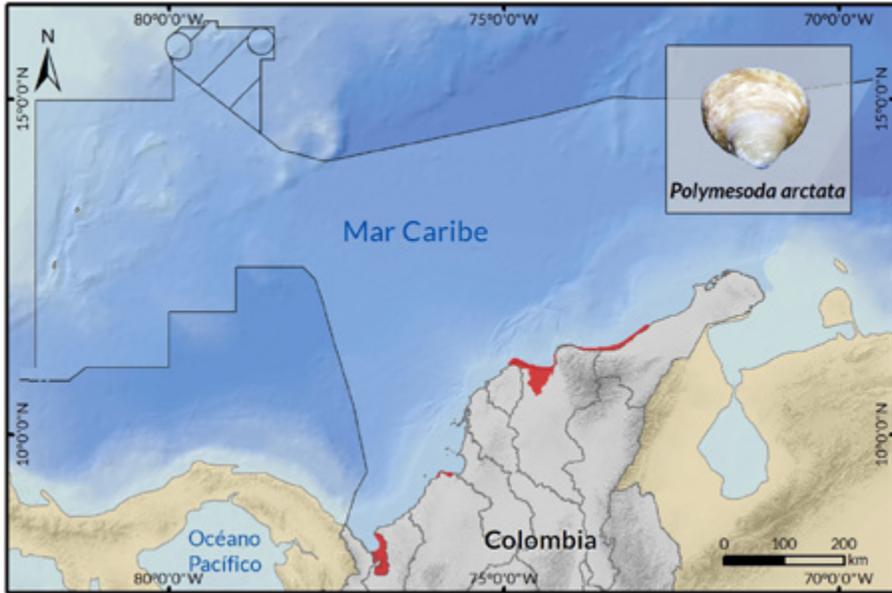
Polymesoda arctata es un molusco bivalvo estuarino, que fue categorizado en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 como Vulnerable (VU), debido a una posible reducción poblacional por sobreexplotación y pérdida de hábitat en lugares como la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), donde desde la década de los 80 se consideró localmente extinta (Gracia y Díaz 2002g). Sin embargo, algunos trabajos indicaron presencia de la especie (registrada como *Polymesoda solida*) en ciénagas del sector noroccidental del Vía Parque Isla de Salamanca-VIPIS. La especie es objeto de presión pesquera actualmente en el VIPIS, con un evidente descenso de su producción, de acuerdo a datos del monitoreo pesquero (INVEMAR 2018). El seguimiento realizado al recurso desde el año 2002 mostró una producción máxima en 2005 (1.050 t), y una posterior tendencia a la disminución desde 2006, acentuando más su declive desde 2009 hasta 2017, cuando se registró un promedio de 237 ± 57 t, lo que equivale a una reducción del 77,4 % en la captura con respecto a 2005. Sumado a esto, en el año 2004 se detectó la presencia de la almeja asiática *Corbicula fluminea* en la CGSM, una especie exótica invasora que podría estar compitiendo por recursos con *P. arctata*. Considerando lo anterior, se eleva el nivel de riesgo de extinción de la especie a la categoría En Peligro bajo el mismo criterio, pero además considerando la amenaza que representa la especie introducida invasora (A2cde).

Diagnos

Concha redondeada anteriormente y angulosa posteriormente (subtriangular), tan alta como larga, inflada, pesada, alcanza los 40 mm. Bisagra con tres dientes cardinales y dos laterales lisos en cada valva. Escultura de hilos concéntricos bien definidos. Seno paleal corto, pero bien demarcado. Ligamento largo, estrecho. Exteriormente es de color blanco crema, frecuentemente con tintes purpúreos o grisáceos; periostraco marrón claro u oscuro; interior blancuzco a púrpura oscuro, a menudo con franjas radiales más oscuras en ambos extremos (Leal 2002, Gracia y Díaz 2002g).

Distribución geográfica

Global: en la parte sur del Caribe y costa norte de Suramérica, desde Guatemala hasta el Golfo de Venezuela y Lago de Maracaibo (Díaz y Puyana 1994, GBIF 2022b). Nacional: se ha reportado para la Ciénaga Grande de Santa Marta, el Vía Parque Isla de Salamanca, la bahía de Cispatá y el Golfo de Urabá (Cosel 1986, Duque 1993, De La Hoz 2009, CVS-INVEMAR 2010).



Población

Datos históricos indican que *Polymesoda arctata* fue muy abundante en la ecoregión CGSM, sin embargo, sus poblaciones disminuyeron tanto que se pensó que había desaparecido del área hacia 1978, aparentemente a causa de un prolongado periodo de aguas dulces (Cosel 1977, Hernández 1983). Sin embargo, poco después la especie se registró en más de 20 ciénagas en el sector noroccidental de la Isla de Salamanca, dentro del VIPIS (Hernández 1983), con las mayores densidades en Poza Verde, El Torno, y Atascosa (De La Hoz y López 2010). Este sector se considera el último relicto de la especie en la ecoregión CGSM (Rueda y Urban 1998, De La Hoz 2005, 2009, 2010, De La Hoz y López 2010, INVEMAR 2018).

Rueda y Urban (1998) estudiaron la dinámica poblacional y pesquera de *P. arctata* en la ciénaga Poza Verde (VIPIS) entre 1995-1996, concluyendo que el recurso estaba sobreexplotado con capturas diarias de 314,4 kg de carne, y un 70 % de mortalidad por pesca, alertando sobre la urgencia de reducir el esfuerzo pesquero para la sostenibilidad del recurso. Ellos estimaron una densidad promedio de 150 ind/m², con tallas entre 30-40 mm.

Posteriormente, De La Hoz (2009) estudio la especie en varias ciénagas de la VIPIS durante el año 2004, reportando densidades promedio de hasta 97,2 ind/m², y tallas promedio de 30,08 mm (9,8-50,2 mm), con las mayores abundancias en ciénagas con menor salinidad. Ella encontró reclutas (1-5 mm)



en las orillas arenosas de las ciénagas Atascosa, el Torno y las Piedras, junto al manglar, con densidad de 10 ind/m² y distribución heterogénea. Para el Golfo de Urabá, Duque (1993) encontró densidades entre 23-496 ind/m², con tallas entre 25-30 mm.

En relación a la pesquería, para el 2005 en la ecorregión CGSM *Polymesoda arctata* representó el 54 % de la composición de los invertebrados capturados (1.050 t), mientras que para el 2017 aportó solo el 20 % (362,7 t). Adicionalmente, se cree que en los últimos años los datos de captura de almeja no corresponden solamente a *P. arctata*, sino que pueden incluir individuos de *Corbicula fluminea* (INVEMAR 2018), una almeja exótica de forma similar reportada por De La Hoz (2008) en la VIPIS entre 2004-2005. El monitoreo pesquero del INVEMAR en la CGSM identificó entre 2002-2008 un alto riesgo de sobrepesca por reclutamiento, y un incremento constante de la captura y el esfuerzo de pesca (INVEMAR 2009).

Ecología

Polymesoda arctata habita fondos blandos, con sedimentos de arenas finas y con cascajo en aguas estuarinas de salinidad media a baja, encontrándose algunas veces cerca de las bocanas de los ríos y en algunos casos en agua dulce (Severeyn *et al.* 1994, De La Hoz 2009). También se ha registrado en manglares costeros, donde esta almeja puede vivir entre las raíces y el fango, en ocasiones incluso en condiciones anóxicas (Severeyn *et al.* 1994). La especie se alimenta por filtración de fitoplancton y materia orgánica (De la Hoz 2005).

En la CGSM *P. arctata* es un hermafrodita protogínico, con fecundación externa y desarrollo planctónico (García *et al.* 1994, Rueda y Urban 1998). Esta estrategia reproductiva sugiere una alta vulnerabilidad de la especie a la explotación de individuos de tallas medias (INVEMAR 2009). En poblaciones de la VIPIS, Rueda y Urban (1998) encontraron un ciclo reproductivo arritmico, con varios desoves por año, aparentemente relacionado al ciclo de salinidad. Ellos determinaron un crecimiento individual lento ($L_{\infty}=47,3$ mm; $K=0,204$ yr⁻¹), tomando entre 4-5 años para que un individuo alcance una talla mínima de explotación sostenible estimada en 3 cm.

Usos

La almeja *P. arctata* es un importante recurso pesquero en la CGSM donde es colectada a mano (pesca de buceo), principalmente en las ciénagas El Torno, Atascosa y Poza Verde (INVEMAR 2004), y se usa para el consumo local y la comercialización.

Amenazas

Por ser una especie de importancia comercial localmente abundante y de fácil captura, en algunas áreas de distribución la sobreexplotación pesquera es la mayor amenaza. En el complejo de humedales de la CGSM la especie está siendo explotada desde hace al menos medio siglo, mostrando una fuerte fluctuación poblacional aparentemente relacionada con la pesquería y con fuertes cambios ambientales. La modificación de las condiciones del hábitat de la almeja, especialmente las condiciones de salinidad, debido a factores naturales y antropogénicos (modificación de la hidrodinámica), han llevado a la desaparición de la especie en algunos reservorios (Cosel 1977). Sin embargo, en los humedales que aún mantienen poblaciones de la especie existe una fuerte explotación.

El deterioro del hábitat sumado a la explotación pesquera sin un manejo adecuado, puede haber conducido a una disminución de la almeja en la región, como sugieren los datos del monitoreo pesquero entre 2005-2017 (INVEVAR 2018). Sumado a esto, la presencia de la almeja asiática invasora *Corbicula fluminea* en varias ciénagas del VIPIS, donde parece haber reemplazado en dominancia a *P. arctata* (De La Hoz 2008), podría constituir una amenaza. Aunque no se conocen los impactos de esta invasión biológica en Colombia, se han reportado impactos negativos en la malacofauna nativa de áreas invadidas por *C. fluminea* en Norteamérica y Europa, especialmente en poblaciones de bivalvos (Sousa *et al.* 2008).

Medidas de conservación tomadas

La mayor población conocida de la especie en Colombia se encuentra dentro del VIPIS, donde hay un aprovechamiento ilegal del recurso por pescadores que no habitan en el área, una actividad contraria a los objetivos de conservación del área protegida. Con el fin de reducir la presión por pesca sobre esta especie amenazada, Parques Nacionales viene trabajando en diferentes frentes como: 1. Generación de alternativas productivas basadas en ecoturismo (e.g. sendero acuático La Ruta de la Almeja); 2. Educación ambiental comunitaria; 3. Fortalecimiento de prevención y control; 4. Espacios de diálogo con los pescadores (Saldaña-Pérez *et al.* 2017, Borge-Donado *et al.* 2020).

El monitoreo pesquero que realiza el INVEVAR en la ecoregión CGSM aporta datos sobre el comportamiento de este recurso, que contribuyen a la gestión del manejo de la especie que realizan las autoridades competentes. Los informes del monitoreo están disponibles en <http://www.invevar.org.co/inf-cgsm>.

Medidas de conservación propuestas

El INVEVAR propuso en el año 2009 algunas medidas de manejo del recurso para el aprovechamiento sostenible y la conservación de la especie, como la implementación de una veda entre enero-abril, el establecimiento de la talla mínima de captura en 3 cm, la reducción del esfuerzo de pesca y una cuota de pesca anual de 300 t, y la comercialización de la captura en peso vivo con concha, para evitar que se incluyan juveniles (INVEVAR 2009). Estas medidas no se han implementado debido a que la pesquería se realiza dentro de un área protegida del Sistema de Parques Nacionales, donde cualquier actividad pesquera con fines comerciales es prohibida, por lo cual la administración del VIPIS está dando un manejo diferente a la problemática, que incluye la generación de alternativas económicas para la comunidad que tradicionalmente ha hecho aprovechamiento del recurso.

Comentarios adicionales

En múltiples trabajos sobre la almeja de la CGSM se ha utilizado el nombre de *Polymesoda solida*, en particular después del trabajo de Severein *et al.* (1994), quienes establecieron a *P. arctata* como un sinónimo de *P. solida*. Actualmente, tras el trabajo de Huber (2015) se reconoce la validez del nombre *P. arctata* y es el que se utiliza aquí, con la aclaración que los trabajos utilizados como base para elaborar esta ficha citan la especie como *P. solida*.

Autoría

Sarith Salas, Efrain Viloria y Luis Chasqui.

Especies amenazadas

Crustáceos



Foto: Jose Vieira | ExSitu Project

Callinectes bocourti

A. Milne-Edwards, 1879

Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Portunidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Jaiba roja, Bocourt swimming crab

Sinonimia

Callinectes diacanthus var. *cayennensis* A. Milne-Edwards, 1879

Callinectes maracaiboensis Taissoun, 1972

Categoría nacional

Vulnerable VU A2bd



Justificación

La jaiba roja *Callinectes bocourti* es un cangrejo estuarino objeto de captura de la pesca artesanal en humedales costeros del Caribe colombiano. Al ser las lagunas costeras el hábitat principal de la especie, se considera que el estado de su población en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta –CGSM es representativo del estado del recurso en Colombia, por ser la CGSM el complejo lagunar estuarino más extenso y productivo del país, del cual se extrae la mayoría de la producción nacional de jaiba (INVEMAR 2021). La captura por unidad de esfuerzo-CPUE del principal arte de pesca (nasas) para jaiba en la CGSM, como un indicador de la abundancia relativa del recurso, muestra que la especie ha presentado variaciones en las últimas dos décadas con una disminución superior al 40% en el periodo 2018-2021, por lo tanto, se considera que la especie cumple las condiciones para ser considerada como Vulnerable en Colombia, bajo los criterios A2bd.

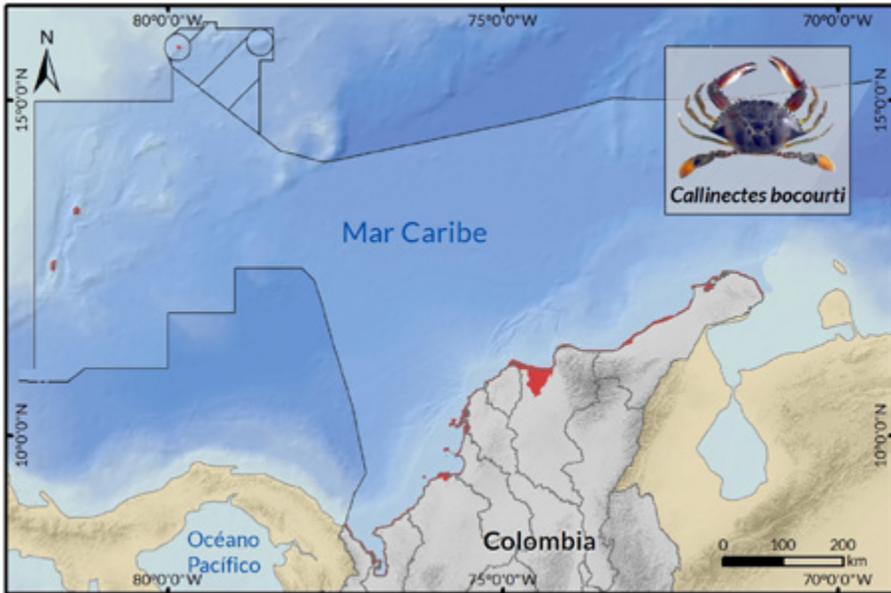
Diagnos

Caparazón casi dos veces más ancho que largo; nueve dientes en el margen antero-lateral moderadamente arqueado. Cuatro dientes frontales bien desarrollados (excluyendo los ángulos orbitales externos), par externo obtuso. Superficie dorsal convexa lisa y brillante (cuando está húmeda), parte central y líneas transversales granuladas. Quelas muy lisas excepto por las espinas usuales, gránulos obsoletos en las crestas; dedos de la quela mayor con dientes prominentes; quinto par de pereiópodos aplanados en forma de remos. Machos con el abdomen en forma de T, que alcanza casi la unión entre las esternitas torácicas 3 y 4; primeros pleópodos delgados y ligeramente curvados. Caparazón verde oliva, verde grisáceo, castaño verdoso o verde bosque con manchas de color púrpura a rojo, especialmente en áreas branquiales, hepáticas, cardíacas y gástricas; los individuos grandes son algunas veces de color castaño oscuro, marrón negruzco en áreas gástricas y metagástricas, con una mancha oblicua en la región sub-branquial; dientes antero-laterales color verde oliva con

tintes marrón a rojo y puntas blanco amarillento. Quelípedos rojo a marrón rojizo oscuro en la parte superior y blanquecino con tintes azulados en la parte inferior, los colores principales se separan bruscamente en la superficie exterior de la palma; dedos de las quelas de rojo a café rojizo. Las partes inferiores del cuerpo son principalmente de color blanco sucio a rojo violáceo con un ligero tinte de azul. Se conocen tallas máximas de ancho de caparazón de 160 mm para machos, y 150 mm para hembras (Tavares 2002a).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental desde Carolina del Norte en Estados Unidos, incluyendo el Caribe y el Golfo de México, hasta Santa Catarina en Brasil (Tavares 2002a, OBIS 2022a). Nacional: en el Caribe colombiano se ha reportado para los principales humedales costeros de la costa continental como la Ciénaga Grande de Santa Marta -CGSM, Laguna de Navío Quebrado y Bahía Portete (Gaitán 2003). Rodríguez (1979) la registró en Mulatos, Sabanilla y San Juan (Antioquia), Isla Barú y Cartagena (Bolívar), y la CGSM. Existe además un registro de la especie en la isla de Providencia (INVEMAR-SIBM 2022). Ámbito de profundidad: 0-20 m (Rodríguez 1979).



Población

Callinectes bocourti es una especie de importancia en la actividad pesquera de la CGSM, siendo las nasas y la red camarонера (releo) las artes más empleadas en sus capturas (INVEMAR 2021, INVEMAR 2022). La mayor parte de la producción de jaiba roja del Caribe colombiano proviene de la CGSM (>95%), con valores en los últimos cinco años entre 383,5-879,8 t (INVEMAR 2021, Viloria-Maestre et al. 2022), en tanto que para el resto de la costa varió entre 1,82-15,2 t (De La Hoz-Maestre et al. 2017, Duarte et al. 2018, 2019, 2020, 2022), lo que valida la representatividad de los datos de la CGSM en el análisis del estado de la población a nivel nacional. Esta especie presentó un comportamiento variable

de la producción pesquera en las dos últimas décadas (232,9-879,8 t), mostrando una tendencia creciente con mayores desembarcos en 2017-2018 (879,7-685,3 t), y disminuyendo en los últimos tres años de la serie de tiempo a valores medios de 440 ± 49 t. No obstante, las capturas se relacionan directamente con el esfuerzo pesquero, que para el caso del arte principal usado (nasas) presentó un aumento en su esfuerzo desde 2009, con mayor incidencia entre 2009-2014 (31.225-37.242 faenas), y entre 2018-2021 (29.239-36.794 faenas), a expensas de una disminución de la abundancia relativa (CPUE); esto sugiere que la especie ha transitado las distintas fases de la pesquería, con una fase de crecimiento, una de plena explotación y por último una fase de sobrepesca. Para la CGSM, la talla de madurez se ha estimado en 8,6 cm de ancho de caparazón (INVEMAR 2021).

Ecología

La jaiba roja es una especie eurihalina que habita en aguas salobres someras, en fondos fangosos, de arena y de cascajo, común en bocanas de ríos, caños, zonas de manglares, ocasional en aguas dulces. Tolerancia bien aguas estancadas y contaminadas. Su alimentación es variada, incluyendo moluscos y otros invertebrados bentónicos, así como algunos peces, carroña y detritus (Rodríguez 1992, Tavares 2002a). En Colombia la especie cohabita en las lagunas costeras con dos congéneres *Callinectes sapidus* y *C. danae*, pero con un cierto nivel de segregación espacial (Gaitán 2003).

En la CGSM se capturan hembras ovadas durante todo el año, y dos picos de desove, uno en febrero y otro más ligero en agosto (Correa 2002, D'Achiardi-Navas y Álvarez-León 2012). El desove se produce en aguas con salinidad alta y más profundas, como las bocas de los estuarios, en donde inicia el desarrollo larval, para después migrar a medida que crecen, pasando los juveniles todo su tiempo en los estuarios (Valencia y Campos 1995). Los picos máximos de reclutamiento se dan a partir del tercer trimestre, prolongándose hasta el primer semestre del año siguiente (D'Achiardi-Navas y Álvarez-León 2012). La proporción de sexos (hembras: machos) a lo largo del año en la CGSM es de 1:1,3 (Valencia y Campos 1995). Sin embargo, diferencias marcadas en la proporción de sexos entre dos sectores de la CGSM, sugieren cierta segregación sexual relacionada con el ciclo reproductivo de la especie (D'Achiardi-Navas y Álvarez-León 2012).

La especie tiene crecimiento alométrico. Los machos se distribuyen al azar, con frecuencia en aguas someras de escasa salinidad en donde buscan alimento y hembras para reproducirse (Valencia y Campos 1995).

Usos

La jaiba es uno de los recursos pesqueros de importancia económica en la pesquería artesanal de la CGSM, caracterizado principalmente por el establecimiento de empresas procesadoras con fines de exportación, y para el consumo local y nacional (INVEMAR 2021). La jaiba azul *C. sapidus* y la jaiba roja *C. bocourti* son las especies que soportan la pesquería artesanal de jaiba en el Caribe colombiano (Álvarez-León 2015). En el año 2021, las jaibas representaron el 14 % de la producción pesquera de la CGSM (7.227 t), el 6,4 % correspondió a *C. bocourti* (Viloria-Maestre et al. 2022).

Amenazas

Las principales amenazas en Colombia para la especie son la sobrepesca y el deterioro del hábitat



en los humedales y manglares costeros que constituyen su hábitat esencial, particularmente para los estadios juveniles. La pesca de jaiba con nasas en la CGSM muestra una tendencia decreciente en su abundancia relativa, con disminución alrededor del 49 % en la CPUE promedio en los últimos tres años (2019-2021) con respecto al valor medio de 2017-2018 (19,4 kg/faena, valores más altos de la serie temporal), con la desventaja que la talla media de captura (TMC) durante los últimos siete años se ha ubicado alrededor del punto de referencia límite (talla de madurez $TM = 8,6$ cm Aca), con un 44 % de la captura por debajo de la TM, lo que indica un riesgo moderado de sobrepesca (Viloria-Maestre 2022, INVEMAR 2022).

Medidas de conservación tomadas

En Colombia la reglamentación del uso del recurso jaiba, y la protección de su hábitat principal son medidas de manejo que contribuyen a la conservación de la especie. La ley 2243 de 2022 promueve la protección y restauración del bosque de manglar, favoreciendo de manera indirecta el crecimiento y alimentación de juveniles de la jaiba roja. Para el Caribe colombiano la talla mínima de captura de la especie se ha establecido en 9,0 cm de ancho estándar (distancia a la base de las espinas laterales), y está prohibida la extracción y comercialización de hembras ovadas (Resolución INPA 520 de 2002, y Resolución INCODER 623 de 2004). Cada año el Comité Ejecutivo para la Pesca establece la Cuota de Pesca Global para jaiba, que para los años 2021 y 2022 fueron 1.329 t y 1.700 t, respectivamente. Además, el Vía-Parque Isla de Salamanca, el Santuario de Fauna y Flora Ciénaga Grande de Santa Marta, el Santuario de Fauna y Flora Los Flamencos, y el Parque Nacional Natural Portete-Kaurrele protegen buena parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Las medidas de conservación de la jaiba roja *C. bocourti* son, en general, medidas para el manejo de la actividad pesquera del recurso, especialmente en la ecoregión CGSM cuya población soporta casi toda la producción de jaiba del Caribe colombiano. Para la CGSM el INVEMAR ha sugerido vedar la pesca de jaibas con nasas en el sector de la Boca de la Barra, pues es paso obligado cuando migran a desovar al mar facilitando la captura de hembras ovadas. Inicialmente la veda debe aplicarse en los meses pico de reproducción (enero-febrero), planteando un proceso gradual de concertación con los usuarios del recurso (pescadores, comercializadores, empresarios) para lograr una veda total de la pesca en el sector. La continuidad del monitoreo del recurso es clave para obtener información para el establecimiento anual de cuotas de captura, y esfuerzo permitido, así como para la revisión periódica de tallas mínimas de captura. Para el manejo y ordenación de la pesquería de jaiba en la CGSM se propone retomar el escenario de concertación denominado “Comité de jaibas”, un proceso liderado por la AUNAP con el acompañamiento de entidades como CORPAMAG, Parques Nacionales, Alcaldías, Gobernación del Magdalena, INVEMAR, y que involucra a las empresas procesadoras y comercializadoras de jaiba, los intermediarios comercializadores y las organizaciones de pescadores del área, lo cual permitiría socializar y concertar medidas con los diferentes actores.

Autoría

Efraín Viloria, Sarith Salas y Luis Chasqui.

Callinectes sapidus

Rathbun, 1896

Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Portunidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Cangrejo azul, Jaiba azul, Blue crab

Sinonimia

Callinectes sapidus acutidens Rathbun, 1896
Callinectes diacanthus (Latreille, 1825)
Portunus diacantha Latreille, 1825

Categoría Nacional

Vulnerable VU A2bd



Justificación

La jaiba azul *Callinectes sapidus* es un cangrejo estuarino objeto de captura de la pesca artesanal en humedales costeros del Caribe colombiano. Al ser las lagunas costeras el hábitat principal de la especie, se considera que el estado de su población en la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta -CGSM, es representativo del estado del recurso en Colombia, por ser la CGSM el complejo lagunar estuarino más extenso y productivo del país, del cual se extrae la mayoría de la producción nacional de jaiba (INVEMAR 2021). La captura por unidad de esfuerzo -CPUE del principal arte de pesca (nasas) para jaiba en la CGSM, como un indicador de la abundancia relativa del recurso, muestra que la especie ha presentado variaciones en las últimas dos décadas con una disminución superior al 40% en el periodo 2013-2021, por lo tanto, se considera que la especie cumple las condiciones para ser considerada como Vulnerable en Colombia, bajo los criterios A2bd.

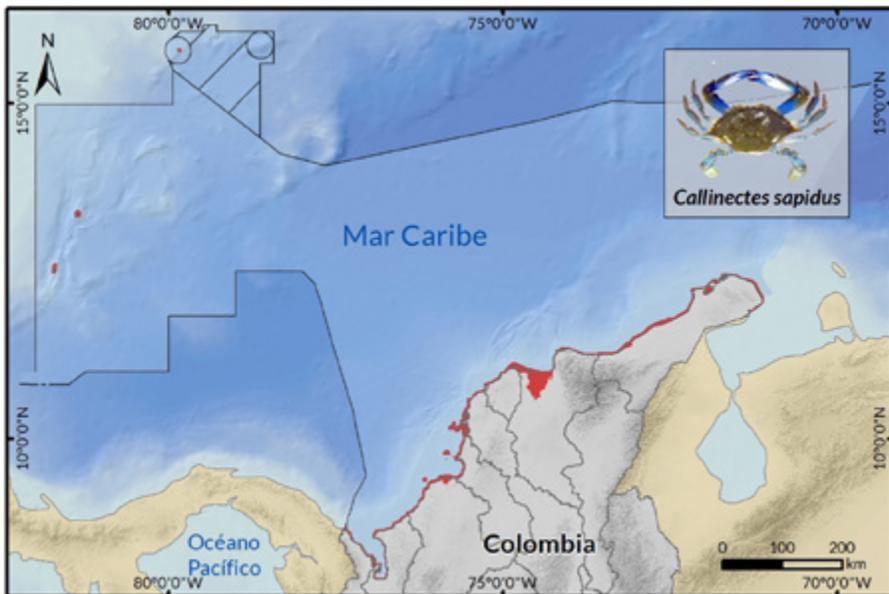
Diagnos

Caparazón dos veces más ancho que largo; nueve dientes romos a acuminados (desde el diente orbital externo hasta la espina lateral) sobre un margen antero-lateral arqueado; frente (excluyendo ángulos orbitales internos) con dos dientes obtusos a acuminados, anchos y triangulares con márgenes internos generalmente sinuosos y más largos que los márgenes externos. Superficie dorsal convexa principalmente lisa, con líneas transversales separadas de finos gránulos. Quelas fuertes, disímiles y surcadas longitudinalmente. Quinto par de patas con el dactilo plano, en forma de remo. Machos con el abdomen en forma de T que alcanza hasta el esternito torácico 4. Primeros pleópodos delgados con punta membranosa que sobrepasa la sutura entre los esternitos torácicos 4 y 5. Color grisáceo, azulado o pardusco, con variedad de tonos y matices en la parte dorsal del caparazón y los quelípedos. Las espinas pueden tener tintes rojizos, con tubérculos naranja en las articulaciones de las patas, las cuales varían de azul a blanco con trazas de rojo a marrón verdoso. Las quelas en machos tienen propodio y dedo azul en la cara interna y blanco en la superficie externa; el dedo con la punta roja. En

las hembras maduras los dedos de las quelas son naranja con puntas moradas. Partes inferiores de color blanquecino con tintes de amarillo y rosa. Se dan variaciones de color asociadas con el dimorfismo sexual y el ciclo de muda. Se conocen tallas máximas de ancho de caparazón de 227 mm, pero es más común hasta 209 mm (Tavares 2002a).

Distribución geográfica

Global: su distribución natural comprende el océano Atlántico Occidental desde Nueva Escocia en Canadá hasta Mar del Plata en Argentina, incluyendo Bermuda y Las Antillas. La especie ha sido introducida en Europa, con registros en el Mar Negro, Adriático, Egeo y Mediterráneo; así como en Asia donde se ha registrado en Japón (Tavares 2002a, OBIS 2022b). Nacional: en el Caribe colombiano está presente a lo largo de la costa continental, desde el Urabá chocono hasta La Guajira, especialmente cerca y dentro de los principales humedales costeros. Se ha registrado en Acandí, Punta Arenas, Arboletes, Cispatá, Cartagena, la Ciénaga Grande de Santa Marta -CGSM, el río Mendihuaca, Laguna de Navío Quebrado, Manaure, Bahía Portete, y Puerto López (Rodríguez 1979, Gaitán 2003, INVEMAR-SIBM 2022). Ámbito de profundidad: 0-90 m (Tavares 2002a).



Población

Callinectes sapidus es una especie de importancia en la actividad pesquera de la CGSM, siendo las nasas y la red camaronera (releo) las artes más empleadas en sus capturas (INVEMAR 2021, 2022). La mayor parte de la producción de jaiba azul del Caribe colombiano proviene de la CGSM, con valores que oscilan en los últimos cinco años entre 198,8-611,6 t (INVEMAR 2021, Vilorio-Maestre *et al.* 2022), mientras que para el resto de la costa estuvo entre 0,75-1,97 t (De La Hoz *et al.* 2017, Duarte *et al.* 2018, 2019, 2020, 2022), lo cual valida la representatividad de los datos de la CGSM en el análisis del estado de la población a nivel

nacional. Esta especie presentó un comportamiento variable de la producción pesquera en las dos últimas décadas, con un incremento inicial desde valores promedio de 212 ± 67 t entre 2002-2007 hasta 584 ± 31 t entre 2019-2021, aunque con disminución evidente entre 2015-2018. Las capturas se relacionan directamente con el esfuerzo pesquero, que para el caso del arte principal usado (nasas) presentó un aumento de esfuerzo desde el año 2009, con mayor incidencia entre 2009-2014 (31.225-37.242 faenas) y entre 2018-2021 (29.239-36.794 faenas), a expensas de una disminución de la abundancia relativa (CPUE); lo cual sugiere que la especie ha pasado por las distintas fases de la pesquería, como son una fase de crecimiento, una de plena explotación y la fase final de sobrepesca. La talla de madurez reportada para *C. sapidus* en la CGSM es de 9,5 cm ancho de caparazón (INVEMAR 2021).

Ecología

Callinectes sapidus habita en el océano en su estado adulto, sin embargo, la mayoría de la población se encuentra en los estuarios. Rodríguez (1979) refiere una mayor abundancia de la especie en aguas más salobres (10-39 ppm), y presencia ocasional en aguas dulces solo de juveniles. En la CGSM se distribuye hacia Caño Grande y la desembocadura del Río Fundación, y se encuentra mejor representada en la Boca de la Barra, donde la salinidad es alta durante todo el año (Valencia y Campos 1996). La jaiba azul realiza migraciones reproductivas, en que las hembras se dirigen a las bocas de los estuarios donde encuentran una mayor salinidad para realizar la liberación de las zoeas. Después de su desarrollo en megalopae, las jaibas regresan a establecerse en los estuarios y tributarios asociados. La jaiba azul presenta eventos de desoves entre enero-febrero y agosto-septiembre en la CGSM (D'Achiardi-Navas y Álvarez-León 2012). La proporción de sexos (hembras: machos) a lo largo del año en la CGSM es de 1,1:1 (Valencia y Campos 1996). El tiempo generacional es aproximadamente de un año, y el tiempo de vida está entre 2-3 años, con algunas excepciones que han alcanzado los seis años (Pellegrin et al. 2001).

Se le considera una especie omnívora, pues se alimenta principalmente de moluscos como ostras y bivalvos, anélidos y peces pequeños, sin embargo, los juveniles pueden incluir algas y plantas acuáticas en su dieta.

Usos

La jaiba es uno de los recursos pesqueros de importancia económica en la pesquería artesanal de la CGSM, caracterizado principalmente por el establecimiento de empresas procesadoras con fines de exportación, y para el consumo local y nacional (INVEMAR 2021). La jaiba azul *C. sapidus* y la jaiba roja *C. bocourti* son las especies que soportan la pesquería artesanal de jaiba en el Caribe colombiano (Álvarez-León 2015). En el año 2021, las jaibas representaron el 14 % de la producción pesquera de la CGSM (7.227 t), el 7,6 % correspondió a *C. sapidus* (Viloria-Maestre et al. 2022).

Amenazas

Las principales amenazas en Colombia para la jaiba azul son la sobrepesca y el deterioro del hábitat en los humedales y manglares costeros que constituyen su hábitat esencial, particularmente para los estadios juveniles. La pesca de jaibas con nasas en la CGSM muestra una tendencia decreciente en su abundancia relativa, con reducciones alrededor del 48 % en la CPUE en los últimos nueve años (2013-2021) con respecto al valor estimado en 2012 (19,2 kg/faena, mayor valor de la serie



temporal). Además, la talla media de captura –TMC, se ha mantenido ligeramente por encima del punto de referencia límite (talla de madurez $TM = 9,5$ cm Aca), con afectación en 2021 de un 39 % de la captura de individuos por debajo de la TM, lo que indica un riesgo moderado de sobrepesca (INVEMAR 2022, Viloria-Maestre 2022).

Medidas de conservación tomadas

En Colombia la reglamentación del uso del recurso jaiba, y la protección de su hábitat principal son medidas de manejo que contribuyen a la conservación de la jaiba azul. La ley 2243 de 2022, la cual promueve la protección y restauración del bosque de manglar, favorece de manera indirecta el crecimiento y alimentación de juveniles de *C. sapidus*. Para el Caribe colombiano la talla mínima de captura de la especie se ha establecido en 9,0 cm de ancho estándar (distancia a la base de las espinas laterales), y está prohibida la extracción y comercialización de hembras ovadas (Resolución INPA 520 de 2002, y Resolución INCODER 623 de 2004). Cada año el Comité Ejecutivo para la Pesca establece la Cuota de Pesca Global para jaiba, que para los años 2021 y 2022 fueron 1.329 t y 1.700 t, respectivamente. Además, el Vía-Parque Isla de Salamanca, el Santuario de Fauna y Flora Ciénaga Grande de Santa Marta, el Santuario de Fauna y Flora Los Flamencos, y el Parque Nacional Natural Portete-Kaurrele protegen buena parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Las medidas de conservación de la jaiba azul *C. sapidus* son en general medidas para el manejo de la actividad pesquera del recurso jaiba, especialmente en la ecoregión CGSM cuya población soporta casi toda la producción de jaiba del Caribe colombiano. Para la CGSM el INVEMAR ha sugerido vedar la pesca de jaiba con nasas en el sector de la Boca de la Barra, pues es paso obligado cuando migran a desovar al mar facilitando la captura de hembras ovadas. Inicialmente la veda debe aplicarse en los meses pico de reproducción (enero-febrero), planteando un proceso gradual de concertación con los usuarios del recurso (pescadores, comercializadores, empresarios) para lograr una veda total de la pesca en el sector. La continuidad del monitoreo del recurso es clave para obtener información para el establecimiento anual de cuotas de captura, y esfuerzo permitido, así como para la revisión periódica de tallas mínimas de captura. Para el manejo y ordenación de la pesquería de jaiba en la CGSM se propone retomar el escenario de concertación denominado “Comité de jaibas”, un proceso liderado por la AUNAP con el acompañamiento de entidades como CORPAMAG, Parques Nacionales, Alcaldías, Gobernación del Magdalena, INVEMAR, y que involucra a las empresas procesadoras y comercializadoras de jaiba, los intermediarios comercializadores, y las organizaciones de pescadores del área, lo cual permitiría socializar y concertar medidas con los diferentes actores.

Autoría

Efraín Viloria, Sarith Salas y Luis Chasqui.

Cardisoma guanhumí

Latreille in Latreille, Le Peletier, Serville & Guérin, 1828

Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Gecarcinidae MacLeay, 1838

Nombre común

Cangrejo azul de tierra, Cangrejo bandolero,
Pollo de tierra, Cangrejo pasiao, Cangrejo
azul manglero

Sinonimia

Cancer guanhumí Berthold, 1827
Cardisoma diurnum Gill, 1859
Cardisoma quadrata Saussure, 1857
Ocypode gigantea de Fréminville, 1835

Categoría Nacional

Vulnerable VU A4cde



Justificación

Cardisoma guanhumí es una especie de cangrejo costero que fue categorizada como Vulnerable (VU) en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002, pues a pesar de su distribución amplia a nivel nacional se estima que las poblaciones se han reducido. La principal causa de esa reducción poblacional parece ser la degradación de su hábitat (i.e. manglares, bosques costeros y playas). También, el cangrejo azul es explotado para consumo humano en la mayor parte de su área de distribución, especialmente en los departamentos de Bolívar, Sucre, y Córdoba, y en el Golfo de Urabá. Adicionalmente, en localidades puntuales como las islas de San Andrés y Providencia, en el Vía Parque Isla de Salamanca, Barranquilla y Cartagena se presenta mortalidad por atropellamiento. Finalmente, en años recientes se han observado daños en el caparazón de ejemplares de *C. guanhumí* en el Parque Tayrona (L. Cardona, obs. pers.), y en la isla de San Andrés (N.H. Campos, obs. pers.), que se atribuyen a la actividad de bacterias quitinolíticas, y aunque se desconocen los efectos directos de estas bacterias sobre *C. guanhumí*, en otras especies de cangrejos causan mortalidad al facilitar el ingreso de patógenos. Considerando lo anterior se mantiene la categoría Vulnerable para *Cardisoma guanhumí*.

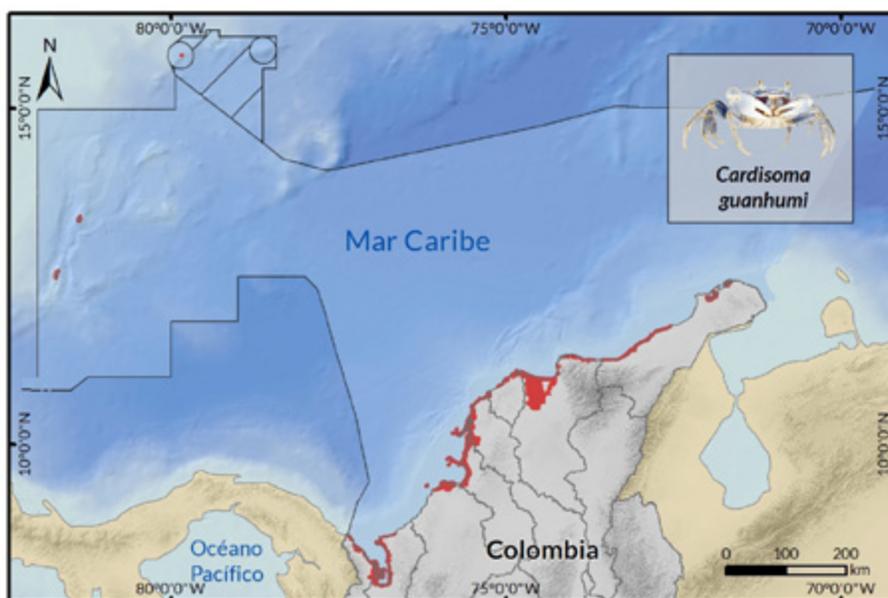
Diagnosís

Caparazón ancho, redondeado, robusto en la parte anterior y lateralmente, estrecho en la parte posterior; bordes laterales lisos y redondeados. Frente recta o cóncava; longitud de la frente incluyendo la cavidad de los ojos $\frac{2}{3}$ el ancho máximo del caparazón en machos adultos y más de $\frac{3}{4}$ en las hembras. Quelas con los bordes internos del mero y el carpo lisos. Bordes de los apéndices caminadores con pelos dispersos, dedos con cuatro hileras de espinas. Esta especie presenta diferentes

coloraciones dependiendo de la madurez de los ejemplares y su estado reproductivo. Los machos y hembras maduros son azul lavanda durante la mayor parte del año, pero al acercarse la época de desove las hembras adoptan una coloración blanca o amarillenta, que mantienen durante esa época; los juveniles suelen ser marrón oscuro, y los individuos en la fase de transición son púrpura oscuro y naranja (Bermúdez *et al.* 2002a). El tamaño máximo de ancho de caparazón reportado para la especie es de 120 mm en machos, y de 110 mm en hembras (Tavares 2002a).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental desde Bermuda y el sureste de Florida, a través del Golfo de México y las Antillas hasta Brasil (Rodríguez y Hendrickx 1992a). Nacional: en la franja continental del Caribe colombiano se ha reportado desde Acandí (Chocó) hasta el Cabo de la Vela y Cabo Falso en La Guajira; en la parte insular se ha reportado en el archipiélago de San Andrés y Providencia. La zona comprendida entre las islas del Rosario y Bahía Concha es la que presenta el mayor número de lugares de ocupación (Schmalbach 1974, Prahly y Manjarrés 1984, Merchán *et al.* 2006, Arteta-Bonivento 2009, Sanjuan-Muñoz *et al.* 2009, Arroyave-Rincón *et al.* 2014, Cardona 2017, INVEMAR-SIBM 2021).



Población

En la isla de San Andrés, en donde prácticamente no se explota este cangrejo para consumo, Hernández-Maldonado y Campos (2015) realizaron una evaluación preliminar de la población adulta, en la que recolectaron individuos entre marzo-abril de 2012. Ellos obtuvieron 101 individuos, con ancho de caparazón promedio de $88,87 \pm 12,71$ mm para los machos, y de $82,00 \pm 9,36$ mm para las hembras. Esos tamaños grandes pueden deberse a que la especie no se explota en la isla. El mismo trabajo registra una proporción sexual macho: hembra de 3:1, lo que atribuyen a una posible temporada de

pre-reproducción, cuando las hembras pasan gran parte del tiempo en sus madrigueras alimentándose. En su muestreo, el 14,85 % de los individuos fueron hembras ovadas. Posteriormente, Campos y Cardona (2018, no publicado) muestreando en otras áreas de la isla, registraron tallas promedio similares ($87,29 \pm 1,98$ mm y $322,71 \pm 18,21$ g).

Arteta-Bonivento (2009) considera a *C. guanhumí* una especie abundante, en comparación con otros decápodos, en el delta del río Ranchería (Riohacha, La Guajira).

Para el departamento del Magdalena, en el Parque Tayrona y el Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS), Cardona (2017) estimó la estructura de tallas y la densidad poblacional contando las madrigueras habitadas y midiendo su diámetro. En cuanto a las tallas, en Los Naranjos se obtuvo el mayor promedio de ancho de caparazón (69,25 mm), mientras que el menor valor promedio se obtuvo en el Cabo San Juan (52,48 mm). La autora observó una relación entre la densidad del cangrejo y la vegetación, con las mayores densidades (>2 ind/m²) en Bahía Concha y Nenguange, donde los bosques estuvieron mejor conservados y brindaban buena sombra. Por el contrario, la menor densidad poblacional se encontró en el VIPIS (<1 ind/m²), donde la vía Santa Marta-Barranquilla fragmentó el hábitat y dañó los ecosistemas naturales, y donde se ha reportado atropellamiento frecuente de *C. guanhumí* (Cardona 2017). Posteriormente, Cardona *et al.* (2019) reportaron que los machos de *C. guanhumí* crecen más lento, con un tiempo de vida estimado de 19,63 años, mientras que el de las hembras es de 15,67 años, lo que sugiere que *C. guanhumí* es una especie de cangrejo longeva y de crecimiento lento.

Para el departamento del Atlántico, Sandoval (2021) obtuvo densidades poblacionales de <1 ind/m² en la Ciénaga de Mallorquín, lugar en el cual también se ha evidenciado la problemática del atropellamiento de estos cangrejos.

En el departamento de Bolívar, Schmalbach (1974) describió distintos aspectos sobre la biología y la captura de *C. guanhumí* en Cartagena, y reportó a partir de 519 individuos un ancho de caparazón promedio para machos y hembras de 65,5 mm y 60,5 mm, respectivamente. La mayoría de hembras ovígeras se capturaron en agosto y octubre, meses de intensas lluvias, y tuvieron un ancho de caparazón promedio de 46 mm. Adicionalmente, él evidenció una explotación fuerte de la especie en esa época. En este mismo departamento, Merchán *et al.* (2006) evaluaron abundancias poblacionales de *C. guanhumí* mediante el conteo de madrigueras habitadas y la medición de su diámetro. La mayor abundancia se halló en Playa del Muerto en Barú ($3,04 \pm 0,9$ madrigueras/m²), y la menor en Puerto Rey ($0,2 \pm 0,1$ madrigueras/m²). Las madrigueras de mayor tamaño se registraron en Isla Grande ($65,3 \pm 15$ mm), y las menores en Isla Rosario ($30,3 \pm 8,2$ mm). En ese estudio también recolectaron individuos en tres localidades (Puerto Rey, Punta Arenas e Isla San Martín de Pajarales), y determinaron una proporción sexual de 1:1.

También en Bolívar, Ramírez (2006) recolectó 1.193 cangrejos en 14 sitios en Manzanillo del Mar, Punta Canoas y Arroyo de Piedras entre julio-diciembre de 2005, con las mayores capturas en Manzanillo del Mar (257 hembras y 367 machos). Los cangrejos de mayor peso se registraron en Manzanillo del Mar con 186,4 g, en comparación con Arroyo de Piedras (132,9 g) y Punta Canoas (142,7 g), mientras que la longitud fue similar con valores entre 50,6 mm (Arroyo de Piedras), y 52,1 mm (Manzanillo del Mar). La proporción de sexos fue de 1,1:0,9 en Arroyo de Piedras, de 0,6:1,4 en Punta Canoas, y de 1,2:0,8 en Manzanillo del Mar.



Para la Bahía de Cispatá, Barrios-Saucedo (2008) estimó la densidad poblacional de *C. guanhumí* en cinco estaciones, con un promedio para la bahía de 1,9 ind/m². Las menores densidades (<1 ind/m²) se presentaron en las estaciones Mireya y Playa Mireya, que se ubicaron cerca de viviendas y cultivos, lo que podría indicar condiciones menos favorables para el cangrejo; mientras que las densidades más altas (>2 ind/m²) se encontraron en las estaciones Caño Tijó, Caño Soldado y Helechal, que se caracterizaron por tener ambientes más conservados, a pesar que en esos sitios se captura el cangrejo.

En el Golfo de Urabá, entre marzo-abril de 2012 Arroyave-Rincón *et al.* (2014) compararon abundancias, pesos y tamaños corporales de los cangrejos azules en tres tipos de vegetación: interior del manglar, potrero y borde (causado por la deforestación del manglar). Ellos obtuvieron las mayores abundancias, tamaños y pesos dentro del manglar, evidenciando el efecto negativo de la pérdida del manglar sobre esta especie de cangrejo. Adicionalmente, observaron una posible limitación del reclutamiento debido a que encontraron un 88 % de adultos y solo un 12 % de juveniles.

Ecología

El cangrejo azul habita principalmente en bosques costeros y de manglar, matorrales y áreas abiertas (Barrios-Saucedo 2008). Tienen un hábito excavador y construyen madrigueras que les sirven como reserva de agua, les proveen protección, y les permiten mantener temperaturas más estables y menos extremas. Las madrigueras descienden hasta el nivel freático, donde se ensanchan formando una recámara de hasta 2 L de capacidad y parcialmente llena de agua, lo cual permite a los cangrejos vivir tierra adentro (se han hallado madrigueras a 5 km del mar) sin necesidad de un cuerpo de agua cercano en superficie, ya que pueden bajar periódicamente al fondo de la madriguera para humedecer las cámaras branquiales. La profundidad de la madriguera se define de acuerdo al nivel freático, oscilando entre 0,3-1,5 m (Herreid y Gifford 1963).

Cardisoma guanhumí es un cangrejo herbívoro, que generalmente se alimenta de hojarasca, aunque puede consumir insectos vivos o muertos, lagartijas, ranas y frutas caídas (Wolcott y Wolcott 1987).

El cangrejo azul es considerado semi-terrestre ya que gran parte de su ciclo ocurre en la tierra, pero depende del mar para la liberación de los huevos y la dispersión larval. En tierra, el cangrejo atraviesa tres fases de desarrollo, juvenil, transición y adulto, los cuales presentan una coloración característica.

El periodo de desove de *C. guanhumí* depende de los patrones climáticos y las fases lunares. Las hembras realizan migraciones masivas hacia la playa para desovar en el mar, pudiendo desplazarse entre 5-6 km (Taissoun 1974). De acuerdo a Costlow y Bookhout (1968), quienes estudiaron el desarrollo de las etapas larvales de *C. guanhumí* en laboratorio, se necesitan aproximadamente 22,5 días para pasar de la etapa zoea a la fase megalopa, y 18,8 días para pasar de megalopa a juvenil.

El cangrejo azul de tierra es de crecimiento lento (Henning 1975, De Moraes 2016, Cardona *et al.* 2019), lo que es relevante para el manejo de la especie, pues si se somete a una extracción intensiva va a requerir más tiempo para recuperar sus stocks poblacionales (Silva *et al.* 2014).

Usos

En Colombia el cangrejo azul de tierra se usa para el consumo humano, tanto del animal completo como de las quelas. Se hacen preparaciones en arroz de cangrejo, sopa de cangrejo, empanadas de cangrejo y muelitas de cangrejo. Se destaca el Festival Cultural y Reinado del Cangrejo Azul, que se desarrolla desde 2003 en el corregimiento de Paso Nuevo en el departamento de Córdoba, dura tres días e incluye concursos de destreza en la captura de los cangrejos, carreras de cangrejos, premio al cangrejo de mayor tamaño, concurso sobre el conocimiento del cangrejo, bailes autóctonos y preparaciones de platos típicos de la región. El festival busca generar conciencia sobre la importancia de este recurso, fomentar la necesidad de cuidar al cangrejo azul y aprender a convivir con el cangrejo durante su período de migración.

Amenazas

En Bermúdez *et al.* (2002a) se identificó la disminución de la población principalmente por el deterioro de su hábitat y la captura indiscriminada durante las migraciones. Schmalbach (1974) menciona que un gran número de ejemplares acude a la playa para desovar cada año "...convirtiendo las playas y lugares cerca al mar en verdaderas manchas azules..."; hoy en día, muchas áreas en las que habitaba el cangrejo azul han desaparecido para dar paso a obras de infraestructura, y a la expansión de las fronteras urbanas, agrícolas y ganaderas (Blanco 2009). Schmalbach (1974) reporta que hacia 1973 la empresa "Crustáceos del Caribe" fomentó la captura de este cangrejo para exportarlos a Centroamérica y Norteamérica, para lo cual se capturaron 75.000 individuos, lo que causó una gran baja en las poblaciones de la Boquilla, en Cartagena.

Otra de las amenazas que enfrenta la especie es la mortalidad por atropellamiento, lo cual ha sido reportado en el VIPIS, debido a la carretera Ciénaga-Barranquilla (Cardona 2017); en Barranquilla, en la vía de la Circunvalar de la Prosperidad (Sandoval 2021); en Cartagena, en la carretera Vía al Mar (Ramírez 2006); y se presume que puede ocurrir en las islas de San Andrés y Providencia, como sucede con el cangrejo negro *Gecarcinus ruricola*.

La captura regular de *C. guanhumí* es una amenaza. En Tolú y la Bahía de Cispatá, se le captura poniendo bejuco (*Macfadyena uncata*) en las madrigueras, cuyo veneno mata tanto al ocupante como a los cangrejos que pasan cerca, lo cual es problemático pues ocasiona la muerte de hembras y machos de todas las tallas (Schmalbach 1974, Barrios-Saucedo 2008).

En el Golfo de Urabá la principal amenaza para la población de *C. guanhumí* es la formación de barreras antrópicas, debido a la pérdida de los manglares por la reclamación de tierras y la degradación por la tala selectiva del manglar para subsistencia y comercialización ilegal (CORPOURABÁ 2003, Blanco *et al.* 2012). Sin embargo, el estudio de Arroyave-Rincón *et al.* (2014) encontró que los cangrejos pueden vivir en áreas alteradas, mientras conserven un sustrato estable para formar sus madrigueras, y mantener la conectividad con aguas subterráneas del nivel freático y la temperatura baja del suelo.

Otra posible amenaza, es la afectación del caparazón por bacterias quitinolíticas, lo cual se observó en varios ejemplares en el Parque Tayrona en 2016 (L. Cardona, obs. pers.) y en San Andrés en 2018 (N.H. Campos, obs. pers.). Actualmente se desconocen los efectos directos de estas bacterias sobre



C. guanhumi, sin embargo, se sabe que los daños generados por estas bacterias pueden ocasionar la muerte en otras especies de cangrejos (Vogan *et al.* 2008).

Finalmente, la contaminación por plásticos u otros residuos también puede constituir una amenaza para esta especie; en el 2016 se evidenciaron individuos de *C. guanhumi* alimentándose de pañitos húmedos presentes en basura arrojada en el manglar de Neguange (L. Cardona, obs. pers.). Se han reportado efectos negativos por la ingesta de microplásticos en otras especies de cangrejos semiterrestres (Brennecke *et al.* 2015), por lo tanto, es posible pensar que *C. guanhumi* también se puede ver afectado por esta problemática.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna dirigida a la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, VIPIS, y la Reserva de Biósfera Seaflower, entre otros, protegen parte del área de distribución de *C. guanhumi*.

Medidas de conservación propuestas

Para conservar la especie se proponen medidas como: 1. establecer períodos de veda durante sus tiempos de reproducción, migración y desove; 2. fijar una talla mínima de captura para machos y hembras, prohibiendo la captura de individuos juveniles; y 3. fijar una cuota de captura teniendo en cuenta que es una especie de crecimiento lento, de tal forma que se pueda llevar a cabo un aprovechamiento sostenible de este recurso.

Autoría

Luisa Francisca Cardona, Andrés Merchán y Néstor Hernando Campos.

Carpilius corallinus

(Herbst, 1783)



Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Carpiliidae Ortmann, 1893

Sinonimia

Cancer corallinus Herbst, 1783
Cancer marmarinus Herbst, 1804

Nombre común

Cangrejo de coral, Cangrejo reina, Cangrejo moro, Rompevivero

Categoría Nacional

Vulnerable VU A3cd

Nota Taxonómica

Anteriormente se consideró el género dentro de la familia Xanthidae, sin embargo, ahora es considerado un género monotípico con su propia familia, después del trabajo de Wetzer et al. (2003) con marcadores mitocondriales.

Justificación

Carpilius corallinus es una especie de cangrejo categorizado en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 como Vulnerable (VU), debido a que es capturada con redes y trampas en la pesquería artesanal e industrial de arrastre de camarón. Adicionalmente, el deterioro del hábitat



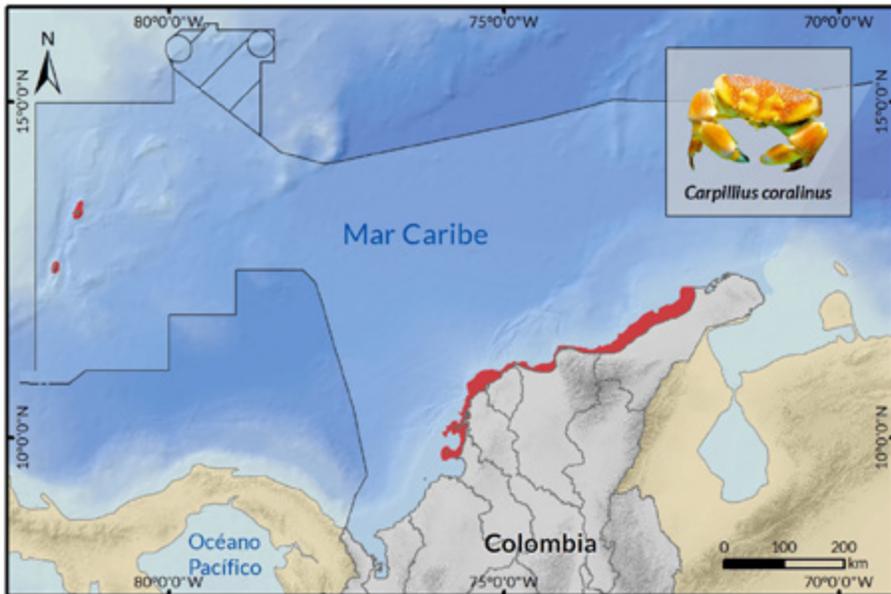


puede estar afectando las poblaciones de esta especie. Sin embargo, no existen estudios sobre las poblaciones de esta especie en Colombia, ni registros de observaciones a lo largo del tiempo. Actualmente la pesquería de arrastre de camarón en el Caribe colombiano es prácticamente inexistente, sin embargo, la especie soporta presión de pesca artesanal en algunas localidades, y dado que no existen nuevos datos para evaluar la condición de la especie se consideró mantenerla en la categoría Vulnerable.

Diagnosis

Ancho máximo del caparazón 14,4 cm en machos, y 12,2 cm en hembras (Rodríguez y Hendrickx 1992a). Frente doblada hacia la parte ventral del caparazón, completa en los adultos y dividida en los juveniles, la parte frontal se encuentra separada de las protuberancias laterales por un canal en forma de "U", no más largo que la protuberancia lateral. Longitud de la frente incluyendo las cavidades de los ojos, menos de la mitad del ancho del caparazón. Bordes laterales del caparazón lisos a excepción de un diente lateral, formando un arco casi completo con la frente. Dedo móvil de la quela mayor con dos dientes prensiles; dedo fijo con una espina larga. Apéndices caminadores comprimidos (Bermúdez *et al.* 2002b). Los ejemplares de esta especie presentan una coloración rojo ladrillo, algunas veces rojo vino, rojo coral, o rojo pálido, cubierto con manchas amarillas o escarlatas entre las cuales serpentean diseños blancos y amarillentos; apéndices caminadores con vetas y dactilos café (Bermúdez *et al.* 2002b).

Distribución geográfica



Global: en el Atlántico occidental formando dos franjas, la primera incluye la Florida, el Golfo de México y el Caribe (Abele y Kim 1986, Pequegnat y Ray 1974, Chace *et al.* 1986); la segunda constituye

el litoral de Brasil entre los estados de Pará y São Paulo (Melo 1996, Coelho *et al.* 2008, Francisco *et al.* 2021). Nacional: se distribuye ampliamente en el Caribe colombiano, en la costa continental se ha reportado desde el archipiélago de San Bernardo hasta la desembocadura del río Ranchería en La Guajira, y en la porción insular se ha registrado en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Lemaitre 1981, Arteta-Bonivento 2009, Molina-Bolívar *et al.* 2017). Ámbito de profundidad: 1-76,2 m (Laughlin 1982, Francisco *et al.* 2021).

Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia. Sin embargo, Arteta-Bonivento (2009) estudiaron los cangrejos del delta del río Ranchería, encontrando que *Carpilius corallinus* se encontraba en fondos a profundidades de hasta 3 m, en densidades que consideraron medias (1-2 ind/m²).

Ecología

Habita en arrecifes de coral y arenisca, y en fondos de grava en aguas someras, aunque puede encontrarse en aguas profundas sobre fondos arenosos (Bermúdez *et al.* 2002b), registrándose entre 5-50 m de profundidad (Laughlin 1982). También ha sido observado en praderas de *Thalassia testudinum* (Arteta-Bonivento 2009), y asociado a raíces de *Rhizophora mangle* (Molina-Bolívar *et al.* 2017). El cangrejo moro es una especie estenohalina y estenotérmica, que es más activo durante la noche (Wetzer *et al.* 2003), permaneciendo en el día oculto debajo de rocas y entre oquedades y bordes en los arrecifes de coral (Pinheiro *et al.* 2016).

La dieta de este cangrejo no ha sido estudiada en campo, pero se le ha visto alimentándose del erizo negro *Diadema antillarum* (Pequenat y Ray 1974), del gusano *Spirobranchus giganteus*, y del caracol *Calliostoma javanicum*, lo que sugiere una dieta generalista (Muller *et al.* 2020a).

La biología reproductiva de la especie es prácticamente desconocida. Laughlin (1982) encontró hembras ovígeras (talla 90-100 mm) durante todo el año en Venezuela. El apareamiento dura hasta dos días, el macho muere después (Laughlin 1982). En Brasil se registró una talla máxima de 162,45 mm para un macho (Carqueija y Silva 2012).

Usos

Se captura para consumo humano a nivel local (INCODER-UJTL 2014), y también se utiliza en acuicultura por su tamaño y color (A. Merchán, obs. pers.).

Amenazas

La especie es capturada con redes y trampas, conjuntamente con la langosta espinosa *Panulirus argus*, en la pesquería artesanal, y como captura incidental en la pesquería industrial de arrastre de camarón en algunas partes de su distribución global (Bermudez *et al.* 2002b). En Colombia la especie es capturada a nivel local en los archipiélagos de San Bernardo y del Rosario (Martínez-Viloria *et al.* 2011, INCODER-UJTL 2014). También, para la bahía de Taganga se registraron entre 2012 y 2014 un total de 64 individuos de *C. corallinus* en desembarques de pesca artesanal con nasas (Merlano



y García-Urueña 2018). Además, *C. corallinus* enfrenta el problema de la destrucción de su hábitat principal que son los arrecifes coralinos (Bermúdez *et al.* 2002b).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Corales de Profundidad, y la Reserva de Biósfera Seaflower protegen parte de su área de distribución en Colombia. No obstante, en algunos lugares de estas áreas protegidas se permite la pesca artesanal de subsistencia con diferentes artes, por lo tanto, la protección es relativa. Por ejemplo, para el PNN Corales del Rosario y de San Bernardo se ha reportado la captura de *C. corallinus* (Martínez-Viloria *et al.* 2011).

Medidas de conservación propuestas

Considerando la falta de información de la especie en el país, es necesario adelantar estudios acerca su biología (e.g. ciclo reproductivo) y ecología, que brinde insumos para su manejo, como son la talla reproductiva, épocas de apareamiento y desove, entre otros; esa información permitirá definir tamaños mínimos de captura y temporadas de veda del recurso (Bermúdez *et al.* 2002b). Así mismo, se requieren estudios para establecer su distribución y abundancia a lo largo del mar Caribe colombiano, así como su participación en la pesca artesanal.

Autoría

Andrés Merchán-Cepeda, Luisa Francisca Cardona y Luis Chasqui.

Emerita portoricensis

Schmitt, 1935



Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Hippidae Latreille, 1825

Nombre común

Cangrejo de arena, Mole crab, Cangrejo topo

Categoría nacional

Vulnerable VU A4c

Justificación

Emerita portoricensis es una especie de cangrejo asociado a la zona intermareal de las playas arenosas, registrado solo en cuatro localidades del Caribe continental colombiano. En todas las localidades se sospecha de una reducción en la población de la especie causada por el deterioro y pérdida de su hábitat, como consecuencia del desarrollo humano con el aumento de construcciones en zonas de playas, y la pérdida de playas en varias localidades debido a la erosión costera. Dado que las causas de la pérdida de hábitat no han cesado y se puede suponer razonablemente que van a continuar en el futuro próximo, es posible que la reducción poblacional continúe. Bajo estas premisas, y a pesar que no hay datos para estimar el porcentaje de reducción poblacional, los autores consideran que la especie debe ser considerada como Vulnerable en Colombia bajo el criterio A4c.

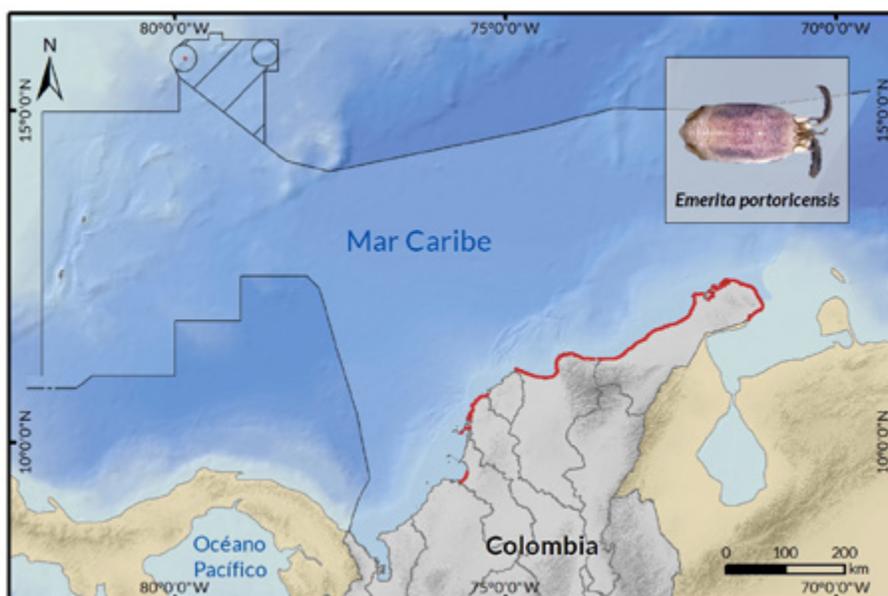


Diagnosis

Emerita portoricensis es un cangrejo de color arena o marrón amarillento, de caparazón ovalado cubierto con numerosas estrias en la superficie, que disminuyen gradualmente hasta el final del cuerpo del cangrejo. La longitud máxima del caparazón registrada en las hembras es de 19 mm, y en machos de 11 mm (Sastre 1990). Los bordes del caparazón son lisos a excepción de la región anterior, que está cubierta con finas proyecciones laterales. Presenta antenas largas y plumosas, formadas por numerosos filamentos finos, con las que filtra las partículas suspendidas para su alimentación (Trueman 1970).

Distribución geográfica

Global: se distribuye en el Océano Atlántico, desde Pensacola en la Florida a través del Caribe hasta el norte del Brasil, incluyendo las Antillas; con registros en México, Honduras, Belice, Jamaica, Puerto Rico, Colombia, Panamá, Venezuela, Trinidad y Tobago, y Brasil (Efford 1976, GBIF 2022c). Nacional: en el Caribe colombiano se ha reportado en localidades puntuales de los departamentos de La Guajira, Magdalena, Bolívar, y en el Golfo de Morrosquillo en el sector de Tolú. Existe un registro en el banco Serranilla (GBIF 2022c).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia.

Ecología

Habita en agregaciones en la zona intermareal de playas arenosas de zonas tropicales y subtropicales, donde está expuesta al continuo lavado del oleaje. De hábitos excavadores, se entierra con gran

velocidad en la arena húmeda de las playas. Es una especie filtradora que se alimenta de material suspendido que colecta con sus antenas plumosas, y también de la materia orgánica depositada en la arena. Es una especie dioica; la madurez se da con un tamaño aproximado de 7 mm de longitud del caparazón en las hembras, y de 5 mm en los machos. Las poblaciones de la especie presentan notables fluctuaciones estacionales, relacionadas con el éxito del reclutamiento de las larvas megalopas (Trueman 1970, Sastre 1990).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La principal amenaza en Colombia para la especie es el detrimento de las playas arenosas del Caribe continental, pues constituyen su hábitat esencial. Factores de deterioro de esos ecosistemas como la erosión costera, el uso intensivo de las playas, y el desarrollo costero en primera línea de playa sin duda amenazan a esta y otras especies que las habitan.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, pero las áreas protegidas Vía-Parque Isla de Salamanca, y el Parque Nacional Natural Tayrona incluyen parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Para proponer medidas de conservación para la especie es necesario obtener información completa de su distribución y abundancia en Colombia, la cual sumada a una caracterización adecuada de su hábitat permitirá determinar áreas clave y el manejo que debe darse de las presiones existentes.

Autoría

Andrés Merchán, Néstor Hernando Campos y Luis Chasqui.

Gecarcinus lateralis

Guérin, 1832



Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802

Familia Gecarcinidae MacLeay, 1838

Sinonimia

Gecarcinus depressus de Saussure, 1857

Ocypoda lateralis (Guérin, 1832)

Nombre común

Cangrejo rojo, Shankey crab

Categoría Nacional

Vulnerable VU A4c

Justificación

Gecarcinus lateralis es una especie de cangrejo terrestre asociado a bosques costeros en localidades puntuales a lo largo del Caribe. Se sospecha de una reducción en la población de la especie causada por el deterioro de su hábitat en todas las localidades, como consecuencia del desarrollo costero. Adicionalmente, en San Andrés la especie sufre una alta mortalidad por atropellamiento en las vías, y por el uso como carnada para pesca. Dado que las causas de la pérdida de hábitat no han cesado y se puede suponer razonablemente que van a continuar en el futuro próximo, es posible que la reducción poblacional sospechada continúe. Bajo estas premisas, y a pesar que no hay datos para estimar el porcentaje de reducción poblacional, los autores consideran que la especie debe ser categorizada como Vulnerable en Colombia bajo el criterio A4c.

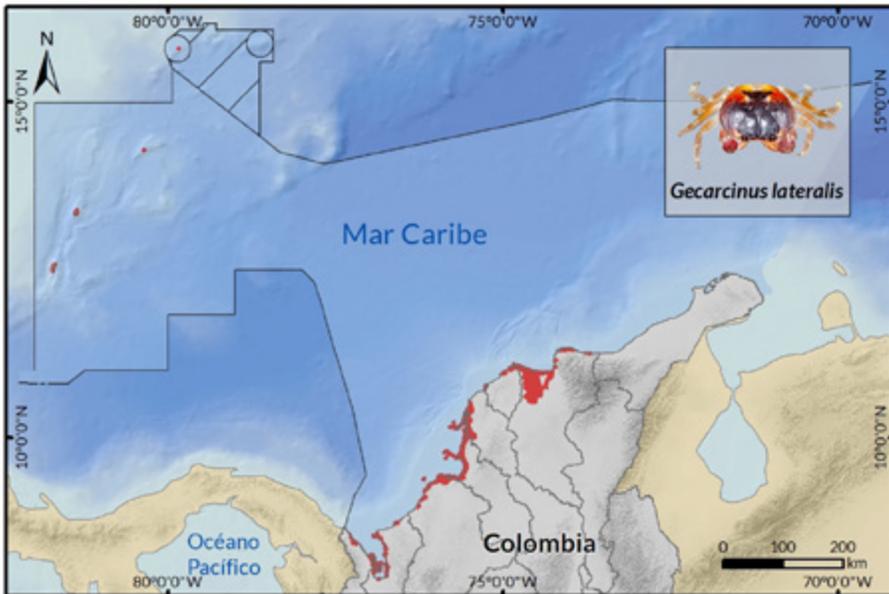
Diagnos

El tercer maxilípodo no alcanza a cubrir el epistoma y presenta un meropodito hendido (fisura terminal). El apéndice córneo del gonopodito está desplegado, enrollado tan solo sobre el borde dorsal; el palpo es largo. Los dactilopoditos de los pereiópodos (1-5) presentan espinulaciones dispuestas en 4 o 6

hileras. Caparazón liso, con una hendidura cervical poco marcada y una hendidura medial bifurcada. Coloración: caparazón con una gran zona central oscura, con manchas amarillentas sobre la hendidura cervical y la región cardíaca. Bordes laterales (región branquial) de color púrpura, con tonalidades rojo-anaranjado (Prahl y Manjarrés 1984).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental desde la Florida, incluyendo las Antillas, Bermuda, y la costa de Centro y Suramérica hasta las Guayanas. Nacional: en el Caribe colombiano, con registros en los departamentos del Chocó (Acandí), Córdoba (Paso Nuevo), Bolívar (Barú, La Boquilla, Tierrabomba, Archipiélago de San Bernardo), Magdalena (isla de Salamanca, Santa Marta, Bahía Concha, Cañaverales, Buritaca, Don Diego). En las islas de San Andrés y Providencia (Prahl y Manjarrés 1984, Campos y Manjarrés 1988, Rivera *et al.* 2021).



Población

No existe información poblacional de la especie en Colombia.

Ecología

Gecarcinus lateralis habita principalmente en madrigueras que cava en pantanos, manglares, playas de arena, pastizales y vegetación en zonas costeras cercanas al mar, al cual regresan para liberar sus larvas durante la época reproductiva. Estos cangrejos son principalmente herbívoros pero algunas veces consumen materia animal si está disponible. El hábitat de la especie es discontinuo, pues requiere de ciertas condiciones para cavar sus madrigueras, por eso no se distribuye de manera homogénea a lo largo de la costa (Bright y Hogue 1972, Rodríguez-Galicia *et al.* 2017).



Usos

En Colombia la especie se utiliza en la medicina tradicional y como carnada para pescar. Se ha demostrado su uso desde épocas precolombinas en México (Rodríguez-Galicia *et al.* 2017).

Amenazas

Se cree que la amenaza más importante para la especie en la costa continental es la pérdida de hábitat debido al desarrollo de infraestructura costera. En la región de Santa Marta (Magdalena), se ha observado que el crecimiento urbanístico desmedido en el frente de playa afecta el hábitat de la especie; lo mismo posiblemente ocurre en otras ciudades costeras como Barranquilla, y Cartagena, entre otras. En la isla de San Andrés el atropellamiento en las vías se considera una amenaza importante para el cangrejo rojo.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, pero las áreas protegidas Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona, Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo, Vía-Parque Isla de Salamanca, y Parque Nacional Tayrona incluyen parte de su área de distribución en Colombia. En áreas como Punta de Betín, Santa Marta, en donde era muy abundante hace años, se espera que, con la limitación de ingreso a esa zona, la población se haya incrementado.

Medidas de conservación propuestas

Se requieren estudios poblacionales de la especie, especialmente en áreas donde confluyen una presencia importante del cangrejo rojo con múltiples amenazas a su supervivencia, como es el caso de la isla de San Andrés, entre otras. El manejo de la zona costera en Colombia, y en particular el desarrollo de infraestructura es algo que debe revisarse, no solo por la amenaza que representa para especies que tiene ahí su hábitat, sino también por los problemas sociales futuros frente a las perspectivas de aumento en el nivel del mar y de amenazas por erosión de zona costera.

Autoría

Andrés Merchan, Néstor Hernando Campos, Luisa Francisca Cardona y Luis Chasqui

Gecarcinus ruricola

(Linnaeus, 1758)

Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Gecarcinidae MacLeay, 1838

Nombre común

Cangrejo Negro, Cangrejo Zombie, Cangrejo Rural, Black Land Crab, Black Crab, Malata

Sinonimia

Cancer ruricola Linnaeus, 1758
Ocypode tourlourou Latreille, 1803
Gecarcinus agricola Reichenbach, 1828
Ocypode rubra Fréminville, 1835

Categoría Nacional

En Peligro EN A4bcd; B1ab (ii, iii, v) + 2ab (ii, iii, v)



Justificación

Gecarcinus ruricola es una especie de cangrejo que en Colombia solo se encuentra en el archipiélago de San Andrés y Providencia, donde se aprovecha de manera artesanal por los locales. Las investigaciones realizadas en las islas muestran una reducción poblacional asociada a las capturas de alrededor del 42 % en un periodo de 10 años (2004-2014), que implica una tasa anual de pérdida del 4 % que al ser proyectada a 15 años (tres generaciones de cinco años) permite suponer una reducción poblacional alrededor del 60 %, por lo cual la especie se categoriza En Peligro bajo el criterio A4. Adicionalmente, para Colombia la extensión de presencia del cangrejo negro es menor a 5.000 km², y su área de ocupación es de aproximadamente 16 km² en solo tres localidades, las cuales enfrentan procesos de fragmentación y transformación de la cobertura vegetal implicando también un nivel de amenaza bajo el criterio B.

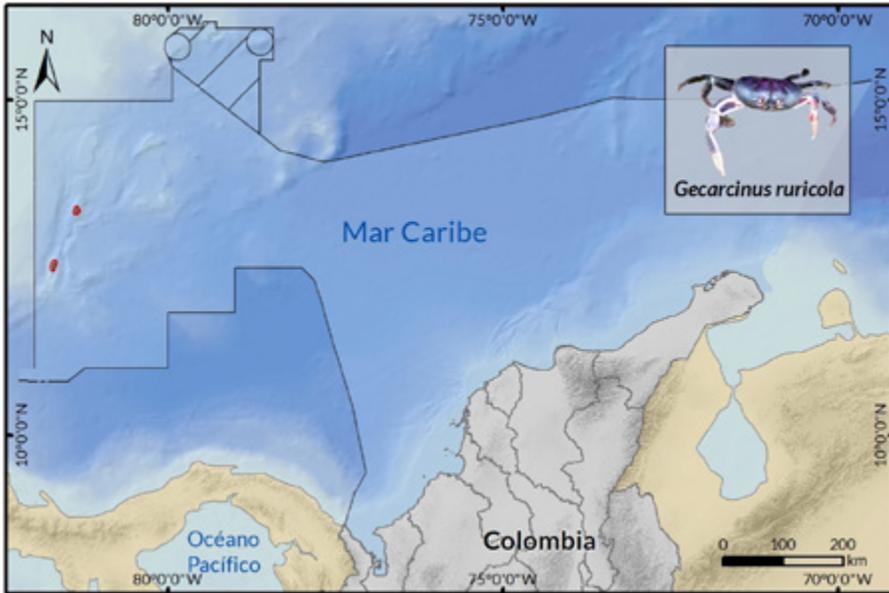
Diagnos

Es un cangrejo de tamaño grande (107,1 mm ancho de caparazón, Hartnoll *et al.* 2006). Ancho fronto-orbital mayor que un tercio del ancho del caparazón. Los maxilípedos cubren el epistoma y las cavidades antenulares; merus suboval y subentero. Quelípedos iguales. Patas con seis hileras de espinas. Regiones branquiales prominentes hacia los lados. Sutura cervical muy profunda, terminando anteriormente en un hoyo cerca del ángulo orbital. Sutura profunda que atraviesa un tercio de la longitud del caparazón; región cardíaca profundamente delineada. Superficie cubierta densamente con gránulos deprimidos, regiones laterales con estrías granulares oblicuas finas. Margen denticulado muy corto. Los maxilípedos externos llegan a la parte anterior de las cavidades antenares, ocultando así el epistoma y ambos pares de antenas. La medida del isquion en su margen externo es un poco más larga que el merus, y

no mucho más largo que su propio ancho. Segmento terminal del abdomen aproximadamente de la mitad del ancho del sexto segmento. La coloración del caparazón es predominantemente púrpura, con tonalidades rojizas y campos oscuros; con dos manchas gris-azulosas a manera de ocelos en la región metabranquial (Prahly y Manjarrés 1984).

Distribución geográfica

Global: restringida a islas caribeñas (Baine *et al.* 2005). Nacional: en Colombia solo se encuentra en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.



Población

En 1999 la densidad poblacional estimada en Colombia fue de 1,45 ind/m², con una población total estimada de 8.787.016 ± 4.393.508 individuos, contando las madrigueras presentes en la parte occidental de la isla de Providencia (área de 6.067.996 m²) (Sjogreen 1999). En el año 2004 se empleó un nuevo método con el cual se estimó la existencia de 2.894.636 individuos para las islas de Providencia y Santa Catalina, y de 771.828 individuos para San Andrés (Atkin 2004). Posteriormente, en el 2009 se estimó una población total de 1.358.538 individuos en época de lluvias, y 1.614.182 individuos en época seca para Providencia y Santa Catalina (Llanos 2009). Finalmente, Hommerick (2015) estimó la presencia de 1.959.483 individuos en Providencia y Santa Catalina en época seca.

Los individuos de *G. ruricola* presentes en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina constituyen una sola población, y los datos indican que la sub-población de Providencia y Santa Catalina es mayor que la de San Andrés. La densidad y la abundancia de la especie muestra algunos cambios con respecto a la época hidrolimática, a nivel de cuencas y coberturas, lo cual se evidenció entre los años 2004 a 2009 (Llanos 2009).

Ecología

El hábitat principal del cangrejo negro es el bosque seco tropical en el archipiélago. La especie se ubica hasta unos 1.600 m de la costa y hasta 270 m de altura, donde ocupa generalmente las vertientes boscosas de las quebradas. Se puede afirmar que la distribución de este cangrejo no es uniforme y está limitada a los biotopos sombreados, con luminosidad que va de 800 a 1000 Lux (Sjogreen 1999).

En Colombia, el hábitat esencial del cangrejo negro corresponde al área de las coberturas vegetales del bosque abierto bajo y vegetación secundaria alta, equivalente al 33,4 % del territorio terrestre de Providencia y Santa Catalina (738,12 ha). Esta especie hace madrigueras en el suelo y por lo general tiende a ocupar zonas de troncos caídos y hojarasca, que le sirven de “escondite” de posibles depredadores; también en grietas de rocas, y se le encuentra con gran facilidad entre las raíces de los árboles de cockspur (*Acacia collinsii*) (Sjogreen 1999, Atkin 2004, Llanos 2009).

Este cangrejo es de hábitos omnívoros, alimentándose principalmente de detritos, aunque también consume las frutas, plántulas o animales que estén a su alcance. Durante el día permanecen en las madrigueras que ellos mismos construyen, pues su patrón de actividad es estrictamente nocturno (Atkin 2004).

Presentan una época de migración una vez al año, que guarda relación con la precipitación y las fases de la luna; en ese momento las hembras ovadas, y algunos machos, migran del bosque hacia la zona litoral a desovar en el mar, posteriormente se vuelven a movilizar hacia las madrigueras (Baine *et al.* 2007).

Usos

En el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina el cangrejo negro es capturado para consumo, y constituye una importante fuente económica; además, la especie es símbolo de identidad cultural y parte fundamental de la gastronomía nativa raizal, y en general de todos los habitantes de las islas. Es un ingrediente principal de un gran número de platos, algunos con una amplia tradición, como la sopa de cangrejo, el cangrejo en su caparazón, el rondón de cangrejo, las empanadas de cangrejo, las bolas de cangrejo, el cangrejo asado, el cangrejo guisado, el arroz de cangrejo y las muelas de cangrejo, entre otros (CORALINA 2015).

En el pasado la especie se usaba para pescar en las islas, de dos maneras: como cebo, para lo cual se maceraba y se ponía dentro de una concha de caracol que se arrojaba en el sitio de pesca para atraer a los peces; el otro uso era como carnada, donde se ponían partes del cangrejo en los anzuelos para pescar.

Amenazas

La extinción de poblaciones silvestres en islas oceánicas suele resultar tras la aparición de una intensa presión de depredación por especies invasoras, o debido a la explotación humana. Así, una de las principales amenazas para el cangrejo negro en Colombia es la sobreexplotación (Hommerick 2015), dada su amplia demanda por parte de los cazadores nativos, mayormente en la isla de Providencia (Baine *et al.* 2005).

Adicionalmente, la alta demanda de carne y muelas de cangrejo, por parte de hoteles, restaurantes y comunidad en general en San Andrés y en Providencia constituye una amenaza. Por ejemplo, en Providencia se pueden estar cazando anualmente un millón de cangrejos, y al menos medio millón en San Andrés (Baine *et al.* 2005).



Por otro lado, la mayoría de las capturas del cangrejo se dan durante el periodo reproductivo, cuando se capturan las hembras ovadas y las de mayores tamaños, que a su vez son las que tienen mayor potencial reproductivo, generando así una pérdida del potencial de entre 20.000 y 180.000 larvas (Sjogreen 1999, Llanos 2009). Adicionalmente, durante el periodo de migración se presenta una alta mortalidad en adultos, en especial hembras y reclutas, a causa del tránsito vehicular (Sjogreen 1999, Baine *et al.* 2005).

Otra amenaza importante para la especie es la pérdida de hábitat debido a procesos de fragmentación y transformación de la cobertura vegetal original en las islas, que difiere en cuanto a intensidad, y causas (e.g. cultivos, ganadería, tala, quema, urbanismo), siendo mayor en San Andrés que en Providencia y Santa Catalina (Baine *et al.* 2005).

Medidas de conservación tomadas

En el 2002, la autoridad ambiental del departamento archipiélago, CORALINA, desarrolló el proyecto “Sustainable management of the black land crab, San Andrés Archipiélago, Colombia” financiado por Darwin Initiative de Gran Bretaña en cooperación con la Universidad Heriot-Watt de Escocia, del cual se obtuvo importante información biológica y ecológica, base para la Resolución 1132 de 2005 y el decreto 056 de 2001, que actualizaron la reglamentación existente, estableciendo la talla mínima de captura en 60 mm ancho caparazón durante cualquier época del año; además se ordenó la reducción de la velocidad (20 km/h) entre las 6 PM-6 AM para los vehículos que transitan las zonas de migración, y se estableció el periodo de veda anual desde el 1 de abril hasta el 31 de julio, así como los retenes desde Lazy Hill hasta Southwest (Baine *et al.* 2007, Alayón 2005).

Medidas de conservación propuestas

Se propone una reestructuración del Plan de conservación del cangrejo negro, incluyendo una delimitación, zonificación y monitoreo de hábitats esenciales, evaluaciones de la efectividad de los periodos de veda relacionados con su migración, teniendo en cuenta las variaciones en la distribución y abundancia de la especie a través de los años.

Es importante unificar las metodologías de estimación de abundancia del cangrejo negro en las islas de Providencia y Santa Catalina, con sitios de muestreo preestablecidos. Adicionalmente, en el censo de parcelas permanentes, se debe incluir medición de variables micro-climáticas (e.g. luminosidad, pH, temperatura y humedad) en hojarasca y suelo, para analizar la preferencia de hábitat del cangrejo y entender las condiciones óptimas de desarrollo de la especie. Se recomienda continuar con el monitoreo de las parcelas permanentes instaladas en la isla de Providencia, ubicando las nuevas parcelas previstas sobre coberturas que incluyan el hábitat esencial del cangrejo.

Realizar un estudio de factibilidad para acuerdos de conservación, en el cual se incluyan los cazadores de cangrejo negro, considerando en los acuerdos la participación comunitaria en programas de educación ambiental, censos comunitarios de cangrejo negro, y el reconocimiento público por liderazgo en temas de conservación de la especie.

Autoría

Alberto Acosta, Marcela Bueno Martínez, Valentina Echeverry Guerra, Katherine Bernal, Sheily Orozco Archbold, David Acevedo, Selene Rojas Aguirre, Andrés Merchán, Arnold Fonseca, Bibian Martínez, Néstor Hernando Campos y Luis Chasqui.

Hippa testudinaria

(Herbst, 1791)



Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802

Familia Hippidae Latreille, 1825

Nombre común

Cangrejo topo

Sinonimia

Cancer testudinarius Herbst, 1791

Hippa cubensis (de Saussure, 1857)

Remipes barbadensis Stimpson, 1858

Remipes cubensis de Saussure, 1857

Categoría nacional

Vulnerable VU A4c

Justificación

Hippa testudinaria es una especie de cangrejo asociado a la zona intermareal de las playas arenosas, registrado solo en dos localidades del Caribe continental colombiano, y en el archipiélago de San Andrés y Providencia. Se sospecha de una reducción en la población de la especie, pues actualmente no se encuentra con frecuencia, y se registra una gran disminución de sus poblaciones en aquellos sitios donde antes fue muy abundante (N.H. Campos, obs. pers.), lo cual estaría asociado al deterioro y pérdida de las playas en diferentes áreas del Caribe continental colombiano, como consecuencia del desarrollo humano en zona costera (e.g. urbanización y turismo masivo), y posiblemente a procesos de erosión de la línea de

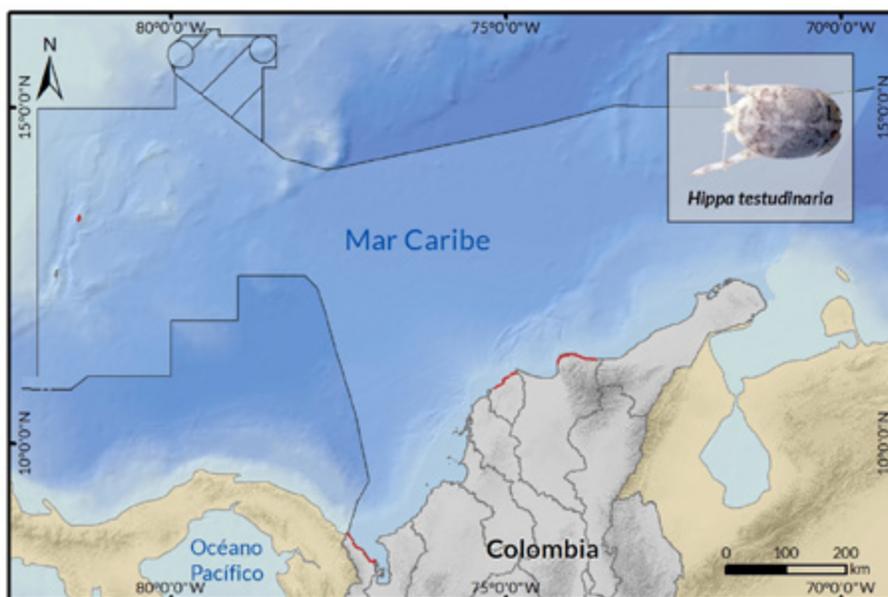
costa. Dado que las causas de la pérdida de hábitat no han cesado y se puede suponer razonablemente que van a continuar en el futuro próximo, es posible que la reducción poblacional continúe. Bajo estas premisas, y a pesar que no hay datos para estimar el porcentaje de reducción poblacional, los autores consideran que la especie debe categorizarse como Vulnerable en Colombia bajo el criterio A4c.

Diagnosis

Caparazón convexo, aplanado dorso-ventralmente. Margen anterior sinuoso con dos lóbulos anterolaterales poco evidentes. Rostro corto, ligeramente redondeado. Sinos oculares bajos, pedúnculos oculares cortos con extremo distal alargado, y con una córnea nítida. Anténulas largas, flagelos superiores con 38 articulaciones, e inferiores con 3 articulaciones. Escafoerito triangular con ápice redondeado. Antenas cortas con 10 articulaciones. Terceros maxilípedos con el acodado triangular con extremo distal agudo. Primeros pereiópodos con dáctilo más largo que ancho, y con carinas dorsal y ventral con cuatro franjas oblicuas, mitad transparente y mitad blanca. Urópodos con protopodito más largo que ancho. Exopodito ovalado y endopodito ligeramente triangular. Telson lanceolado (Schmidt de Melo 1999).

Distribución geográfica

Global: se distribuye en el Océano Atlántico, tanto en América en las costas de Estados Unidos, México, Barbados, Puerto Rico, Trinidad y Tobago, Cuba, las Bahamas, Colombia, Los Roques, las Islas Vírgenes, y las Antillas Menores, como también en la costa africana en Nigeria, islas Saint Paul, y Angola (Hanson 1969, Poupin 2018, GBIF 2022d). Nacional: en el Caribe colombiano se ha reportado en Sapzurro, Puerto Colombia, Bahía Concha, y la isla de Providencia (Campos y Manjarrés 1988, GBIF 2022d). Ámbito de profundidad: 0-100 m (Poupin 2018).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia.

Ecología

El cangrejo topo habita en zona intermareal de playas arenosas de zonas tropicales y subtropicales. Es de hábitos excavadores. Se alimenta de organismos pequeños de forma oportunista, y también de la materia orgánica depositada en la arena (Campos y Manjarrés 1988, Sastre 1997).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

Las principales amenazas en Colombia para la especie son el deterioro de las playas arenosas del Caribe continental, pues constituyen su hábitat esencial. Factores de deterioro de esos ecosistemas como la erosión costera, el uso intensivo de las playas, y el desarrollo costero en primera línea de playa sin duda amenazan a esta y otras especies que las habitan.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, pero las áreas protegidas Parque Nacional Natural Tayrona, y Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, incluyen zonas donde se ha reportado la presencia de la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Para proponer medidas de conservación para la especie es necesario obtener información completa de su distribución y abundancia en Colombia, la cual sumada a una caracterización adecuada de su hábitat permitirá determinar áreas clave y el manejo que debe darse de las presiones existentes.

Autoría

Andrés Merchán, Néstor Hernando Campos y Luis Chasqui.

Maguimithrax spinosissimus

(Lamarck, 1818)



Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802

Familia Mithracidae MacLeay, 1838

Nombre común

Cangrejo rey del Caribe

Sinonimia

Maia spinosissimus Lamarck, 1818

Mithrax spinosissimus (Lamarck, 1818)

Damithrax spinosissimus (Lamarck, 1818)

Categoría Nacional

Vulnerable VU B2ab(iii)

Notas taxonómicas

Windsor y Felder (2014) ubicaron a *Mithrax spinosissimus* dentro del género *Damithrax*, con base en evidencia morfológica y molecular. Sin embargo, análisis posteriores del registro fósil del Atlántico occidental y en particular del mar Caribe, junto con ciertas diferencias morfológicas hicieron que Klompmaker *et al.* (2015) separaran a *D. spinosissimus* de los otros *Damithrax*. Actualmente el nombre válido para el cangrejo rey del Caribe es *Maguimithrax spinosissimus*.

Justificación

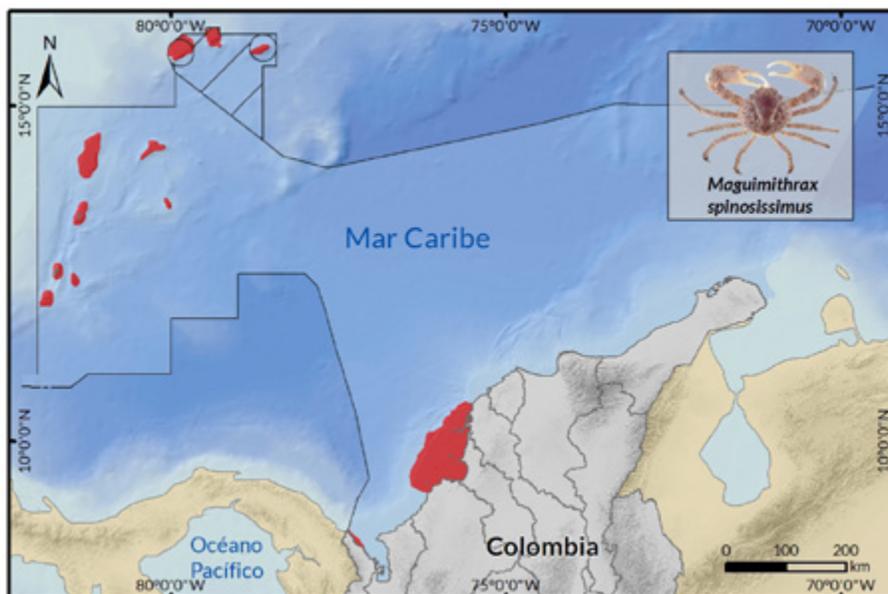
Maguimithrax spinosissimus es una especie con una extensión de presencia amplia en el Atlántico Occidental Tropical, sin embargo, su hábitat conocido se restringe principalmente a los arrecifes coralinos y oquedades rocosas, lo que supone un área potencial de ocupación restringida y discontinua, con el agravante que los arrecifes de coral están en un proceso de deterioro por su sensibilidad a tensores asociados al cambio climático global. El área de ocupación de la especie en el país es de 723,3 km², calculada utilizando las unidades ecológicas que le brindan hábitat en el Caribe colombiano continental (175,28 km²) e insular (548,01 km²); sin embargo, debido a la degradación en la calidad del hábitat su área de ocupación actual puede ser incluso menor, y se espera continúe disminuyendo frente a amenazas latentes como el calentamiento global y la acidificación de los océanos. Sumado a esto, se ha encontrado para el país dos stocks genéticos, lo que señala la existencia de dos poblaciones con baja posibilidad de intercambio genético. Por otra parte, diferencias significativas en las tallas entre localidades sugieren que en algunas los ejemplares estarían madurando precozmente, un efecto común de la presión por pesca. Por estas razones se considera adecuado mantener la categoría Vulnerable, pero cambiando a criterio B2ab(III), frente a la ausencia de información cuantitativa para sustentar el criterio de reducción del tamaño poblacional.

Diagnosis

Maguimithrax spinosissimus es uno de los cangrejos nativos más grandes en el Atlántico Occidental tropical y subtropical, con un caparazón de hasta 180 mm y un peso de hasta 3 kg. Caparazón un poco más ancho que largo, cubierto por espinas cortas, de las cuales las centrales son redondeadas, mientras que el resto son más agudas; surco cervical profundo; regiones hepática y cardíaca delimitadas claramente. Rostro pequeño formado por dos cuernos cortos truncados, separados por una muesca en forma de "U" tan ancha como el largo de los cuernos; dos espinas en la base de los cuernos y dos más detrás de estas, pero más separadas. Bordes laterales del caparazón espinosos, con las dos primeras espinas dobles. Quelas de los machos adultos, grandes, más largas que los apéndices caminadores; mero con ocho o nueve espinas fuertes en el margen superior. En las hembras las quelas son menos robustas y no son tan largas como los apéndices caminadores. Caparazón de color rojo carmín brillante con tintes amarillos, o rojo oscuro; quelas y apéndices caminadores rojizos con puntas amarillas (Bermúdez *et al.* 2002c).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental desde Carolina del Sur, Estados Unidos, a través del Golfo de México hasta Nicaragua, y a través de las Antillas hasta Venezuela (Rodríguez y Hendrickx 1992a). Nacional: en el Caribe colombiano se ha registrado para el archipiélago del Rosario y San Bernardo, el PNN Corales de Profundidad, Isla Fuerte y Capurganá en la porción continental, y en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y sus bajos y bancos aledaños (Castro *et al.* 2007, Martínez-Campos 2014, Campos *et al.* 2015, Hurtado-Alarcón 2016, L. Chasqui obs. pers.). Ámbito de profundidad: 0-200 m (Baeza *et al.* 2012).



Población

No existen datos sobre el tamaño poblacional de la especie en Colombia, pero algunos trabajos han avanzado en la caracterización de las poblaciones. Campos *et al.* (2015) encontraron que la distribución de las frecuencias de tallas de machos y hembras de *M. spinosissimus* en el Caribe colombiano se mantiene cercana a la proporción 1:1. Para la isla de Providencia la proporción de machos y hembras fue de 0,319, y con relación a las hembras ovadas y no ovadas la proporción fue 1:0,5. En cuanto a las islas del Rosario, la relación entre machos y hembras presentó un valor de 0,178, y la proporción entre hembras ovadas y no ovadas fue de 1:0,5. Finalmente, en San Bernardo se presentó una relación de 0,162, y una proporción entre hembras ovadas y no ovadas de 1:0,5. Por otra parte, las tallas de los individuos en la localidad de Providencia son en promedio similares a las registradas en Jamaica, pero mayores que las registradas en Panamá y Estados Unidos; mientras que las tallas de las poblaciones en las islas cercanas al continente, son más pequeñas y similares a las registradas en Panamá, localidad en la que se reconoce un efecto del impacto pesquero sobre la especie (Martínez-Campos *et al.* 2016).

Ecología

El cangrejo rey del Caribe habita usualmente en aguas someras entre 0-20 m de profundidad, sin embargo, puede hallarse hasta los 200 m (Baeza *et al.* 2012). Se encuentra entre las grietas de las formaciones de coral, es de hábitos nocturnos y se alimenta de macroalgas carnosas o calcáreas (Butler y Mojica 2012). En cautiverio la especie llega a ser omnívora (Rodríguez y Hendrickx 1992a). En las áreas coralinas de Providencia se le ha encontrado en las unidades ecológicas octocorales-corales mixtos, y en las zonas dominadas por *Orbicella* sp., sobre formaciones que consisten en estructuras altas y con forma de pináculos con oquedades amplias, a profundidades aproximadas de 12 m (Martínez-Campos 2014).

Existen registros históricos de la especie en el archipiélago de San Andrés, donde se ha encontrado en el sublitoral sedimentario dominado por macrófitas, que incluyen mantos de rodolitos y sedimentos mixtos dominados por algas rojas, arrecifes biogénicos y hábitats de lecho de roca que soportan comunidades de algas, principal alimento de la especie (Martínez-Campos *et al.* 2016). Por otra parte, hacia las islas cercanas al continente la especie fue colectada a menor profundidad (5-8 m), en zonas dominadas por *Orbicella* sp., y en áreas de corales mixtos. En San Bernardo se encontró en formaciones coralinas dominadas por *Agaricia tenuifolia*, todas ellas formando estructuras de altura baja con oquedades más pequeñas (Martínez-Campos 2014).

Poco se conoce sobre la historia de vida de *M. spinosissimus*, pero como se ha reportado para otros majidos, presenta dos estadios larvales (zoea) (Tunberg y Creswell 1988), el primero con una duración de 1,5-2 días, y el segundo entre 1-2 días, para luego alcanzar el estadio de megalopa, periodo que dura 3-4 días, y después convertirse en un juvenil (Tunberg y Creswell 1991).

Usos

La especie es apetecida para consumo humano por su palatabilidad y tamaño, especialmente los machos que contienen mayor cantidad de músculo en sus quelípedos, que son sustancialmente más desarrollados que en las hembras.

Amenazas

El cangrejo rey del Caribe es un recurso apreciado por pesquerías artesanales locales, cuyo carácter de recurso pesquero no está legalmente establecido en Colombia, por lo tanto, carece de reglamentación de uso (Castro *et al.* 2007).

En el Archipiélago de San Andrés y Providencia existe pesca incidental de *M. spinosissimus* en la pesquería de langosta. Por ejemplo, Castro *et al.* (2007) registraron capturas por faena estándar de 138 *M. spinosissimus* en Serranilla, 285 para Quitasueño, y 309 para la localidad de Tres Esquinas. El efecto de la presión pesquera parece reflejarse en tallas de madurez menores en la costa continental, principalmente en las islas del Rosario (Campos *et al.* 2015, Martínez-Campos 2014).

La distribución fragmentada de la especie, que se evidencia en una marcada estructuración genética (Hurtado-Alarcón 2016), hace que las poblaciones se encuentren en peligro de entrar en cuellos de botella por la pérdida de diversidad genética. Por ser una especie con poblaciones asociadas a hábitats particulares en aguas someras de islas pequeñas su área de ocupación es reducida, y al existir poco intercambio genético entre localidades, la vulnerabilidad a eventos estocásticos puede ser mayor. Además, la crisis actual de los arrecifes coralinos asociada con el cambio climático global y la acidificación de los océanos, es una amenaza para la especie por ser este su hábitat principal (Martínez-Campos *et al.* 2016). La probabilidad de adquirir enfermedades, entre ellas infecciones bacterianas (que ya han sido registradas), e infestaciones de ectoparásitos, es una amenaza latente (Campos y Barrera 2019).

Estudios en genética de poblaciones de *M. spinosissimus* con marcadores mitocondriales muestran dos stocks genéticos en el Caribe colombiano, uno en el Archipiélago oceánico y otro en el continente, entre los cuales no hay intercambio genético, con tiempos de divergencia entre 16.000-21.600 años



para la región control y 10.200-43.800 años para el gen COI, lo que indica dos poblaciones que se encuentran aisladas desde el Pleistoceno. Se cree incluso que esas poblaciones representan dos especies crípticas diferentes (Hurtado-Alarcón 2016, Hurtado-Alarcón *et al.* 2018). Por otra parte, estudios con microsatélites señalan que en el continente existen tres sub-poblaciones: Isla de los Pájaros en Capurganá, Isla Fuerte, y Rosario-Tintipán (Hurtado-Alarcón 2016).

En conclusión, los estudios sugieren que en Colombia existen dos poblaciones geográficamente aisladas, y que la población de la costa continental se ha venido fragmentando y estructurando en sub-poblaciones pequeñas restringidas a islas, entre las cuales la posibilidad de intercambio genético es baja considerando la biología de la especie, como periodos larvales cortos (6 días) que reducen la capacidad de dispersión (Hurtado-Alarcón 2016, Martínez-Campos *et al.* 2016, Hurtado-Alarcón *et al.* 2018).

Finalmente, la presencia de algunas lesiones bacterianas, parasitismo y ecto-parasitismo, han sido también documentadas en especímenes del Archipiélago oceánico y en las islas más cercanas al continente; lo que también podrían convertirse en una amenaza importante para las poblaciones de *M. spinosissimus* en el futuro próximo (Campos y Barrera 2019).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna dirigida a la especie en Colombia; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Corales del Rosario y San Bernardo, Corales de Profundidad, y Old Providence McBean Lagoon, así como la Reserva de Biósfera Seaflower protegen gran parte de su área de distribución en el país.

Medidas de conservación propuestas

Es urgente evaluar el estado poblacional de la especie (densidad) en toda su área de distribución, ya que al parecer no es tan abundante como para sostener una explotación pesquera. La especie requiere de una mayor regulación pesquera, principalmente en lo que concierne a la talla mínima de captura, tomando en cuenta que dichos tamaños son diferentes entre las poblaciones del Archipiélago y las de islas cercanas al continente, pues las tallas de madurez de las últimas son notablemente más pequeñas. El establecer periodos de veda para disminuir la presión sobre la especie durante los períodos críticos de apareamiento, desove y desarrollo de adultos, puede favorecer la conservación del recurso.

Autoría

Néstor Hernando Campos, Bibian Martínez y Santiago Millán.

Panulirus argus

(Latreille, 1804)



Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Palinuridae Latreille, 1802

Nombre común

Langosta espinosa, Caribbean spiny lobster

Sinonimia

Palinurus americanus H. Milne Edwards, 1837
Palinurus argus Latreille, 1804
Palinurus ricordi Guérin-Méneville, 1836

Categoría Nacional

Vulnerable VU A4bde

Justificación

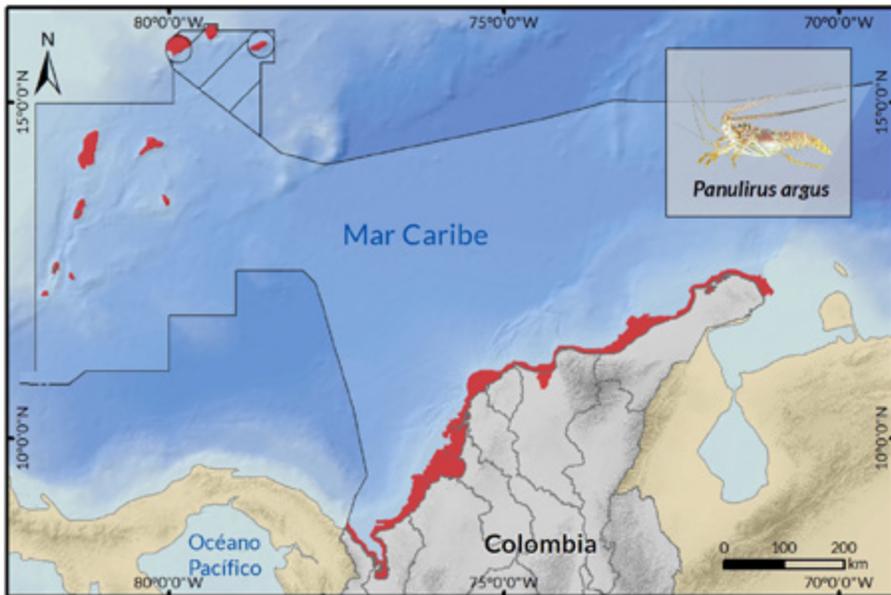
Panulirus argus es una especie con distribución en todo el Caribe colombiano, tanto insular como continental, que soporta una pesquería dirigida de tipo industrial y artesanal en la mayor parte de su distribución, con La Guajira y el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina sosteniendo el 90 % de las capturas de la especie en el país. Los datos de estadística pesquera disponibles sugieren reducciones poblacionales en La Guajira. En el archipiélago de San Andrés y Providencia se identificó una reducción en las capturas desde la década de los 90, sin embargo, la información de los últimos años sugiere una recuperación de la población. Considerando lo anterior es adecuado conservar la categoría de Vulnerable (VU) asignada a la especie en la evaluación publicada en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002, ajustando los criterios para incluir la amenaza potencial que representa la enfermedad PaV1.



Diagnosis

Caparazón cubierto con líneas longitudinales de espinas; espinas muy grandes sobre las órbitas, comprimidas y curvadas hacia adelante y arriba. Ojos grandes y prominentes. Anténulas casi 2/3 la longitud del cuerpo; flagelo externo más corto y delgado que el interno. Apéndices caminadores delgados, con los extremos agudos y velludos; las hembras están dotadas con una pequeña subquela en el último par de apéndices caminadores. Abdomen sin espinas, cada uno de los segmentos se encuentra cruzado por surcos interrumpidos en la parte media; bordes laterales de los segmentos abdominales con un diente agudo y fuerte dirigido hacia atrás, margen posterior aserrado y ornamentado. Los adultos presentan una coloración rojiza en todo el cuerpo, con el abdomen rojizo o pardo, algunas veces verdoso, sin bandas transversales de color; con un par de círculos blancos o amarillos rodeados por un color oscuro en el segundo segmento del abdomen y otro par similar en el sexto segmento; el abanico caudal presenta una banda rojiza transversal ancha (Bermúdez *et al.* 2002). El tamaño máximo conocido es de 45 cm de longitud (Tavares 2002b).

Distribución geográfica



Global: en el Atlántico Occidental desde Carolina del Norte (EEUU) y Bermuda hasta Río de Janeiro en Brasil, incluyendo el Golfo de México, el Caribe y las Antillas (Tavares 2002b). Se ha registrado también en Cabo Verde, costa oeste de África (Freitas y Castro 2005). Nacional: en el Caribe colombiano desde La Guajira hasta el Golfo de Urabá y Sapzurro, y en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y los bancos y cayos aledaños (Bermúdez *et al.* 2002, García 2005). Ámbito de profundidad: 0-90 m (Tavares 2002b).

Población

Existen pocos estudios poblacionales para la especie en Colombia, entre ellos el trabajo de Bolaños-Cubillos *et al.* (2016) muestra que existen al menos tres stocks fenotípicos de langostas (norte, centro y sur), con dinámicas de crecimiento distintas en el Archipiélago SAI.

Por ser la langosta espinosa un recurso pesquero importante, varios autores han recopilado y analizado datos provenientes de la pesca, especialmente para el archipiélago de San Andrés y Providencia (SAI) que aporta la mayor parte de la captura nacional de langosta. El comportamiento histórico de las capturas de langosta en el Archipiélago SAI a nivel industrial muestra varias etapas bien diferenciadas, con un periodo de crecimiento, seguido de un periodo de sobrepesca, y una posterior reducción del esfuerzo que le permitió estabilizarse alrededor del rendimiento máximo sostenible -RMS (Cruz *et al.* 2007, Amado *et al.* 2012). En la etapa inicial, años 1974-1983, los desembarques anuales de langosta estuvieron alrededor de las 40 toneladas. En la fase de crecimiento, entre 1984-1992, se alcanzaron valores máximos por encima de las 800 t/año. Posteriormente las capturas fueron muy fluctuantes (1993-2003), pero con una tendencia al descenso y valores menores a las 600 t/año, caracterizado por una situación de sobrepesca del reclutamiento debido a una captura considerable de langostas menores a la talla mínima de captura legal (Cruz *et al.* 2007). A partir de 2003 y hasta 2010 se evidenció disminución en los desembarcos de la flota langostera del Archipiélago SAI, con valores menores a 175 t/año de cola de langosta. Se ha relacionado ese comportamiento de la pesquería con la progresiva adopción de regulaciones desde la autoridad pesquera, como por ejemplo la veda, la reducción del número de embarcaciones en la pesquería, la prohibición de todo tipo de buceo por parte de la pesca industrial, y la implementación del control de tallas y hembras ovadas, entre otras medidas, pero también con aspectos económicos y políticos que influyen en el comercio de langosta (Castro *et al.* 2010).

La evaluación integral de la pesquería de langosta en el Departamento Archipiélago realizada por Amado *et al.* (2012) concluyó que la población de langosta estaba cerca de su Rendimiento Máximo Sostenible, con una pesquería bien regulada y sostenible, donde la CPUE como índice de abundancia sugiere que no hay sobrepesca. Sin embargo, existe una fuerte presión pesquera ilegal que se estima extrae en promedio alrededor de 105,2 t de cola al año (James y Castro 2012).

Para el mismo Archipiélago SAI el análisis de los desembarques de la pesquería artesanal de langosta muestra un crecimiento sostenido desde 1984, con un máximo de 850 t/año en 1990, y un posterior descenso sostenido hasta el año 1996. Desde finales de la década del 90 hasta el año 2004 no se presentaron capturas superiores a las 53 t/año (Borda y Cruz 2006). Sumado a esto, entre 2000-2004 el 27 % de las capturas pertenecían a tallas sublegales (50-70 mm de largo de cola); el análisis de la estructura de tallas permitió evidenciar que el 11 % correspondía a pre-reclutas, el 55 % fueron tallas medianas, y el 34 % fueron langostas grandes (Borda y Cruz 2006). Este problema se ha evidenciado también en La Guajira, donde la mayoría de las langostas capturadas cada año están por debajo de la talla de madurez (ECOSFERA 2018).

Esfuerzos para determinar los parámetros de crecimiento y mortalidad natural de la langosta espinosa en La Guajira muestran que el 98 % de los individuos capturados tuvieron tallas de longitud de la cola (Lc) menores a 205 mm, con algunos individuos de hasta 295 mm (ECOSFERA 2018). Los análisis de la explotación de langosta espinosa en el departamento, muestran que la mortalidad por pesca es



2,5-3,4 veces mayor que la mortalidad natural, superando ampliamente el umbral de pesca bajo el máximo rendimiento sostenible; adicionalmente, el umbral de la biomasa reproductiva en los últimos años se encuentra entre el 9-12 %, todo lo cual indica que el recurso está altamente sobreexplotado en La Guajira (ECOSFERA 2018).

Ecología

La langosta espinosa habita en aguas someras, quietas y limpias, con poco drenaje de corrientes fluviales, usualmente en cualquier hábitat duro que brinde protección, prefiriendo fondos rocosos, arrecifales o ricos en algas coralinas, donde abunden moluscos y anélidos (Bermúdez *et al.* 2002d). Ocasionalmente se les encuentra por debajo de los 90 m de profundidad.

Es una especie gregaria y migratoria, con las hembras moviéndose hacia aguas profundas para desovar. Se han registrado migraciones masivas en filas de hasta 50 langostas, que parecen caminar en una dirección definida durante el día mientras mantienen contacto entre sí con sus antenas (Tavares 2002b).

El ciclo de vida de la especie es complejo, con cinco fases: filosoma, puérulo, juvenil, subadulto, adulto. La larva filosoma transparente es pelágica, y puede permanecer en el plancton de aguas oceánicas entre 6-12 meses, lo que implica un gran potencial de dispersión. Tras varias metamorfosis las postlarvas o puérulos migran hacia la costa y reclutan a los hábitats de crianza (pastos marinos, lechos de macroalgas, manglares), donde se convierten en juveniles y adquieren color, tomando la apariencia de los adultos. Tras unos 10 meses en la etapa juvenil, los subadultos se mudan a los arrecifes coralinos y rocosos, donde reclutan a la pesquería (Jaimes 2010).

La madurez sexual ocurre aproximadamente a los 2,5-3 años de vida, cuando alcanzan tallas entre 70-83 mm de longitud (Jaimes 2010). Nieto (2007) estimó los parámetros de crecimiento de la langosta espinosa en La Guajira: $L_{\infty} = 19,7$ cm LCF); $K = 0,44$ año⁻¹); y mortalidad $M = 0,3$ año⁻¹.

La reproducción de *P. argus* ocurre durante todo el año, pero puede variar dependiendo de las condiciones locales. En el archipiélago de San Andrés y Providencia el ciclo de desove incluye un pico principal entre marzo-junio, y un segundo desove entre septiembre-octubre (Cruz *et al.* 2007). En La Guajira se han observado cuatro periodos de desove (Alegría 1982). En el Parque Tayrona el reclutamiento se da en abril, septiembre y octubre, con oferta permanente de postlarvas a lo largo del año (Córdoba 1997).

Las langostas son en general omnívoros oportunistas, con cierta preferencia por los moluscos y crustáceos. Las larvas se alimentan de fito y zooplancton, y los juveniles comen variedad de invertebrados pequeños y algas. Tienen un amplio abanico de depredadores entre peces óseos (e.g. pargos, meros, morenas, etc.), algunos tiburones y rayas, tortugas, pulpos, y humanos (Jaimes 2010).

Usos

Las langostas se usan para consumo humano, y tienen gran demanda y valor comercial en el mercado internacional. *Panulirus argus* es la langosta de mayor importancia económica en el Atlántico Occidental, sosteniendo una pesquería importante en las islas del Caribe (Tavares 2002b). Se captura principalmente con nasas (trampas), pero también con la mano, o con arpón (Medina *et al.* 1996). En

Colombia la mayor captura de langosta se da en el Archipiélago SAI, donde el comportamiento de la pesquería se da a nivel industrial principalmente (97%), respecto a la artesanal desde 1980 (Prada *et al.* 2005). En contraste, en la costa continental los desembarcos solo se dan de manera artesanal, procedentes principalmente del departamento de La Guajira, y se caracteriza por ejemplares de talla menor (Castro *et al.* 2010).

Amenazas

La sobrepesca generada por la alta demanda y el control deficiente del uso del recurso constituye una amenaza para la especie en Colombia, especialmente considerando la explotación intensa que soporta a lo largo de su distribución, pero especialmente en los departamentos de La Guajira, Magdalena, y en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Medina *et al.* 1996, Rojas *et al.* 1997, Prada *et al.* 2009).

Para La Guajira la Fundación ECOSFERA analizó datos de 2.400 faenas de pesca obtenidos mediante monitoreo participativo entre 2011-2016, concluyendo que se trata de una población sobreexplotada, con una biomasa reproductora que está por debajo del nivel de recuperación, donde hay una alta explotación de inmaduros (ECOSFERA 2018). Prada *et al.* (2009) con base en datos de la flota pesquera reportaron reducciones hasta del 80 % en la densidad de langostas en Green Moon y Quitasueño, que son los bancos de pesca de langosta más importantes del departamento archipiélago SAI.

Adicionalmente, algunos expertos nacionales temen un mayor riesgo para los stocks de langosta espinosa en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina derivado de la decisión emanada de la Corte Internacional de La Haya en 2012, que permite el acceso abierto a flotas de diferentes países del Caribe a los caladeros de pesca previamente de uso exclusivo del país, ocasionando mayores esfuerzos pesqueros sobre el recurso en la zona (Puentes *et al.* 2015). De particular preocupación es la situación del principal caladero conocido como Luna Verde o La Esquina, de donde se derivaba el 90 % de la producción de langosta.

Finalmente, la presencia de la enfermedad viral PaV1 que afecta a uno de cada cuatro reclutas de langosta espinosa, alterando el comportamiento y la ecología de la especie, sin duda constituye una importante amenaza adicional (Behringer *et al.* 2010).

Medidas de conservación tomadas

En el Caribe colombiano existe regulación para la pesca de langosta desde 1990. La talla mínima legal de pesca es de 140 mm de Lct (largo del abdomen hasta el final del telson), o 237 mm de cola. El periodo de veda va de abril 01 al 30 de junio (Resolución INCODER 407 del 17 de marzo de 2004). La autoridad pesquera establece anualmente la cuota de captura, que para el año 2022 fue de 140 t en el archipiélago SAI (Resolución 000353 de 2021). Están también la Resolución 5028 de 2006, "Por medio de la cual se prohíbe a partir de julio de 2007 la pesca industrial de langosta espinosa empleando como técnica de extracción el buceo libre a pulmón"; y el Acuerdo 017 del 8 de mayo de 1991 "Por medio del cual se prohíbe el uso de equipo de buceo autónomo, la captura de langosta de menos 14 cm, langosta bajo talla".



Adicionalmente, los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, y Old Providence McBean Lagoon, protegen hábitat esencial para la especie.

Medidas de conservación propuestas

Considerando los impactos de la pesquería sobre las poblaciones de langosta, Cruz *et al.* (2007) propusieron considerar la implementación de medidas adicionales de manejo del recurso en el Archipiélago SAI, como la limitación del número de licencias de pesca a 55 botes artesanales, no permitir la pesca de langosta a profundidades mayores de 30 m, no procesar la carne de langosta conocida como carne de cacho, y situar refugios artificiales para aumentar el reclutamiento en áreas de cría que sean vedados de manera permanente.

Para proteger las langostas, y otros recursos pesqueros, en La Guajira se debe avanzar de manera participativa hacia un plan integral de gestión de la pesca artesanal, que permita implementar controles efectivos del esfuerzo pesquero, controlando el tamaño de la flota y el tipo de artes (ECOSFERA 2018).

Según Gracia (1985) y Herrnkind y Lipcius (1989), en las poblaciones de *P. argus* la estructura y dinámica poblacional están determinadas por las condiciones ecológicas y estacionales típicas de cada región. Por lo tanto, se requiere el monitoreo continuo de las poblaciones de langosta en áreas con mayor explotación del recurso, como La Guajira, los archipiélagos del Rosario y San Bernardo, y el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, para conocer la dinámica poblacional particular de cada área, indispensable para el manejo local del recurso.

Autoría

Anthony Rojas, Nacor Bolaños, John Ramírez, Francisco Reyes-Sánchez y Luis Chasqui

Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Penaeidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Camarón blanco del Pacífico, Camarón langostino, Western White Shrimp

Sinonimia

Litopenaeus occidentalis (Streets, 1871)

Categoría Nacional

En Peligro Crítico CRA2bd



Nota Taxonómica

En la primera versión del Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia (Ardila *et al.* 2002) corresponde a la especie *Litopenaeus occidentalis*. A partir del trabajo de Ma *et al.* (2011) quedó clara la monofilia del género *Penaeus sensu lato*, que incluye los géneros *Penaeus*, *Fenneropenaeus*, *Litopenaeus* y *Farfantepenaeus*.

Justificación

Penaeus occidentalis es la especie más importante en la pesca industrial de camarón de aguas someras en el Pacífico colombiano, donde los datos históricos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y la producción muestran un sobreesfuerzo por parte de la pesquería, que conllevó a una marcada reducción en el rendimiento pesquero durante los últimos años. La abundancia relativa en términos de la CPUE cayó de 38,5 t por barco en el año 1956, a 2,2 t en el año 2000 y hasta 1,89 t para 2016, lo que equivale a una disminución del 81 %. Esta reducción es causada por varios factores, el primero es una pesquería secuencial en la que la pesca industrial se enfoca en los adultos y la artesanal en los juveniles; adicionalmente, desde los años 80 se introdujo en el Pacífico colombiano un arte de pesca artesanal conocido como trasmallo electrónico, que tuvo un alto impacto sobre la especie, con el agravante de la ausencia de esquemas de manejo pesquero que regulen el uso de estas artes en la región. Por todo lo anterior, la especie actualmente alcanza los umbrales para ser categorizada como En Peligro Crítico bajo el criterio A2.

Diagnos

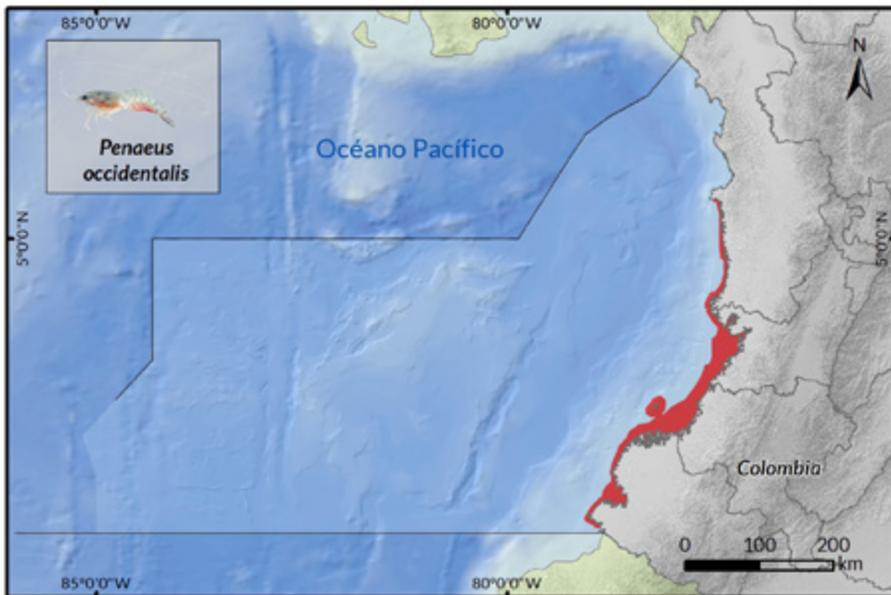
Rostro con 9-12 dientes dorsales y 3-5 ventrales, anteriores al diente epigástrico. Con dientes dorsales en el tercio anterior del rostro. Surco y carina del rostro cortos, terminando al nivel o un poco por detrás



del diente epigástrico; el resto del dorso del caparazón sin carina. Flagelo de la anténula más corto que su base. Órgano genital (petasma) del macho sin proyecciones finales, con la porción final del lóbulo lateral libre y relativamente larga, sobrepasando el lóbulo medio. Órgano genital femenino (téllico) abierto, sin placas ni receptáculo seminal en el esternito del quinto par de apéndices caminadores, este último con dos costillas laterales inclinadas formando un semicírculo abierto; esternito del cuarto par de apéndices caminadores con una protuberancia pequeña, medial. Presentan un color blanquecino con variaciones de tono desde rosado a rosa amarillento claro, ocasionalmente azul-violáceo muy claro; con zonas o franjas azules en el rostro, en la parte posterior del caparazón y en los segmentos abdominales, y una mancha azul circular u ovalada en el sexto segmento abdominal, particularmente visible en las hembras. Alcanza hasta 24 cm LT (Hendrickx 1995a, Bermudez *et al.* 2002e).

Distribución geográfica

Global: en el Océano Pacífico Oriental desde México hasta el norte de Perú, incluyendo las islas Galápagos (Méndez 1981, Lemaitre y Alvarez-León 1992, Pérez-Farfante y Kensley 1997). Nacional: se distribuye a lo largo del Pacífico colombiano, encontrándose en la bahía de Humboldt, Juanchaco, bahía Málaga, Timbiquí-Gorgona, la ensenada de Tumaco y Cabo Manglares, con mayor abundancia al sur de Buenaventura (Díaz-Ochoa *et al.* 2004, Lazarus y Cantera 2007). No se ha registrado para el Pacífico norte chocoano, al norte de Cabo Corrientes. Ámbito de profundidad: 0-160 m (Hendrickx 1995a).



Población

Existe muy poca información poblacional para la especie. Análisis moleculares realizados sobre juveniles y adultos de *P. occidentalis* sugieren que la especie no constituye una sola población en el Pacífico colombiano. Los camarones provenientes de la bocana del río Rosario en la Ensenada de

Tumaco se diferencian de los capturados en la Bocana del río Anchicayá en la bahía de Buenaventura, lo que sugiere una baja conectividad de la especie en la costa pacífica colombiana (INVEMAR 2012).

La información pesquera muestra que en 1957 cuando comenzó la explotación del camarón de aguas someras en el Pacífico colombiano, se obtenían rendimientos mayores a 18,2 toneladas anuales de cola por barco, posteriormente, entre 1972-1980 la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) disminuyó a una tasa media anual de 0,045 kg por hora/barco, y entre 1980-1988 se duplicó a una tasa anual de 0.09 kg por hora/barco (Pineda *et al.* 1992). Para 1960 se tienen registros de extracción de 1.017 t/año (Forsbergh 1969).

Hasta 1967 las producciones pesqueras de camarón de aguas someras en el Pacífico colombiano siempre estuvieron en aumento, sin embargo, se estimaba que el recurso estaba alcanzando los niveles de rendimiento máximo sostenible, con una producción de 41.749 libras de cola. A partir de 1985 el sobreesfuerzo pesquero ejercido por la flota camaronera y la pesca artesanal en conjunto, causó una caída significativa de los rendimientos pesqueros (Mora-Lara 1988).

Para el 2013, en el golfo de Tortugas la CPUE registrada para la pesca artesanal mostró un promedio de 0,32 kg/lance (Angulo y Casquete 2013). Para la zona sur, en la bocana del río Guapi, la CPUE promedio registrada fue de 1 kg/lance (Caicedo *et al.* 2013).

Hacia el año 2000 se evidenció un colapso en la población del camarón blanco del Pacífico, debido a que la CPUE continuó disminuyendo mientras que el esfuerzo comenzó a aumentar. Se cree que el colapso se debió al ingreso de la pesquería artesanal capturando los juveniles en los manglares, lo que se sumó a la presión de la flota industrial sobre los adultos en el mar, generando un esquema de pesca secuencial que impide que la población se recupere naturalmente.

Barreto (2020) con base en datos del SEPEC estimó la talla media de captura en $12 \pm 0,02$ cm LT ($n=7.393$); además, reporta que la captura de esta especie en Colombia involucra cuatro artes de pesca, de las cuales la de mayor incidencia es la red de enmalle camaronero.

Ecología

Penaeus occidentalis es considerada una especie de aguas someras, usualmente asociada a fondos fangosos. Es más abundante entre 2-27 m de profundidad, aunque se puede encontrar hasta los 160 m en la plataforma continental. Los adultos ocupan ambientes marinos, mientras que la cría y levante de los juveniles se realiza en los estuarios. Para el Pacífico colombiano, en general, se ha establecido el periodo entre octubre-diciembre como la época en que se encuentra la mayor proporción de hembras ovadas (Pineda 1992).

Usos

Los langostinos en general son un recurso pesquero con gran demanda en el mercado mundial de alimentos para consumo humano. Las capturas de *P. occidentalis* son designadas principalmente como "tipo exportación", saliendo como producto entero o descabezado congelado (Rueda *et al.* 2006).



Amenazas

La principal amenaza para la especie en Colombia es la sobrepesca. Una comparación general de los desembarcos en los informes oficiales de estadística pesquera del país (Boletín Estadístico Pesquero INPA e Informes del SEPEC), muestran una reducción en la captura de langostino del Pacífico alrededor del 70 % (INPA 1994, Duarte *et al.* 2021). Un análisis más detallado de la CPUE por barco durante todo el periodo de la pesquería (65 años) muestra que la reducción es aún mayor (>80 %).

El camarón blanco *Penaeus occidentalis* ha sido aprovechado comercialmente en el Pacífico colombiano desde finales de los años 50. Es el producto pesquero industrial más importante del Pacífico colombiano, tanto en el comercio nacional como internacional; sin embargo, la fuerte presión pesquera tiene efectos negativos sobre los ecosistemas marinos, al degradar las áreas de desove y crianza, las últimas influenciadas principalmente por flotas artesanales que utilizan artes de pesca poco selectivos como el trasmallo electrónico, el riflillo y la changa (Portilla 1994, Rueda *et al.* 2006).

Varios estudios han mostrado que el uso del trasmallo electrónico de 2,5 pulgadas en la pesca artesanal, conlleva una mayor captura de camarones por debajo de la talla media de madurez (Díaz-Ochoa *et al.* 1997, Ramírez 1994, Angulo 2007, Machado 2011, CALIDRIS 2011, Caicedo *et al.* 2013, SQUALUS 2015), lo que genera una fuerte presión sobre el recurso y aumenta el riesgo de sobrepesca. Hacia la zona sur de la costa del Pacífico colombiano, ese tipo de malla es de los artes más utilizado para capturar el camarón langostino (Caicedo *et al.* 2013, BIOREDD 2014).

En el Pacífico colombiano cerca del 70 % del camarón de aguas someras es capturado artesanalmente, el otro 30 % lo captura la flota industrial. Ese esquema de pesca se conoce como pesca secuencial, ya que afecta diferentes fases del ciclo de vida de las especies, lo cual ha llevado a la sobreexplotación a niveles dramáticos (INVEMAR 2012). En ese sentido, una de las principales amenazas para la especie es que la mayoría de las faenas de pesca artesanal de camarón blanco se realizan al interior de los humedales costeros, lo cual supone que gran parte del camarón pescado en Colombia corresponde a individuos sub-adultos y juveniles (INVEMAR 2012).

Adicionalmente, la comercialización del camarón en los últimos años en una categoría comercial llamada “revuelto”, ha permitido que los artes de pesca de ojos de malla pequeños se hayan expandido, al tiempo que ha desaparecido la venta de camarón clasificado por tamaños, una práctica común en la relación pescador y comercializador de las décadas del 80 y 90. El manejo comercial actual alienta la explotación de los camarones pequeños, incluso por debajo de su talla de madurez. En ese sentido, una de las principales amenazas para *P. occidentalis* es la explotación pesquera sobre individuos inmaduros. Por ejemplo, en el año 2013 se estimó en 17 cm de longitud total la talla media de captura (TMC) en el golfo de Tortugas (Angulo y Casquete 2013), y en la zona sur, en la bocana del río Guapi, la TMC fue de 16,9 cm (Caicedo *et al.* 2013), estando ambos valores por debajo de la talla de madurez reportada para la especie (TMM = 18,3 cm; Ramírez 1994).

Medidas de conservación tomadas

Para el aprovechamiento sostenible de la pesquería del langostino del Pacífico *P. occidentalis* la autoridad pesquera ha establecido medidas para regular las épocas y artes de pesca. La resolución 00138 del 03 de marzo de 1992 expedida por el INPA, reglamentó el uso de mallas de 2^{3/4} de pulgada, para

el aprovechamiento de *P. occidentalis* en todo el Pacífico colombiano. La resolución 00695 del 2004 del INCODER prohíbe en todo el Pacífico de Colombia el uso del arte de pesca denominado “riflillo” (red de enmalle con ojo de malla de 2”) con el fin de garantizar la sostenibilidad del recurso.

De igual forma, la resolución 02131 del 9 de diciembre de 2015 expedida por la AUNAP establece medidas de control y vigilancia para la veda de camarón de aguas someras y profundas en el Pacífico colombiano, que va desde el 1 de enero al 28 de febrero de cada año. La resolución prohíbe la comercialización parcial o total, el acopio, transporte o movilización por cualquier medio de camarón extraído o capturado en el Pacífico colombiano, como también el descargar producto importado o de cultivo en el área de influencia de la veda. Posteriormente, la AUNAP mediante la resolución 01889 del 1 de noviembre de 2016 amplía el periodo de veda para *P. occidentalis*, quedando establecida entre el 15 de enero y el 15 de marzo de cada año.

Adicionalmente, mediante la resolución 02259 del 22 de diciembre de 2016 se permite nuevamente la comercialización de camarón proveniente de cultivo ya sea nacional o importado, pero únicamente en ciudades o municipios que no se encuentren en el litoral Pacífico colombiano.

Medidas de conservación propuestas

Es necesario controlar de forma definitiva el uso de métodos de captura inadecuados para el camarón de aguas someras, y aumentar las medidas de control de la pesca con el fin de disminuir la actividad en las bocanas de los ríos.

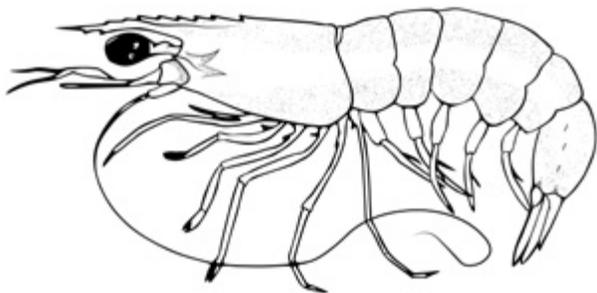
De igual forma, se debe mantener el período de veda para proteger los principales períodos de reproducción, y en lo posible, los períodos de reclutamiento de la especie. Para que la medida de la veda sea realmente efectiva, se deben actualizar los estudios y trabajar de forma articulada con todos los actores de la cadena de valor del camarón. En ese sentido, se deben adelantar estrategias como la realizada por WWF en convenio con la AUNAP en 2015, en la cual se realizó un *conservatorio Regional sobre la Estrategia de Control y Vigilancia del Camarón del Pacífico colombiano* que buscó fortalecer y desarrollar medidas y estrategias de ordenación, control y vigilancia sobre este tema.

Autoría

Alfredo Rodríguez, Jorge E. Viaña-Tous, Fabián Escobar, Luis Alonso Zapata, Rodrigo Andrés Baos Estupiñán, Luz Stella Gómez y Luis Chasqui.

Penaeus schmitti

Burkenroad, 1936



Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Penaeidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Camarón blanco, Langostino, Southern White Shrimp

Sinonimia

Litopenaeus schmitti (Burkenroad, 1936)

Categoría Nacional

Vulnerable VU A2bcd

Nota Taxonómica

En la primera versión del Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia (Ardila *et al.* 2002) corresponde a la especie *Litopenaeus schmitti*. A partir del trabajo de Ma *et al.* (2011) quedó clara la monofilia del género *Penaeus sensu lato*, que incluye los géneros *Penaeus*, *Fenneropenaeus*, *Litopenaeus* y *Farfantepenaeus*.

Justificación

Penaeus schmitti es un camarón de aguas someras del Caribe, que aparece categorizada en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 como Vulnerable (VU) por la reducción poblacional debido a la sobrepesca, pues fue una de las especies importantes en las capturas de flota camaronera, y se ha documentado la sobreexplotación del recurso camarón de aguas someras (CAS) en la parte suroeste del Caribe colombiano. Dado que no hay evidencia nueva para cambiar la categoría, y a que la presión por pesca sigue latente, aunque con una escasa representación actual de la especie en los registros, se decide mantener la categoría Vulnerable, pero se ajustan los criterios a A2bcd, pues la reducción poblacional se alcanzó en el pasado.

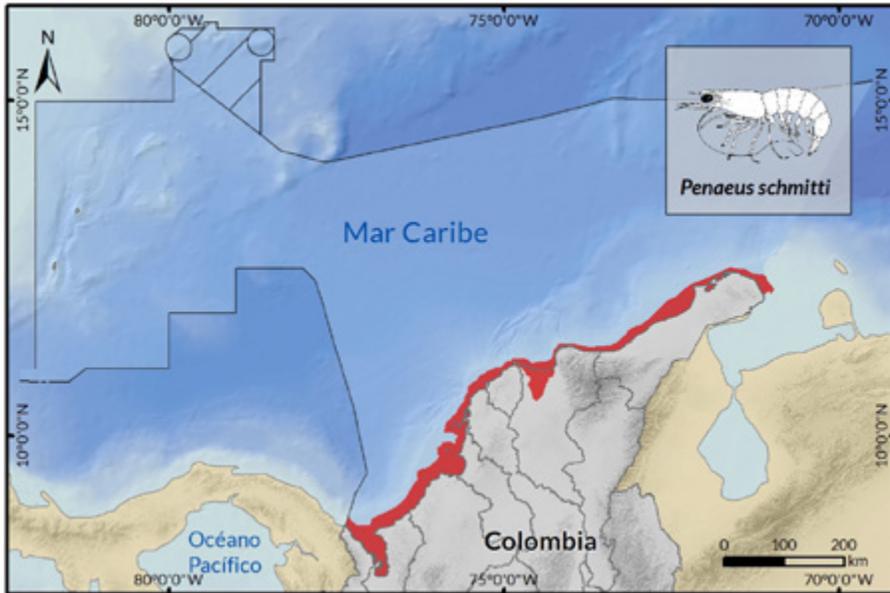
Diagnos

Caparazón liso, surco y cresta rostrales cortos, alcanzando o sobrepasando ligeramente el diente epigástrico. Rostrum con 7 a 9 dientes dorsales y 2 ventrales. Órgano genital del macho sin proyecciones distales prominentes. Órgano genital femenino abierto, sin placas laterales, con una costilla y una protuberancia redondeada posterior a cada lado. Color generalmente blanco o gris azulado translúcido, a veces con tintes verdosos o amarillentos; juveniles con puntos azules por todo el cuerpo (Rodríguez y Hendrickx 1992b). Las hembras alcanzan tallas de hasta 235 mm, y los machos de hasta 175 mm (Tavares 2002c).

Distribución geográfica

Global: es una especie del Atlántico Occidental, presente en las Antillas Mayores desde Cuba hasta Trinidad, y en la costa continental desde Belice hasta Rio Grande do Sul en Brasil (Rodríguez y

Hendrickx 1992b, OBIS 2022c). Nacional: a lo largo de la costa continental del Caribe colombiano, con registros en el Golfo de Urabá, San Antero, Cartagena, La Ciénaga Grande de Santa Marta y el Golfo de Salamanca, y en La Guajira frente a Camarones y en Bahía Portete (Bermúdez *et al.* 2002f, INVEMAR-SIBM 2022). Ámbito de profundidad: 2-50 m (Rodríguez y Hendrickx 1992b).



Población

El estudio de la pesquería del camarón de aguas someras en el Caribe colombiano desde hace cuatro décadas señaló una evidente sobrepesca del recurso, principalmente en la porción suroeste (Piñeros y Sieguert 1981).

Barreto (2019) determinó para *P. schmitti* una distribución de frecuencia de tallas entre 7-29,9 cm LT. La talla media de captura fue $12,8 \pm 0,13$ cm LT, con el 57,5 % de los individuos muestreados por debajo de ese valor. Durante el 2020 el SEPEC midió 2.660 individuos, que fueron capturados por siete artes de pesca, de los cuales sobresale el chinchorro camaronero por capturarlos en una amplitud mayor de tallas y mayor número de individuos, con esa información calcularon una talla media de captura de $13 \pm 0,07$ cm LT (Barreto 2020).

A partir de estimaciones de la tasa de explotación (1,01), biomasa relativa (0,114), mortalidad por pesca anual (0,0471), y la mortalidad por pesca anual en rendimiento máximo sostenible (0,0484), Barreto (2020) propone un rendimiento máximo sostenible (MSY) para la especie de $484 \pm (325- 723)$ toneladas.

Valle *et al.* (2015) identificaron una posible diferenciación de varias unidades poblacionales para *P. schmitti* en Colombia (CGSM-Bahía de Barbacoas-Bahía de Cispatá; Golfo de Morrosquillo; Laguna Navío Quebrado), lo cual, según los autores puede deberse a la influencia de barreras geográficas y oceanográficas regionales.

Ecología

La especie habita en aguas costeras con fondos fangosos o areno-fangosos suaves, algunas veces en fondos arenosos, entre 2-50 m de profundidad (Bermúdez *et al.* 2002e), siendo más abundante entre los 15-35 m de profundidad (Tavares 2002c). Los adultos son de hábitos marinos, las post-larvas y los juveniles permanecen por un tiempo en las aguas salobres de lagunas costeras y zonas de manglar, migrando posteriormente a los caladeros de pesca sobre la plataforma continental somera.

Al parecer las hembras tienen una tasa de crecimiento mayor que los machos, lo que repercute directamente en los efectos de la pesca sobre las poblaciones de la especie, pues el esfuerzo se concentra en lugares donde la talla de los ejemplares es mayor, es decir, donde hay mayor número de hembras. Las hembras alcanzan una longitud total de 235 mm, y los machos de 175 mm (Tavares 2002c).

En Colombia la especie se reproduce durante todo el año, con picos en los meses de abril y julio. Los juveniles migran a los caladeros de pesca a través del año, presentándose mayor reclutamiento en marzo, mayo, agosto y septiembre (Bermúdez *et al.* 2002f). Tienen una tasa de crecimiento relativamente alta, con más de un centímetro por mes, y una longevidad aproximada de 18 meses (Piñeros y Sieguert 1981).

De actividad principalmente diurna, aparentemente más activa al amanecer; sin embargo, en algunas zonas parece tener también actividad nocturna. La especie es omnívora, se alimenta principalmente de algas, restos de plantas y diversos tipos de animales, como gusanos, moluscos y crustáceos (Tavares 2022c).

Usos

Los langostinos en general son un recurso pesquero con gran demanda en el mercado mundial de alimentos para consumo humano, y *P. schmitti* forma parte de ese recurso, siendo captura objetivo de la pesca de arrastre de camarón de aguas someras en toda su distribución. Es una de las especies más apetecidas por su valor e importancia comercial, especialmente como producto de exportación. Sin embargo, en Colombia la pesca de camarón no es competitiva, los descensos de los volúmenes de la captura del crustáceo, posiblemente consecuencia de su sobreexplotación, han tenido efecto en la reducción tanto del consumo *per capita* nacional, como en el volumen y el valor de las exportaciones de la cadena (Espinal *et al.* 2005).

Amenazas

La principal amenaza para la especie es la presión de pesca que sufre durante diferentes fases de su ciclo de vida, lo que se conoce como pesca secuencial ya que se desarrolla en dos ambientes diferentes. Los juveniles se desarrollan en zonas estuarinas donde soportan la pesca artesanal de camarón, y los adultos que viven en aguas abiertas someras de la plataforma continental son aprovechados por la pesquería industrial de camarón de aguas someras (Andrade y Pérez 2004). El deterioro y pérdida de los manglares y humedales costeros a lo largo del Caribe colombiano también amenaza la especie, pues son hábitat esencial para el crecimiento de los juveniles.

Medidas de conservación tomadas

El Acuerdo 12 del 7 de noviembre de 1995, prohibió la pesca de arrastre dentro de las cinco millas contadas a partir de la línea de baja marea en las costas de Córdoba y Sucre, y reserva ese espacio para la pesca artesanal, incluyendo Isla Fuerte y Tortuguilla. También ratifica la prohibición de toda clase de pesca industrial, especialmente la de arrastre, en el Golfo de Morrosquillo, Archipiélago de San Bernardo, Golfo de Urabá, y península de La Guajira.

Las áreas protegidas DRMI Manglar de la Bahía de Cispatá y Sector Aledaño del Delta Estuarino del Río Sinú, Vía-Parque Isla de Salamanca, SFF Los Flamencos, y PNN Bahía Portete-Kaurrele protegen zonas de manglar dentro del área de distribución de la especie.

Medidas de conservación propuestas

Actualmente se alcanzó el rendimiento máximo sostenible para esta especie, por lo tanto, se recomienda una cuota anual de pesca no superior a las 300 toneladas (Barreto 2019). Se recomienda hacer un seguimiento puntual a las pesquerías de este camarón, el cual debería ser apoyado por la recopilación de información primaria (investigación a bordo), de manera que se puedan evaluar parámetros biológicos, capturas, y la estructura de tallas, ya que los muestreos en puerto pueden generar sesgos (Barreto 2019). Es necesario que se analicen para fines de manejo pesquero indicadores como cuotas globales de captura, tallas mínimas y niveles de esfuerzo óptimos.

Autoría

Daniel Pérez, Alfredo Rodríguez, Jorge E. Viaña-Tous y Luis Chasqui.



Especies amenazadas Equinodermos

Foto: Jose Vieira | ExSitu Project

Holothuria (Halodeima) mexicana

Ludwig, 1875

Taxonomía

Orden Holothuriida Miller, Kerr, Paulay, Reich, Wilson, Carvajal & Rouse, 2017
Familia Holothuriidae Burmeister, 1837

Nombre común

Molongo (La Guajira), Molongo corrugado (Córdoba), Donkey dung sea cucumber, Pepino de mar.

Sinonimia

Holothuria africana Théel, 1886

Categoría Nacional

En Peligro Crítico CR A2bd



Justificación

Holothuria (Halodeima) mexicana es un pepino de mar presente en el Caribe colombiano, que se extrae ilegalmente en algunos sitios de los departamentos de La Guajira y Córdoba. Datos obtenidos de la pesquería en La Guajira evidencian una reducción del 80,1% en las capturas por unidad de esfuerzo entre 2006-2017. Considerando que La Guajira posee más del 80% de los pastos marinos del país y extensas áreas arenosas, que son los ecosistemas donde predomina la especie, se puede presumir que la mayoría de su población está en ese departamento donde existe la presión de la pesca ilegal. La situación es similar en los departamentos de Bolívar y Córdoba, donde la especie también tiene parte de su población. Teniendo en cuenta el porcentaje de reducción poblacional debido a la explotación, estimado con un índice de abundancia apropiado (CPUE), se considera que la especie está En Peligro Crítico, bajo el criterio A2bd.

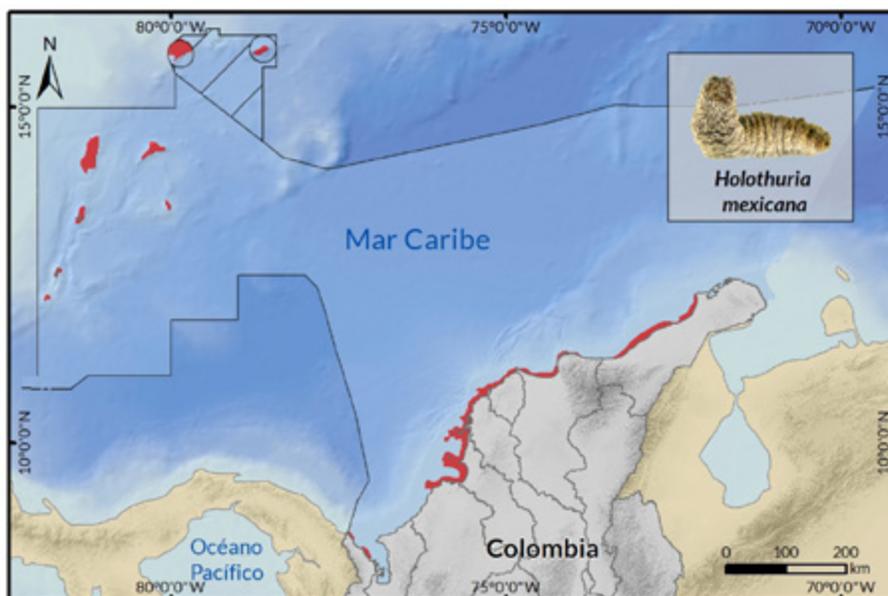
Diagnosis

Especie grande con una longitud máxima de 50 cm (Hendler *et al.* 1995) y un peso promedio de 260 g; con el cuerpo grueso y extremadamente rígido, redondeado hacia las puntas. En el tegumento dorsal y lateral de los adultos se observan plegamientos o arrugas en sentido dorsal-lateral. Sobre la superficie dorsal se presentan muy pocas papilas y pies ambulacrales, los cuales generalmente sostienen pedazos pequeños de algas o detrito. La superficie ventral es plana y está cubierta por numerosos pies ambulacrales, que se encuentran espaciados y son completamente retráctiles. La boca es ventral y está rodeada por 20-22 tentáculos grandes (Miller y Pawson 1984, Hendler *et al.* 1995). Espículas en forma de mesa (50-60 μm de altura), sin espinas en el margen del disco, y placas perforadas pequeñas (30-50 μm de diámetro) y redondeadas con numerosas perforaciones pequeñas (aproximadamente 15-20 por placa) (Miller y Pawson 1984). Superficie dorsal usualmente gris muy oscura, café o negra

en adultos y café-amarilla en individuos jóvenes; superficie ventral rojiza con rosado, pero también amarilla, naranja o blanca; pies ambulacrales café con franjas negras.

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico occidental desde la Florida y las Bahamas hasta Venezuela, incluyendo el Golfo de México y el Caribe (Borrero-Pérez *et al.* 2012). Nacional: desde La Guajira hasta el Golfo de Urabá en la parte continental, y en la parte insular en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y los bajos y cayos aledaños (Caycedo 1978, Borrero-Pérez *et al.* 2012, Borrero-Pérez *et al.* 2019). Ámbito de profundidad: 0-20 m (Pawson *et al.* 2009).



Población

La información poblacional de *H. (H.) mexicana* en el Caribe colombiano es escasa, sin embargo, en los últimos años se han venido desarrollando iniciativas para evaluar la densidad de las poblaciones naturales de varias especies de pepinos de mar de interés comercial, incluyendo a *H. (H.) mexicana*, en los departamentos de La Guajira, Magdalena, Bolívar y Córdoba (INVMAR 2013, INVMAR 2014, INVMAR 2015). En La Guajira *H. mexicana* fue la especie más abundante, con el 53,4 % del total de pepinos recolectados, seguida por *Isoichopus badionotus* (46,6 %). La talla media de captura fue 14,7 cm, la densidad media fue 14,54 kg/km², y la biomasa fue 272 t/km² (INVMAR 2013). Asimismo, en el departamento de Bolívar (Parque Nacional Natural Corales del Rosario) fue la especie mejor representada con el 98 % del total, seguida por *I. badionotus* (1 %) y *Holothuria (Thymiosycia) thomasi* (1 %). La talla promedio de *H. (H.) mexicana* fue 19,43 cm, el peso fresco fue 560,01 g, la densidad varió entre 27-57 ind/km², y la biomasa total estuvo entre 21,3-30,1 kg/km² en las tres localidades estudiadas (INVMAR 2015). Por el contrario, en el departamento de Córdoba (Isla Fuerte y Bahía

de Cispatá) *H. mexicana* solo representó el 15,7 %, siendo *Holothuria (Halodeima) grisea* la especie más abundante (82 %). La talla media de captura fue 16,16 cm y el peso medio 383,5 g (INVE-MAR 2015). *H. (H.) mexicana* no se registró en el departamento del Magdalena (INVE-MAR 2015).

Como parte de esos proyectos, también se ha caracterizado de forma puntual la pesquería de pepinos que se desarrolla en La Guajira a través de encuestas. De acuerdo con la percepción de los pescadores entrevistados, la composición de las capturas corresponde principalmente a dos especies de pepinos: el molongo café *Isostichopus badionotus* (49,5 %) y el molongo *H. (H.) mexicana* (44,6 %). También se registró en menor proporción el carajito *H. (H.) grisea* (identificado como *Astichopus multifidus* con el 5,9 %; INVE-MAR 2013). En el departamento de Córdoba, según la percepción de los pescadores entrevistados en la zona de la bahía de Cispatá, las especies de pepinos encontradas incluyen: el molongo corrugado *H. (H.) mexicana* (6 %) y el molongo liso *H. (H.) grisea* (94 %) que es la especie dominante en la zona (INVE-MAR 2014).

Con base en el programa que desarrolla la Fundación ECOSFERA para la recolección, análisis, y gestión de estadística pesquera artesanal de la Media y Alta Guajira, se tienen datos de captura por unidad de esfuerzo (kg/faena) entre los años 2006-2017 para *H. (H.) mexicana* (Reyes-Sánchez *et al.* 2011, ECOSFERA 2018). Los datos muestran que en la Media Guajira durante los últimos 11 años hubo una reducción del 80,1 % en la captura de *H. (H.) mexicana*, pasando de presentar una CPUE de 107,4 kg/faena en 2006 a 21,4 kg/faena en 2017 (Reyes-Sánchez *et al.* 2011, ECOSFERA 2018). Una revisión detallada de estos datos muestra una reducción de hasta el 77 % entre 2006-2008, pasando de 107,4 kg/faena a 24,3 kg/faena, con picos de recuperación en 2009 (59,7 kg/faena) y 2012 (79,7 kg/faena), este último después de un cese en las capturas entre 2010-2011. La extracción cesó nuevamente entre 2013-2014, y se reactivó en 2015 (18,4 kg/faena). Durante el 2016 la extracción de este recurso continuó, pero no existen datos de las capturas hasta el 2017 cuando se registraron 21,4 kg/faena. En los años 2006-2012 *H. (H.) mexicana* presentó los mayores porcentajes de captura (88,1-99 %), al igual que en 2017 (67,9 %). Para el año 2006 las mayores capturas se realizaron entre 2-3 m de profundidad, y en el 2012 entre 6-9 m, mientras que en el 2015 la totalidad se realizó a los 6 m. En el año 2017 el 59 % de la captura se llevó a cabo entre los 4-6 m de profundidad, y el 41 % restante entre 6-11 m. Los mayores picos de captura se presentaron en mayo, y de agosto a octubre, asociado a una mayor actividad de pesca con buceo por condiciones climáticas favorables.

Ecología

Habita en aguas poco profundas (0-20 m), siendo más común entre 2-10 m de profundidad, en ambientes arenosos, arrecifes de coral, praderas de pastos marinos, arrecifes rocosos, y manglares (Hendler *et al.* 1995, Purcell *et al.* 2012). Se mueve menos de un metro por día, no muestra mucha respuesta a perturbaciones, y suele encontrarse en áreas abiertas (Hendler *et al.* 1995).

H. (H.) mexicana, así como la mayoría de los pepinos de mar de interés comercial, tiene una gran importancia ecológica como responsable de la bioturbación de los sedimentos y el reciclaje de materia orgánica. Mediante su proceso de alimentación consumen bacterias, microalgas, y materia orgánica mezclada con el sedimento, para lo cual lo remueven y lo devuelven transformado en partículas más finas, evitando la estratificación, aportando a la aireación y determinación de la estructura del hábitat para otras especies en los diferentes ecosistemas (Svea-Mara *et al.* 2010, Purcell *et al.* 2016).



Holothuria (H.) mexicana es una especie dioica, sin dimorfismo sexual, que desova liberando esperma y oocitos directamente en la columna de agua (desove por difusión), por lo que son organismos que dependen de la densidad de sus poblaciones y de la cercanía de machos y hembras para que la reproducción sea efectiva. Esto determina también el número de juveniles producidos, que declina significativamente cuando se reducen las densidades (Uthicke y Benzie 2000, Uthicke *et al.* 2004, Uthicke y Conand 2005). Se tiene información sobre las características reproductivas de *H. (H.) mexicana* en las poblaciones de La Guajira y Córdoba, de las cuales se hizo una descripción puntal del estado reproductivo en los meses de agosto y noviembre del 2015, respectivamente (INVEMAR 2015). Aunque la relación hembra/macho se puede considerar de 1:1 para *H. (H.) mexicana*, esta proporción fue muy variable (INVEMAR 2015). Además, se encontró un número significativo (10 ejemplares, 25 %) de pepinos sin tejido gonadal (inmaduros), los cuales presentaron la menor longitud (promedio $16,7 \pm 2,1$ cm) y un peso corporal de $102 \pm 29,1$ g (INVEMAR 2015). La talla varió entre 13-25 cm (promedio $18,9 \pm 2,86$ cm), con una longitud mayor en hembras que en machos (INVEMAR 2015).

En general *H. (H.) mexicana* es una especie de tamaño grande, el peso de su pared corporal varió entre 61,1-251,3 g (promedio $149,1 \pm 64,9$ g). En agosto se observó un pico reproductivo para la especie en el departamento de La Guajira, ya que se encontraron los cuatro tipos morfológicos tubulares, pero con mayores proporciones para la condición media (80 %) y madura (16 %) (INVEMAR 2015).

En el departamento de Córdoba, a diferencia de La Guajira, la relación hembra/macho fue 1:1. La talla varió entre 14-24 cm (promedio $18,7 \pm 2,86$ cm) y el peso entre 278,5-693 g (promedio $456,5 \pm 41,8$ g). A diferencia de lo encontrado en La Guajira, las hembras presentaron un menor tamaño que los machos. Aunque se encontraron los cuatro tipos morfológicos tubulares, un alto porcentaje de las gónadas estuvieron en condición media (66,7 %) y maduras (15 %) en hembras y machos, lo cual sugiere un pico reproductivo para noviembre (INVEMAR 2015).

Guzmán *et al.* (2003) estudiaron el ciclo reproductivo de la especie durante 16 meses en Panamá, y muestran una proporción de sexos de 1:1, con una distribución poblacional unimodal compuesta principalmente por individuos maduros; la longitud y el peso reproductivo mínimos fueron 13-20 cm y 150 g, respectivamente. Ellos registraron un pico reproductivo entre febrero-julio, sin embargo, encontraron individuos maduros todo el año y no evidenciaron un único evento anual de desove claramente definido.

Usos

H. (H.) mexicana está reconocida como una especie de interés comercial en el catálogo de la FAO, su valor en los mercados minoristas de Hong Kong oscila entre 64-106 USD/kg (Purcell *et al.* 2012). Específicamente para Colombia, su pesquería se registró en el 2006 en La Guajira y en el área de Santa Marta (Borrero-Pérez *et al.* 2006). Actualmente se tienen registros de su pesca, procesamiento y comercialización en los departamentos de La Guajira y Córdoba, obedeciendo a la demanda por compradores extranjeros (INVEMAR 2014, INVEMAR 2015).

Los pepinos de mar se han pescado durante siglos, principalmente en los países asiáticos, donde existe una alta demanda (Lovatelli *et al.* 2004, Toral-Granda *et al.* 2008). Se utilizan como alimento después de un proceso de eviscerado, hervido y secado (Conand y Byrne 1993). Se consume principalmente su pared corporal deshidratada, seca o congelada, la cual se conoce como “trepang” o “beche de

mer” (Conand 2004). Son muy valorados por su alto contenido proteínico y su gran valor nutricional; y debido a que son invertebrados ricos en componentes bioactivos son cada vez más utilizados en las industrias farmacéutica, cosmética y nutracéutica (Siahaan *et al.* 2017, Pangestuti y Arifin 2018).

En Colombia los pepinos de mar no son un producto de consumo local, y su pesca no es una actividad tradicional. Sin embargo, en los últimos años se han convertido en una fuente alternativa de ingresos para pescadores y comunidades indígenas en el Caribe colombiano, quienes los pescan y venden para ser exportados de forma ilegal a países asiáticos (INVEMAR 2015). Los pepinos de mar también se cultivan, principalmente en Asia, como una alternativa a la sobrepesca que ha agotado poblaciones de especies comerciales. Actualmente existe un interés creciente en el cultivo de pepinos de mar en otros países, incluyendo Colombia (Lovatelli *et al.* 2004, Zacarías-Soto *et al.* 2013, Puentes *et al.* 2014, Gómez-León *et al.* 2015, Martínez *et al.* 2016).

Amenazas

La principal amenaza para esta especie es la explotación pesquera. De las especies de pepinos de mar que son objeto de captura en Colombia, *H. (H.) mexicana* está entre las de mayor interés comercial, lo que ha causado que sus poblaciones hayan sido diezmadas por una fuerte extracción a lo largo de su distribución. Es una de las principales especies en los registros de capturas de pepinos de mar desde 2006 en varias localidades de La Guajira (Popoya, Mayapo, El Pájaro, Tawayá, Musichi, Manaure, Piedras Blancas, Santa Rosa, bahía Portete), y en la bahía de Cispatá en el departamento de Córdoba (Borrero-Pérez *et al.* 2006, Reyes-Sánchez *et al.* 2011, INVEMAR 2013, INVEMAR 2014, INVEMAR 2015, ECOSFERA 2018). En los datos de captura registrados por la Fundación ECOSFERA en La Guajira, se evidencia una reducción del 80,1 % en las capturas por unidad de esfuerzo entre 2006-2017 (Reyes-Sánchez *et al.* 2011, ECOSFERA 2018). En la caracterización de la pesquería realizada en 2014 en el departamento de Córdoba, el porcentaje de esta especie fue bajo (6 %) en comparación con el porcentaje registrado para *H. (H.) grisea* (94 %). Sin embargo, en un decomiso realizado en 2018 por la Corporación Autónoma Regional de Sucre - CARSUCRE se hallaron 4.000 individuos secos de *H. (H.) mexicana*, probablemente provenientes del Golfo de Morrosquillo (A. Zamora, com. pers.).

La creciente demanda de pepinos de mar a nivel mundial, ha generado la expansión de su pesquería a nuevas regiones en todos los océanos, incluyendo Colombia, y a nuevas especies no consideradas hasta ahora de interés comercial (Toral-Granda *et al.* 2008). A pesar de la falta de estudios, las estadísticas de importación de Hong Kong SAR, registraron 0,55 t de pepino de mar seco proveniente de Colombia en el año 2001 (Bruckner *et al.* 2003), y 1,65 t en 2005 (Toral-Granda *et al.* 2008). La pesca de pepino de mar en el Caribe colombiano es artesanal, obedece a la demanda por compradores extranjeros, y no está reglamentada, por eso se ha venido realizando sin control y sin discriminación de especies o tallas en los departamentos de La Guajira (Cabo de la Vela y Bahía Portete), Magdalena (Santa Marta), Bolívar (Islas del Rosario y Cartagena), Córdoba y Sucre (Bahía de Cispatá y Golfo de Morrosquillo) (INVEMAR 2015, ECOSFERA 2018). La ilegalidad y la falta de medidas de control incrementan las amenazas sobre este recurso, debido principalmente a la falta de conocimiento sobre sus poblaciones, y acerca de la normativa que debe aplicarse a este recurso hidrobiológico (INVEMAR 2015).

Los pepinos de mar son especialmente vulnerables a la sobrepesca debido a que son animales sedentarios, con movilidad limitada y preferencia de hábitats, son fáciles de recolectar y no requieren técnicas



complejas de pesca; además, presentan bajos índices de reclutamiento y madurez tardía (Uthicke y Benzie 2000, Uthicke *et al.* 2004, Uthicke y Conand 2005). Adicionalmente, por ser invertebrados con desove por difusión, dependen de la densidad de sus poblaciones para el éxito de su reproducción. Por tanto, una fuerte presión pesquera puede dar lugar a una disminución de la densidad y biomasa de la especie, al punto que las poblaciones no pueden recuperarse si se reducen por debajo de una biomasa crítica (Conand 2004). Además de estas características biológicas, la pesquería de pepinos de mar es del tipo auge y caída, en las cuales, aunque se presenta la recuperación parcial de las poblaciones, el desgaste a largo plazo usualmente lleva al agotamiento local del recurso; sumado a esto, el procesamiento de los pepinos de mar ocasiona una pérdida de peso en promedio del orden de diez veces entre el peso fresco y el peso seco, lo que incrementa su vulnerabilidad (Conand y Byrne 1993).

Medidas de conservación tomadas

Actualmente no hay en Colombia ninguna medida específica dirigida a la especie, ni a los pepinos de mar en general. Sin embargo, el Parque Nacional Natural Tayrona, el PNN Corales del Rosario y San Bernardo, el PNN Bahía Portete-Kaurrele, así como la Reserva de Biósfera Seaflower protegen buena parte de su área de distribución. Específicamente en La Guajira, donde se ha registrado una de las poblaciones más grandes de la especie en el Caribe colombiano, se encuentra el Distrito de Manejo Integrado Pastos marinos Sawairu, que se enfoca en la protección de este ecosistema, uno de los principales hábitats de la especie.

El PNN Bahía Portete-Kaurrele junto con la Unión Europea en el marco del Desarrollo Local Sostenible (DLS), con el Banco de Desarrollo del Estado de la República Federal de Alemania (KfW) y a través del proyecto “Manejo Integrado Marino Costero”, han establecido la construcción de acuerdos en conjunto con las comunidades indígenas de la región con miras a un uso y conservación adecuada de este recurso hidrobiológico (O. Sierra-Quintero, com. pers.).

Además, en respuesta al creciente interés en este recurso, a los registros de su pesca ilegal, así como a su vulnerabilidad debido a sus características biológicas, durante los últimos años se ha avanzado en el conocimiento de las principales especies de interés comercial. Específicamente para *H. (H.) mexicana*, la fundación ECOSFERA a través del monitoreo de la pesquería artesanal en La Guajira ha registrado datos de captura desde el año 2006 (Reyes-Sánchez *et al.* 2011, ECOSFERA 2018). También se ha hecho una caracterización puntual de su pesquería y de algunos aspectos reproductivos en los departamentos de La Guajira y Córdoba (INVEMAR 2013, 2014, 2015), y de sus poblaciones naturales en estos departamentos y en Bolívar (INVEMAR 2015).

Con base en la información recopilada hasta el momento, INVEMAR (2015) ha propuesto unos lineamientos de manejo y conservación para todas las especies de pepinos de mar en el Caribe colombiano, organizados en cuatro componentes: 1) gestión del conocimiento; 2) gestión de estrategias de conservación; 3) fortalecimiento institucional y de las organizaciones comunitarias; y 4) educación, sensibilización y divulgación.

La normatividad en Colombia sobre pepinos de mar es escasa, pero incluye al menos dos actos administrativos: 1) la Resolución 2440 del 02 de diciembre de 2005, en la cual el INCODER otorgó un permiso de pesca comercial exploratoria de 3.000 t/año para la medusa *Stomolophus megaris* y de 500 t/año para pepino de mar (Echinodermata—Holothuroidea), aunque sin especificar la especie

(Gutiérrez 2010, INVEMAR 2015); y 2) la Resolución 2467 del 07 de diciembre de 2005, donde el INCODER establece una medida de control y limita la expedición de permisos de pesca comercial exploratoria para el recurso pepino de mar y medusa o aguamala (INVEMAR 2015). Esta resolución otorga dos permisos de pesca comercial exploratoria para conocer el potencial de estos recursos en áreas específicas del mar Caribe colombiano, y conocer los volúmenes de pepino de mar susceptibles de ser extraídos. Con base en dicha información técnica se autorizarían nuevos permisos para un aprovechamiento racional y sostenible del recurso mediante la asignación de cuotas, establecimiento de vedas y otras medidas de ordenamiento; sin embargo, no se conocen los resultados de esas pescas exploratorias (INVEMAR 2015).

Medidas de conservación propuestas

Teniendo en cuenta el escaso conocimiento que existe sobre las especies de pepinos de mar de interés comercial en Colombia, y considerando la necesidad de esa información para conocer el impacto que está generando la pesca ilegal y proponer medidas de manejo y conservación, se propone continuar avanzando en su conocimiento, incluyendo el estudio de aspectos taxonómicos cuando sean necesarios, biología reproductiva, dinámica poblacional, y diversidad y conectividad genética entre sus poblaciones. Además, para determinar acciones efectivas de manejo se sugieren temas como: efectos de la reducción de la densidad poblacional en la producción larval, tasas de reclutamiento natural y recuperación de las poblaciones tras la pesca, crecimiento, mortalidad y longevidad (Uthicke 2004).

Se recomienda retomar el documento de lineamientos de manejo y conservación de pepinos de mar en el Caribe colombiano presentado por INVEMAR (2015), y aprovechar la línea base de información sobre aspectos normativos, poblacionales, pesqueros, entre otros, para discutir y generar un documento actualizado que sea socializado y apropiado por parte de todos los actores involucrados con este recurso.

Se considera prioritario revisar y dar claridad a la normativa que debe aplicarse a este recurso hidrobiológico, y generar medidas de control para disminuir el impacto de la pesca ilegal. En ese sentido, a pesar de las evidencias de una determinada actividad pesquera, Gómez-León *et al.* (2015) e INVEMAR (2015) recomiendan que el pepino de mar siga siendo considerado como recurso hidrobiológico, y no pesquero, basados en la vulnerabilidad del recurso ante un nivel de explotación, debido a sus características biológicas. Puentes *et al.* (2014) coinciden con esta recomendación, también considerando que las especies son altamente vulnerables. Sin embargo, teniendo en cuenta el potencial para cultivo, Puentes *et al.* (2014) sugieren solicitar la declaratoria del pepino de mar como un recurso pesquero con algunas recomendaciones, entre ellas prohibir su captura del medio natural a través de acto administrativo expedido por la AUNAP, y permitir el desarrollo de proyectos de cultivo solo de especies nativas, con parámetros de sostenibilidad ambiental y financiera, y bajo ciertas condiciones concertadas con las autoridades ambientales regionales (CAR's), la Autoridad Marítima (DIMAR) y la AUNAP.

Autoría

Francisco Reyes-Sánchez, Giomar H. Borrero-Pérez, Johan López-Navarro y Erika Ortiz-Gómez.

Isostichopus badionotus

(Selenka, 1867)



Taxonomía

Orden Synallactida Miller, Kerr, Paulay, Reich, Wilson, Carvajal & Rouse, 2017
Familia Stichopodidae Haeckel, 1896

Nombre común

Molongo café (La Guajira), Chocolate chip sea cucumber, Three rowed sea cucumber, Pepino de mar.

Sinonimia

Stichopus badionotus Selenka, 1867
Stichopus diaboli Heilprin, 1888
Stichopus errans Ludwig, 1875
Stichopus haytiensis Semper, 1868
Stichopus möbbii Semper, 1868
Stichopus xanthomela Heilprin, 1888

Categoría Nacional

Vulnerable VU A2bd

Notas taxonómicas

Isostichopus badionotus se consideró del orden Aspidochirotida, pero recientemente se reasignó al orden Synallactida (Miller *et al.* 2017, WoRMS 2021). Estudios recientes basados en ADN mitocondrial, morfología y preferencia de hábitat concluyen que lo que se ha considerado *I. badionotus*, realmente incluye a *I. badionotus* (Selenka, 1867) e *I. maculatus* Greeff (1882) anteriormente sinonimizada como *I. badionotus* por Clark (1922) (Borrero-Pérez *et al.* sometido a EJT). Esta última especie incluiría dos subespecies: *Isostichopus maculatus maculatus* Greeff (1882) (Atlántico oriental e Isla Ascensión) e *Isostichopus maculatus phoenius* Clark (1922) (Atlántico occidental).

Justificación

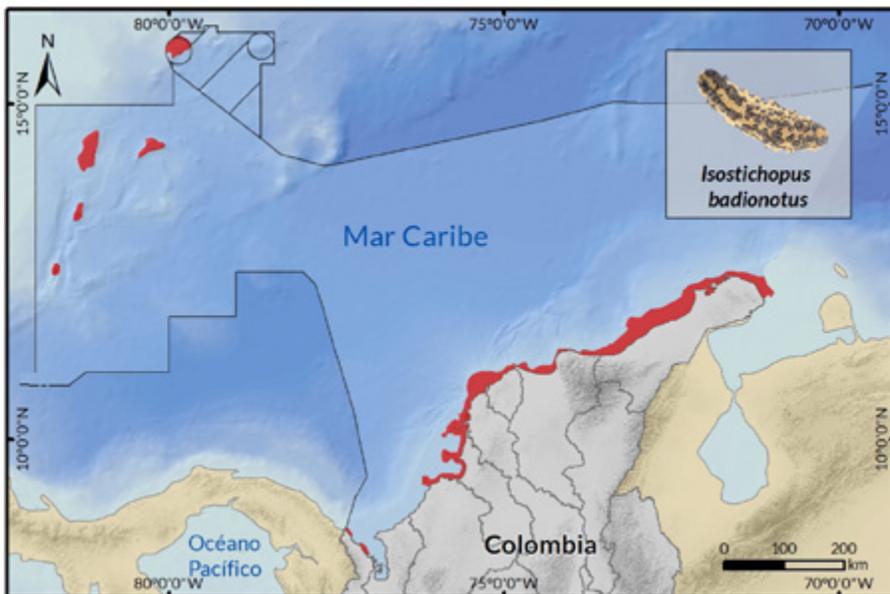
Isostichopus badionotus se distribuye en el Caribe colombiano, donde es extraída ilegalmente en algunos sitios, especialmente en los departamentos de La Guajira y Magdalena. Datos de la pesquería en La Guajira evidencian una reducción del 32 % en las capturas por unidad de esfuerzo entre 2006-2017. De acuerdo con la información disponible sobre las poblaciones naturales de esta especie en el Caribe colombiano, se puede presumir que la mayoría están en La Guajira y el Magdalena, donde están amenazadas por la pesca ilegal. Teniendo en cuenta el porcentaje de reducción poblacional debido a la explotación pesquera, estimado con un índice de abundancia apropiado (CPUE), esta especie se considera Vulnerable bajo el criterio A2bd.

Diagnosís

Cuerpo macizo y robusto con la piel opaca y suave; con las papilas laterales formando un borde distintivo y las papilas dorsales verrugosas. Coloración altamente variable, con cuatro patrones principales: 1. uniforme en tonos naranja, amarillo, café, negro; 2. con puntos o manchas oscuras, que pueden coincidir con las papilas, sobre un color claro en el cuerpo; 3. con papilas amarillas sobre el cuerpo de color negro; y 4. reticulado, con el color de fondo beige con un retículo marrón más oscuro. No se presentan líneas en forma de espiral sobre las papilas. Espículas en forma de mesas completamente desarrolladas; disco con el borde liso, con uno o dos anillos de orificios, dependiendo de la parte del cuerpo, 33-70 μm de altura (promedio 52 μm) y 39-81 μm de diámetro del disco (promedio 58 μm); cuerpos en forma de C y S (52-130 μm , promedio 80 μm).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico occidental desde el sur de la Florida y Bahamas hasta Santa Catalina, Brasil (Hendler *et al.* 1995, Borrero-Pérez *et al.* sometido a EJT). Nacional: en el Caribe continental desde La Guajira hasta el Golfo de Urabá, y en la parte insular en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y los cayos y bajos aledaños (Borrero-Pérez *et al.* 2012, Borrero-Pérez *et al.* 2019). Ámbito de profundidad: 0-70 m (Hendler *et al.* 1995).



Población

La información poblacional de *Isostichopus badionotus* en el Caribe colombiano es escasa, sin embargo, en los últimos años se han desarrollado iniciativas para evaluar la densidad de las poblaciones naturales de varias especies de pepinos de mar de interés comercial, incluyendo *I. badionotus*, en los departamentos de La Guajira, Magdalena, Bolívar y Córdoba (INVEMAR 2013, INVEMAR 2014, INVEMAR 2015).



En La Guajira *I. badionotus* fue la segunda especie más abundante, después de *Holothuria mexicana*, representado el 46,6 % del total de pepinos encontrados, con una talla media de 15,6 cm, una densidad media de 12.640 kg/km² y una biomasa de 127 t/km² (INVEMAR 2013).

En el departamento del Magdalena, entre Bahía Cinto y Punta Betín, fue la especie mejor representada con el 78 % del total, con una talla promedio de 24 cm, y una densidad de 11 individuos km² (INVEMAR 2015). Por el contrario, en los departamentos de Bolívar (Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario) y Córdoba (Isla Fuerte y Bahía de Cispatá), fue poco abundante con solo el 1 % y el 2,3 % del total de pepinos recolectados, respectivamente (INVEMAR 2014, INVEMAR 2015). En esos proyectos también se caracterizó la pesquería de pepinos que se desarrolla en La Guajira a través de encuestas, y de acuerdo con los pescadores entrevistados la captura diaria promedio para esta especie fue 47,8 kg/faena (INVEMAR 2013). La composición de las capturas corresponde principalmente a dos especies de pepinos: el molongo café (*Isostichopus badionotus* 49,5 %) y el molongo (*Holothuria mexicana* 44,6 %).

Datos de la pesca artesanal registrados por la Fundación ECOSFERA en La Guajira entre 2006-2017 muestran que en la Media Guajira hubo una reducción del 32 % en la captura de *I. badionotus*, con una CPUE que pasó de 19,3 kg/faena en 2006 a 13 kg/faena en 2017 (Reyes-Sánchez et al. 2011, ECOSFERA 2018). Una revisión detallada de los datos muestra una reducción del 68 % en los primeros cuatro años (19,3 kg/faena en 2006 a 6 kg/faena en 2009), con un pico de recuperación en 2012 (19,7 kg/faena) tras un cese en las capturas entre 2010-2011. La extracción paró de nuevo entre 2013-2014, reanudándose en 2016, con datos de capturas que muestran una CPUE de 13 kg/faena para el 2017 (Reyes-Sánchez et al. 2011, ECOSFERA 2018). Las mayores capturas se presentaron entre 2-3 m de profundidad en 2006, y entre 6-9 m en 2012. Los mayores picos de captura se registraron en mayo, y entre agosto-octubre, asociado a una mayor actividad de pesca con buceo por condiciones climáticas favorables (Reyes-Sánchez et al. 2011).

Ecología

Es una especie asociada a varios ambientes, entre ellos fondos arenosos, areno-lodosos, rocosos, cascajo, arrecifes coralinos, pastos marinos, manglares y fondos mixtos (arena, corales, algas, esponjas, pastos marinos dispersos) (Hendler et al. 1995). Los adultos (>13 cm) permanecen expuestos, mientras que los juveniles se encuentran ocultos entre escombros de coral y rocas (Borrero-Pérez et al. sometido a EJT). Son animales lentos, que se desplazan cerca de 0,5 m por día (Hammond 1983).

Isostichopus badionotus, como la mayoría de pepinos de mar de interés comercial, tiene gran importancia ecológica como responsable de la bioturbación de los sedimentos y el reciclaje de materia orgánica. Mediante su proceso de alimentación consumen bacterias, microalgas, y materia orgánica mezclada con el sedimento, para lo cual lo remueven y lo devuelven transformado en partículas más finas, evitando la estratificación, aportando a la aireación y determinación de la estructura del hábitat para otras especies en los diferentes ecosistemas (Svea-Mara et al. 2010, Purcell et al. 2016). Crozier (1918) calculó para una población de *I. badionotus* en Bermuda tasas de remoción de sedimento entre 500-1.000 t/año. Hammond (1983) calcula que cada individuo rellenó completamente su intestino de tres a cuatro veces durante el movimiento diario.

Isostichopus badionotus es una especie dioica, sin dimorfismo sexual, que desova liberando esperma y oocitos directamente en la columna de agua (desove por difusión), por lo que su éxito reproductivo

depende de la densidad de sus poblaciones y de la cercanía de machos y hembras. Esto determina también el número de juveniles producidos, que declina significativamente cuando se reducen las densidades de adultos (Uthicke y Benzie 2000, Uthicke *et al.* 2004, Uthicke y Conand 2005).

En Colombia, la información sobre las características reproductivas de la especie es escasa. Para la población en La Guajira se encontró en agosto de 2015 una relación hembra/macho de 1:1, con una talla que varió entre 11-32 cm (promedio $18,5 \pm 4,90$ cm), y un peso de la pared corporal entre 41,2-320 g (promedio $160,8 \pm 90$ g) (INVEMAR 2015). En ese trabajo se encontraron los cuatro tipos morfológicos tubulares, sin embargo, las mayores proporciones se observaron para la condición media (76 %) y madura (18 %), lo que indica un pico reproductivo en ese mes (INVEMAR 2015). Para las poblaciones del Magdalena se registró un ciclo reproductivo anual, con una temporada reproductiva de septiembre a noviembre; la estructura poblacional exhibió una proporción de sexos de 1:1 y se encontró una talla y peso promedio de $32,4 \pm 7$ cm y 628 ± 179 g y una talla y peso de primera madurez de 22 cm y 348 g (Acosta *et al.* 2021).

Guzmán *et al.* (2003) estudiaron el ciclo reproductivo de *I. badionotus* durante 16 meses en Panamá, encontrando una proporción de sexos de 1:1, la longitud y el peso reproductivo mínimos fueron 13-20 cm y 150 g, respectivamente. Los autores registraron un pico reproductivo entre julio-noviembre, con individuos maduros durante todo el año y sin un evento anual de desove claramente definido. Zacarías-Soto *et al.* (2013) estudiaron el desove en laboratorio en ejemplares de Puerto Telchac (Yucatán, México) entre julio-noviembre, y describen el desarrollo desde larva auricularia temprana hasta pentáctula, que se dio entre 19-22 días después de la fertilización, con juveniles de $654,3 \mu\text{m}$ de longitud promedio a los 25 días de la fertilización, cuando las larvas se incubaron a 25 ± 1 °C.

Usos

Isostichopus badionotus es el pepino de mar más valioso en el Caribe, está incluido en el catálogo de especies de interés comercial de la FAO, y su valor en los mercados minoristas de Hong Kong oscila entre 203-402 USD/kg seco (Purcell *et al.* 2012). En Colombia, su pesquería se registró en 2006 en La Guajira y en el área de Santa Marta (Borrero-Pérez *et al.* 2006). Actualmente se tienen registros de su pesca, procesamiento y comercialización en La Guajira, según demanda de compradores extranjeros (INVEMAR 2013, INVEMAR 2015).

En general, los pepinos de mar se han pescado durante siglos principalmente en países asiáticos, donde existe una alta demanda (Lovatelli *et al.* 2004, Toral-Granda *et al.* 2008). Se utilizan como alimento después de un proceso que normalmente implica eviscerado, hervido y secado (Conand y Byrne 1993). Se consume principalmente su pared corporal deshidratada, seca o congelada, la cual se conoce como “trepang” o “beche de mer” (Conand 2004). Son muy valorados por su alto contenido proteínico y su gran valor nutricional; y debido a que son invertebrados ricos en componentes bioactivos son cada vez más utilizados en las industrias farmacéutica, cosmética y nutracéutica (Siahaan *et al.* 2017, Pangestuti y Arifin 2018).

En Colombia los pepinos de mar no son un producto de consumo local, y su pesca no es una actividad tradicional. Sin embargo, en los últimos años se han convertido en una fuente alternativa de ingresos para pescadores y comunidades indígenas en el Caribe colombiano, quienes los pescan y venden para ser exportados de forma ilegal a los países asiáticos (INVEMAR 2015). Los pepinos de mar también



se cultivan, principalmente en países asiáticos, como una alternativa a la sobrepesca que ha agotado poblaciones de especies comerciales. Actualmente existe un interés creciente en esta actividad en otros países, incluyendo Colombia (Lovatelli *et al.* 2004, Zacarías-Soto *et al.* 2013, Puentes *et al.* 2014, Gómez-León *et al.* 2015, Martínez *et al.* 2016).

Amenazas

La principal amenaza para los pepinos de mar de interés comercial es la sobrepesca. En Colombia *I. badionotus* es la especie de mayor interés, lo que ha causado que sus poblaciones hayan sido diezgadas por una fuerte extracción a lo largo de su distribución. Esta es una de las principales especies en las capturas de pepinos de mar, con registros de capturas desde 2004 en varias localidades de La Guajira (Popoya, Mayapo, El Pájaro, Tawaya, Musichi, Manaure, Piedras Blancas, Santa Rosa, bahía Portete), y en el área de Santa Marta (Borrero-Pérez *et al.* 2006, Reyes-Sánchez *et al.* 2011, INVEMAR 2013, INVEMAR 2014, INVEMAR 2015, ECOSFERA 2018), y se han estimado reducciones del 32 % en la CPUE de la especie entre 2006-2017 en La Guajira (Reyes-Sánchez *et al.* 2011, ECOSFERA 2018).

En el departamento del Magdalena, funcionarios del Instituto Colombiano de Desarrollo Rural (INCODER) realizaron en 2004 un decomiso a una empresa de productos pesqueros que contaba con permisos de pesca para pepinos de mar otorgados por el INCODER seccional Bogotá (Borrero-Pérez *et al.* 2006, INVEMAR 2015). A través de registros fotográficos se identificó a *Isostichopus badionotus* y a una subespecie que está en proceso de descripción (Borrero-Pérez *et al.* 2006, Borrero-Pérez *et al.* sometido a EJT).

La creciente demanda de pepinos de mar a nivel mundial ha generado la expansión de su pesquería a nuevas especies no consideradas hasta ahora de interés comercial, y a nuevas regiones en todos los océanos, incluyendo Colombia (Toral-Granda *et al.* 2008). La pesca de pepino de mar en el Caribe colombiano es artesanal obedeciendo a la demanda por compradores extranjeros, no está reglamentada, y se ha venido realizando sin control y sin discriminación de especies o tallas en los departamentos de La Guajira (Cabo de la Vela y Bahía Portete), Magdalena (Santa Marta), Bolívar (Islas del Rosario y Cartagena), Córdoba y Sucre (Bahía de Cispatá y Golfo de Morrosquillo) (INVEMAR 2015, ECOSFERA 2018).

Las estadísticas de importación de Hong Kong SAR registraron 0,55 t de pepino de mar seco proveniente de Colombia en 2001 (Bruckner *et al.* 2003), y 1,65 t en 2005 (Toral-Granda *et al.* 2008). En Colombia, como en muchos otros países, la ilegalidad y la falta de medidas de control incrementan las amenazas sobre este recurso, debido principalmente a la falta de conocimiento sobre sus poblaciones, y de claridad en la normativa que cobija este recurso hidrobiológico (Puentes *et al.* 2014, INVEMAR 2015).

Los pepinos de mar son especialmente vulnerables a la sobrepesca debido a que son animales sedentarios, con movilidad limitada y preferencia de hábitats, son fáciles de recolectar y no requieren técnicas complejas de pesca; además, presentan bajos índices de reclutamiento y madurez tardía (Uthicke y Benzie 2000, Uthicke *et al.* 2004, Uthicke y Conand 2005). Adicionalmente, por tener reproducción denso-dependiente la fuerte presión pesquera puede prevenir la recuperación de la especie, al disminuir su densidad y biomasa por debajo de una biomasa crítica (Conand 2004). Además de estas características biológicas, la pesquería de pepinos de mar es del tipo auge y caída, en las cuales, aunque se presenta la recuperación parcial de las poblaciones, el desgaste a largo plazo

usualmente lleva al agotamiento local del recurso. Sumado a esto, el procesamiento de los pepinos de mar ocasiona una pérdida de peso del orden de diez veces entre el peso fresco y el peso seco, lo que incrementa su vulnerabilidad (Conand y Byrne 1993).

Medidas de conservación tomadas

Actualmente no hay ninguna medida de conservación dirigida a la especie, sin embargo, el Parque Nacional Natural Tayrona, el PNN Corales del Rosario y San Bernardo, el PNN Bahía Portete-Kaurrele, así como la Reserva de Biósfera Seaflower protegen gran parte de su área de distribución. En La Guajira, donde se ha registrado una de las poblaciones más grandes de la especie para el Caribe colombiano, se encuentra el Distrito de Manejo Integrado Pastos marinos Sawairu, que protege la mayor extensión de ese ecosistema en el país, que es uno de los principales hábitats para *I. badionotus*.

El PNN Bahía Portete-Kaurrele con el apoyo de la Unión Europea y el Banco de Desarrollo del Estado de Alemania (KFW), a través del proyecto “Manejo Integrado Marino Costero” ha establecido la construcción de acuerdos con las comunidades indígenas de la región, con miras a un uso y conservación adecuado de los pepinos de mar (O. Sierra-Quintero, com. pers.).

Durante los últimos años se ha avanzado en el conocimiento de las especies de pepinos de interés comercial. Específicamente para *Isostichopus badionotus*, la Fundación ECOSFERA a través del monitoreo de la pesquería artesanal en La Guajira ha registrado datos de captura desde el año 2006 (Reyes-Sánchez et al. 2011, ECOSFERA 2018). También se ha hecho una caracterización puntual de sus poblaciones naturales, su pesquería y algunos aspectos reproductivos en el departamento de La Guajira (INVEMAR 2013, 2014, 2015). Sus poblaciones naturales también se han estudiado en Magdalena, Bolívar y Córdoba (INVEMAR 2015).

Con base en la información recopilada hasta el momento, INVEMAR (2015) propuso unos lineamientos de manejo y conservación, que aplican a todas las especies de pepinos de mar en el Caribe colombiano, organizados en cuatro componentes: 1) gestión del conocimiento; 2) gestión de estrategias de conservación; 3) fortalecimiento institucional y de las organizaciones comunitarias; y 4) educación, sensibilización y divulgación.

La normatividad en Colombia sobre pepinos de mar es escasa, pero incluye al menos dos actos administrativos: 1) la Resolución 2440 del 02 de diciembre de 2005, en la cual el INCODER otorgó un permiso de pesca comercial exploratoria de 3.000 t/año para la medusa *Stomolophus meleгарis* y de 500 t/año para pepino de mar (Echinodermata—Holothuroidea), aunque sin especificar la especie (Gutiérrez 2010, INVEMAR 2015); y 2) la Resolución 2467 del 07 de diciembre de 2005, en la cual el INCODER establece una medida de control y limita la expedición de permisos de pesca comercial exploratoria para el recurso pepino de mar y medusa o aguamala (INVEMAR 2015). Esa resolución otorga dos permisos de pesca comercial exploratoria para conocer el potencial de esos recursos en áreas específicas del mar Caribe colombiano, y conocer los volúmenes de pepino de mar susceptibles de ser extraídos. Con base en dicha información técnica se autorizarían nuevos permisos para aprovechamiento sostenible del recurso mediante la asignación de cuotas, establecimiento de vedas y otras medidas de ordenamiento; sin embargo, no se conocen los resultados de esas pescas exploratorias (INVEMAR 2015).

Medidas de conservación propuestas

Teniendo en cuenta el conocimiento escaso sobre los pepinos de mar de interés comercial en Colombia, y la necesidad de información para conocer el impacto que está generando la pesca ilegal y poder proponer medidas de manejo y conservación, se requiere avanzar en el estudio de la especie, incluyendo aspectos taxonómicos, biología reproductiva, dinámica poblacional, y diversidad y conectividad genética entre sus poblaciones.

Se recomienda retomar el documento de lineamientos de manejo y conservación de pepinos de mar en el Caribe colombiano presentado por INVEMAR (2015) y aprovechar la línea base de información sobre aspectos normativos, poblacionales, pesqueros, entre otros, para discutir y generar un documento actualizado que sea socializado con todos los actores involucrados con este recurso.

Se considera prioritario revisar y dar claridad a la normativa que debe aplicarse a este recurso hidrobiológico, y generar medidas de control para disminuir el impacto de la pesca ilegal. En ese sentido, a pesar de las evidencias de una determinada actividad pesquera, Gómez-León *et al.* (2015) e INVEMAR (2015) recomiendan que el pepino de mar siga siendo considerado como recurso hidrobiológico, y no pesquero, basados en la vulnerabilidad del recurso ante un nivel de explotación, debido a sus características biológicas. Puentes *et al.* (2014) coinciden con esta recomendación, también considerando que las especies son altamente vulnerables. Sin embargo, teniendo en cuenta el potencial para cultivo, Puentes *et al.* (2014) sugieren solicitar la declaratoria del pepino de mar como un recurso pesquero con algunas recomendaciones, entre ellas prohibir su captura del medio natural a través de acto administrativo expedido por la AUNAP, y permitir el desarrollo de proyectos de cultivo solo de especies nativas, con parámetros de sostenibilidad ambiental y financiera, y bajo ciertas condiciones concertadas con las autoridades ambientales regionales (CAR's), la Autoridad Marítima (DIMAR) y la AUNAP.

Comentarios adicionales

La subespecie *Isostichopus maculatus phoenius* (Clark, 1922), en proceso de publicación, presenta diferencias moleculares, morfológicas, de hábitat y comportamiento significativas con respecto a *I. badionotus* (Borrero-Pérez *et al.* sometido a EJT). En este trabajo se presenta una revisión de la información biológica y ecológica que ha sido generada por varios autores, utilizando diferentes nombres científicos, comprobando mediante fotografías y secuencias de ADN que se trata de *I. maculatus phoenius* (Wen *et al.* 2011, Rodríguez-Forero *et al.* 2013, Invemar 2015, Agudelo y Rodríguez 2015, Vergara y Rodríguez 2015, Vergara y Rodríguez 2016, Martínez *et al.* 2016, Agudelo-Martínez y Rodríguez-Forero 2017, Arias-Hernández *et al.* 2017, Fontalvo-Martínez y Rodríguez 2017, Vergara *et al.* 2018, Acosta *et al.* 2020, 2021). Con base en esta información esta subespecie se puede considerar de interés pesquero y de cultivo, y podría estar soportando amenazas similares a las que se describen para *I. badionotus*. Sin embargo, es necesario diferenciarla con claridad y contar con datos específicos sobre sus poblaciones para tomar medidas de conservación específicas.

Autoría

Giomar H. Borrero-Pérez, Francisco Reyes-Sánchez, Johan López-Navarro y Erika Ortiz-Gómez.

Taxonomía

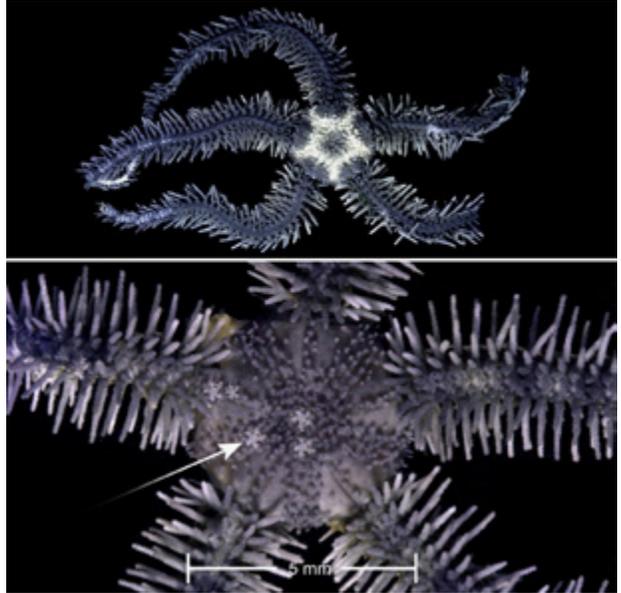
Orden Amphilepidida O'Hara, Hugall,
Thuy, Stöhr & Martynov, 2017
Familia Ophiotrichidae Ljungman, 1867

Nombre común

Estrella quebradiza o estrella de brazos
frágiles

Categoría Nacional

En Peligro EN A2ac; B2ab(iii)



Notas taxonómicas

Esta especie fue considerada dentro del orden Ophiurida Müller y Troschell, 1840; pero recientemente fue reasignada al orden Amphilepidida de acuerdo con la nueva clasificación de la clase Ophiuroidea propuesta por O'Hara *et al.* (2017).

Justificación

Ophiothrix synoecina fue catalogada por Borrero-Pérez *et al.* (2002) como Datos Insuficientes, debido a los pocos estudios poblacionales que existían. Investigaciones posteriores han confirmado que la especie está restringida al Caribe sur occidental, principalmente en el norte de Colombia (Monroy 2003, Monroy-López y Solano 2008), y con solo un registro en Venezuela (Núñez 2013). Los estudios en el Caribe colombiano muestran una reducción del 52,4% en la frecuencia de aparición de la especie, sin causas conocidas. *O. synoecina* presenta una asociación obligada con las perforaciones que realiza en el litoral rocoso el erizo *Echinometra lucunter lucunter* (Linnaeus, 1758), lo cual contribuye a su distribución restringida; además, para el erizo la asociación no es obligatoria. Se estima que el área de ocupación de la especie es menor a 330 km², que corresponde a la extensión del litoral rocoso de la costa Caribe colombiana, considerando que gran parte de ese litoral no cuenta con la presencia de *E. lucunter lucunter*. Finalmente, en los últimos años se ha evidenciado degradación del hábitat de la especie, asociado al incremento de proyectos de desarrollo costero y al deterioro de la calidad del agua. Considerando lo anterior, se recategorizó la especie como En Peligro bajo los criterios A2ac y B2ab(iii).

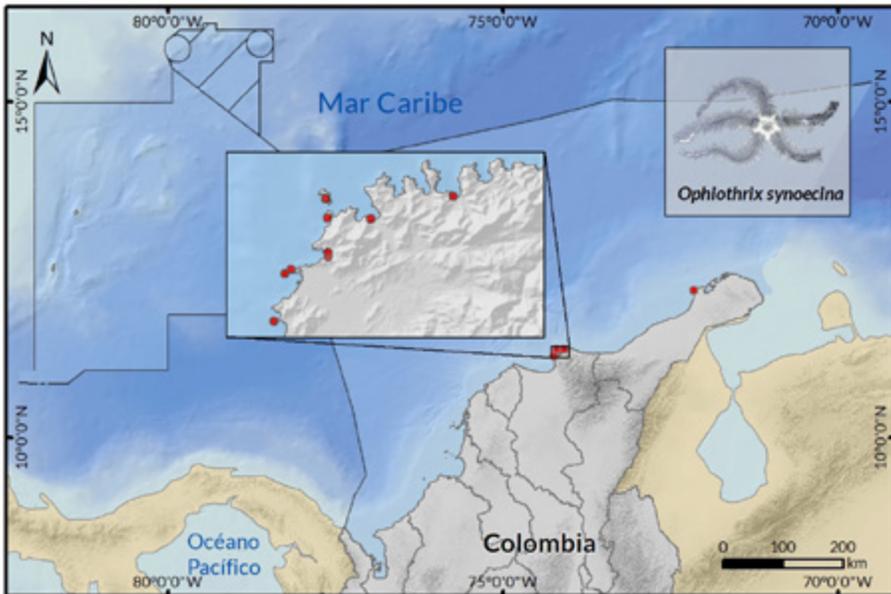
Diagnos

Disco en forma pentagonal y aplanado, con lóbulos entre los brazos y un diámetro de hasta 7 mm. Disco con espinas cortas y gruesas, algunas ubicadas sobre los escudos radiales, los cuales son prin-

principalmente desnudos. Interradios con 2 a 3 columnas de estas espinas. Brazos cortos, de 3 a 5 veces el diámetro del disco. Once espinas braquiales largas, delgadas, cilíndricas y aserradas; las más proximales proyectándose sobre el disco. Placas dorsales de los brazos con una quilla. Coloración dorsal con el disco negro o gris azulado, marrón o rojizo, uniforme o con manchas más claras o de color blanco; brazos de color negro azulado uniforme, o con bandas dorsales blanquecinas, azules y rojizas, presentando un patrón de coloración bandeado claro u oscuro; superficie ventral de color crema (Schoppe 1996, Hendler 2005).

Distribución geográfica

Global: restringida al Caribe sur occidental en Colombia y Venezuela (Schoppe 1996, Monroy 2003, Núñez 2013). Nacional: en los departamentos del Magdalena y La Guajira (Schoppe 1996, Monroy-López y Solano 2008). Ámbito de profundidad: 0-4 m (Schoppe y Holl 1994).



Población

Ophiothrix synoecina se ha encontrado en nueve sitios del Caribe colombiano, ubicados en el Cabo de la Vela (La Guajira) y en el departamento del Magdalena, incluyendo el Morro de Gaira y el Morro de Santa Marta, Punta Betín, Taganga y el Parque Nacional Natural Tayrona (Schoppe 1990, 1991, 1993, 1996; Schoppe y Holl 1994, Schoppe y Werding 1996, Monroy 2003, Monroy y Solano 2005, Monroy-López y Solano 2008). La distribución de la especie en Colombia es fragmentada, principalmente debido a que *E. lucunter lucunter* prefiere construir sus perforaciones en rocas de origen sedimentario (Monroy 2003). Adicionalmente, *O. synoecina* no presenta desarrollo larval, lo que restringe la dispersión de su progenie (Schoppe 1993, Monroy y Solano 2005).

Los estudios han mostrado que *O. synoecina* se encuentra en agregaciones de hasta 10 individuos por perforación de *E. lucunter lucunter*, con densidades de hasta 69 ind/m² (Monroy-López y Solano 2008). Schoppe y Werding (1996) encontraron al ofiuo en 461 perforaciones de *E. lucunter lucunter* de un total de 820 estudiadas, que equivale a una frecuencia de aparición del 56,2%. Posteriormente, Monroy-López y Solano (2008) analizaron 2.399 perforaciones del erizo de mar, obteniendo una frecuencia de aparición del 38,14%. Al comparar las estaciones de muestreo comunes en ambos trabajos, se evidencia una reducción aproximada del 52,4% en la densidad de ofiuos.

Ecología

Ophiothrix synoecina es un comensal obligado del erizo de mar *E. lucunter lucunter*, ya que vive en las perforaciones que este crea, desde la parte baja del intermareal rocoso hasta una profundidad aproximada de 4 m, recibiendo protección de los depredadores y de la acción de las olas (Schoppe y Holl 1994, Schoppe 1996, Schoppe y Werding 1996). Las perforaciones sirven como pequeños microhábitats para albergar otros cohabitantes como el cangrejo porcelánido *Clastocheilus vanderhorsti* (Schmitt 1924), el pez chupapiedra rojo *Acyrtus rubiginosus* (Poey 1868), y el platelminto *Armatoplana divae* (Marcus 1947), entre otros (Schoppe 1990, 1991, 1993, 1996; Schoppe y Holl 1994, Schoppe y Werding 1996, Monroy 2003, Monroy y Solano 2005, Monroy-López y Solano 2008).

Al ser una especie micrófaga y omnívora, *O. synoecina* saca los brazos entre las espinas de *E. lucunter lucunter* para alimentarse de partículas de materia orgánica y restos del alimento del erizo, y excretas de todos los habitantes de la perforación (Schoppe 1996, Schoppe y Werding 1996). *O. synoecina* es hermafrodita protándrica con desarrollo directo y cuidado parental externo (Schoppe 1993, Schoppe y Holl 1994, Monroy-López y Solano 2008), lo cual podría explicar su distribución tan restringida.

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

Por tener una distribución restringida, las principales amenazas que presenta la especie son la destrucción del litoral rocoso asociado al desarrollo costero en el Caribe colombiano (e.g. Santa Marta, Taganga y Riohacha), por ejemplo, la construcción de infraestructura portuaria en el sector de Santa Marta.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna dirigida a la especie, pero el Parque Nacional Natural Tayrona protege una parte importante de su área de distribución.

Medidas de conservación propuestas

Se requieren estudios de la dinámica poblacional de *O. synoecina* en todas las localidades donde ha sido registrada, para continuar monitoreando el estado de sus poblaciones. Es necesario investigar sobre la biología reproductiva de la especie, teniendo en cuenta que su hermafroditismo protándrico



con desarrollo directo es poco común en la clase Ophiuroidea (Schoppe 1993, 1996; Schoppe y Holl 1994, Schoppe y Werding 1996). Además, es importante conocer la diversidad genética y conectividad entre las poblaciones, teniendo en cuenta el flujo genético y la dirección de éste como criterios para evaluar y proponer medidas de conservación específicas para la especie. También se propone realizar un estudio integrando evidencias morfológicas y moleculares, entre las poblaciones de *O. synoecina* (Colombia y Venezuela) y las de *O. stri* Hendler, 2005 (Panamá y Costa Rica), para entender aspectos biogeográficos y evolutivos de dichas especies.

Autoría

Mario Monroy-López, Milena Benavides-Serrato y Giomar H. Borrero-Pérez.



Otras categorías **Corales**

Foto: Inveemar

Eusmilia fastigiata

(Pallas, 1766)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Familia Meandrinidae Gray, 1847

Nombre común

Coral de flores suaves, Smooth flower coral

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

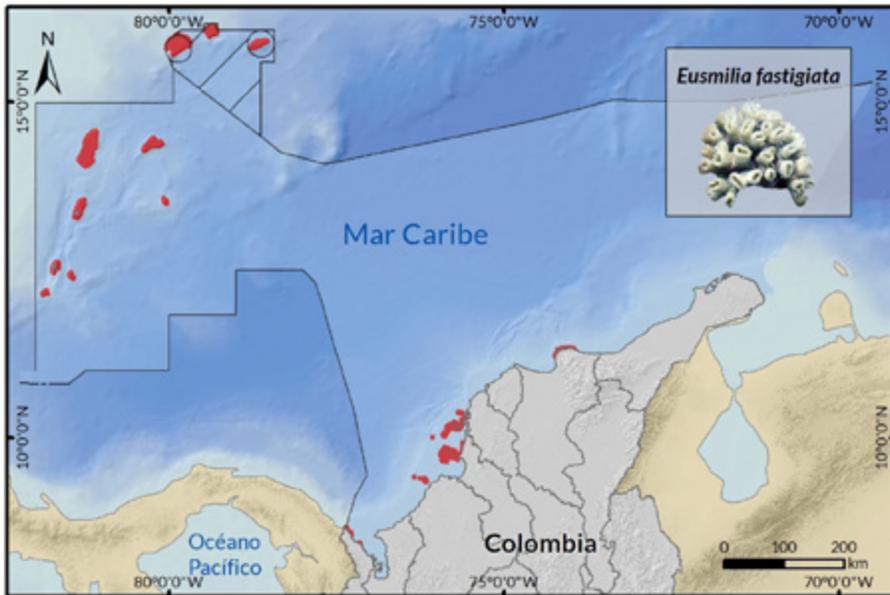
Justificación

Eusmilia fastigiata fue categorizada en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 como Vulnerable (VU A2ac) por la reducción en la cobertura coralina en general, causada por eventos de blanqueamiento en el Caribe colombiano en la década de 1980-1990. La información reciente disponible para la especie indica que sus poblaciones permanecen estables (basado en porcentajes de cobertura), con alguna variabilidad posiblemente asociada a las características intrínsecas de la especie o al método de medición. No obstante, considerando que los corales arrecifales en general están en riesgo debido a factores de deterioro asociados al cambio climático global y tensores locales, y atendiendo los lineamientos metodológicos de la UICN para evaluaciones de riesgo de extinción, se baja la categoría solo un nivel hasta Casi Amenazada, siendo los criterios A4bc los que casi se cumplen.

Diagnosis

Colonias ramificadas faceloides, usualmente hemisféricas o ligeramente convexas, de hasta 50 cm de diámetro, con coralites tubulares muy espaciados. Están formadas por pólipos ovalados o redondeados ubicados en el ápice de ramas cilíndricas bifurcadas dicotómicamente, de 1-2 cm de diámetro. Gemación intramural; presenta uno a tres centros por serie hasta de 15 cm de longitud. Cálices circulares a elípticos. Septos dispuestos hexameralmente en cuatro órdenes ($S1 = S2 > S3 >> S4$), todos exertos ($S1 = S2 >> S3 > S4$); $S1-S2$ se prolongan hasta la altura de la columela, sus bordes axiales son verticales y lisos, proyectándose hasta la altura de la columela donde se fusionan a ésta. $S3$ ocupa $2/3$ de la longitud de $S1$ y se une a la columela por medio de una extensión del borde axial. $S4$ por lo general está restringido a la porción superior del cáliz y no crece más allá de $1/2$ de la longitud de $S3$, en ocasiones $S4$ se une a $S3$ a través de un proceso delgado. Las caras laterales de todos los septos están cubiertas por gránulos finos y muy bajos. Teca cubierta por gránulos bajos y redondeados. Costas prominentes, triangulares, crestadas $C1-C2$ de la misma altura, casi dos veces más altas y anchas que $C3$; $C4$ cuando está presente está sólo restringida al borde calicular. Columela larga, trabecular y esponjosa. Los pólipos extienden sus tentáculos en la noche, y se notan dos tamaños, los tentáculos de los septos primarios tienen bases más anchas. Se encuentran colonias de diferentes colores: café, verde, amarillo o gris con tonalidades azules y verde iridiscente (Zlatarski y Martínez-Estalella 1982, Reyes *et al.* 2002b, Reyes *et al.* 2010, Veron *et al.* 2016).

Distribución geográfica



Global: es una especie del Atlántico Tropical Occidental que se encuentra en el Caribe, Golfo de México, Florida, Bahamas y Barbados (Zlatarski y Martínez-Estalella 1982). Nacional: en el Caribe colombiano está presente en todas las áreas coralinas desde Urabá hasta el Parque Tayrona en la

porción continental, y en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en la porción insular (Díaz *et al.* 1995, 2000; Abril *et al.* 2012). Hay registros en el Urabá chocoano, Isla Fuerte y bajos aledaños, el archipiélago de San Bernardo, el bajo Tortugas, el Parque Corales de Profundidad, las islas del Rosario y Barú, el arrecife de Varadero, los bajos de Salmedina, Santa Marta y el Parque Tayrona, Albuquerque, Courtown, Roncador, Serrana, Serranilla, Quitasueño, Bajo Alicia, Bajo Nuevo, Providencia, y San Andrés (Díaz *et al.* 2000, INVEMAR-MINAMBIENTE 2020). Ámbito de profundidad: 2-20 m (Reyes *et al.* 2010).

Población

En el área de Santa Marta *E. fastigiata* constituía una parte importante del arrecife hasta la década de 1970-1980. Sin embargo, por los efectos negativos de contaminación del puerto de la ciudad, las poblaciones se hallaban prácticamente destruidas (Prahl y Erhardt 1985). Claro (2009) reportó una densidad promedio de $1,70 \pm 0,74$ ind/100 m² para el Parque Tayrona, con las mayores en Morrito Largo (5,41 ind/100 m²), Isla Pelicano (3,02 ind/100 m²) y el Cantil (2,55 ind/100 m²). En ese estudio el área promedio de las colonias de *E. fastigiata* fue $582,11 \pm 345,45$ cm². El 38,5 % de las colonias estaban sanas, el 9,3 % tenían pólipos palidecidos, y el restante 52,2 % de las colonias presentaron signos de deterioro.

En el Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia 2005, se reporta como una especie frecuente en el archipiélago del Rosario, pero con tallas pequeñas ($21,28 \pm 8,22$ cm) y alta mortalidad parcial promedio (46 %) en sitios degradados como las islas Rosario y Pavitos, y se sugiere un efecto de la sedimentación pues la especie es poco tolerante a esa condición (INVEMAR 2005). Para esta misma zona Alvarado *et al.* (2014) reportaron baja frecuencia de *E. fastigiata* y predominancia de tallas pequeñas.

En Barú se considera común y su población está conformada principalmente por colonias de tamaños pequeños (Alvarado y Henao 2014). Para Isla Fuerte, Casas (2011) estimó la cobertura promedio de *E. fastigiata* en 0,2 %, Bernal (2012) calculó una cobertura promedio de 0,4 %, y Pardo (2013) reportó cobertura de 0,12 %, con un máximo de 0,4 %.

En la isla de San Andrés Vidal *et al.* (2005) reportaron valores de cobertura absoluta de 84 cm² y relativa del 2,9 %. En los cayos del norte (Reserva de la Biósfera Seaflower) en 2014 se observaron colonias aisladas con frecuencias relativas de 44,4 %, 33,3 % y 30,8 % en Roncador, Serrana y Quitasueño, respectivamente (A. Sanjuan-Muñoz, datos no publicados).

Los resultados del Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SIMAC) no muestran una tendencia poblacional clara para esta especie en los últimos años. En el área de San Andrés la cobertura ha aumentado ligeramente entre 1998-2015, en el Archipiélago de San Bernardo, la isla de Providencia y el Parque Tayrona ha disminuido y en el Archipiélago del Rosario los datos muestran un aumento entre 1998-2005, seguido de una disminución hasta el 2013. Vega-Sequeda *et al.* (2020) indican una cobertura relativa menor al 1 % en 20 estaciones monitoreadas, con la menor cobertura en 1989 ($0,05 \pm 0,02$ %) y la mayor en 2013 ($0,12 \pm 0,05$ %) y 2015 ($0,12 \pm 0,04$ %). Con relación a los corales juveniles de *E. fastigiata*, Vidal *et al.* (2005) encontraron una densidad de 0,2 juveniles/m² para la isla de San Andrés.

Ecología

Eusmilia fastigiata habita en la mayoría de ambientes arrecifales, especialmente en aguas protegidas entre 5-65 m de profundidad (Prahly y Erhardt 1985, Humann 1993). Comúnmente se le encuentra como pequeñas colonias aisladas, creciendo entre otras especies coralinas. Rara vez forman parches monoespecíficos en el arrecife (Almy y Carrión-Torres 1963, Humann 1993).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

Eusmilia fastigiata ha sido afectada fuertemente por el deterioro sufrido en los arrecifes coralinos en las últimas décadas. Factores de degradación arrecifal como la sedimentación, la contaminación, el aumento de la temperatura, el blanqueamiento coralino y la extracción de colonias, que fueron enumerados por Ardila *et al.* (2002), continúan siendo las principales causas de ese deterioro. Actualmente se considera a *E. fastigiata* entre las especies altamente susceptibles a la enfermedad de pérdida de tejido de coral duro -SCTLD (Muller *et al.* 2020b).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie. La mayoría de las áreas coralinas del Caribe colombiano están protegidas por los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Portete-Kaurrele, Old Providence McBean Lagoon y la Reserva de Biósfera Seaflower (Díaz *et al.* 2000). Sin embargo, la reglamentación que establece los parámetros de uso, manejo y conservación no es clara en algunos casos, y la capacidad de las instituciones para velar por su cumplimiento suele ser baja (Reyes *et al.* 2002b).

Desde 1998 el INVEMAR implementó el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), que brinda información útil para diseñar medidas de manejo para proteger las formaciones coralinas en Colombia, contribuyendo a la conservación de esta especie y de los corales escleractinios en general. La especie está incluida en el listado anexo a la resolución de especies amenazadas en Colombia (Resolución 1912 de 2017 MINAMBIENTE). Todas las especies de corales escleractinios están incluidas en el apéndice II de la CITES.

Medidas de conservación propuestas

Para profundizar en el conocimiento del estado de la especie en Colombia se requieren estudios para evaluar el estado de las poblaciones en términos de abundancia y estructura de tallas por clases, mortalidad parcial y total, y prevalencia de enfermedades. Esa información permitirá inferir el crecimiento potencial y las respuestas de las poblaciones a los cambios ambientales. De igual forma, el estudio de juveniles (densidad) debe ser considerado como prioritario para poder predecir el estado de las poblaciones a futuro. Sumado a esto, se deben realizar estudios orientados a la determinación de la conectividad genética y demográfica, a la caracterización de amenazas, así como a la identificación



de poblaciones resilientes e individuos resistentes. Por otra parte, es muy importante monitorear la salud coralina (blanqueamiento, enfermedades y lesiones por acciones antropogénicas como sedimentación), determinando prevalencia, incidencia y severidad.

Para trabajar por la conservación de esta especie, y de los arrecifes coralinos en general, se necesitan acciones nacionales para reducir los aportes de sedimentos y nutrientes de origen continental a las costas, a través de programas locales, regionales y nacionales para el manejo de cuencas, desarrollo de programas de agricultura sostenible, disminución de la tasa de deforestación y tratamiento de aguas residuales. En lo posible se debe prohibir el dragado en zonas cercanas a los arrecifes de coral.

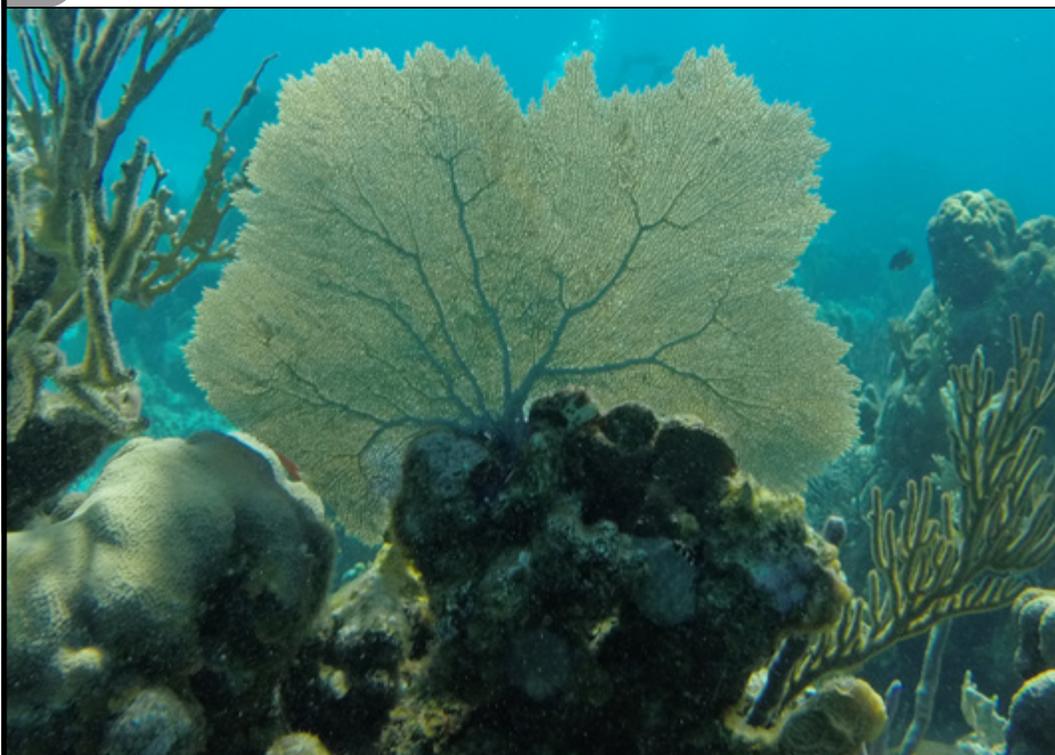
Dentro de las áreas protegidas se debe restringir el acceso de bañistas y buzos a áreas con poblaciones de corales que muestren señales de recuperación, con densidades significativas de juveniles y con poca mortalidad coralina, o donde se estén tomando acciones de restauración. Las campañas de educación a los pobladores locales y especialmente a los operadores turísticos, ayudan a que reconozcan la problemática actual y el valor de los arrecifes coralinos, y mejora su disposición para evitar acciones que dañen el ecosistema.

Autoría

Adolfo Sanjuan-Muñoz y Elvira Alvarado-Chacón.

Gorgonia flabellum

Linnaeus, 1758



Taxonomía

Orden Malacalcyonacea McFadden, van Ofwegen & Quattrini, 2022
Familia Gorgoniidae Lamouroux, 1812

Nombre común

Abanico de mar, Venus sea fan

Sinonimia

Busella occatoria (Milne Edwards & Haime, 1857)
Gorgonia flabellum f. *occatoria* (Milne Edwards & Haime, 1857)
Rhipidigorgia occatoria Milne Edwards & Haime, 1857

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

Gorgonia flabellum es una especie de coral abanico que se confunde comúnmente con *Gorgonia ventalina*, especie que actualmente se encuentra amenazada por la incidencia de la enfermedad conocida como Aspergilosis; en ese sentido, se sospecha que las poblaciones de *G. flabellum* puedan estarse reduciendo a la par de las de *G. ventalina*. Sin embargo, no existe información poblacional de la especie por lo que se categoriza como Datos Insuficientes.



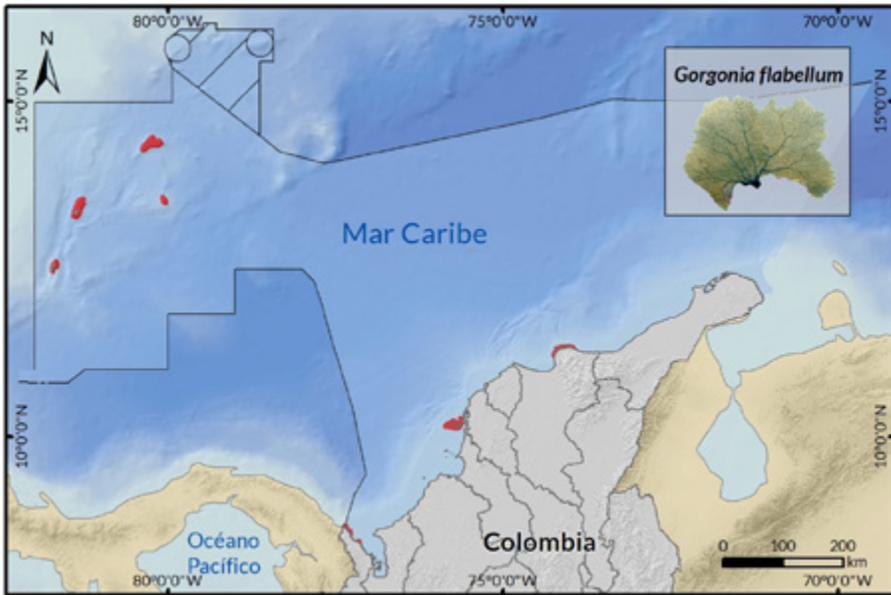


Diagnosis

Colonia: con ramas ascendentes, conectadas por ramitas fuertemente comprimidas en ángulo recto con el plano del abanico; sin ramitas libres saliendo de la superficie del abanico. Escleritas: escafoides comúnmente con tubérculos complejos en el lado convexo; barras antocodiales usualmente de 0,05-0,06 mm de longitud. Color blanco grisáceo a lavanda pálido; algunas veces amarillo profundo (Bayer 1961).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental Tropical incluyendo Bahamas, Golfo de México y el Caribe; aunque está en las Antillas Menores y Venezuela, aparentemente su abundancia es baja (Bayer 1961, Guzmán y Cortés 1984, Hernández-Delgado *et al.* 2000, Jordán-Dahlgren 2002, Caballero *et al.* 2006). Nacional: en el Caribe colombiano se ha reportado en el sector de Capurganá, en las Islas del Rosario, el Parque Tayrona (INVEMAR-SIBM 2021), y en la Reserva de Biósfera SeaFlower (Sánchez *et al.* 2005). Ámbito de profundidad: 1-15 m (J.A. Sánchez, obs. pers.).



Población

La especie se ha observado cerca de las rompientes de las barreras de San Andrés, Providencia y el banco Serrana (J.A. Sánchez, obs. pers.), sin embargo, no existe información poblacional en Colombia sobre la especie. En el Golfo de México, *G. flabellum* presentó una densidad promedio entre $0,07 \pm 0,07$ y $0,32 \pm 0,14$ colonias/m² entre los años 1991-1999 (Jordán-Dahlgren 2002). Posteriormente, entre 2008-2015, se registró en varios arrecifes de Cuba una densidad para la especie entre $0,03-1,37$ colonias/m² (Rey-Villiers *et al.* 2020).

Ecología

Habita en sustratos rocosos en la zona de rompiente hacia el frente arrecifal, entre 1-15 m de profundidad (J.A. Sánchez, obs. pers.). *Gorgonia flabellum* al igual que otras 20 especies de corales blandos, es hospedera del molusco generalista y parásito *Cyphoma gibbosum*. Adicionalmente, se reportan asociados a esta especie, los moluscos ovúlidos *Cymbovula acicularis* y *Simnialena uniplicata* (Reijnen et al. 2010), el nudibranquio *Tritonicula hamnerorum* (Gosliner y Ghiselin 1987), y los crustáceos *Coenopea galeata*, *Elasmopus levis* y *Stenothoe* sp. (Ortiz et al. 2011).

Usos

Las colonias de *Gorgonia flabellum* por su similitud morfológica con *G. ventalina*, podrían estar siendo extraídas y usadas para la comercialización en el mercado de souvenirs (Manrique-Rodríguez 2004). En Colombia se usa toda la colonia para hacer mosaicos artesanales con otras especies como conchas de caracol pala (*Aliger gigas*) y corales duros (e.g. *Agaricia tenuifolia*, *Pseudodiploria strigosa*, *Orbicella* spp.). Asimismo, se comercializan las colonias en ferias artesanales y playas de sitios costeros e insulares con afluencia de turistas como Cartagena, Santa Marta y San Andrés (Manrique-Rodríguez 2004).

Amenazas

La principal amenaza para esta especie es la prevalencia de la enfermedad Aspergilosis, producida por el hongo filamentoso *Aspergillus sydowii* (Gil-Agudelo et al. 2009). La Aspergilosis ha causado mortandades masivas de especies como *Gorgonia ventalina* en el país (Garzón-Ferreira y Zea 1992, Nagelkerken et al. 1997a, 1997b). En otros lugares del Caribe, como Costa Rica, se han reportado mortalidades masivas de esta especie (Guzmán y Cortés 1984). Adicionalmente, la sobreexplotación del recurso para el mercado de souvenirs podría representar una amenaza (Manrique-Rodríguez 2004, Sánchez et al. 2005).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, la Reserva de Biósfera Seaflower, el Parque Tayrona y el Parque Corales del Rosario y San Bernardo protegen parte de su área de distribución.

Medidas de conservación propuestas

Teniendo en cuenta que no existe información poblacional que permita evaluar la especie, y considerando que podría estar amenazada, se requiere urgentemente generar su línea base poblacional.

Autoría

Juan Armando Sánchez y Katherine Mejía-Quintero.

Millepora complanata

Lamarck, 1816



Taxonomía

Orden Anthoathecata Cornelius, 1992
Familia Milleporidae Fleming, 1828

Nombre común

Coral de fuego

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

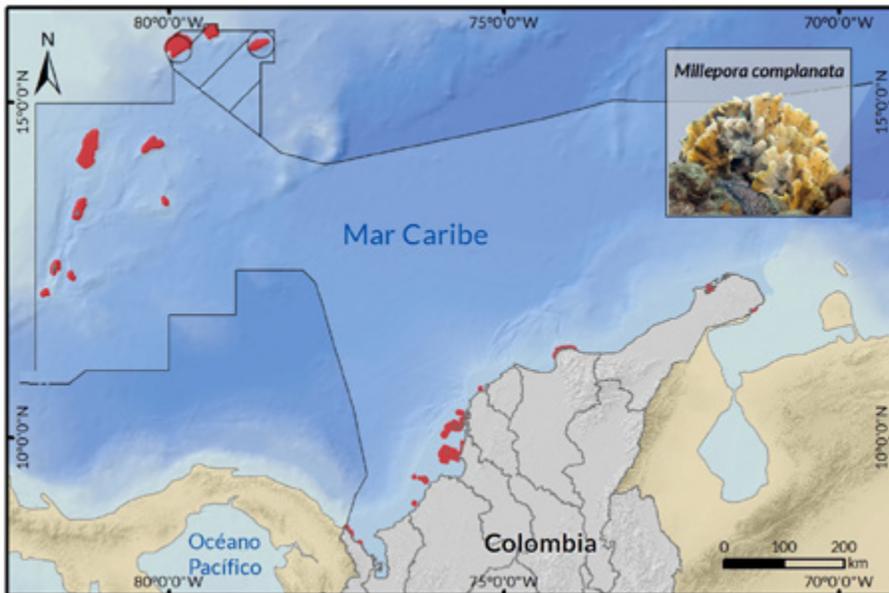
Millepora complanata es una especie de falso coral duro que se encuentra desde la cresta arrecifal hasta los 20 m de profundidad en los arrecifes del Caribe, y en general se considera abundante. Sin embargo, en las últimas décadas se han visto grandes mortalidades asociadas a eventos de blanqueamiento coralino, especialmente en los años 2005 y 2010. Además, en los últimos años es usual ver colonias blanqueadas durante todos los periodos de aguas cálidas. A pesar de lo anterior, debido a que no se cuenta con información poblacional de la especie no fue posible evaluar los criterios de riesgo de extinción, pero se categoriza como Datos Insuficientes pues la amenaza existe.

Diagnosís

Colonia foliosa con ramas aplanadas lisas dispuestas de manera vertical, que se desarrollan a partir de una base incrustante. En algunos casos la base no presenta tejido vivo y pasa inadvertida, por lo que solo las ramas aplanadas son notorias. En otros casos la base es muy notoria con presencia limitada de estructuras verticales. Coloración en vivo: naranja, amarillo o café (Reyes y Santodomingo 2002, CORALPEDIA 2022).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental incluyendo La Florida, el Golfo de México y el Caribe (OBIS 2022d). Nacional: se distribuye ampliamente en el Caribe colombiano. En la porción continental se ha reportado desde el Urabá chocono hasta Bahía Portete en La Guajira; y en la porción insular en el archipiélago de San Andres, Providencia y Santa Catalina y sus bancos y bajos aledaños (INVE-MAR-SIBM 2021). Ámbito de profundidad: 0-15 m (R. Navas, com. pers.).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia.

Ecología

La especie construye bloques arrecifales en la cresta de arrecifes moderadamente expuestos al oleaje. Habita desde aguas someras en la zona superior, generalmente desde la superficie, hasta 15 m de profundidad. Normalmente se encuentra en zonas cercanas a la costa, caracterizadas por presentar turbidez. Las especies del género exhiben una alta tolerancia a la sedimentación (Obura *et al.* 2008).



Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La principal amenaza para *M. complanata* en Colombia es el blanqueamiento coralino, pues se vio afectada fuertemente durante el evento del 2005 en el área de Cartagena y en otras áreas del Caribe colombiano (Eakin *et al.* 2010, Navas-Camacho *et al.* 2010a). Además, las especies del género *Millepora* son consideradas altamente susceptibles al blanqueamiento (Wagner *et al.* 2010, Fitt 2012), siendo *M. complanata* la menos termotolerante (Hernández-Elizárraga *et al.* 2012).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, parte de su distribución está protegida por los Parques Nacionales Naturales Portete-Kaurrele, Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon, y la Reserva de Biósfera Seaflower (Díaz *et al.* 2000). Todas las especies de la familia Milleporidae están incluidas en los listados del apéndice II de la CITES.

Medidas de conservación propuestas

Considerando la importancia de esta especie como formadora de la cresta arrecifal en muchas áreas coralinas, es clave evaluar el estado de sus poblaciones en términos de abundancia, estructura de tallas, mortalidad parcial y total, factores de deterioro, y las respuestas de las poblaciones a los cambios ambientales y eventos extremos. Es importante hacer seguimiento por varios años tomando en cuenta que la especie presenta fuerte variación temporal en su abundancia (Brown y Edmunds 2013). El monitoreo del estado de los arrecifes coralinos debe mantenerse, y de ser posible ampliarse a todas las áreas con presencia importante de la especie, con transectos que incluyan su hábitat principal.

El buen manejo del uso de los sitios turísticos con arrecifes de coral es vital para evitar daños por una visita excesiva de buzos, daños por anclaje, navegación inadecuada, etc. En ese sentido, las campañas de educación a los operadores turísticos y a los pobladores locales, especialmente a los pescadores, para que conozcan la problemática actual de los arrecifes, posiblemente ayude a que eviten acciones perjudiciales para los corales y otros organismos arrecifales.

Autoría

Juan Armando Sánchez, Raúl Navas-Camacho y Juliana Vanegas.

Mycetophyllia ferox

(Wells, 1973)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Familia Faviidae Milne Edwards & Haime, 1857

Nombre común

Ninguno conocido en el área, Rough cactus coral.

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

Mycetophyllia ferox es una especie frecuente y de amplia distribución en el Atlántico Occidental Tropical, aunque presenta baja cobertura. La especie ha sido categorizada a nivel global por la UICN como Vulnerable (VU) por la reducción en sus poblaciones, debido a una mayor susceptibilidad a los factores de deterioro de los arrecifes de coral, como blanqueamiento y enfermedades. En el país la información de monitoreo coralino disponible no muestra una tendencia poblacional clara para la especie. Observaciones de expertos en campo sobre la especie sugieren una incidencia de blanqueamiento, enfermedades y un aumento en la presencia de colonias rotas, debido a la fragilidad del esqueleto. Dada la vulnerabilidad de la especie, las amenazas actuales a los corales en general, y la poca información que sobre ella existe en Colombia, se categoriza como Datos Insuficientes DD.



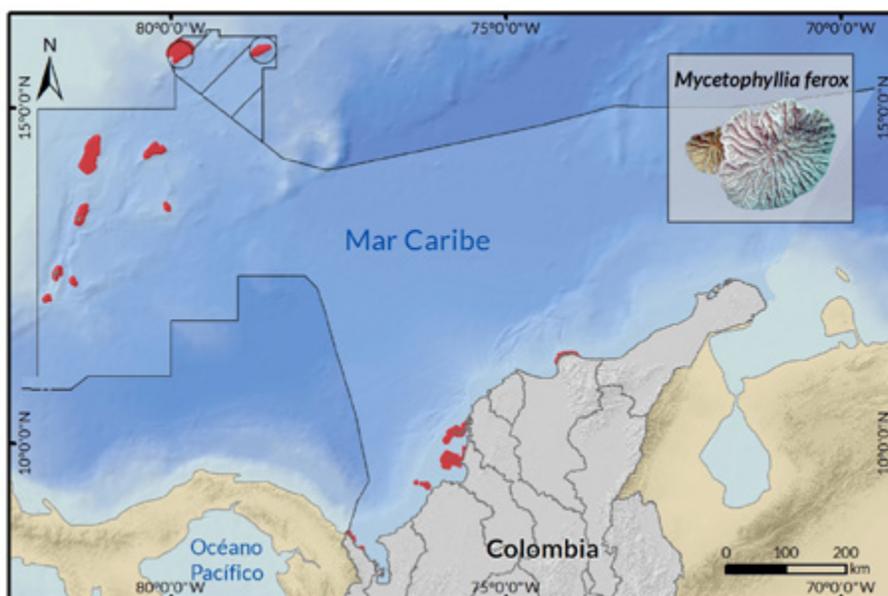


Diagnosis

Colonias meandroides usualmente en forma de láminas planas delgadas, semicirculares, débilmente adheridas al sustrato, y ocasionalmente incrustantes generando colinas irregulares, generalmente no mayores a 35 cm de diámetro. Valles estrechos y largos, ligeramente sinuosos e interconectados que pueden ser originados desde el punto de crecimiento y que suelen tener entre 8-17 mm de ancho y 10-15 mm de profundidad, aunque también pueden ser poco profundos. Septos dentados y columela rudimentaria o ausente. Colonias de color variable en gamas de verde, azul, gris y café, generalmente con colores contrastantes entre los valles y las crestas (Reyes *et al.* 2010, Veron *et al.* 2016).

Distribución geográfica

Global: Atlántico Tropical Occidental incluyendo el Caribe, el Golfo de México, el sur de Florida y las Bahamas (Reyes *et al.* 2010). Nacional: en el Caribe colombiano, desde Urabá hasta el Parque Tayrona, y en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Se ha registrado en el Urabá chochoano, Isla Fuerte y bajos aledaños, archipiélago de San Bernardo, el bajo Tortugas, islas del Rosario y Barú, el arrecife Varadero, Santa Marta y el Parque Tayrona, Albuquerque, Courtown, Roncador, Serrana, Serranilla, Bajo Nuevo, Quitasueño, Providencia y Santa Catalina, San Andrés (Díaz *et al.* 2000, INVEMAR-MINAMBIENTE 2020). Ámbito de profundidad: 3-33 m (Reyes *et al.* 2010).



Población

La especie está presente a lo largo del Caribe colombiano, pero la información poblacional es muy escasa. En el archipiélago del Rosario y Barú se considera frecuente, y su cobertura representa entre el 0,04 % y el 0,19 % de todos los corales (del 21,4 % y 30,97 % de cobertura coralina total, respectivamente; Sarmiento *et al.* 1989, Sarmiento 2010, Marrugo y Alvarado 2014). Con relación a las tallas,

en el archipiélago del Rosario se reportan tamaños entre 50,27-11.696,18 cm², y en Barú entre 37,7-12.063,7 cm² (Alvarado *et al.* 2014, Alvarado y Henao 2014).

Los resultados del Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SIMAC) no muestran una tendencia poblacional clara para la especie. Por ejemplo, en el área de Santa Marta y en San Andrés muestran que la cobertura de la especie ha aumentado ligeramente entre 1995-2015, en el archipiélago del Rosario ha disminuido, y en el archipiélago de San Bernardo se ha mantenido estable; sin embargo, existen muy pocos datos para cada área (excepto Santa Marta).

Ecología

La especie suele encontrarse en ambientes arrecifales someros, entre 5-35 m de profundidad, siendo más abundante entre 10-20 m, usualmente en lugares sombreados (Aronson *et al.* 2008d, Humann 1996).

La especie es hermafrodita, incubadora, con planulación entre enero-abril. La oogénesis es larga (7 meses, junio-enero), mientras que la espermiogénesis es más corta (4 meses, septiembre-enero). A pesar de que *M. ferox* tiene baja fecundidad, produce larvas bien desarrolladas y competentes para asentarse pronto, que son liberadas entre marzo-abril (Morales 2006). Según Szmant (1986) su maduración sexual es temprana y tiene una baja tasa de reclutamiento.

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La principal amenaza para la especie en Colombia es la prevalencia de enfermedades coralinas como la plaga blanca (Sánchez *et al.* 2010).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, se distribuye en áreas coralinas protegidas como los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon y la Reserva de Biósfera Seaflower (Díaz *et al.* 2000).

Desde 1998 el INVEMAR implementó el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), que brinda información útil para diseñar medidas de manejo para proteger las formaciones coralinas en Colombia, contribuyendo a la conservación de esta especie y de los corales escleractínios en general. Todas las especies de corales escleractínios están incluidas en el apéndice II de la CITES.

La especie se considera Vulnerable (VU) a nivel global por reducciones poblacionales inferidas sobre la base del deterioro del hábitat arrecifal en general, agravado por una particular susceptibilidad de la especie al blanqueamiento y enfermedades coralinas como la plaga blanca (Aronson *et al.* 2008d). Sin embargo, la evaluación esta desactualizada por lo tanto la situación real de la especie no es muy clara.



Medidas de conservación propuestas

Dado el escaso conocimiento que se tiene de esta especie en Colombia, se requiere profundizar en el estudio de sus poblaciones en términos de abundancia y estructura de tallas por clases, para conocer su tamaño y dinámica poblacionales, y para tratar de inferir su respuesta a los cambios ambientales y tensores actuales de los arrecifes coralinos.

El manejo de los tensores a nivel regional y local es clave para la conservación de esta especie y de los arrecifes coralinos en general, por ejemplo, programas que propendan por la disminución de aportes de sedimentos y nutrientes de origen continental mediante un manejo adecuado de cuencas, el desarrollo de programas de agricultura sostenible, la reducción de la tasa de deforestación y el tratamiento de aguas residuales, entre otros. Se debe prohibir el dragado en zonas cercanas a los arrecifes.

Restringir el acceso de bañistas y buzos a áreas donde se encuentren poblaciones de corales con muestras de recuperación, con densidades significativas de juveniles y poca mortalidad coralina, donde se estén tomando acciones de restauración, o donde haya presencia importante de especies poco comunes y frágiles como *M. ferox*.

Campañas de educación a los pobladores locales, especialmente a los pescadores, así como a los operadores turísticos para que conozcan la problemática actual de los arrecifes, posiblemente ayude a que eviten acciones que dañen a los corales y otros organismos arrecifales, como el fondeo con anclas sobre los corales.

Autoría

Elvira Alvarado-Chacón, Rocío García-Urueña, Juan Armando Sánchez y Juliana Vanegas.

Orbicella annularis

(Ellis y Solander, 1786)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900
Familia Merulinidae Verrill, 1865

Nombre común

Coral estrella macizo, Boulder star coral

Sinonimia

Montastraea annularis (Ellis y Solander, 1786)
Astrea annularis (Ellis y Solander, 1786)
Heliastrea annularis (Ellis y Solander, 1786)
Madrepora annularis (Ellis y Solander, 1786)

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

Notas taxonómicas

Actualmente el nombre aceptado para la especie es *Orbicella annularis* (Hoeksema y Cairns 2021).

Justificación

Orbicella annularis es una especie con distribución amplia en el Atlántico Occidental Tropical, que se considera En Peligro (EN) a nivel global. Sin embargo, en Colombia la situación de la especie parece ser diferente, pues estudios recientes muestran que su población en el país tiene la diversidad genética



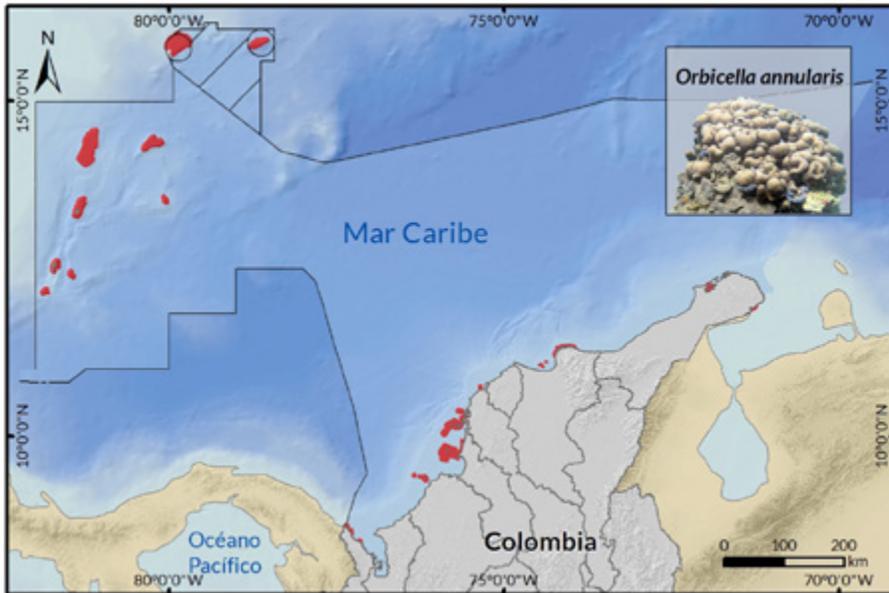
más alta en el área de distribución global de la especie (Foster *et al.* 2013). En el país es una especie abundante, presente en casi todas las áreas coralinas del Caribe, y con una alta cobertura que se ha mantenido estable durante los últimos 15 años. Sin embargo, se evidencia reducción del tamaño de los ramets en las colonias de localidades como el archipiélago del Rosario, lo cual afecta el potencial reproductivo. Adicionalmente, aunque se ha observado liberación de gametos cada año durante las últimas dos décadas, no se han hallado reclutas ni juveniles recientemente. Sumado a esto, la especie es susceptible a enfermedades, blanqueamiento y en general a los factores de deterioro responsables del cambio de fase en los arrecifes de coral del Caribe. Por las razones expuestas se considera a *O. annularis* como Casi Amenazada (NT) para Colombia, pues en el futuro esa aparente falla en el reclutamiento sumado al incremento de los factores de estrés para los arrecifes de coral en general, podrían causar la reducción de sus poblaciones, por lo tanto, se sugiere evaluarla por lo menos cada 10 años.

Diagnosis

Colonias masivas de crecimiento plano o incrustante, pero más comúnmente formando colonias lobuladas a columnares que alcanzan gran tamaño. Los coralitos son aplanados, de tamaño similar, entre 2-3 mm de diámetro. En las colonias de crecimiento columnar, este es generado por gemación extratentacular de los pólipos pequeños, que van aumentando de tamaño distalmente, terminando en una superficie amplia y casi plana cubierta por tejido vivo. Los septos son delgados, y se organizan hexameramente en tres ciclos completos para un total de 24 septos, de los cuales 12 alcanzan la columela. Dientes septocostales organizados en abanico (Wells 1956), con pocas proyecciones conspicuas en la vista dorsal. Coenosteum reducido, típicamente con costas en forma de cuchillas que confluyen en las costas de los coralites adyacentes. En comparación, los coralites en las márgenes de las áreas vivas son un poco más grandes, espaciados y planos. Septocostas más anchas, con dientes lacerados con proyecciones laterales conspicuas. Columela trabecular bien desarrollada. Colonias dorado a café, ocasionalmente grises o verdes (Reyes *et al.* 2010, Veron *et al.* 2016).

Distribución geográfica

Global: Atlántico Tropical Occidental, en la Florida, el Golfo de México y el Caribe (Aronson *et al.* 2008e). Nacional: se distribuye ampliamente en el Caribe colombiano continental e insular. Se ha reportado en el Urabá chocono, Isla Fuerte y bajos aledaños (Bushnell, Burbujas), archipiélago de San Bernardo, bajo Tortugas, Archipiélago del Rosario y Barú, bajos de Salmedina, arrecife Varadero, Isla Arena, Banco de Las Ánimas, Santa Marta y el Parque Tayrona, y La Guajira. En la porción insular se ha registrado en San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Bajo Nuevo, Quitasueño, Roncador, Serrana, Serranilla, Courtown y Albuquerque (Díaz *et al.* 2000, Gómez *et al.* 2012, Vides *et al.* 2016, INVEMAR-MINAMBIENTE 2020). Ámbito de profundidad: 3-80 m (Cairns 1982).



Población

Orbicella annularis es una especie frecuente y abundante en los arrecifes de coral a lo largo del Caribe colombiano, donde diferentes trabajos han evaluado su cobertura como un indicador poblacional. Para el sector de Isla Fuerte, Casas (2011) y Pardo (2013) reportaron coberturas menores al 1 % para *O. annularis*.

En el Archipiélago del Rosario, Sarmiento *et al.* (1989) reportaron cobertura de coral vivo del 21,54%, de la cual el 18,5 % correspondió al complejo *Montastraea annularis* (incluye *O. annularis*, *O. faveolata* y *O. franksi*), con presencia importante en Isla Grande y Barú. Para el sector de Barú, Marrugo y Alvarado (2014) registraron una cobertura media relativa de 12,80 %, que fue mayor en zonas someras. En el arrecife Varadero *O. annularis* es una especie importante, con una cobertura promedio de 14,42 % entre 2,5-6,5 m de profundidad (Pizarro *et al.* 2017).

Con relación a las tallas, Alvarado (2008) y Alvarado y Acosta (2009a) encontraron en las islas del Rosario una población de *O. annularis* compuesta de colonias medianas (alrededor de 3.379 cm²), con gran número de ramets pequeños producidos por fisión (76 % menores a 50 cm²), de los cuales el 27 % tenían mortalidad parcial y el 10 % estaban totalmente muertos. La talla promedio de las colonias de *O. annularis* en Isla Grande fue menor que en Isla Tesoro (3.379 versus 7.092 cm²). Para la misma zona Alvarado *et al.* (2014) reportaron colonias medianas con talla promedio de 6.524,3 ± 1966,03 cm². También reportan dominio de los tamaños más pequeños en todo el archipiélago, excepto en las islas Tesoro y Rosario.

Alvarado y Henao (2014) reportaron para Barú tallas coloniales promedio de 27.775 ± 8.066,04 cm², con dominancia de colonias pequeñas. En la Ciénaga de los Vásquez reportaron tallas promedio de 74.069,1 ± 39.975,3 cm².

Para la isla de San Andrés, un estudio realizado en cinco zonas encontró tallas de *O. annularis* entre 0,4 y 63.087 cm², siendo la mayoría colonias pequeñas (Pizarro 2006). Little Reef fue el sitio con las colonias más grandes, mientras que en West Point se encontraron las más pequeñas. En esas estaciones también se encontró la mayor y menor mortalidad, con el 67,06 % de todas las colonias evaluadas presentando mortalidad parcial. Con relación al reclutamiento, se ha reportado una tasa de 0,7 reclutas/m² para las especies del género *Orbicella*, considerando individuos menores a 5 mm de diámetro que tienen alta probabilidad de morir (Pizarro 2006).

Estudios sobre la tendencia de la población de *O. annularis* en el Parque Tayrona y en los cayos Roncador y Serrana muestran que, en ambas áreas, se evidencia declive continuo en la cobertura de la especie (Martínez y Acosta 2005, Sánchez *et al.* 2019). Por el contrario, los datos del Sistema de monitoreo de arrecifes coralinos (SIMAC) muestran que en los últimos 15 años la cobertura de *O. annularis* se ha mantenido estable, con un leve incremento en todas las áreas evaluadas (Archipiélago del Rosario, San Bernardo, San Andrés, Santa Marta). En el caso de San Andrés se observa una disminución en la cobertura en el año 2005, con una posterior recuperación en los siguientes años.

Ecología

En Colombia *O. annularis* se encuentra comúnmente entre 0-18 m de profundidad. Es una especie común en la mayoría de ambientes arrecifales, y una de las principales constructoras arrecifales de la región (Reyes *et al.* 2010).

La tasa promedio de crecimiento de *O. annularis* reportada en Islas del Rosario es baja (1,16 cm/año; Charry *et al.* 2004), aunque se registraron tasas hasta de 1,45 cm/año, que coinciden con la disminución de dragados en el área (Charry 1999). El crecimiento de la especie es en general lento, lo que implica largos periodos de tiempo para obtener tallas reproductivas.

Alvarado y Acosta (2009b) encontraron baja fertilidad (35 y 40 %) y baja fecundidad (20 y 11 huevos/cm²/año) de *O. annularis* en las Islas del Rosario, mediante estudios *in situ* e histológicos. Alvarado (2008) reporta un escaso esfuerzo reproductivo de la especie para la misma área, y una mayor fecundidad en ramets de tamaño intermedio (50 y 100 cm²), y sugiere que esto explica en parte el bajo número de colonias pequeñas en esa población, lo cual es común en sitios degradados y en poblaciones con alta tasa de lesiones (Alvarado y Acosta 2009c). En un estudio posterior, Carrillo (2009) encontró resultados similares, reportando un 39,8 % de capacidad reproductiva para la especie.

Usos

Ninguno conocido para la especie en Colombia. Sin embargo, durante los últimos años el evento anual de desove masivo de esta especie (coral spawning) se ha hecho popular entre los buzos recreativos, generando una oportunidad de negocio al ser promocionado por las escuelas de buceo.

Amenazas

Orbicella annularis fue una de las especies afectadas por el evento de blanqueamiento coralino que ocurrió en 1990 en el Caribe colombiano (Solano *et al.* 1993), y muestra en general susceptibilidad al blanqueamiento. Otra amenaza importante para la especie son las enfermedades infecciosas como

la plaga blanca, banda amarilla, banda blanca, lunares oscuros y “Shut down reaction”, tanto que al lado de *O. franksi* se les considera como las especies susceptibles al mayor número de enfermedades coralinas (Gil-Agudelo y Garzón-Ferreira 2001, Navas-Camacho *et al.* 2010). Actualmente está considerada como especie medianamente susceptible a la enfermedad de pérdida de tejido de corales pétreos – SCTLD (Muller *et al.* 2020b).

Alvarado y Acosta (2009a) encontraron más del 90 % de los ramets con alguna lesión causada por depredación, blanqueamiento, interacción con algas, bioerodadores o esponjas, y enfermedades como la banda amarilla. En San Andrés la especie es afectada por sobrecrecimiento de algas (2,11 %), territorios de peces damisela (0,7 %), blanqueamiento y enfermedades (0,4 %) (Pizarro 2006).

Alvarado y Acosta (2009a) sugieren que en las islas del Rosario la viabilidad de la población de *O. annularis* depende del desempeño de los ramets individuales más que de las colonias completas, y muestran que en las islas Grande y Tesoro dominan los ramets pequeños, no-reproductivos o menos fértiles ($\leq 46 \text{ cm}^2$, 72 % en IG y 55 % en IT), y solo un 1 % y 6 % (en IG y en IT, respectivamente) son completamente reproductivos ($>200 \text{ cm}^2$; Szmant 1991, Van Veghel y Kahman 1994). En ese sentido, autores como Edmunds y Elahi (2007) sugieren que una población con esta tendencia durante 15 años se definiría como “en declive”, debido a la pérdida de cobertura coralina por ramets que cada vez se hacen más pequeños.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, la mayoría de las formaciones coralinas del Caribe colombiano, con presencia de la especie, se encuentran dentro de los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon y la Reserva de Biósfera Seaflower (Díaz *et al.* 2000). Algunas formaciones coralinas con presencia importante de *O. annularis* carecen aún de protección legal, tal como el arrecife Varadero en Cartagena.

Desde 1998 el INVEMAR implementó el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), que brinda información útil para diseñar medidas de manejo para proteger las formaciones coralinas en áreas protegidas como los Parques Portete-Kaurrele, Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon, Utría, Gorgona, el Santuario Malpelo, y la RB Seaflower. Todas las especies de corales escleractínios están incluidas en el apéndice II de la CITES.

La especie se considera En Peligro (EN) a nivel global, pues se cree que tuvo reducciones poblacionales mayores al 50 % en los últimos 30 años, debido a enfermedades y blanqueamiento, y otros factores asociados con actividades humanas (Aronson *et al.* 2008e). Lo anterior, sumado a su gran longevidad y escaso reclutamiento, sugieren que la especie tiene un limitado margen de recuperación. Sin embargo, la evaluación está desactualizada y por lo tanto la situación real de la especie no es muy clara.

Medidas de conservación propuestas

La importancia de esta especie como una de las principales constructoras de arrecifes coralinos en el Caribe demanda la necesidad de avanzar en el conocimiento del estado de sus poblaciones en cuanto abundancia, estructura de tallas, principales amenazas y factores que confieren resistencia y resiliencia, métodos de restauración, respuesta de las poblaciones a cambios ambientales y eventos

extremos. Los procesos de reproducción y reclutamiento de la especie merecen especial atención. El monitoreo del estado de los arrecifes coralinos debe mantenerse, y de ser posible ampliarse a todas las áreas con presencia importante de la especie.

El estudio de poblaciones que se desarrollan en condiciones sub-óptimas, como es el caso del arrecife Varadero podría ser clave para avanzar en procesos de restauración coralina. Es de vital importancia avanzar en el corto plazo en la definición de medidas de conservación para el arrecife Varadero (*i.e.* declaratoria de un área protegida), que alberga una población particular del género *Orbicella*, así como de otras especies coralinas.

El manejo del uso de los sitios turísticos con arrecifes es vital para evitar daños por una visita excesiva de buzos, daños por anclaje, navegación inadecuada, etc. En ese sentido, las campañas de educación a los operadores turísticos, así como a los pobladores locales, especialmente a los pescadores, para que conozcan la problemática actual de los arrecifes, posiblemente ayude a que eviten acciones que dañen a los corales y otros organismos arrecifales.

Comentarios adicionales

Foster *et al.* (2013) resaltan la alta diversidad genética de *O. annularis* en Colombia (en las Islas del Rosario), en comparación con otras zonas del Caribe como Belize y Curazao donde dominan unos pocos genets, siendo particular esa condición de bajas densidades de colonias grandes de origen sexual. Esa particularidad de la población de *O. annularis* en las islas del Rosario, señala la importancia de protegerla especialmente, pues como refieren esos autores, frente al cambio climático las poblaciones originadas por reproducción sexual (*versus* fisión) pueden evolucionar a tasas más rápidas mediante la recombinación sexual, potenciando la preservación de toda la especie.

Autoría

Elvira Alvarado-Chacón, Valeria Pizarro, Juan Armando Sánchez y Juliana Vanegas.

Orbicella faveolata

(Ellis y Solander, 1786)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900
Familia Merulinidae Verrill, 1865

Nombre común

Coral estrella montañoso

Sinonimia

Montastraea faveolata (Ellis y Solander, 1786)

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

Notas taxonómicas

Hasta el final de la década de 1990 la especie fue catalogada como *Montastraea annularis sensu lato*, por su similitud con esa especie. Posteriormente paso a ser parte del complejo *Montastraea annularis* (Weil y Knowlton 1994), para después ser reconocida como especie con el nombre *Montastraea faveolata* (Lopez y Knowlton 1997). Actualmente el nombre aceptado para la especie es *Orbicella faveolata* (Hoeksema y Cairns 2021).

Justificación

Orbicella faveolata es una especie con distribución amplia en el Atlántico Occidental Tropical, que se considera En Peligro (EN) a nivel global. En el Caribe colombiano las poblaciones de *O. faveolata* han sido afectadas como consecuencia de enfermedades coralinas y eventos de blanqueamiento. Es común observar alta mortalidad parcial en colonias adultas, lo que a su vez repercute en la fecundidad y por lo tanto en la producción de reclutas. Aunque en los arrecifes de San Andrés, Varadero y los Parques Tayrona, y Corales del Rosario y San Bernardo se ha observado la liberación de gametos varios años desde el 2004, la observación de juveniles es baja. Datos del SIMAC muestran una reducción en la cobertura

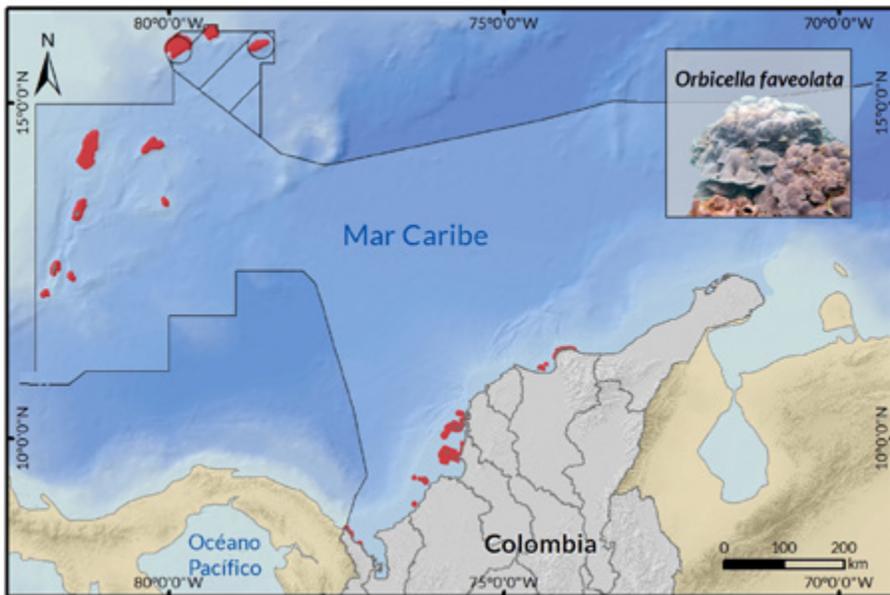


en casi todos los arrecifes entre 1999-2014. Por todo lo anterior se categoriza a *O. faveolata* como Casi Amenazada (NT) en Colombia, recalcando la importancia de evaluar las poblaciones periódicamente (al menos cada diez años) para determinar los cambios en su condición y tendencia.

Diagnosis

La especie forma colonias masivas, plocoides, a manera de grandes cúpulas o montículos redondeados o columnares, con bordes laminares de crecimiento activo a manera de tejados. Los coralites son pequeños (2-3 mm de diámetro), sobresalen levemente y están distribuidos de manera uniforme. El coenosteum reducido le da una apariencia de textura suave. Los septos son delgados, y se organizan en tres ciclos completos, S1-2 alcanzan la columela y son ligeramente sobresalientes. Septocostas dentadas y en sistema de abanico, con dientes lacerados y conspicuos en vista dorsal. Costas con forma de cuchilla y donde no confluyen con coralites vecinos forman espacios abiertos pequeños entre los coralites; algunas veces las costas son gruesas y confluentes como corredores bajos. La columela es esponjosa y bien desarrollada. Colonias de color café, gris o verde amarillento; ocasionalmente lucen amarillas en aguas someras (Wells 1956, Weil y Knowlton 1994, Reyes *et al.* 2010, Veron *et al.* 2016).

Distribución geográfica



Global: en el Atlántico Occidental Tropical incluyendo el Caribe, Golfo de México, Florida y las Bahamas (Weil y Knowlton 1994). Nacional: en todo el Caribe colombiano. Se tienen registros de la especie en el Urabá chocono, Tortuguilla, Isla Fuerte, Punta de San Bernardo, archipiélago de San Bernardo, Bajo Tortugas, islas del Rosario y Barú, Arrecife Varadero, Bajos de Salmedina, Banco de las Ánimas, Parque Tayrona, Bajo Alicia, Bajo Nuevo, Quitasueño, Serrana, Serranilla, Roncador, Courtown, Albuquerque, San Andrés y Providencia (Díaz *et al.* 2000, INVEMAR-MINAMBIENTE 2020). Ámbito de profundidad: 1-30 m (Aronson *et al.* 2008f).

Población

Las poblaciones de *O. faveolata* se han estudiado en la isla de San Andrés y en las islas del Rosario. Para San Andrés, Pizarro (2006) encontró dominancia de colonias medianas en los sitios Acuario, Bajo Bonito, Little Reef, West Point y Dedos de Morgan; el 82 % de las colonias mostraron mortalidad parcial promedio del $23,5 \pm 27 \%$, y entre el 83,8-97,5 % de las colonias estuvieron sexualmente maduras. La autora reporta una tasa de reclutamiento para el género *Orbicella* de 0,7 reclutas/m², calculado con individuos menores a 5 mm de diámetro.

En las islas del Rosario, Marín (2012) evaluó la densidad de la especie, hallando 0,11 colonias adultas/m², y 0,07 juveniles/m² al norte de Isla Grande. Restrepo (2010) encontró un rango de tallas de las colonias de *O. faveolata* entre 0,254-625 cm² de área superficial, con dominancia de colonias pequeñas y mortalidad parcial menor al 25 %. Alvarado *et al.* (2014) también observaron dominancia de colonias pequeñas, con talla media de $4.912,45 \pm 1.270$ cm², aunque hallaron colonias hasta de 141.000 cm². La tasa de reclutamiento reportada por López-Londoño (2007) es de 0,2 % del total de juveniles encontrados, sin embargo, ese valor no diferencia entre las especies del género *Orbicella*.

Existen datos sobre la cobertura de la especie en varias áreas coralinas del país. Por ejemplo, datos del Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SIMAC) muestran una cobertura en el Urabá chochoano de 5,2 % en 2002 y de 3,9 % en 2014, lo que implica una reducción del 20 % en 12 años, de una cobertura que ya era baja.

En Isla Fuerte, Díaz *et al.* (1996b) reportaron una cobertura de *O. faveolata* del 3,37 % en arrecifes alrededor de la isla, y del 10,19 % en el Bajo Bushnell. Años más tarde, Casas (2011) reportó una cobertura promedio de 3,03 %, mientras que Bernal (2012) registró 0,4 % de cobertura, y Pardo (2013) no encontró la especie en el mismo sitio de estudio.

En el archipiélago de San Bernardo el SIMAC reportó cobertura del 8 % en el año 2000, que disminuyó a 6,5 % en el 2014. En las islas del Rosario, un estudio registró una cobertura relativa de *O. faveolata* del 29,8 % de la cobertura total de coral vivo en la primera década de este siglo (Sarmiento 2010). Según el SIMAC la cobertura de la especie se ha mantenido estable en un 3,6 % entre 1999-2014, lo que coincide con los resultados sobre cobertura de coral vivo de Marrugo y Alvarado (2014).

En el sector de Barú, *O. faveolata* es una especie abundante, presentando una cobertura relativa del 5,5 % (Marrugo y Alvarado 2014), y colonias de gran talla (promedio $7.835,3 \pm 1.417,3$ cm², rango 9,42-105.558 cm²), pero con dominancia de colonias pequeñas (100-1.000 cm², Alvarado *et al.* 2014).

En el arrecife Varadero, *O. faveolata* es la especie más abundante entre 3-15 m de profundidad, donde representa el 38,1 % del coral vivo, que sumado a otras especies cubre en promedio un $45,1 \pm 3,9 \%$ del fondo, y alcanza hasta un 80 % en algunos sitios (López-Victoria *et al.* 2015, Pizarro *et al.* 2017). Sin embargo, la presencia de juveniles de *O. faveolata* en este arrecife, al igual que en todas las demás áreas coralinas, es muy baja (V. Pizarro, obs. pers.).

Datos del SIMAC muestran en el Parque Tayrona una reducción en la cobertura relativa de la especie, pasando de 8 % en 1999 al 3,5 % en 2014. Por otra parte, durante el blanqueamiento del año 2010 que afectó los corales del Tayrona, se encontró hasta un 100 % de afectación en *O. faveolata* en algunos sectores, con mortalidad de hasta el 50 % de las colonias blanqueadas (Bayraktarov *et al.* 2013). Para

San Andrés, la información del SIMAC muestra variabilidad en la baja cobertura de la especie, pasando del 2,1 % en 1999 a 4,2 % en 2005, que posteriormente se redujo hasta un 2 % en 2012.

Ecología

Orbicella faveolata se encuentra entre 1-30 m de profundidad en ambientes arrecifales, y es más abundante entre 10-20 m (Aronson *et al.* 2008f). La especie presenta plasticidad fenotípica en relación con la profundidad, se encuentran colonias redondas y grandes de superficie lisa en aguas someras (0-1 m), y colonias con protuberancias cónicas bien formadas en aguas más profundas (3-10 m). Además, en arrecifes expuestos al oleaje las colonias presentan láminas que cubren amplias áreas (Weil y Knowlton 1994).

Es una de las especies de mayor importancia para el Caribe por su amplia distribución y alta tasa de deposición de carbonato de calcio, lo que la convierte en uno de los principales bio-constructores arrecifales (Cruz-Piñón *et al.* 2003). Es una especie longeva, de lento crecimiento, y que alcanza grandes tamaños. Es hermafrodita, con un ciclo gametogénico anual, liberando los gametos entre agosto-septiembre, seis a siete días después de la luna llena (Sánchez *et al.* 1999, Pizarro 2006, Alvarado-Chacón *et al.* 2020). Se ha reportado reclutamiento alrededor de 0,3-0,4 juveniles/m² (Miller *et al.* 2000), dadas las estrategias de historia de vida de la especie. Las áreas coralinas donde se ha observado la liberación masiva de gametos de esta especie (reproducción sexual) son la isla de San Andrés, las bahías Gayraca, Chengue y Granate en el Parque Tayrona, las islas Grande, Tesoro, y el bajo Juan Guerra en las islas del Rosario, el sector de Barú y el arrecife Varadero (Sánchez *et al.* 1999).

Usos

Ninguno conocido en Colombia. Sin embargo, en los últimos años el evento anual de desove masivo (coral spawning) de esta especie se ha hecho popular entre los buzos recreativos, generando una oportunidad de negocio al ser promocionado por las escuelas de buceo.

Amenazas

Al igual que para la mayoría de los corales escleractínios, las principales amenazas para *O. faveolata* son los tensores locales y regionales asociados a las actividades antrópicas, como la sedimentación, contaminantes y nutrientes que llegan a las costas, la sobrepesca y el desarrollo costero (Jackson *et al.* 2014). Algunos tensores asociados al cambio climático global, como el blanqueamiento debido al aumento de la temperatura del agua y la acidificación oceánica (Aronson *et al.* 2008f), amenazan los arrecifes coralinos de todo el mundo. Por otro lado, la proliferación de enfermedades coralinas y el blanqueamiento son considerados los mayores tensores para la especie (Aeby y Santavy 2006). Algunas observaciones sugieren que *O. faveolata* es muy susceptible al blanqueamiento. Por ejemplo, durante el blanqueamiento masivo del año 2010 en el Parque Tayrona todas las colonias de la especie se blanquearon en algunos sitios, y en las islas del Rosario el 43,7 % de las colonias de la especie presentaron mortalidad parcial tras el blanqueamiento (Marín 2012). Además, se ha determinado que el sobrecrecimiento de algas, el establecimiento de territorios por peces damisela y las enfermedades son las principales causas naturales de mortalidad parcial en colonias de *O. faveolata* en San Andrés (Pizarro 2006), lo que quizá se repite en todas las áreas coralinas en Colombia y el Caribe. Actualmente está considerada como especie medianamente susceptible a la enfermedad de pérdida de tejido de corales pétreos - SCTLD (Muller *et al.* 2020b).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, la mayoría de las áreas coralinas donde se encuentra la especie en Colombia están dentro de áreas marinas protegidas, como los Parques Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon, y la Reserva de Biósfera Seaflower (Díaz *et al.* 2000). A partir de la información obtenida mediante monitoreos realizados por el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), coordinado por el INVEMAR desde 1998, han surgido medidas de manejo para las áreas coralinas. Todas las especies de corales escleractínios están incluidas en el Apéndice II de la CITES.

Orbicella faveolata ha sido objeto de estudio para el desarrollo de métodos para la restauración activa de corales, como la cría de larvas *in vitro* en San Andrés (Pizarro 2006), el Tayrona (Carrillo 2012), las islas del Rosario (Alvarado-Chacón *et al.* 2020), y un ensayo preliminar para la crío-preservación de gametos masculinos (Vanegas y Pizarro 2018).

La especie se considera En Peligro (EN) a nivel global, pues se cree que tuvo reducciones poblacionales mayores al 50 % en los últimos 30 años, debido a enfermedades y blanqueamiento, y otros factores asociados con actividades humanas (Aronson *et al.* 2008f), lo que, sumado a su gran longevidad y escaso reclutamiento sugieren que la especie tiene un limitado margen de recuperación. Sin embargo, la evaluación esta desactualizada por lo tanto la situación real de la especie se desconoce.

Medidas de conservación propuestas

Considerando la importancia de esta especie para el desarrollo de los arrecifes coralinos del Caribe, se requiere avanzar con estudios para estimar el tamaño poblacional, conocer la estructura de tallas, factores causales de mortalidad parcial y total, y factores que le confieren resistencia y resiliencia a la especie.

Los procesos de reproducción y reclutamiento de la especie merecen especial atención. El monitoreo del estado de los arrecifes coralinos debe mantenerse, y de ser posible ampliarse a todas las áreas con presencia importante de la especie.

El estudio de poblaciones que se desarrollan en condiciones sub-óptimas, como es el caso del arrecife Varadero en Cartagena, podría ser clave para avanzar en procesos de restauración coralina. Es de vital importancia avanzar en el corto plazo en la definición de medidas de conservación para el arrecife Varadero (*i.e.* declaratoria de un área protegida), que alberga una población particular del género *Orbicella*, así como de otras especies coralinas.

El manejo del uso de los sitios turísticos con arrecifes es vital para evitar daños por una visita excesiva de buzos, daños por anclaje, navegación inadecuada, etc. En ese sentido, las campañas de educación a los operadores turísticos, así como a los pobladores locales, especialmente a los pescadores, para que conozcan la problemática actual de los arrecifes, posiblemente ayude a que eviten acciones que dañen a los corales y otros organismos arrecifales.

Autoría

Valeria Pizarro, Elvira Alvarado-Chacón y Juliana Vanegas.

Orbicella franksi

(Gregory, 1895)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Familia Merulinidae Verrill, 1865

Nombre común

Coral macizo de Franks, Boulder star coral

Sinonimia

Montastraea franksi (Gregory, 1895)

Echinopora franksi (Gregory, 1985)

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

Justificación

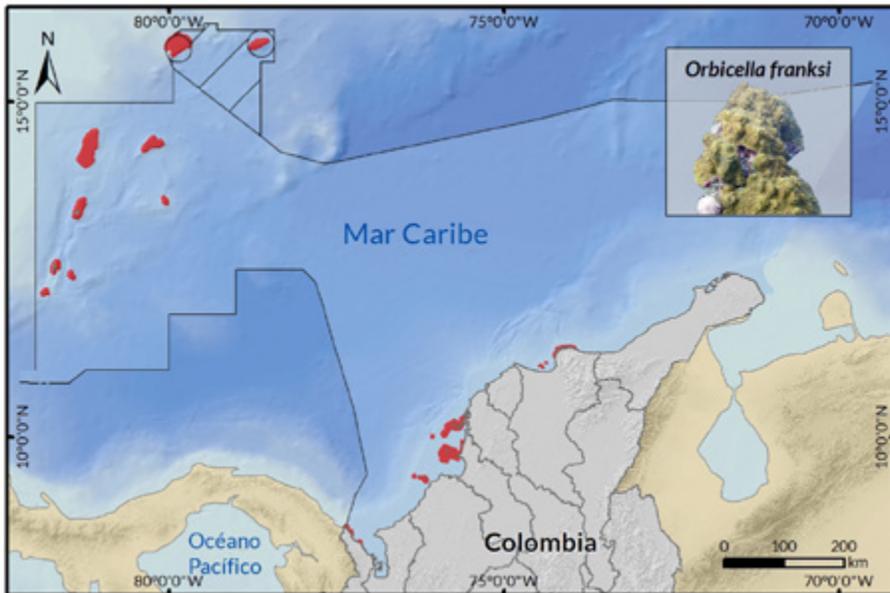
Orbicella franksi es una especie con distribución amplia en el Atlántico Occidental Tropical, presente en Colombia en todas las áreas coralinas del Caribe, pero con una abundancia y cobertura bajas. Datos de monitoreo del SIMAC registran una cobertura en general estable durante los últimos 15 años para la especie, con una leve tendencia a la baja, excepto en los archipiélagos del Rosario y San Bernardo, y la isla de San Andrés, donde la reducción ha sido más notoria. Como la mayoría de los corales escleractinios, *O. franksi* también es susceptible a enfermedades y blanqueamiento, y en general a los factores de deterioro causantes del cambio de fase en los arrecifes de coral. No obstante, parece ser más resistente que las otras dos especies del género. Por esas razones se considera la categoría de Casi Amenazada en Colombia, pues la tendencia al incremento de los tensesores que en general afectan a los arrecifes de coral, podría causar reducción poblacional de *O. franksi*. Sin embargo, es imperativo reevaluar la especie con mejor información en un periodo no mayor a diez años.

Diagnosis

Colonias masivas plocoides, en forma de plato, o incrustantes, con una superficie irregular. Coralites cónicos exertos, irregulares en forma, tamaño y distribución, dándole una apariencia abultada al corallum. Paredes sólidas y separadas por un coenosteum bien desarrollado. Septos gruesos organizados en tres ciclos completos, de los cuales, los dos primeros alcanzan la columela. Dientes septocostales bajos, lacerados en el medio y muy conspicuos en vista dorsal. Costas variables, generalmente gruesas, algunas veces redondeadas y separadas por grietas angostas y confluentes entre coralites vecinos, formando cordilleras bajas. Columela grande y esponjosa. Coloración variable entre tonos de gris, verde, verde amarillento y café, el coenosarco contrasta o es igual a los discos orales y tentáculos, también con gran variedad. Las partes superiores de las áreas levantadas y los márgenes de crecimiento carecen de pigmentación (Reyes *et al.* 2010, Veron *et al.* 2016).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental Tropical, incluyendo el Caribe, Golfo de México, Florida, Bermuda y las Bahamas (Veron *et al.* 2016). Nacional: se distribuye ampliamente en el Caribe colombiano, con registros en el Urabá chochoano, Isla Fuerte, archipiélago de San Bernardo, Bajo Tortugas, Parque Corales de Profundidad, islas del Rosario y Barú, Arrecife Varadero, Banco de las Ánimas, Parque Tayrona, Bajo Nuevo, Quitasueño, Serrana, Serranilla, Roncador, Courtown, Albuquerque, San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Díaz *et al.* 2000, INVEMAR-MINAMBIENTE 2020). Ámbito de profundidad: 3-20 m (Weil y Knowlton 1994, Aronson *et al.* 2008g).



Población

Son pocos los estudios poblacionales de *O. franksi* en el país. Pardo (2013) reportó una cobertura promedio de 0,2 % para la especie en el sector de Isla Fuerte. En el arrecife Varadero la cobertura promedio fue 4,2 %, y cerca de la Ciénaga de los Vásquez (Barú) fue de 2,02 % (Pizarro *et al.* 2017). Para el Parque Tayrona la cobertura parece estar disminuyendo, con valores inferiores al 10 % en 1998, cercanos al 5 % en 2003, y alrededor del 3,5 % para el 2015 (Rodríguez-Ramírez *et al.* 2010).

Datos del Sistema de Monitoreo de Arrecifes coralinos (SIMAC) muestran una baja cobertura, que se ha mantenido estable con una leve tendencia a la disminución durante los últimos 15 años, con excepción de los archipiélagos de San Bernardo y del Rosario, y la isla de San Andrés, donde la disminución ha sido más notoria.

Ecología

Es una especie común en los arrecifes del Caribe, que se encuentra entre 2-50 m de profundidad, siendo usualmente más abundante entre 15-30 m (Weil y Knowlton 1994, Aronson *et al.* 2008g). Su forma de crecimiento es masiva, pero a diferencia de las otras dos especies del género, la superficie de *O. franksi* es irregular por las protuberancias que tiene, y que se caracterizan por la presencia de pólipos blancos (Weil y Knowlton 1994). Las colonias pequeñas en zonas someras pueden crecer en forma de plato, así como las colonias que se encuentran en zonas profundas (≥ 30 m). De las tres especies del género *Orbicella*, *O. franksi* es la más agresiva, pues se ha comprobado que induce a mortalidad al contacto (Weil y Knowlton 1994).

Es una especie hermafrodita (Levitán *et al.* 2014), con un único ciclo anual. Libera los gametos a la columna de agua una vez al año en un evento de desove masivo entre agosto-septiembre, que usualmente sucede al terminar el atardecer entre 5-7 días después de la luna llena (Pizarro 2006).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

Esta especie, al igual que sus congéneres, parece ser particularmente susceptible a las enfermedades y al blanqueamiento, y pudo haber presentado reducciones poblacionales en las últimas décadas (no documentadas en Colombia) por esa causa. Actualmente está considerada como especie medianamente susceptible a la enfermedad de pérdida tejido de coral duro - SCTLD (Muller *et al.* 2020b). Además, junto con las otras especies de corales duros formadores de arrecifes, ha sufrido la fuerte reducción en la extensión y calidad del hábitat debido a la suma de una variedad de factores locales, regionales y globales (Aronson *et al.* 2008g). En el caso del género *Orbicella*, la proliferación de macroalgas y la alta sedimentación pueden estar afectando negativamente el reclutamiento.

A nivel local y regional en el Caribe las principales amenazas para los corales en general se relacionan con el desarrollo costero (incremento en sedimentación y polución), y la sobrepesca de peces herbívoros, entre otros. A nivel global, los principales factores están asociados al cambio climático, con el aumento de la temperatura y la acidificación oceánica como las principales preocupaciones (Aronson *et al.* 2008g).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, la mayoría de las formaciones coralinas del Caribe colombiano, con presencia de la especie, están dentro de los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Corales de Profundidad, Old Providence McBean Lagoon y la Reserva de Biósfera Seaflower (Díaz *et al.* 2000). No obstante, quedan formaciones coralinas con presencia de *O. franksi* que carecen de protección legal, tal es el caso del arrecife Varadero en Cartagena.

Desde 1998 el INVEMAR implementó el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), que brinda información útil para diseñar medidas de manejo para proteger las formaciones coralinas en áreas protegidas como los Parques Portete-Kaurrele, Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon, Utría, Gorgona, el Santuario Malpelo, y la RB Seaflower. Todas las especies de corales escleractinios están incluidas en el apéndice II de la CITES.

La UICN considera Vulnerable (VU) la especie a nivel global, pues se estiman reducciones poblacionales cercanas al 38 % en los últimos 30 años, debido principalmente a enfermedades y blanqueamiento, y al deterioro general del hábitat coralino por la presión de tensores asociados con actividades humanas (Aronson *et al.* 2008g). Sin embargo, la evaluación está desactualizada por lo tanto la situación real de la especie no es muy clara.

Medidas de conservación propuestas

La situación actual de los arrecifes coralinos del Caribe, y de los corales en general, urge avanzar en el conocimiento del estado de sus poblaciones en cuanto a abundancia, estructura de tallas, principales amenazas y factores que confieren resistencia y resiliencia, métodos de restauración, respuesta de las poblaciones a cambios ambientales y eventos extremos. Los procesos de reproducción y reclutamiento de esta especie merecen especial atención. El monitoreo del estado de los arrecifes coralinos debe mantenerse, y de ser posible ampliarse a todas las áreas con presencia importante de esta y otras especies que sean importantes bio-constructoras arrecifales.

El estudio de poblaciones que se desarrollan en condiciones sub-óptimas, como es el caso del arrecife Varadero, podría ser clave para adelantar procesos de restauración coralina. Es de vital importancia avanzar en el corto plazo en la definición de medidas de conservación para el arrecife Varadero (*e.g.* declaratoria de un área protegida), que alberga una población particular del género *Orbicella*, así como de otras especies coralinas.

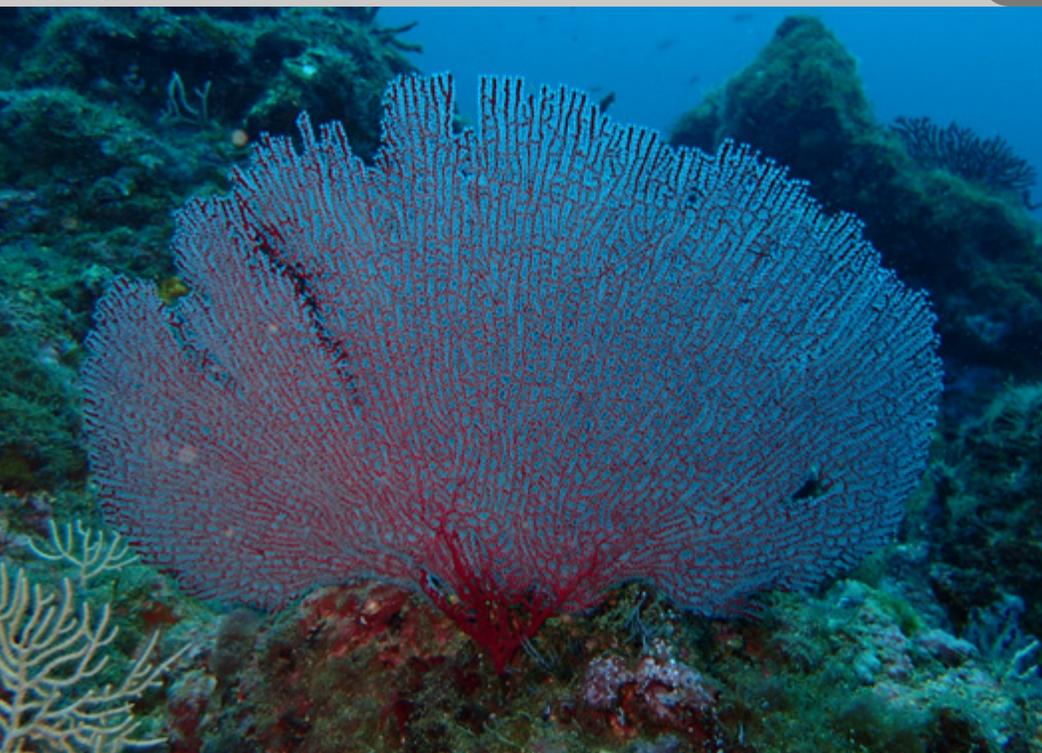
El manejo del uso de los sitios turísticos con arrecifes es vital para evitar daños por una visita excesiva de buzos, daños por anclaje, navegación inadecuada, etc. En ese sentido, las campañas de educación a los operadores turísticos, así como a los pobladores locales, especialmente a los pescadores, para que conozcan la problemática actual de los arrecifes, posiblemente ayude a que eviten acciones que dañen a los corales y otros organismos arrecifales.

Autoría

Valeria Pizarro y Juliana Vanegas.

Pacifigorgia eximia

(Verrill, 1868)



Taxonomía

Orden Malacalcyonacea McFadden, van
Ofwegen & Quattrini, 2022
Familia Gorgoniidae Lamouroux, 1812

Nombre común

Abanico rojo

Sinonimia

Leptogorgia eximia (Verrill, 1868)
Gorgonia eximia (Verrill, 1868)

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

Justificación

Pacifigorgia eximia es una especie asociada a ecosistemas rocosos someros del Pacífico colombiano, que se estima ocupan un área total menor a 2.000 km² y se ubican en localidades puntuales, que en conjunto generan una extensión de presencia menor a 20.000 km². Al igual que otras especies del género, *P. eximia* ha sido afectada por la enfermedad de parche necrótico y la invasión biológica por *Carijoa riisei*. Estudios realizados en Cabo Corrientes muestran la presencia de la enfermedad, con mortalidades cercanas al 7 % de los individuos evaluados, sin embargo, no existen datos para estimar un porcentaje de reducción poblacional. Considerando el área de ocupación de la especie en Colombia (debido a la poca extensión del hábitat apropiado), y las amenazas latentes descritas, la categoría Vulnerable podría aplicarse, pero teniendo en cuenta un posible efecto de rescate

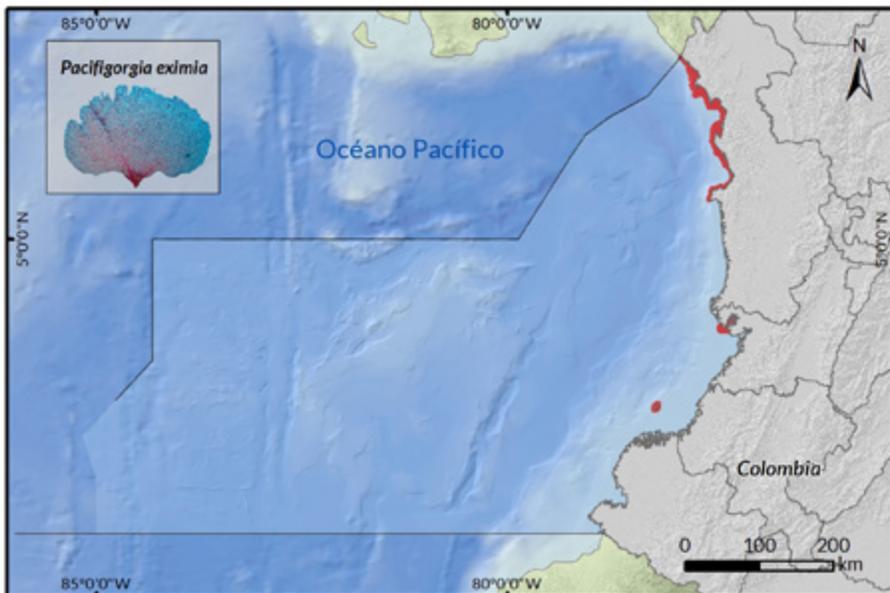
pues la especie se distribuye en países vecinos, se hace el ajuste regional y se categoriza a *P. eximia* como Casi Amenazada en Colombia, siendo los criterios A2be, B2ab(v) los que casi se cumplen. Se advierte que las amenazas continúan y es importante realizar un seguimiento a la especie, con el fin de evaluar si existe reducción del tamaño poblacional durante los próximos años.

Diagnosis

Colonias: erectas más anchas que altas, con un tamaño que alcanza los 200 x 200 mm; compuestas generalmente por un único abanico, a veces con dos o tres abanicos secundarios, de color rojo intenso o naranja quemado. Colonias reticuladas de forma irregular, con mallas abiertas e incompletas, ventanas cuadradas u oblongas de 1-30 x 2-3 mm (9 ventanas/cm²). Ramitas libres de hasta 20 mm de largo. Sin venas centrales evidentes y con ramas que alcanzan los 5 mm de diámetro en la base de la colonia. Cálices ligeramente elevados, dispuestos uniformemente alrededor de las ramas y pólipos blancos. Escleritas: rojas y blanquecinas. La mayoría de escleritas son husos largos puntiagudos o romos que alcanzan los 0,16 x 0,05 mm; cabrestantes largos (hasta 0,07 x 0,04 mm) y cortos (hasta 0,05 x 0,04 mm). Barras antocodiales amarillo pálido o incoloras con márgenes festoneados, y tamaños que alcanzan los 0,07 x 0,03 mm (Breedy y Guzman 2003).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental Tropical, en países como Costa Rica, Panamá y Colombia (Prahl *et al.* 1986, Cortés *et al.* 2017). Nacional: en el Pacífico colombiano se ha reportado para el Chocó Norte desde Cabo Corrientes hasta Cabo Marzo, en la isla Gorgona y en Bahía Málaga (Prahl *et al.* 1986, Barrero-Canosa *et al.* 2013, Sánchez *et al.* 2014, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a). Ámbito de profundidad: 10-60 m (Breedy y Guzman 2003, Sánchez 2016, Mejía-Quintero y Chasqui 2020b).





Población

En Colombia existen pocos estudios poblacionales para la especie, sin embargo, en 2009 se observó en la isla Gorgona una mortalidad masiva de varias especies de abanicos, incluyendo *Pacifigorgia irene/adamsi*, *P. rubicunda* y *P. eximia*, con una evidente reducción en la densidad de las colonias cercana al 70 % (Sánchez *et al.* 2014). En una exploración de 29 arrecifes rocosos del Chocó norte durante el 2014, se reportó para toda el área una densidad promedio de *P. eximia* de $0,63 \pm 0,88$ colonias/m², encontrándose en algunos sitios densidades entre 0-3,4 colonias/m² (datos de Chasqui y Ballesteros 2014). Posteriormente, en 2018 se reportó en 11 localidades del mismo sector una densidad promedio de $1,8 \pm 1,7$ colonias/m² de *P. eximia*, con densidades que variaron entre 0-8 colonias/m² (Mejía-Quintero y Chasqui 2018).

En el Pacífico panameño, específicamente en el Parque Nacional Coiba se encontró una densidad promedio de *P. eximia* de $0,2 \pm 0,4$ colonias/m², y se determinaron tasas de reclutamiento y mortalidad para la especie de 10 ± 30 % (Gomez *et al.* 2014).

Ecología

Es una especie típica de aguas someras y crece sobre sustratos pedregosos de arena y grava (Prahl *et al.* 1986). También habita en arrecifes rocosos entre 10-26 m de profundidad, en sitios con alta exposición al oleaje y corrientes (Breedy y Guzman 2003, Sánchez 2016). Además, un estudio reciente reportó la especie a 60 m de profundidad en la localidad de Cabo Corrientes, Chocó norte (Mejía-Quintero y Chasqui 2020b). Se ha reportado asociación de *P. eximia* con los moluscos ovúlidos *Simnia avena*, y *Simnia* sp., y con el ofiuero *Ophiothela mirabilis* en el sector del Chocó norte, Colombia (Sánchez *et al.* 2016, Vanegas-González y Borrero-Pérez 2020).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

En Malpelo se ha observado el recubrimiento de las colonias de *P. eximia* por parte del octocoral invasor *Carijoa riisei* (Sánchez y Ballesteros 2014). Asimismo, la especie se ha visto afectada por una afección microbiana denominada enfermedad de parche necrótico (Sánchez *et al.* 2011, Quintanilla *et al.* 2018). Barrero-Canosa *et al.* (2013) detectaron la presencia de hongos patógenos del género *Aspergillus* asociados a las colonias enfermas de *P. eximia*.

Esta especie al igual que otros octocorales, esponjas y corales negros presentes en los arrecifes rocosos del Pacífico colombiano, está amenazada por las líneas o redes de pesca fantasma o redes abandonadas, que se enredan entre las colonias y causan desprendimiento y posterior muerte a causa de la tensión. Esta amenaza ha sido reportada en el Chocó norte colombiano (Mejía-Quintero y Chasqui 2018, 2020a).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Gorgona y Uramba-Bahía Málaga protegen parte del área de distribución de la especie en el sur del país. Mientras que, al norte del Pacífico colombiano, parte del área de distribución se encuentra protegida por el DRMI Golfo de Tribugá-Cabo Corrientes.

Medidas de conservación propuestas

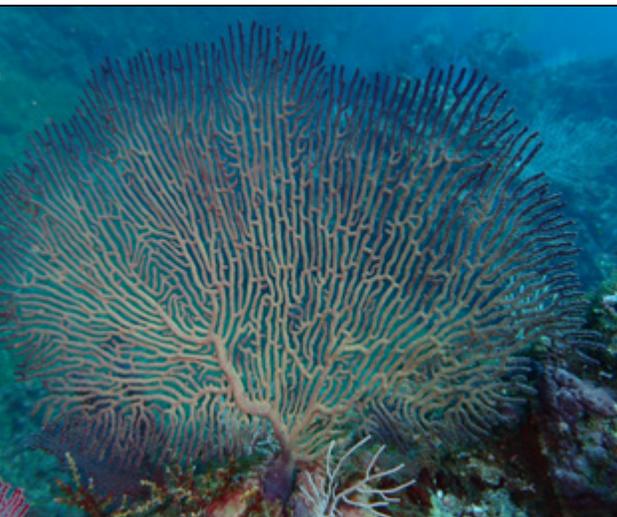
Considerando las amenazas que enfrentan esta y otras especies de octocorales en el Pacífico colombiano, se sugiere adelantar programas de monitoreo específicos de las comunidades de octocorales en las distintas áreas de su distribución. Dado que la información de los ecosistemas rocosos en el Pacífico colombiano es escasa, se requieren estudios de línea base en hábitats o sitios de distribución potencial para *P. eximia*, con el fin de completar los registros de su distribución y establecer el estado de su población en el país.

Autoría

Juan Armando Sánchez, Juliana Vanegas y Katherine Mejía-Quintero.

Pacifigorgia stenobrochis

(Valenciennes, 1846)



Taxonomía

Orden Malacalcyonacea McFadden, van Ofwegen & Quattrini, 2022

Familia Gorgoniidae Lamouroux, 1812

Nombre común

Abanico de mar

Sinonimia

Gorgonia stenobrochis Valenciennes, 1846

Leptogorgia stenobrochis (Valenciennes, 1846)

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

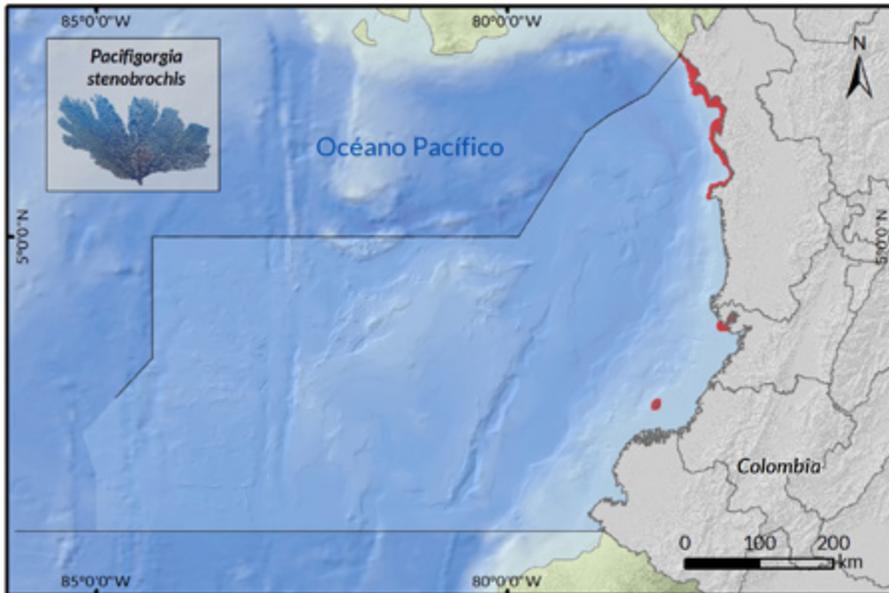
Pacifigorgia stenobrochis es una de las especies de abanicos de mar que alcanza mayores tamaños. Se encuentra asociada a ecosistemas rocosos someros del Pacífico colombiano, que se estima ocupan un área total menor a 2.000 km² y se ubican en localidades puntuales, que en conjunto generan una extensión de presencia menor a 20.000 km². La especie se considera rara, pues su observación es infrecuente, por lo que se cree que su densidad poblacional es naturalmente baja. Adicionalmente, existe evidencia de que la especie es susceptible tanto a una enfermedad similar a la Aspergilosis, conocida como parche necrótico, como al recubrimiento y mortalidad causada por la especie invasora *Carijoa riisei*. Sin embargo, dado que no existen datos poblacionales para realizar una evaluación, se categoriza la especie como Datos Insuficientes y se resalta la urgencia de estudiar el estado de sus poblaciones.

Diagnosis

Colonias: grandes y rígidas (de hasta 200 mm de alto y 580 mm de ancho), compuestas de uno o varios abanicos (2-5); de color variable, entre rosa intenso, púrpura rojizo, amarillo oscuro, marrón o marrón con tonos naranja. Tallo corto o ausente, con ramas fuertes mayormente comprimidas de 2-5 mm de espesor. Colonias reticuladas con mallas largas, oblongas o rectangulares con tamaños de 10-35 x 1-4 mm (2 ventanas/cm²). Ramificaciones terminales de hasta 30 mm de largo. Cálices bajos y ovalados, distribuidos a ambos lados de las ramas. Pólipos color naranja que pueden alcanzar, cuando están completamente estirados, hasta 1,5 mm de diámetro. Escleritas: de color rosa, gris y amarillo. Husos largos (hasta 0,12 x 0,04 mm), agudos, verrugosos y con cuatro espirales de tubérculos; husos romos (hasta 0,1 x 0,05 mm) con cuatro espirales de tubérculos, algunos con un extremo alargado; cabrestantes muy abundantes (hasta 0,1 x 0,05 mm) con diferentes arreglos de tubérculos, y la mayoría de ellos con verrugas alargadas; barras antocodiales amarillo pálido de 0,03-0,06 x 0,01-0,02 mm (Breedy y Guzman 2003).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental Tropical desde México hasta Perú (Glynn *et al.* 2017). Nacional: en el Pacífico colombiano se ha reportado en los arrecifes rocosos del Chocó Norte, desde Cabo Corrientes hasta Cabo Marzo, entre 10-30 m de profundidad (Chasqui y Ballesteros 2014, Mejía-Quintero y Chasqui 2020a). Adicionalmente, ha sido observada en los arrecifes rocosos de la isla Gorgona, entre 10-20 m de profundidad (K. Mejía-Quintero, obs. pers.). Ámbito de profundidad: 5-30 m (Sánchez 2016).



Población

Existen pocos estudios poblacionales de la especie en Colombia, sin embargo, en la región del Pacífico norte chocoano durante una exploración de 29 arrecifes rocosos realizada por el INVEMAR en 2014, se encontró para *P. stenobrochis* una densidad promedio $0,04 \pm 0,08$ colonias/m² (datos de Chasqui y Ballesteros 2014). Posteriormente, en una exploración de 11 sitios en la misma región durante el 2018, se registró una densidad promedio de la especie de $0,027 \pm 0,059$ colonias/m² (Mejía-Quintero y Chasqui 2018). La densidad de la especie por sitio o arrecife rocoso varió entre 0,1-0,2 colonias/m² (Chasqui y Ballesteros 2014, Mejía-Quintero y Chasqui 2018).

Ecología

Habita en arrecifes rocosos entre 5-30 m de profundidad, en las costas del Pacífico Oriental Tropical-POT (Sánchez 2016), donde hace parte de las comunidades de octocorales que ofrecen hábitat para variedad de peces e invertebrados. En el Pacífico panameño, Parque Nacional Coiba, se encontró para esta especie una densidad promedio de $0,1 \pm 0,3$ colonias/m² durante 2009-2010 (Gomez *et al.* 2014); estos representan los únicos datos poblacionales para la especie en otros países del POT.



En Colombia, *Pacifigorgia stenobrochis* ha sido reportada en asociación con el ofiuro *Ophiothela mirabilis* en la región del Chocó Norte (Vanegas-González y Borrero-Pérez 2020); además, *P. stenobrochis* es una especie hospedera del caracol mimético *Simnia avena* en la localidad de Cabo Corrientes, Chocó (Sánchez *et al.* 2016).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La principal amenaza para *P. stenobrochis* es la mortalidad parcial o total causada por el recubrimiento de la especie invasora *C. riisei* (Sánchez y Ballesteros 2014). Además, se han observado colonias con mortalidad parcial, al parecer debido a la incidencia de la enfermedad Aspergilosis (Barrero-Canosa *et al.* 2013), o a la enfermedad de parche necrótico (Quintanilla *et al.* 2018), reportada para otras especies del género. Otra amenaza a la comunidad de octocorales del Pacífico colombiano son las redes y líneas de pesca fantasma, que se enredan entre las colonias de octocorales y ocasionan laceraciones de tejido, desprendimiento, y posterior muerte de las colonias. La amenaza por artes de pesca fantasma ha sido evidenciada y reportada en los arrecifes rocosos del Chocó Norte (Mejía-Quintero y Chasqui 2018, Mejía-Quintero y Chasqui 2020b), donde se ha reportado la mayor diversidad de especies de octocorales del Pacífico colombiano.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, los riscales al sur del Chocó Norte están protegidos en alguna medida por el DRMI Golfo de Tribugá-Cabo Corrientes, al igual que los arrecifes rocosos de la isla Gorgona que se encuentran protegidos por el Parque Natural Nacional Gorgona.

Medidas de conservación propuestas

Considerando las amenazas que enfrentan esta y las demás especies del género, se deben adelantar programas de monitoreo de las comunidades de octocorales en puntos estratégicos de su área de distribución; en ese sentido es de particular importancia el Chocó Norte, donde Mejía-Quintero y Chasqui (2020a) encontraron las comunidades más diversas del grupo en todo el Pacífico colombiano.

Dado que la información de los ecosistemas rocosos en el Pacífico colombiano es escasa, se requieren estudios de línea base en hábitats o sitios de distribución potencial para *P. stenobrochis*, con el fin de completar los registros de su distribución y establecer el estado poblacional de la especie en el país.

Autoría

Juan Armando Sánchez, Juliana Vanegas y Katherine Mejía-Quintero.

Plexaurella dichotoma

(Esper, 1791)

Taxonomía

Orden Malacalcyonacea McFadden, van Ofwegen & Quattrini, 2022
Familia Plexauridae Gray, 1859

Nombre común

Ninguno conocido en el área. Sea sausage coral.

Sinonimia

Plexaurella fusifera Kunze, 1916
Plexaurella obesa Verrill, 1912
Symphodium ochraceum Ehrenberg, 1834

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD



Justificación

Plexaurella dichotoma es una especie de octocoral del Caribe, que resultó afectada por los eventos de blanqueamiento del 2005 y 2010, con colonias 100 % blanqueadas y con algún porcentaje de mortalidad evidente durante esos años. A pesar de esto, no existen datos que evidencien una reducción poblacional y permitan realizar la evaluación de la tendencia de la especie; en este sentido se categoriza como Datos Insuficientes.

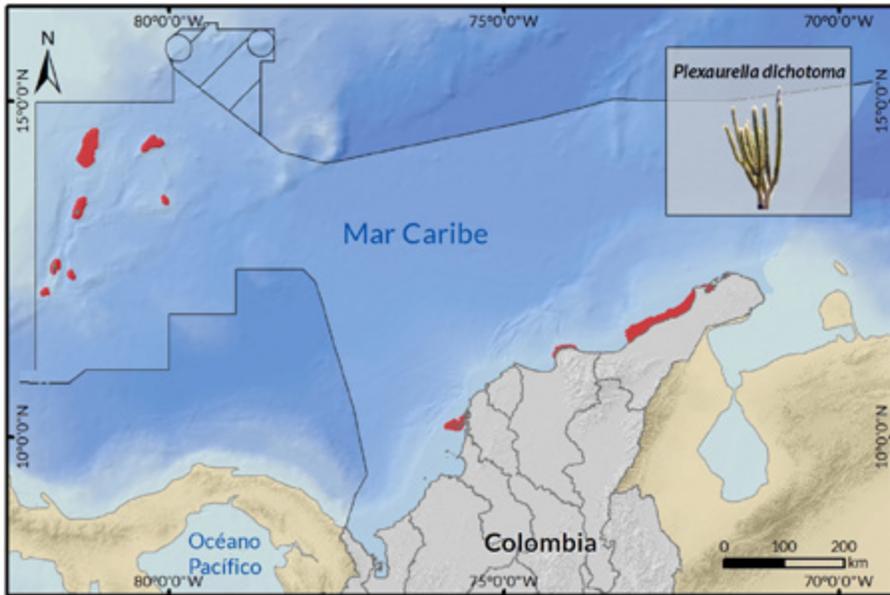
Diagnosis

Colonia: con estructura ramificada y tupida, dicotómicamente ramificada con un engrosamiento en el extremo en forma de bastón (7-15 mm de diámetro); las ramas pueden ser largas y rectas o cortas y torcidas, dependiendo del hábitat. Escleritas: la cubierta axial contiene husos trirradiados y tetrarradiados que miden cerca de 0,3 mm de longitud; la capa intermedia está compuesta de husos trirradiados y tetrarradiados que pueden ser rectos y doblados (0,35 mm de longitud) con fuertes tubérculos; la capa más externa de la corteza contiene pequeños cabrestantes que miden cerca de 0,1 mm (Bayer 1961).



Distribución geográfica

Global: en el Océano Atlántico Occidental desde Estados Unidos hasta Brasil (OBIS 2021e). Nacional: presente en todo el Caribe colombiano. En la parte continental se ha reportado para Barú, Islas del Rosario, el Parque Tayrona y La Guajira, y en la porción insular para el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y los Cayos de Quitasueño, Roncador, Serrana, Bolívar (Courtown) y Alburquerque (Botero 1987, Sánchez *et al.* 1997, Sánchez *et al.* 1998, Sánchez *et al.* 2005, Aguirre-Aguirre *et al.* 2007, INVEMAR-SIBM 2021). Ámbito de profundidad: 2-27 m (Palomares y Pauly 2022).



Población

En Colombia la única información poblacional para la especie fue aportada por Botero (1987), quien reportó densidades de 0,37 individuos/m² para la bahía de Cinto, en el Parque Tayrona. En Estados Unidos, Islas Vírgenes, la abundancia de la especie varió según las condiciones del hábitat, reportándose para los años 2014-2015 áreas con una densidad promedio de 1,06 ± 0,16 colonias/m², y otras con 0,37 ± 0,05 colonias/m² (Tsounis *et al.* 2018). En Cuba la densidad de *P. dichotoma* varió entre 0-0,67 colonias/m² en 13 arrecifes evaluados entre los años 2008-2015 (Rey-Villiers *et al.* 2020).

Ecología

Usualmente habita en arrecifes coralinos, sin embargo, también se ha reportado en praderas de pastos de La Guajira (Sánchez *et al.* 1997, Sánchez y Wirshing 2005, Sánchez *et al.* 2005, Aguirre-Aguirre *et al.* 2007).

Entre la comunidad de octocorales en los arrecifes coralinos de Santa Marta en 1984, *P. dichotoma* era una de las especies presentes, con una altura entre 0,5-1,0 m, considerada intermedia entre todas las especies de corales blandos del área (Botero 1990a). Adicionalmente, en la misma localidad y en

otras áreas del Caribe, se reporta la depredación de la especie por parte de los moluscos *Cyphoma gibbosum* y *C. signatum* (Botero 1990b, Reijnen *et al.* 2010).

Para *P. dichotoma* se ha reportado una tasa promedio de crecimiento de $0,8 \pm 1,94$ cm/año, y un 96 % de supervivencia anual en 18 colonias que fueron monitoreadas en Puerto Rico entre 1983-1988 (Yoshioka y Yoshioka 1991).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

Los arrecifes del mar Caribe han experimentado anomalías térmicas que se han asociado con eventos de blanqueamiento y mortandades masivas de corales escleractínios, como la registrada en 2005, lo cual coincidió con el récord histórico de huracanes categoría cinco, incluyendo el Katrina (Eakin *et al.* 2010). Los octocorales en general fueron poco afectados durante ese año, exceptuando el género *Plexaurella* (Quinn y Kojis 2008), que es el único género del grupo que porta el clado C de *Symbiodinium*, que es el tipo de zooxantela más común en los corales escleractínios (Van Oppen *et al.* 2005). El clado B de *Symbiodinium* es predominante en la mayoría de los octocorales y es menos vulnerable al blanqueamiento (Lewis y Coffroth 2004, Van Oppen *et al.* 2009). Durante los eventos de blanqueamiento de 2005 y 2010 se observaron colonias de *P. dichotoma* completamente blanqueadas, y posteriormente se evidenció alguna mortalidad en las colonias (Prada *et al.* 2010).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna específica para la especie, sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon, y la Reserva de Biósfera SeaFlower protegen parte del área de distribución de la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Considerando que no existe información poblacional para la especie se necesita realizar monitoreos enfocados en los octocorales del Caribe colombiano, estudiando la densidad poblacional y el efecto de los eventos de blanqueamiento sobre esta y otras especies. Se requiere actualizar la línea base general de los octocorales en el Caribe colombiano, información de gran importancia para diseñar planes de conservación efectivos para el grupo.

Comentarios adicionales

La misma situación de amenaza se presenta para las especies *Plexaurella grisea* y *P. nutans*, por lo que se sugiere monitorear sus poblaciones.

Autoría

Juan Armando Sánchez y Juliana Vanegas.

Stephanocoenia intersepta

(Esper, 1795)



Taxonomía

Orden Scleractinia Bourne, 1900
Familia Astrocoeniidae Koby, 1890

Nombre común

Ninguno conocido en el área. Blushing star coral.

Sinonimia

Astrea intersepta (Esper, 1795)
Stephanocoenia michelini Milne Edwards & Haime, 1848

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

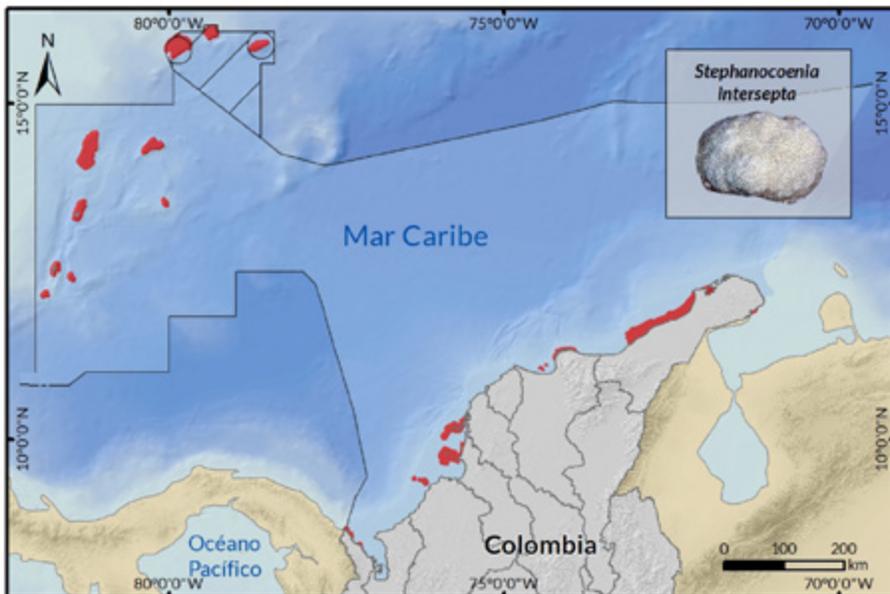
Justificación

Stephanocoenia intersepta es una especie con distribución amplia en el Atlántico Tropical Occidental y el norte de Brasil. Aparece categorizada en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 como Vulnerable (VU) por la mortalidad masiva que afectó a los corales en general en los años 80, y por la fuerte incidencia de la enfermedad de lunares oscuros sobre esta especie en esa época (Santodomingo y Reyes 2002b). Actualmente la especie se considera común y la incidencia de la enfermedad parece haber disminuido. Además, datos del Sistema de monitoreo de áreas coralinas-SIMAC de los últimos 15 años en varias localidades, no muestran una tendencia a la disminución en la cobertura de la especie. Por estas razones se considera asignarle la categoría de Casi Amenazado, siendo los criterios A2bce los que casi se cumplen.

Diagnosis

Colonias de crecimiento masivo, plocoide a ceroide, que pueden crecer en forma de domos irregulares o como láminas convexas incrustantes a manera de cúpulas aplanadas. Gemación extratentacular. Cálices redondos o poligonales pequeños (2-3 mm de diámetro). Septos dispuestos en tres ciclos completos siguiendo la fórmula $S1>S2=S3$, ocasionalmente $S3$ es un poco más corto que $S2$; los septos se proyectan más allá del margen calicular. Coenosteum relativamente angosto, el espacio entre cálices varía de 1-3 mm, y frecuentemente las costas se extienden sobre éste. Las paredes del coralite son de origen septo-paratecal. Diseptos endotocales delgados y vesiculares. Caras laterales de los septos cubiertas por espinas. Lóbulos paliformes frente a $S1$ ($P1$), pali frente a $S2$ ($P2$). Fosa somera. Columela sólida en forma de aguja, algunas veces comprimida, fusionada con la base de $S1-S2$ en los $P1-2$. Colonias color crema a café, pero también con variaciones entre canela y gris; los tentáculos son más oscuros que el coenosteum circundante y se extienden día y noche, pero si se toca la colonia estos se retraen y la colonia palidece un poco (Santodomingo y Reyes 2002b, Reyes *et al.* 2010).

Distribución geográfica



Global: es una especie del Atlántico Tropical Occidental, presente en el Caribe, Golfo de México, Bermuda, las Bahamas y Brasil (Veron *et al.* 2016). Nacional: ampliamente distribuida en las áreas coralinas continentales y oceánicas del Caribe (Reyes *et al.* 2010), incluso en áreas con presencia escasa de escleractinios sobre fondos arenosos, como algunos sitios en la alta Guajira (Chasqui *et al.* 2013). Se ha registrado en el Urabá Chocoano, Isla Fuerte, Archipiélago de San Bernardo, Punta San Bernardo, Bajo Tortugas, Islas del Rosario y Barú, Varadero, Banco de las Ánimas, Parque Tayrona, La Guajira, San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Quitasueño, Serrana, Serranilla, Roncador, Courtown, Bajo Nuevo, Bajo Alicia, y Albuquerque (Díaz *et al.* 2000, INVEMAR-MINAMBIENTE 2020). Ámbito de profundidad: 0-95 m (Smith 1948, Almy y Carrion-Torres 1963, Roos 1971, Cairns 1982).

Población

Stephanocoenia intersepta sufrió reducciones poblacionales notorias (20 %) a finales del siglo pasado en las áreas de San Andrés, Santa Marta (Garzón-Ferreira y Cano 1991), y en otras áreas del Caribe colombiano (Barrios 2000), especialmente en relación con la fuerte incidencia de la enfermedad de “lunares oscuros” (Garzón-Ferreira y Gil 1998, Navas-Camacho *et al.* 2010).

En el Parque Tayrona, Leal y Maldonado (2003) la reportaron como una especie rara y de baja densidad, con solo 0,04 ind/m². Sarmiento *et al.* (1989) registraron una baja cobertura para el archipiélago del Rosario (0,046 %), pero con presencia en todos los sitios de estudio. En Barú se ha estimado cobertura de 0,98 % para la especie, con mayor abundancia en zonas profundas (Marrugo y Alvarado 2014). En Isla Fuerte, Pardo (2013) reportó una cobertura relativa promedio de 0,58 % para la especie, con valores de hasta 2,92 % en algunas zonas. Según datos del SIMAC, en todas las áreas monitoreadas las poblaciones de *S. intersepta* se han mantenido estables en los últimos 15 años, con una leve tendencia al aumento.

En relación con las tallas, Alvarado *et al.* (2014) reportaron para el Archipiélago del Rosario una estructura de tallas sesgada hacia las colonias grandes (565,49-6.013,02 cm²). En Barú en cambio, se encontró que dominan las tallas medianas, con rango entre 6,28-2.199,1 cm². En el archipiélago del Rosario, López-Londoño (2007) encontró 16 juveniles de *S. intersepta* en 720 m², para una abundancia relativa del 0,6 %. En Barú, Henao y Alvarado (2014) registraron una abundancia relativa de juveniles del 1,6 % (11 de 702, en 405 m²).

Ecología

La especie se encuentra en la mayoría de las zonas del arrecife, pero es más común en los sitios protegidos entre 1-95 m de profundidad. En las zonas expuestas del arrecife, su forma de crecimiento es incrustante (Santodomingo y Reyes 2002b). Es una de las pocas especies de escleractínios que se observa entre pastos marinos y en fondos mixtos sobre sustratos arenosos en La Guajira (Chasqui *et al.* 2013).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La escasa presencia de reclutas, la baja tasa de crecimiento (1 cm/año, Langmead y Sheppard 2004), y la disminución del tamaño de las colonias por lesiones y mortalidad parcial, sumados a los cambios ambientales actuales podrían generar efectos sobre la permanencia de las poblaciones de *S. intersepta*. Adicionalmente, por ser una especie gonocórica y de fertilización externa (Lueg *et al.* 2012), su reproducción requiere cierta densidad poblacional y cercanía entre colonias de diferentes sexos para que haya fertilización, lo que sugiere una mayor vulnerabilidad de la especie. Todos los tensores locales y globales que afectan los arrecifes coralinos y a la mayoría de las especies de escleractínios presentes en ellos, podrían estar afectando también a esta especie. Recientemente esta especie fue catalogada como medianamente susceptible a la enfermedad de pérdida de tejido de coral duro – SCLTD (Muller *et al.* 2020b).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, sin embargo, la mayoría de las áreas coralinas donde se encuentra la especie en Colombia están dentro de áreas marinas protegidas, como los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Old Providence McBean Lagoon, y la Reserva de Biósfera Seaflower (Díaz *et al.* 2000). Medidas de manejo de las áreas coralinas surgen de monitoreos realizados por el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Colombia (SIMAC), coordinado por el INVEMAR desde 1998.

En Colombia la especie fue categorizada como Vulnerable (VU) en 2002, y está incluida en la lista de especies de la Resolución 1912 de 2017 MINAMBIENTE. Todas las especies de corales escleractínios están incluidas en el Apéndice II de la CITES.

Medidas de conservación propuestas

Para esta especie es importante actualizar las estimaciones de densidad poblacional, así como la información sobre estructura de tallas, incidencia de enfermedades (particularmente lunares oscuros). Así mismo, es importante estudiar su respuesta a los cambios ambientales y tensores actuales de los arrecifes coralinos.

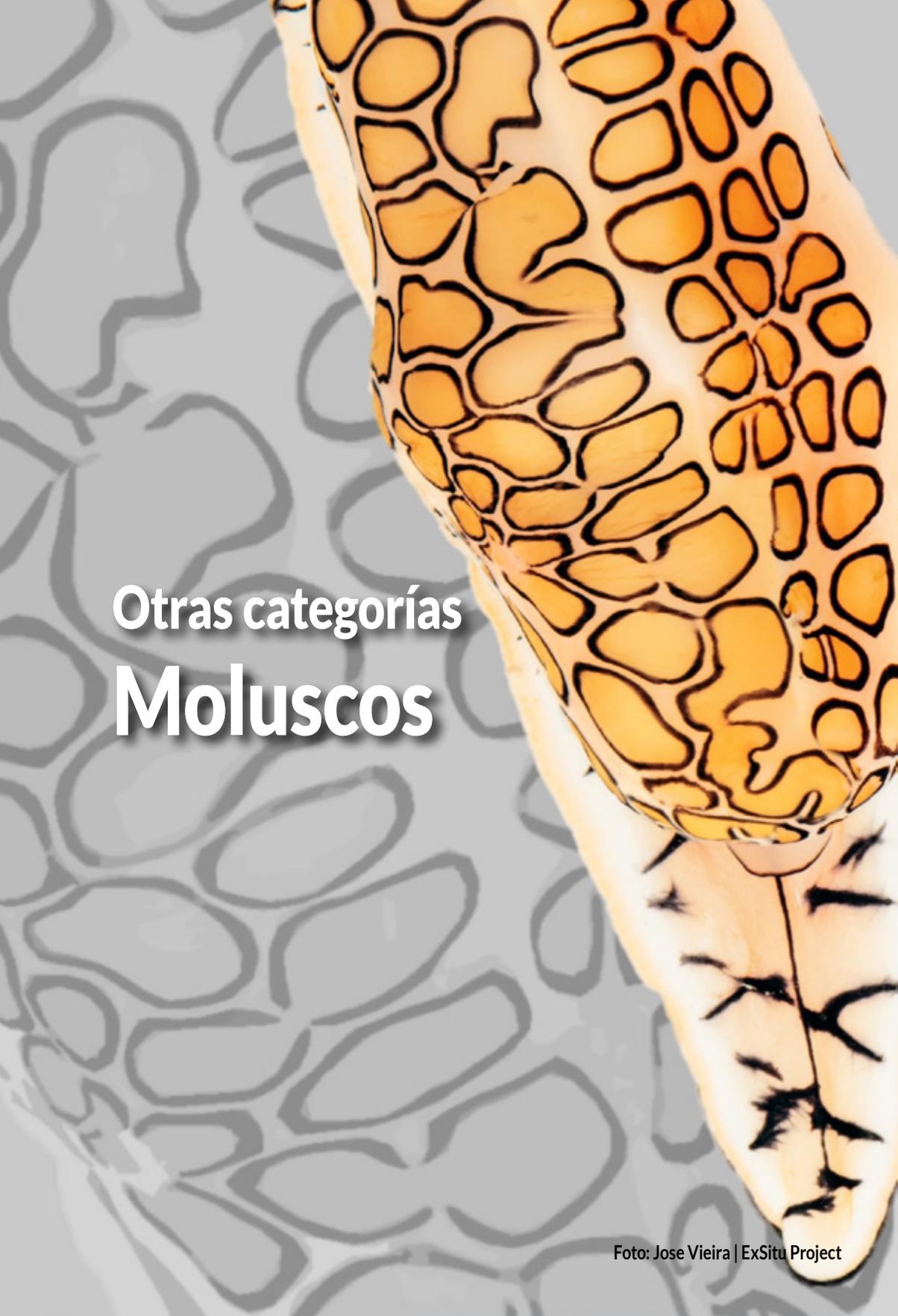
El manejo de los tensores a nivel regional y local es clave para la conservación de esta especie y de los arrecifes coralinos en general, por ejemplo, programas que propendan por la disminución de aportes de sedimentos y nutrientes de origen continental mediante un manejo adecuado de cuencas, el desarrollo de programas de agricultura sostenible, la reducción de la tasa de deforestación y el tratamiento de aguas residuales, entre otros. Se debe prohibir el dragado en zonas cercanas a los arrecifes.

Restringir el acceso de bañistas y buzos a áreas donde se encuentren poblaciones de corales con muestras de recuperación, con densidades significativas de juveniles y poca mortalidad coralina, donde se estén tomando acciones de restauración, o donde haya presencia importante de corales escleractínios en general.

Campañas de educación a los pobladores locales, especialmente a los pescadores, así como a los operadores turísticos para que conozcan la problemática actual de los arrecifes, posiblemente ayude a que eviten acciones que dañen a los corales y otros organismos arrecifales, como el fondeo con anclas sobre los corales.

Autoría

Elvira Alvarado-Chacón y Raúl Navas-Camacho.

A close-up photograph of a mollusk shell, likely a nautilus, showing a complex, organic pattern of orange and black. The pattern consists of irregular, rounded shapes that resemble cells or a honeycomb structure. The shell is positioned diagonally across the frame, with the top right corner being the most prominent. The background is a light gray with a faint, larger-scale version of the same pattern, creating a sense of depth and texture.

Otras categorías
Moluscos

Foto: Jose Vieira | ExSitu Project

Anadara similis

(C. B. Adams, 1852)

Taxonomía

Orden Arcida Stoliczka, 1871
Familia Arcidae Lamarck, 1809

Nombre común

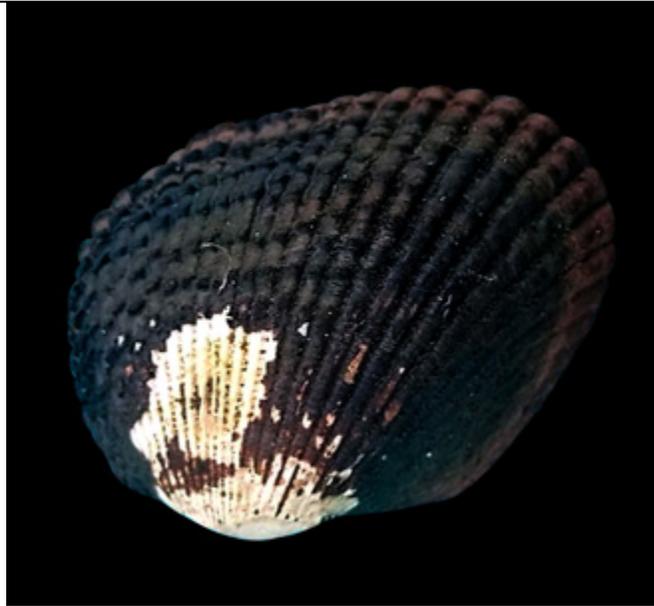
Piangua, Piangua macho

Sinonimia

Arca similis C. B. Adams, 1852

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD



Justificación

Anadara similis es una almeja del Pacífico colombiano que habita zonas de manglar, que tradicionalmente se ha extraído y comercializado como parte del recurso piangua sin diferenciarse de la especie *Anadara tuberculosa*. La mayoría de los trabajos sobre la piangua existentes en el país se refieren a *A. tuberculosa*, por lo que no existe información específica suficiente para evaluar la tendencia poblacional de *A. similis*, motivo por el cual se le asigna la categoría Datos Insuficientes.

Diagnosis

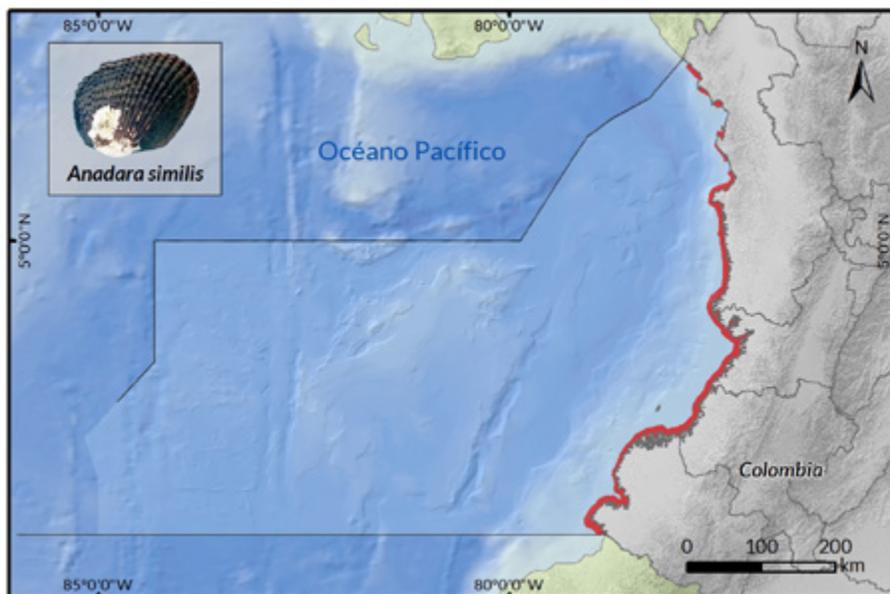
Concha equivalva, inequilátera, relativamente delgada, de contorno elíptico oblicuo y muy alargado; con valvas de igual forma y tamaño. Presenta 38-44 costillas radiales separadas por espacios amplios, costillas redondeadas más o menos tuberculadas, especialmente hacia el margen antero-ventral de la valva. Periostraco grueso, fuertemente arrugado, a menudo erosionado en los umbos, dejando al descubierto la concha blanca. El ligamento presenta surcos en V y recubre toda el área cardinal. La charnela es larga, delgada y bastante recta. Bordes internos con fuertes crenulaciones correspondientes a las costillas externas. Sin abertura bisal. El periostraco es de color marrón o negro, la superficie externa de la concha es blanca, la superficie interna es blanco-azulada, la cavidad umbonal a menudo tiene tintes amarillentos o anaranjados. Las conchas alcanzan tallas de 7 cm, pero es común hasta 5 cm (Keen 1971, Fischer *et al.* 1995).

Distribución geográfica

Global: en la costa del Pacífico americano, desde Corinto en Nicaragua hasta Tumbes en Perú (Musello *et al.* 2002). Nacional: en el Pacífico colombiano se ha registrado en el Chocó Norte (Utría, Jurubidá,



Tribugá, Nuquí, Panguí, Coquí, Chorí), el Bajo Baudó (Orpúa), Bahía Málaga, Buenaventura, el Naya (Cauca), Sanquianga, Mosquera y Tumaco en Nariño (Franco-Vidal 1995, Cano-Otalvaro *et al.* 2012, Manjarrés-Villamil *et al.* 2013, Velandia y Díaz 2016, Velandia *et al.* 2019, INVEMAR-SIBM 2021):



Población

Los estudios poblacionales de *A. similis* en Colombia son escasos, pero existen varios trabajos con estimaciones de densidad del recurso piangua (incluye las especies *Anadara tuberculosa* y *A. similis*), en diferentes localidades, que en general muestran gran variabilidad en la densidad poblacional entre localidades y años.

Squires *et al.* (1975) con base en tasas de recolección estimó una abundancia de 1 piangua/m² cerca de Buenaventura, y cita un informe no publicado de Estevez (1972) que estimó una abundancia de 1-4 ind/m². Bolívar (1984) calculó densidades de 1-3 ind/m² cerca de Buenaventura. Haskoning (1986) determinó una densidad de 1-3 ind/m² para Salahonda en Nariño. Franco-Vidal (1995) estimó densidades de *A. similis* de 1 ind/m² en manglares del Parque Nacional Utría, con un máximo de 6 ind/m²; de 1 ind/m² en Chorí; y de 0,05 ind/m² en Jurubidá, un área que fue explotada hasta su agotamiento. Lucero y Cantera (2008) reportaron densidades de 0,05 ind/m² en el Cauca.

Lucero *et al.* (2012) reportaron densidades de 0,05 ± 0,049 ind/m² para *A. similis* en Bahía Málaga. En un manglar de la misma bahía, Manjarrés-Villamil *et al.* (2013) calcularon una densidad media de 0,13 ± 0,01 ind/m² de *A. similis* entre septiembre de 2009 y agosto de 2010, con mayor abundancia de hembras (0,073 ind/m²) que de machos (0,014 ind/m²), y reportaron una talla promedio de 42,3 ± 5 mm.

Ecología

Las pianguas habitan en zonas de manglar, usualmente enterradas en el fango bajo las raíces de mangle rojo *Rhizophora* sp. *Anadara similis* prefiere fondos blandos de la zona sublitoral, entre 15-50 cm de profundidad, y espacios abiertos en áreas de manglar (Mora 1990). Su distribución dentro del manglar es más bien irregular, con sitios de mayor abundancia que suelen ser conocidos por los pescadores (Squires *et al.* 1975). Al parecer la especie se reproduce durante todo el año, pero con picos en algunos meses. Por ejemplo, Cruz (1984) encontró picos de desove en diciembre, febrero y septiembre en Punta Arenas, Costa Rica. Para la bahía de Buenaventura entre marzo-abril hay mayor proporción de individuos sexualmente maduros, y sobreviene un fuerte desove en mayo (Manjarrés-Villamil *et al.* 2013).

Se han detectado variaciones interanuales importantes en la abundancia de las pianguas, en algunos casos relacionadas con el fenómeno ENOS (Cruz y Borda 2003). Por lo general las hembras son más abundantes, con proporciones sexuales de hasta 6:1 (hembra-macho) reportadas por Manjarrés-Villamil *et al.* (2013) durante el 2010 en Bahía Málaga.

Usos

En el Pacífico colombiano la piangua es uno de los principales recursos de la pesquería artesanal, con gran importancia económica y social, y se compone de dos especies *Anadara similis* y *A. tuberculosa*. La piangua es extraída del lodo con las manos por las comunidades afrodescendientes locales (principalmente mujeres y niños) desde tiempos antiguos, según evidencia de concheros (Lucero y Cantera 2008), y más de 6.000 familias dependen de ese recurso (Gil-Agudelo *et al.* 2011). La carne se utiliza para el consumo y el comercio local, pero también se exporta un volumen importante (hasta un 80%) al vecino país del Ecuador (Squires *et al.* 1975, Borda y Cruz 2004c, L.A. Zapata obs. pers.). *Anadara similis* representa menos del 28 % de las capturas de piangua, el resto es *A. tuberculosa* (Borda y Cruz 2004, Gil-Agudelo *et al.* 2011). El volumen de la pesca y comercialización de piangua ha sido estimado por diferentes autores para varias localidades en diferentes años. Squires *et al.* (1975) hablan de unas 150 toneladas de pianguas comercializadas en toda la costa en 1971; Ardila y Cantera (1989) estimaron cerca de 120 millones de conchas comercializadas al año para la zona de Guapi en el Cauca; Puentes (1997) calculó un aproximado de 55 millones de conchas/año extraídas en el PNN Sanquianga y exportadas al Ecuador; Borda y Portilla (1998) reportaron 86,3 millones de conchas comerciadas entre 1994-1997. Borda y Cruz (2004c) estimaron para la costa de Nariño una captura total entre los años 1996-2000 de 252,98 millones de pianguas (aproximadamente 7,1 toneladas), con un valor aproximado de 6.549 millones de pesos colombianos. Palacio (2008) reporta algunas cifras de comercialización de piangua hacia Ecuador: 35,8 millones de conchas con un valor de col\$ 222.145.000 para 1994; 23,82 millones de conchas por col\$ 384.995.000 en 1995; y 17,29 millones de conchas por col\$ 371.688.000 en 1996.

Amenazas

La sobrepesca podría ser la principal amenaza para la especie en el Pacífico colombiano, sin embargo, no hay información para determinarlo, pues la especie es extraída por las piangueras (recolectoras tradicionales) y comercializada sin diferenciarse de *Anadara tuberculosa*, por lo que no se tiene estadística pesquera discriminada por especie. Los datos agregados para el recurso piangua sugieren un



estado de sobreexplotación en varias localidades, con reducciones importantes en la captura (Cruz y Borda 2003). Por ejemplo, Borda y Cruz (2004c) hablan de reducciones hasta del 77 % en los promedios de captura de piangua por persona entre 1975-1996. Palacio (2008) menciona reducciones importantes en los volúmenes de comercialización hacia el Ecuador entre 1994-1996. Velandia *et al.* (2019) mencionan reducciones alrededor del 80 % en la captura en las últimas tres décadas, pasando de 340-350 conchas/hora a cerca de 62 conchas/hora en el Bajo Baudó, Chocó Norte.

Medidas de conservación tomadas

Para la pesquería de la piangua en Colombia existe una talla mínima de captura de 50 mm, establecida mediante Resolución 539 del 2000 por el INPA, y se han hecho esfuerzos desde diferentes frentes para fortalecer el cumplimiento de la medida. El manejo y conservación de los manglares al interior de los Parques Nacionales Naturales Utría, Uramba-Bahía Málaga y Sanquianga, y los DRMI Golfo de Tribugá-Cabo Corrientes, Encanto de los Manglares del Bajo Baudó, y el DNMI Cabo Manglares Bajo Mira y Frontera contribuyen a la conservación de *A. similis* y las otras especies de piangua, por ser ese su hábitat esencial. Los planes de manejo de manglares en algunas zonas del Pacífico (*e.g.* Plan de manejo de El Cuerval) y de los bancos de piangua en algunas localidades, contribuyen a la conservación de la especie.

Medidas de conservación propuestas

Las especies de *Anadara* que son objeto de fuerte explotación pesquera en todos los países de distribución deberían tener una evaluación global de su riesgo de extinción publicada en la Lista Roja de la UICN, y quizá medidas de manejo coordinadas a nivel regional. Para *A. similis* es importante avanzar en el conocimiento de su distribución y abundancia en todo el Pacífico colombiano, especialmente donde hay mayor explotación del recurso. Asimismo, es importante obtener estadísticas de captura desagregadas por especie para determinar la magnitud real de la extracción que soporta la especie en Colombia.

Autoría

Luis Alonso Zapata, Julián Caicedo y Luis Chasqui.

Cassis flammea

(Linnaeus, 1758)



Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Familia Cassidae Latreille, 1825

Nombre común

Casco flameante, Flame helmet

Sinonimia

Buccinum flammeum Linnaeus, 1758
Buccinum plicatum Linnaeus, 1758
Cassis alba Perry, 1811
Cassis marmorata Röding, 1798

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

Cassis flammea aparece catalogada como Vulnerable (VU) en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002, por ser una especie poco común que se captura ocasionalmente en toda su área de distribución para el consumo de su carne, y para vender su concha como objeto ornamental. Sin embargo, en la reevaluación no se encontró información que evidencie una reducción del tamaño poblacional, ni estudios sobre su biología o ecología en Colombia. Por lo tanto, se consideró adecuado un cambio de estatus a Datos Insuficientes, con el fin de llamar la atención sobre la necesidad de generar información de la especie que permita hacer una evaluación de su riesgo de extinción con ajuste a los criterios de la Lista Roja de la UICN.



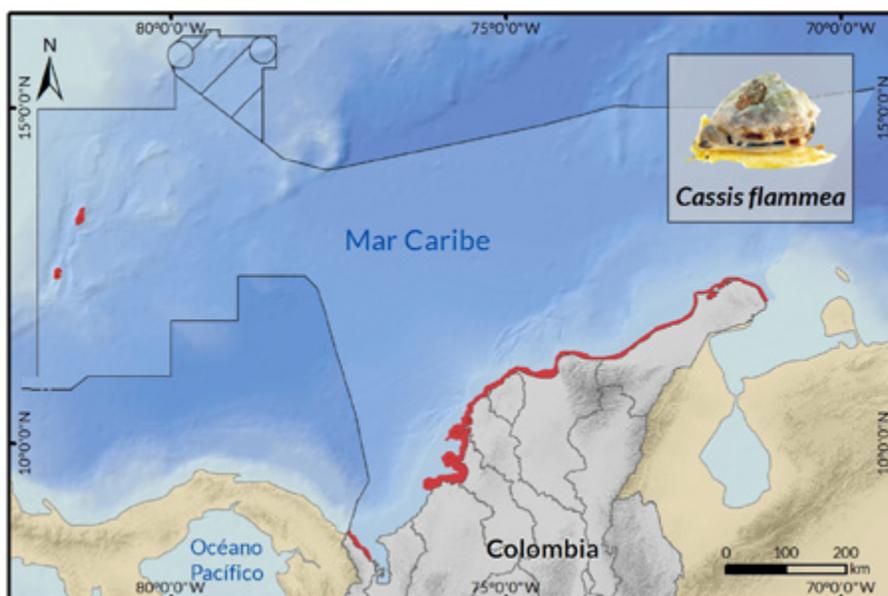


Diagnosis

Concha grande (150 mm) y pesada, de espira baja, con siete giros. Escudo parietal redondeado, color crema con una mancha marrón castaño en el medio; dientes del labio externo color crema, nunca con manchas oscuras entre estos; parte dorsal y costados con manchas axiales marrón en zigzag sobre fondo amarillento. Aproximadamente con seis manchas café sobre el labio externo. No presenta ornamentación reticular. En los ejemplares viejos la parte más superior de la concha está erosionada. Los giros jóvenes tienen un diente agudo en la abertura, el cual cambia a un amplio diente cuadrado, proporcional al engrosamiento del giro (Gracia y Díaz 2002h).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico occidental desde Carolina del Norte, incluyendo La Florida, Bahamas, el Caribe, Antillas Mayores y Antillas menores (Díaz y Puyana 1994, Rosenberg 2009). Nacional: en el Caribe colombiano presente tanto en la porción insular (Archipiélago de San Andrés y Providencia) como en la continental, desde el golfo de Morrosquillo hasta La Guajira (Gracia y Díaz 2002h, Vides *et al.* 2016). Existen registros de la especie en Isla Fuerte, el Parque Tayrona, el Archipiélago del Rosario (INVEMAR-SIBM 2021). Ámbito de profundidad: 0-20 m (Díaz y Puyana 1994).



Población

No existen estudios de la especie en el país; no obstante, un estudio sobre distribución y abundancia de caracoles en general realizado en La Guajira reportó densidades de $0,8 \pm 4,4$ ind/ha, en un área comprendida entre las poblaciones de Riohacha y Camarones (Nieto-Bernal *et al.* 2013).

Ecología

Puede ser localmente común en fondos arenosos de aguas someras hasta 20 m de profundidad (Díaz y Puyana 1994). En ocasiones se encuentra cerca de las praderas de pastos marinos entre 1-5 m de profundidad. Son animales carnívoros que se alimentan de otros invertebrados (Gracia y Díaz 2002h).

Usos

Es capturada ocasionalmente para consumo local de su carne, la concha a veces se vende como objeto ornamental (Poutiers y Cipriani 1992). En la internet se ofrecen conchas de *C. flammea* en sitios especializados para coleccionistas (e.g. <https://www.collector-secret.com>, <https://www.conchology.be>), y en sitios de ventas en general (e.g. <https://www.ebay.com>, <https://www.etsy.com>), con precios variables entre 20-36 dólares (consultado 23-08-2022).

Amenazas

Es una de las tres especies de la familia Cassidae de interés para la pesca en el área; en algunos sitios de su distribución es capturada a mano por buzos (Poutiers y Cipriani 1992). El creciente deterioro de los ecosistemas costeros someros, como los pastos marinos, que son hábitats importantes para la especie puede ser una amenaza para sus poblaciones.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Corales del Rosario y San Bernardo, Tayrona, Bahía Portete-Kaurrele y McBean Lagoon, y el DRMI Pastos Marinos Sawairu protegen parte del área de distribución de la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Se requieren estudios para evaluar el nivel de explotación de la especie en todo el país, así como estudios de los diferentes aspectos de su historia natural, para evaluar su riesgo de extinción en Colombia.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Cassis madagascariensis

Lamarck, 1822



Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Familia Cassidae Latreille, 1825

Nombre común

Casco imperial, Emperor helmet

Sinonimia

Cassis cameo Stimpson, 1860
Cassis rotundata Perry, 1811

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

Cassis madagascariensis aparece categorizada como Vulnerable (VU) en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002, pues es una especie poco común y que se captura ocasionalmente en toda su área de distribución para el consumo de su carne y la venta de su concha como objeto ornamental. Sin embargo, no existe información que evidencie una reducción del tamaño poblacional ni estudios sobre su biología o ecología en Colombia. Los expertos consideran adecuado un cambio de estatus a Datos Insuficientes, dado que se identifica una amenaza, pero también con el fin de llamar la atención sobre la necesidad de generar información de la especie que permita evaluar su estado con ajuste a los criterios de la Lista Roja de la UICN.

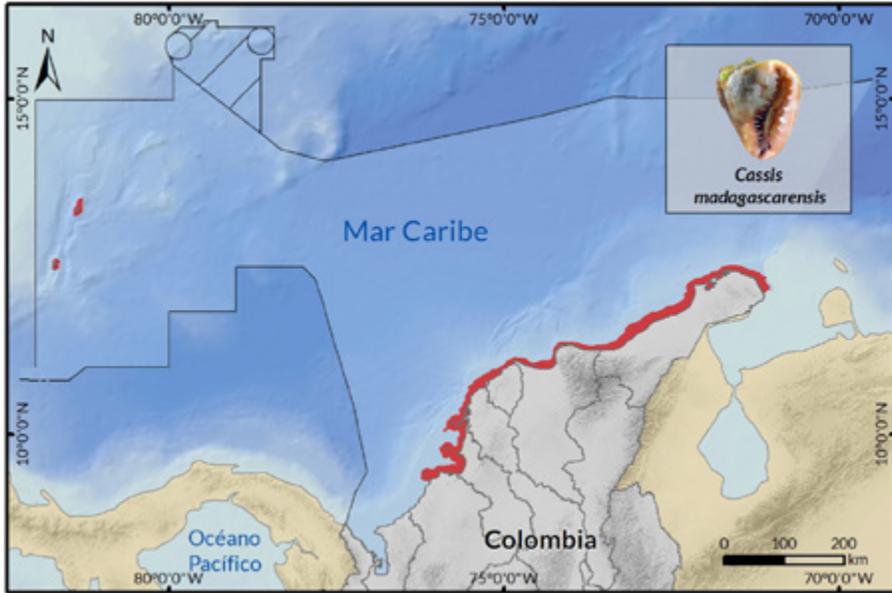
Diagnos

Concha grande (350 mm) y pesada; escudo parietal triangular con ángulos redondeados, de color marrón claro a rojo salmón; dientes blancos, ocasionalmente con manchas oscuras entre ellos; último

giro con tres hileras espirales de nudos gruesos. Las espinas más altas de la primera fila son generalmente las más largas (Gracia y Díaz 2002i).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico occidental desde La Florida y las Bahamas hasta Venezuela (Gracia y Díaz 2002i). Nacional: en el Caribe colombiano desde el golfo de Morrosquillo hasta La Guajira, y en el Archipiélago de San Andrés y Providencia (Díaz y Puyana 1994). Ámbito de profundidad: 3-183 m (Rosenberg 2009).



Población

No existen estudios de la especie en Colombia, sin embargo, un estudio con caracoles en general reportó densidades de $1,03 \pm 5,8$ ind/ha entre Rihacha y el Cabo de la Vela, y de $1,6 \pm 6,1$ ind/ha entre Rihacha y Camarones (Nieto-Bernal *et al.* 2013). Aguirre-Aguirre (2006) reportó densidades de 20 ± 20 ind/ha en las praderas de *Thalassia testudinum* de La Guajira.

Ecología

Habita sobre fondos de arena cerca a praderas de pastos marinos, entre 6-30 m de profundidad (Poutiers y Cipriani 1992). Se alimenta de erizos acorazonados y erizos negros *Diadema antillarum* (Abbott 1974).

Usos

La especie es capturada ocasionalmente para el consumo local de su carne, y su concha se vende como objeto ornamental (Poutiers y Cipriani 1992). *Cassis madagascariensis* es una de las cuatro especies



de caracoles más frecuentes y abundantes en los concheros (botaderos de conchas) de La Guajira (Nieto-Bernal *et al.* 2013). En la internet se ofrecen conchas de *C. madagascariensis* en sitios especializados para coleccionistas de conchas, con precios que oscilan entre 8,8-14,9 dólares (e.g. <https://www.worldwidewildlifeproducts.com> consultado 23-08-2022).

Amenazas

Es una de las tres especies de la familia Cassidae de interés para la pesca en el área. En algunos sitios es capturada a mano, especialmente mediante buceo autónomo y a pulmón libre (Poutiers y Cipriani 1992). Se ha sugerido que la disminución poblacional del caracol pala (*Aliger gigas*) en las últimas décadas en Colombia, ha generado un aumento en la explotación de esta y otras especies de caracoles, especialmente aquellos que alcanzan gran tamaño (Nieto-Bernal *et al.* 2013). El creciente deterioro de los ecosistemas costeros someros, como los pastos marinos, que son hábitats importantes para la especie puede ser una amenaza para sus poblaciones.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Corales del Rosario y San Bernardo, Tayrona, Bahía Portete-Kaurrele, y McBean Lagoon, y el DRMI Pastos Marinos Sawairu protegen parte del área de distribución de la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Para avanzar en la conservación de la especie se requieren estudios sobre el estado de sus poblaciones naturales (distribución, abundancia), y sobre el uso que las comunidades hacen del recurso. Se deben investigar aspectos básicos de su historia natural, como su ciclo reproductivo, dieta, entre otros. Las acciones de conservación de las praderas de pastos marinos y otros ecosistemas costeros someros, sin duda contribuirán a la conservación de esta y otras especies de caracoles en Colombia.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Cassis tuberosa

(Linnaeus, 1758)



Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Familia Cassidae Latreille, 1825

Nombre común

Casco real, King helmet

Sinonimia

Buccinum tuberosum Linnaeus, 1758
Buccinum striatum Gmelin, 1791
Cassis triangularis Coulon, 1936
Cassis triquetra Rigacci, 1866

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

Cassis tuberosa aparece categorizada como Vulnerable (VU) en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 por ser poco común, y ser extraída en toda su área de distribución para ser vendida como objeto ornamental. Sin embargo, no existe información que evidencie una reducción del tamaño poblacional ni estudios sobre su biología o ecología en Colombia. Se consideró adecuado un cambio de estatus a Datos Insuficientes, pues no es posible evaluar el estado de la especie con los criterios de la Lista Roja de la UICN actualmente, pero debido a que se identifica una posible amenaza se quiere llamar la atención sobre la necesidad de generar información de la especie que permita hacer una evaluación de su riesgo de extinción.

Diagnos

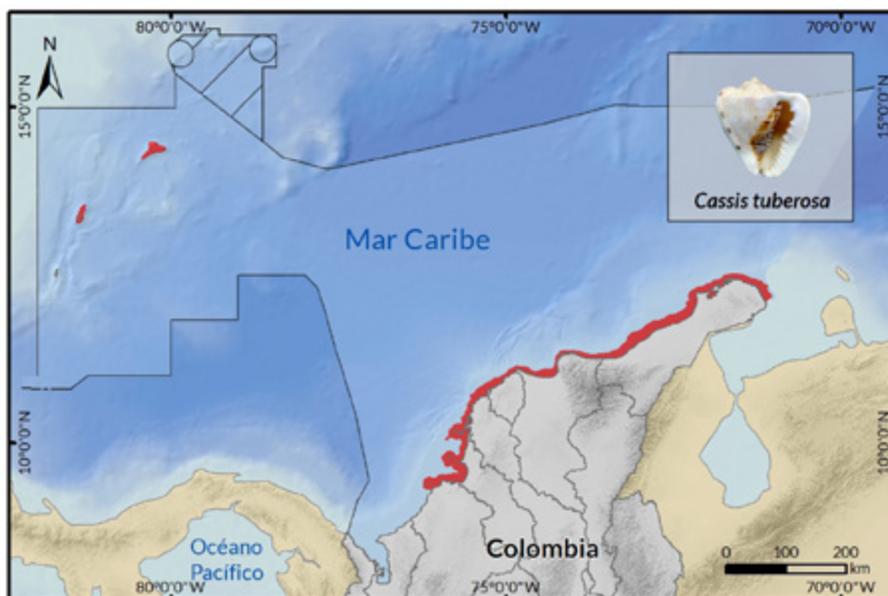
Es un caracol con una concha grande (hasta 300 mm) y pesada. Escudo parietal triangular, amplio y de color marrón-rosado a rosado-salmón, con una mancha marrón oscuro en el centro. Dientes del



labio externo color marfil y manchas marrón oscuro entre ellos; último giro con tres hileras espirales de nudos y ornamentación reticular fina (Gracia y Díaz 2002j).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico occidental desde Carolina del Norte hasta el Brasil, incluyendo el Golfo de México, las Bahamas, el Caribe y las Antillas; ha sido reportada en las islas Cabo Verde en el Atlántico Oriental (Rosenberg 2009). Nacional: en el Caribe colombiano desde el golfo de Morrosquillo hasta La Guajira, y en el archipiélago de San Andrés y Providencia (Díaz y Puyana 1994, Nieto-Bernal *et al.* 2013). Ámbito de profundidad: 0-27 m (Rosenberg 2009).



Población

No existen estudios de la especie en Colombia; sin embargo, un estudio sobre distribución y abundancia de caracoles en general en La Guajira reportó densidades de $0,8 \pm 4,4$ ind/ha, en un área comprendida entre las poblaciones de Riohacha y Camarones (Nieto-Bernal *et al.* 2013). El valor es bajo comparado con las densidades reportadas en áreas de pastos marinos sin presión de pesca en diferentes localidades (hasta 15,8 ind/ha), pero similar a los valores reportados en sitios donde se extrae la especie (Tewfik y Scheuer 2013).

Ecología

Cassis tuberosa es un caracol marino grande y conspicuo, común en aguas costeras someras (0-27 m) sobre fondos de arena (a veces enterrado), y ambientes arrecifales, donde vive asociado a praderas de pastos marinos, bancos de macroalgas, lechos de rodolitos y fondos de cascajo (Poutiers y Cipriani 1992, Díaz y Puyana 1994, Dias *et al.* 2017). Se ha sugerido que los bancos de macroalgas serían un

sustrato importante para el desove de la especie (Dias y Mota 2015). Son depredadores carnívoros oportunistas que se alimentan exclusivamente de equinoideos, utilizando las especies presa más abundantes (Tewfik y Scheuer 2013). Algunas presas frecuentes del casco real son *Diadema antillarum*, *Echinometra lucunter*, *Lytechinus variegatus*, y *Tripneustes ventricosus*, y en ocasiones los dólares de mar *Mellita quinquesperforata* y *Leodia sexiesperforata* (Dias et al. 2017).

Usos

El casco real es una de las tres especies de la familia Cassidae de interés para la pesca en el área, aunque no hay una pesca dirigida sino una captura de oportunidad. En algunos sitios de su distribución es capturada a mano, especialmente mediante buceo autónomo y a pulmón libre (Poutiers y Cipriani 1992). La carne se usa para el consumo y el comercio local, y su concha se vende como objeto ornamental, sola o formando parte de artesanías (Poutiers y Cipriani 1992, Mota et al. 2020). *Cassid tuberosa* es una de las cuatro especies de caracoles más frecuentes y abundantes en los concheros (botaderos de conchas) de La Guajira (Nieto-Bernal et al. 2013). En la internet se ofrecen conchas de *C. tuberosa* en sitios especializados para coleccionistas de conchas, con precios muy variables entre 6,5-18,9 dólares (e.g. <https://www.worldwidewildlifeproducts.com> consultado 23-08-2022).

Amenazas

El comercio de la concha de *C. tuberosa* con fines ornamentales se considera uno de los impulsores de su reducción poblacional en Brasil y el Caribe (Dias et al. 2011). También, se cree que la disminución poblacional del caracol pala (*Aliger gigas*) en las últimas décadas en Colombia, ha generado un aumento en la explotación de *C. tuberosa* y otros caracoles que alcanzan gran tamaño (Nieto-Bernal et al. 2013). El creciente deterioro y pérdida de ecosistemas costeros someros, como los pastos marinos y bancos de macroalgas, que son hábitats esenciales para la especie, constituye una amenaza importante para sus poblaciones.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Corales del Rosario y San Bernardo, Tayrona, Bahía Portete-Kurrele, y Old Providence McBean Lagoon, y el DRMI Pastos Marinos Sawairu protegen parte del área de distribución de la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Para avanzar en la conservación de la especie es clave evaluar el estado de sus poblaciones naturales, para lo cual se requiere información sobre su distribución, abundancia y uso. Además, aspectos básicos de su historia natural son desconocidos, por lo tanto, la investigación científica de la especie es una prioridad. Todas las acciones de conservación de las praderas de pastos marinos y los bancos de macroalgas, tienen el potencial de contribuir a la conservación de esta y otras especies de caracoles en Colombia.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Charonia variegata

(Lamarck, 1816)



Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov &
Starobogatov, 1975
Familia Charoniidae Powell, 1933

Nombre común

Tritón atlántico, Atlantic triton's trumpet

Sinonimia

Charonia tritonis variegata (Lamarck, 1816)
Triton atlantica Bowdich, 1822
Triton nobilis Conrad, 1849
Triton variegatum Lamarck, 1816
Triton sulcatum Risso, 1826

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

Charonia variegata aparece categorizada como Vulnerable (VU) en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002, por ser una especie poco común en Colombia que aparece reportada por la FAO como de interés comercial, pues se captura para consumo local de su carne y para la venta de la concha como objeto ornamental en toda su área de distribución. Sin embargo, en Colombia no

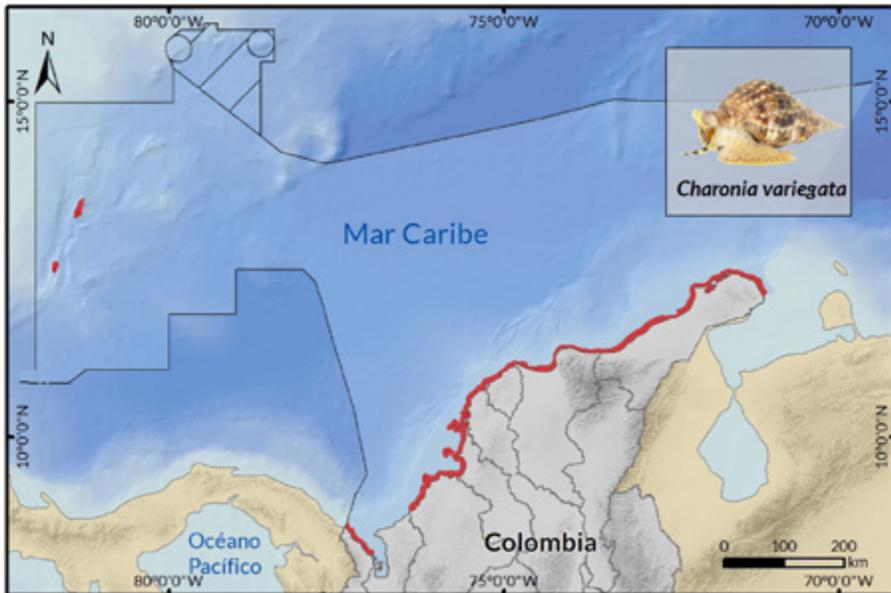
existe información sobre el uso de la especie, ni evidencia de reducción poblacional, por lo tanto, se considera adecuado un cambio de estatus a Datos Insuficientes, con el fin de llamar la atención sobre la necesidad de generar información de la especie para evaluar su riesgo de extinción con los criterios de la Lista Roja de la UICN.

Diagnosis

Concha muy grande (374 mm) y pesada, en forma de huso, ornamentada con anchos cordones espirales aplanados. Giros convexos, el último grande y ancho, con el hombro angulado. Columnela marrón oscuro con numerosos pliegues blancos; labio externo con aproximadamente 10 pares de dientes blancos. Color marrón grisáceo o anaranjado con manchas difusas marrón oscuro y blanco. Los adultos usualmente tienen un hombro angular hinchado sobre el último giro (Gracia y Díaz 2002k).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental, registrada desde Carolina del Norte en Estados Unidos hasta São Paulo en Brasil, incluyendo el Golfo de México, el Caribe, las Antillas, y las Bahamas. También en Las Bermudas, la isla Ascensión en el Atlántico Central y Santa Helena en el Atlántico Oriental (Gracia y Díaz 2002k, Rosenberg 2009, GBIF 2022e). Nacional: registrada en el archipiélago de San Andrés y Providencia, y en la costa continental en el Urabá chochoano y desde Córdoba hasta La Guajira (Díaz y Puyana 1994, Gracia y Díaz 2002k); con registros puntuales en el Cabo de La Aguja, las Islas del Rosario, Isla Tortuguilla y cerca de Acandí (INVEMAR-SIBM 2021). Ámbito de profundidad: 0-110 m (Rosenberg 2009).





Población

No existe información poblacional de la especie en Colombia.

Ecología

Vive en aguas someras, generalmente en praderas de pastos marinos, cerca de arrecifes de coral o arrecifes rocosos. Se alimenta de estrellas y erizos de mar (Poutiers y Cipriani 1992). Cuando se encuentra sobre colonias del coral rojo-naranja (*Tubastraea* sp.) la concha también presenta un color rojo-naranja (De Jong y Coomans 1988).

Usos

Por su tamaño es una especie de interés pesquero, y aunque no hay una pesca dirigida a la especie en Colombia, cuando es detectada se colecta a mano mediante buceo autónomo y a pulmón libre. También es captura incidental en la pesca con nasas, y ocasionalmente con redes playeras. Se consume localmente, cruda o cocida, y la concha se vende como objeto ornamental (Poutiers y Cipriani 1992).

Amenazas

En otros países el uso de la concha como objeto ornamental genera un mercado local en sitios turísticos, que de no ser regulado podría constituir una amenaza (Dias *et al.* 2011); sin embargo, en Colombia no hay información para evaluar la validez de ese factor como amenaza para la especie. El creciente deterioro y pérdida de ecosistemas costeros someros, donde vive la especie, constituyen una amenaza importante para sus poblaciones.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Corales del Rosario y San Bernardo, Tayrona, y Old Providence McBean Lagoon protegen parte de su área de distribución.

Medidas de conservación propuestas

Para avanzar en la conservación de la especie es necesario conocer el estado de sus poblaciones naturales, para lo cual se requiere información sobre su distribución, abundancia y uso, así como aspectos básicos de su historia natural, por lo tanto, la investigación científica de la especie es una prioridad.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Cyphoma gibbosum

(Linnaeus, 1758)

Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Familia Ovulidae J. Fleming, 1822

Nombre común

Lengua de flamingo

Sinonimia

Bulla gibbosa Linnaeus, 1758
Cyphoma alleneae C. N. Cate, 1973
Cyphoma dorsatum Röding, 1798
Cyphoma finkli Petuch, 1979
Cyphoma lindae Petuch, 1987
Cyphoma macumba Petuch, 1979
Cyphoma precursor Dall, 1897
Ovula pharetra Perry, 1811
Ovula rostrata Mörch, 1877

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD



Justificación

Cyphoma gibbosum es un caracol del Caribe colombiano estrechamente asociado a los octocorales, de los que se alimenta. Se sospechan reducciones poblacionales de esta especie asociadas a la disminución poblacional de *Gorgonia ventalina* debido a la prevalencia de la enfermedad Aspergilosis. Sin embargo, no existen datos que permitan realizar una evaluación del estado de la especie, por lo que se categoriza como Datos Insuficientes, y se llama la atención sobre la necesidad de obtener datos poblacionales para evaluar el riesgo de extinción de la especie con los criterios de la Lista Roja de la UICN.

Diagnos

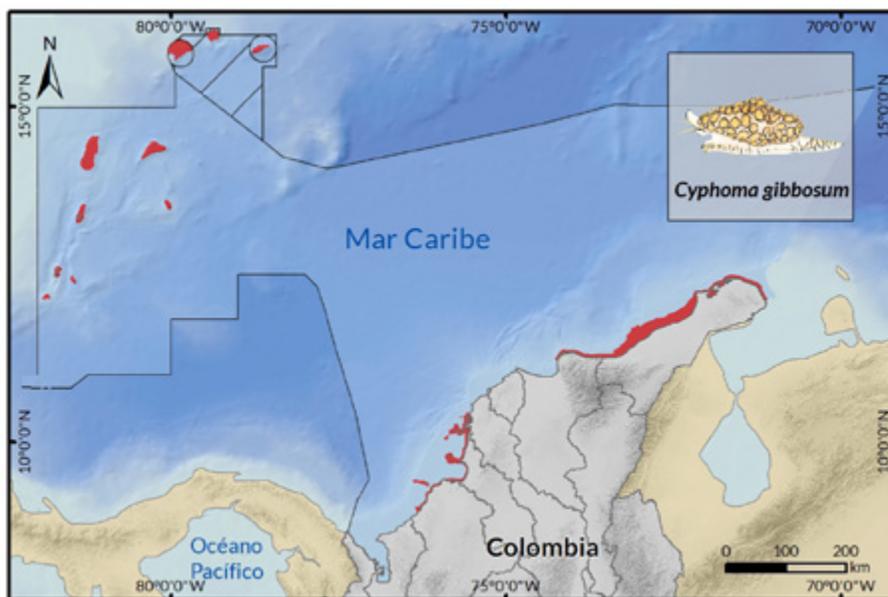
Concha pequeña a mediana (38 mm), lisa, brillante. Color crema-naranja, con una mancha rectangular más pálida en el dorso; manto del animal con manchas redondeadas color naranja (Díaz y Puyana 1994).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico occidental, desde Carolina del Norte y Bermuda hasta la costa norte de Suramérica (Díaz y Puyana 1994). Nacional: en el país se ha reportado para el área continental desde Isla Fuerte hasta La Guajira, y en la zona insular en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y los bajos y cayos aledaños (Díaz y Puyana 1994). Existen registros documentados en las



Islas del Rosario, archipiélago de San Bernardo, el Parque Tayrona y La Guajira (INVEMAR-SIBM 2021). Ámbito de profundidad: 0-29 m (Rosenberg 2009).



Población

No existen en Colombia datos poblacionales de la especie; sin embargo, en un estudio sobre abanicos de mar en el área de Santa Marta, Bejarano *et al.* (2006) señalan a *C. gibbosum* como uno de los depredadores de gorgonias más comunes, con hasta tres individuos por colonia.

Ecología

Es común observarla sobre octocorales de al menos nueve géneros (*Gorgonia* spp., *Pseudoplexaura* spp., *Briareum* sp., entre otros), en aguas someras hasta 25 m de profundidad (Díaz y Puyana 1994, Reijnen *et al.* 2010). Kinzie (1971) encontró que *Cyphoma gibbosum* es un depredador generalista de corales del orden Gorgonacea, y no tiene preferencias interespecíficas. Trabajos posteriores muestran que la selección de presas por *C. gibbosum* depende de varios factores, como la abundancia y distribución espacial de los octocorales, una cierta preferencia por algunas especies aparentemente relacionada con su palatabilidad, y la presión diferencial de los depredadores del caracol (Harvell y Suchanek 1987, Lucas *et al.* 2014). La especie presenta una cierta tendencia a la agregación, que se relaciona con la búsqueda de pareja y con la segregación de pistas de mucus, que podría estar facilitando el encuentro (Gerhart 1986).

Usos

Es una especie con algún interés comercial por la belleza de su concha, se puede encontrar en sitios de venta de conchas en internet con precios desde los 3 euros por unidad aproximadamente (e.g.

<https://www.schnecken-und-muscheln.de>). También es atractiva para los fotógrafos submarinos, y se encuentran fotos de gran calidad en venta en diferentes sitios en la red.

Amenazas

La principal amenaza para la especie es su dependencia de los octocorales de aguas someras (que constituyen su principal alimento), un grupo que enfrenta amenazas importantes por enfermedades y factores relacionados con el cambio climático global y el desarrollo humano.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, y Old Providence McBean Lagoon protegen parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Cyphoma gibbosum es una especie relativamente común de caracol de aguas someras, de la que no se sabe casi nada, por lo tanto, urge estudiar su historia natural, distribución y abundancia poblacional, con el fin de establecer su estado de conservación y la amenaza potencial que constituye su aparente dependencia de los gorgonáceos.

Comentarios adicionales

La situación de *Cyphoma signatum* puede ser similar a la de esta especie. No obstante, en un trabajo reciente Reijnen y van der Meij (2017) concluyen que *C. mcgintyi* y *C. signatum* son sinónimos de *C. gibbosum*.

Autoría

Andrés Merchán, Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Donax denticulatus

Linnaeus, 1758



Taxonomía

Orden Cardiida A. Férussac, 1822
Familia Donacidae J. Fleming, 1828

Nombre común

Chipi-chipi rosado

Sinonimia

Donax caianensis Lamarck, 1818

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

Justificación

Donax denticulatus es un bivalvo del Caribe colombiano restringido a las playas arenosas, que muestra fluctuaciones naturales drásticas en el tamaño poblacional y reducciones significativas en playas con alto turismo, lo que sumado a una pesquería artesanal no regulada supone un nivel de amenaza para la especie. No existen datos en un periodo de tiempo adecuado que permitan calcular un porcentaje de reducción del tamaño poblacional para todo el Caribe colombiano; sin embargo, los expertos sospechan que existe una disminución de sus poblaciones asociada con la explotación y la reducción en la calidad del hábitat debido al turismo de playa. La extensión de las playas de arena en el Caribe colombiano es de 730 km (Ceballos-Fonseca 2004), lo que supone un área de ocupación para la especie menor

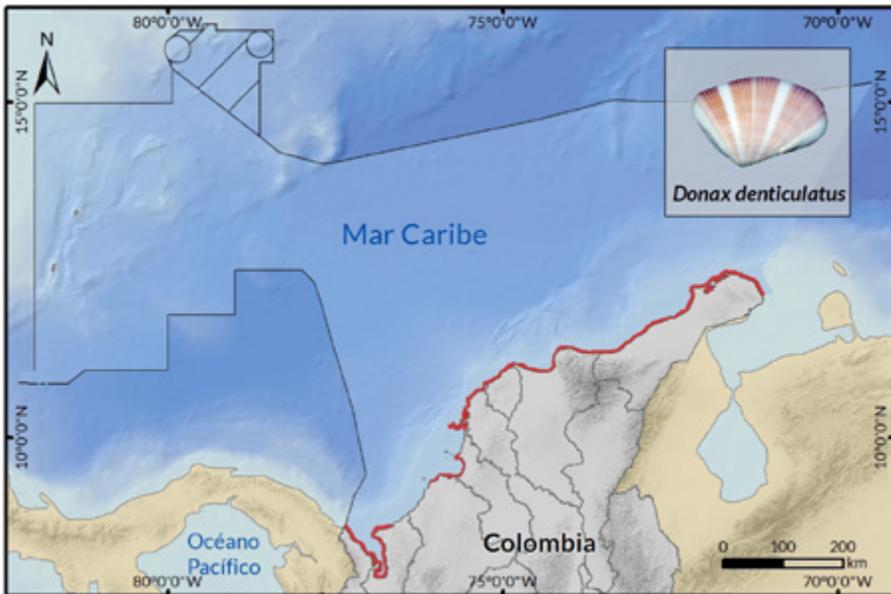
a 2.000 km², esto sumado a la fluctuación extrema del número de individuos, permite categorizarla como Casi Amenazada con los criterios A2cd y B2c siendo los que casi se cumplen.

Diagnos

Concha pequeña (25 mm), triangular-alargada, fuerte, inflada; superficie con surcos radiales finos y dos crestas curvadas hacia el margen posterior. Color variable, usualmente marrón, violeta o amarillo con radios más oscuros (Díaz y Puyana 1994).

Distribución geográfica

Global: Mar Caribe y costa continental de Suramérica, desde Yucatán y las Antillas Mayores hasta las costas centrales de Brasil (Díaz y Puyana 1994). Nacional: en el Caribe colombiano se distribuye desde el Urabá chocono hasta La Guajira; con registros en la isla de Salamanca, la bahía de Gaira, y Pozos Colorados en el sector de Santa Marta, la Bahía de Granate en el Parque Tayrona, la bahía de Cispatá, Berruga en Sucre, Cartagena, y Rihacha (Noriega 2008, Valdelamar *et al.* 2014, INVEMAR-SIBM 2021).



Población

Para el sector de Santa Marta, Dexter (1974) reportó una densidad de *D. denticulatus* de 148 ind/m². Posteriormente, Leal-Puccini (1981) estimó para la bahía de Gaira (también en Santa Marta) una densidad poblacional para la especie de 28,3 ind/m². Cala-Arjona (2019) reportó la especie para playas entre Santa Marta y Tasajera-Ciénaga, con densidades entre 0-1.640 ind/m² y un valor promedio de 354 ± 19 ind/m². Noriega (2008) reportó para la bahía de Cispatá densidades promedio de 48,7 ± 4,8 ind/m², con valores que oscilaron entre 14,2-102,8 ind/m².

Ecología

La especie habita enterrada en la arena de las playas, desde la zona intermareal hasta pocos metros de profundidad, especialmente cerca de la desembocadura de los ríos, donde la materia orgánica suspendida es más abundante que la que se encuentra en el sustrato (Leal-Puccini 1981, Poutiers y Cipriani 1992). Puede ser localmente abundante en el mesolitoral de playas de arena mixta o gruesa (Díaz y Puyana 1994).

Las especies de *Donax* se alimentan de fitoplancton, especialmente de diatomeas pennaes y centrales con tamaño medio de 18 μm (Noriega 2008). Los desoves se presentan a lo largo del año, con dos picos de mayor actividad. La proporción sexual es 1:1, y la talla mínima de madurez sexual estimada para la bahía de Cispatá estuvo entre 13,0-14,0 mm (Noriega 2008).

Usos

Es una especie de interés para la pesca, se colecta a mano o mediante palas, o se captura con rastras. Se consume localmente, cruda o cocida (Poutiers y Cipriani 1992).

Amenazas

La pesca artesanal no regulada supone un nivel de amenaza para el chipi-chipi, un recurso conformado por un pequeño grupo de especies con distribución restringida a playas arenosas, que muestra fluctuaciones poblacionales drásticas por causas desconocidas. Adicionalmente, se han detectado reducciones significativas de su abundancia en playas con uso turístico intenso y frecuente, posiblemente asociadas con la compactación del sedimento (N. Cala, com. pers.).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, el Parque Tayrona protege parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

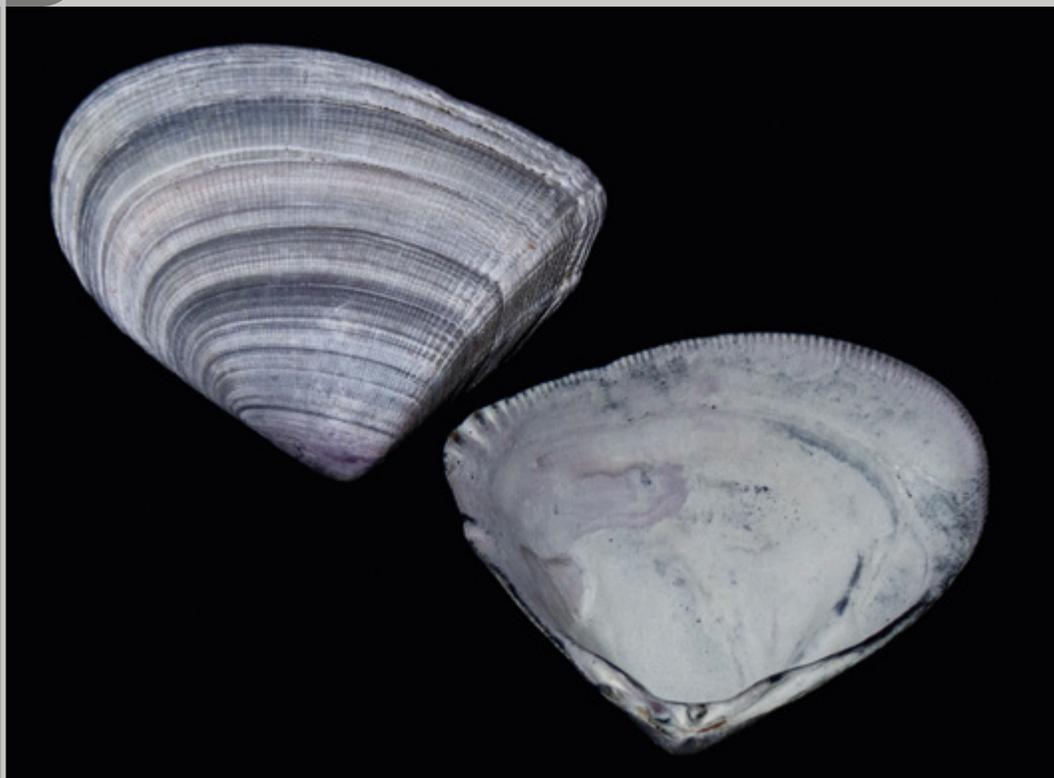
La investigación biológica de la especie es clave para entender los determinantes de su abundancia y distribución; esa información sumada al conocimiento de su historia natural permitirá regular la pesca con medidas como las vedas temporales del recurso, que ya han mostrado efectos positivos en algunas áreas del país donde el chipi-chipi es de importancia para las comunidades locales.

Comentarios adicionales

La situación descrita para *D. denticulatus* es similar para *Donax striatus*.

Autoría

Néstor Ardila, Andrés Merchán y Luis Chasqui.



Taxonomía

Orden Cardiida Ferussac, 1822
Familia Donacidae J. Fleming, 1828

Nombre común

Chipi-chipi, Almeja, Beach clams

Sinonimia

Donax (Assimilidonax) dentifer Hanley, 1843

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

Notas taxonómicas

Se trata de una especie muy variable que constituye un conjunto de morfotipos diferentes, lo que ha implicado la existencia de varios nombres, que al final se han sintetizado en la forma *Donax dentifer*.

Justificación

Donax dentifer es una almeja del Pacífico colombiano que se restringe a las playas arenosas en las desembocaduras de los ríos, o en las bocanas de los estuarios. En el Pacífico colombiano esos ecosistemas presentan variabilidad en cuanto a su extensión, en todo caso menor a 2.000 km². Un estudio señaló la existencia de fluctuaciones extremas en el tamaño poblacional de la especie en relación con el fenómeno ENSO (Niño-Niña), lo que sumado a la explotación artesanal en algunas regiones supone un nivel de amenaza para la especie. No obstante, dado que no existe una ventana de tiempo

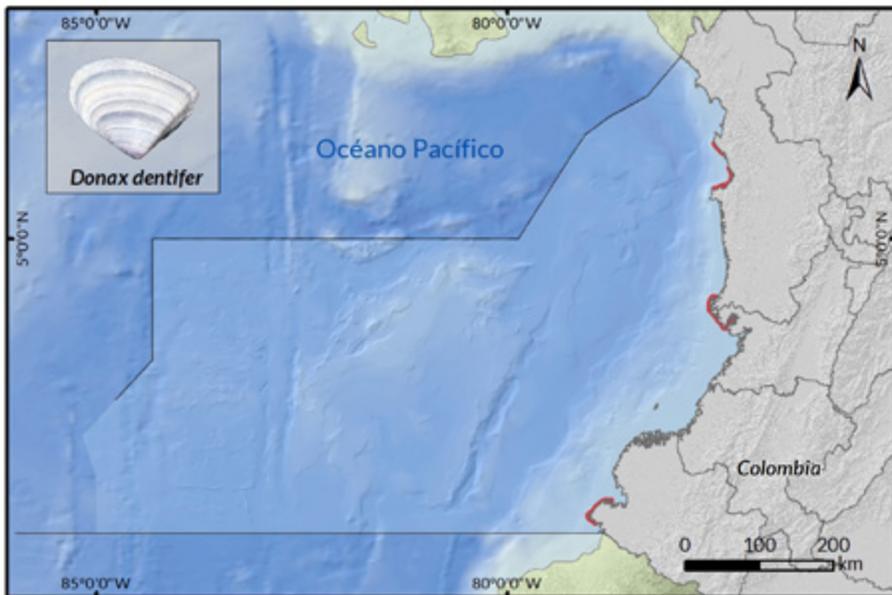
adecuada con información poblacional de la especie, ni se conoce el efecto real de la presión de pesca, de manera conservadora se categoriza la especie como Casi Amenazada, siendo los Criterios B2b(iii) c(iv) los que casi se cumplen.

Diagnosis

Concha triangular subcuadrada, alargada y gruesa. El extremo anterior es largo y redondeado, mientras que el posterior es truncado y recto. En el extremo anterior algunos radios son más prominentes y se proyectan en forma de dientes conspicuos en el margen ventral. La valva izquierda presenta dos dientes cardinales, uno anterior largo y otro posterior más pequeño; dos dientes laterales siendo el anterior más largo y cercano a los cardinales (Keen 1971, Riascos y Urban 1999).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental Tropical desde Corinto en Nicaragua hasta Perú (Keen 1971). Nacional: en el Pacífico colombiano se ha reportado para el Golfo de Tribugá, la ensenada de Utria, Bahía Málaga, y Tumaco (Klinger *et al.* 2012, López y Cantera 2015, INVEMAR-SIBM 2021). Ámbito de profundidad: 0-20 m (Poutiers 1995).



Población

Existen pocos trabajos poblacionales para la especie en Colombia, pero, como otras especies de *Donax*, se le considera una especie con gran variación poblacional, siendo abundante en unos períodos de tiempo y totalmente ausente en otros, con explosiones demográficas que no tienen una explicación clara (J. Cantera, obs. pers.). Riascos y Urban (2002) evaluaron la dinámica poblacional de la especie

en Bahía Málaga durante un evento El Niño, y reportaron una abundancia media de 65,1 ind/m², con dos grupos de tallas numéricamente dominantes en la población, uno que va de 2-5 mm, y otro entre 19-23 mm.

Ecología

Donax dentifer habita en las playas arenosas intermareales y submareales de las desembocaduras de los ríos, o en las bocanas de estuarios usualmente a escasa profundidad, siendo movidas las conchas por el oleaje, aunque pueden hallarse hasta 20 m de profundidad (Poutiers 1995). Riascos y Urban (2002) establecieron para la población de Bahía Málaga un ciclo de reproducción continuo, con dos periodos de desove en diciembre y marzo. Adicionalmente, determinaron que el crecimiento de la especie en el Pacífico colombiano es más lento que en otras especies del género.

Usos

Es recolectado de manera artesanal y usado como alimento en algunas regiones del Pacífico colombiano.

Amenazas

La principal amenaza para esta especie es la pérdida de hábitat asociado a la erosión de las playas arenosas del Pacífico (J. Cantera, obs. pers), con el agravante del efecto sobre el tamaño poblacional de las fluctuaciones ambientales ocasionadas por el fenómeno ENSO (Niño-Niña) (Riascos y Urban 2002). Además, la presión que ejerce la pesquería artesanal en algunas regiones supone un factor de amenaza adicional para la especie (L.A. Zapata, com. pers.).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Sanquianga, Uramba Bahía Málaga y Utría protegen parte de su área de distribución.

Medidas de conservación propuestas

Obtener información bioecológica y del uso de la especie a lo largo de su distribución, es de importancia para determinar la necesidad de aplicar medidas de manejo.

Autoría

Jaime Cantera y Luis Chasqui

Eburna glabrata

(Linnaeus, 1758)



Taxonomía

Orden Neogastropoda Wenz, 1938
Familia Ancillariidae Swainson, 1840

Nombre común

Ninguno conocido para el área.

Sinonimia

Ancilla glabrata (Linnaeus, 1758)
Buccinum glabratum Linnaeus, 1758
Eburna flavida Lamarck, 1801

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Notas taxonómicas

Tratada como *Ancilla glabrata* por Gracia y Díaz (2002L); actualmente se reconoce la validez nominal de *Eburna* a nivel de género, según el tratamiento dado por Voskuil (1991). Ancillariidae pasó al nivel de familia de acuerdo a Kantor *et al.* (2017), incluyendo el género *Eburna*.

Justificación

Eburna glabrata es un caracol de distribución restringida, conocido solo de la porción más nororiental del Caribe colombiano, Venezuela, y Aruba. La especie aparece categorizada en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 como Datos Insuficientes, señalando como amenazas su restringida distribución natural, la falta de conocimiento de la especie, y su captura incidental frecuente por barcos de arrastre. No existe nueva información sobre la especie, por lo tanto, se considera conservar la categoría y señalar la necesidad de estudiar su historia natural y posibles amenazas.

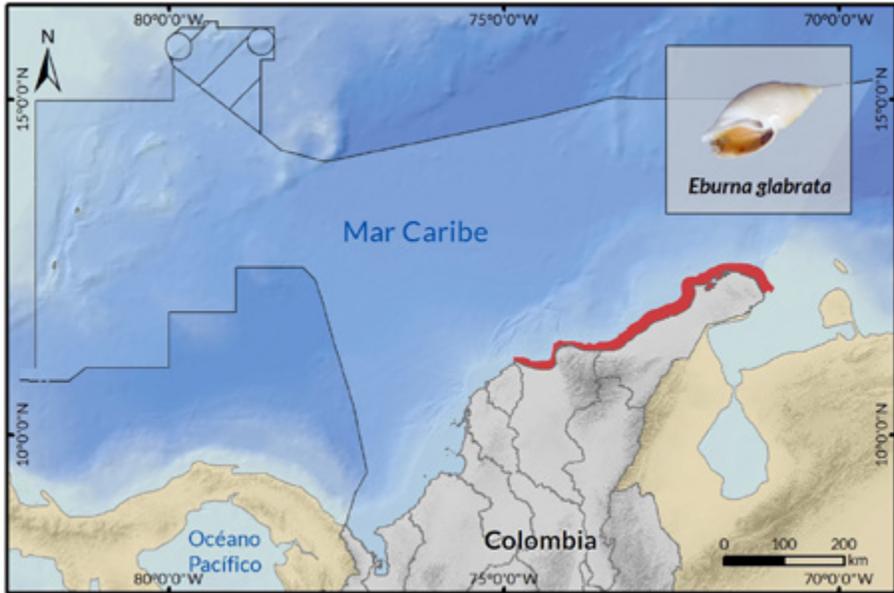
Diagnos

Concha de tamaño mediano (hasta 75 mm), ahusada, de espira alta, ombligo alargado; color amarillo a naranja intenso; especímenes completamente blancos son ocasionales. El callo parietal sobre el ombligo profundo es de color blanco (Gracia y Díaz 2002L).

Distribución geográfica

Global: en el Caribe Sur en las costas de Colombia, Venezuela, y Aruba (Voskuil 1991, Díaz y Puyana 1994). Nacional: se conocen registros del Golfo de Salamanca, el Parque Tayrona, la bahía de Santa

Marta y La Guajira (Díaz y Puyana 1994, INVEMAR-SIBM 2021). Ámbito de profundidad: 4-50 m (Rosenberg 2009).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia.

Ecología

La especie es frecuente en fondos de arena gruesa entre 3-50 m de profundidad; ocasionalmente observada en fondos someros vegetados por pastos marinos (Gracia y Díaz 2002L).

Usos

Las conchas de *E. glabrata* son vendidas como objetos de colección y de ornamentación (Gracia y Díaz 2002L). En internet se encuentran con valores que van hasta los 40 euros (e.g. <https://www.todocoleccion.net/>, consultado 28-08-2022).

Amenazas

La especie es capturada incidentalmente en redes de pesca de arrastre de camarón en La Guajira, los pescadores suelen conservar las conchas para venderlas (Gracia y Díaz 2002L). La distribución restringida de la especie y su asociación con ambientes someros, la hacen vulnerable a procesos de deterioro en zonas costeras causados por tensesores asociados al desarrollo humano.



Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Tayrona y Portete-Kaurrele, así como el DRMI Pastos Marinos Sawairu protegen parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Como un primer paso hacia la conservación de la especie se requiere estudiar su historia natural, para conocer aspectos de su biología, ecología, distribución y abundancia, dinámica poblacional y amenazas, información necesaria para evaluar su riesgo de extinción con criterios de la Lista Roja de la UICN.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Jenneria pustulata

(Lightfoot, 1786)



Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Familia Pediculariidae Gray, 1853

Nombre común

Ninguno conocido en el área.

Sinonimia

Cypraea pustulata Lightfoot, 1786

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

Notas taxonómicas

Fehse (2021) ubica el género *Jenneria* en la familia Pediculariidae y no haciendo parte de la familia Ovulidae como fue tratado por Gracia y Díaz (2002m).

Justificación

Jenneria pustulata es una especie de caracol que vive asociada a corales del género *Pocillopora*, que fue categorizada como Vulnerable (VU) en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002, señalando una posible reducción poblacional por sobreexplotación local en la isla Gorgona y la reducción de su hábitat, los arrecifes coralinos. Un estudio reciente en Gorgona, donde están los parches de *Poci-*



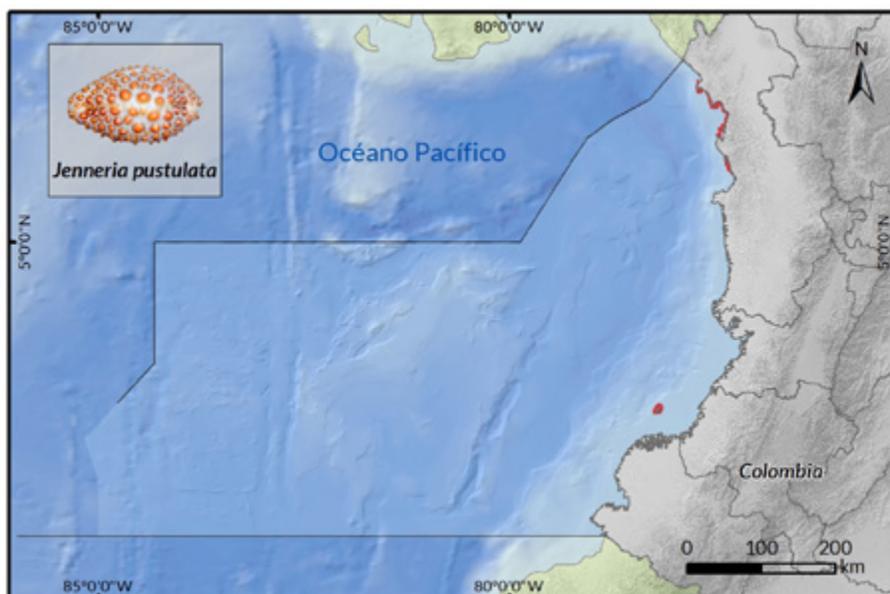
Ilopora spp. más grandes de Colombia, muestra que la densidad de *J. pustulata* es similar a la reportada en 1982 en la misma localidad. Además, la amenaza por sobreexplotación en esa isla cesó con el cierre de la prisión en 1984. Con esos argumentos se decide bajar la categoría de riesgo a la inmediatamente anterior (Casi Amenazada NT), siguiendo los lineamientos de la Lista Roja de la UICN, y considerando que por ser una especie con distribución restringida a las formaciones coralinas de *Pocillopora* spp. puede ser sensible a eventos de extinción estocásticos asociados con el deterioro arrecifal.

Diagnosis

Concha mediana, alcanza una longitud de 25 mm y un ancho de 15 mm. La parte dorsal está cubierta por numerosas protuberancias (pústulas) color naranja brillante, cada una rodeada por un anillo oscuro. La superficie dorsal puede ser gris, beige o marrón, con finas líneas espirales. Los dientes finos labiales son prominentes, su color es blanco o marrón pálido, y cruzan toda la base con espacios de color marrón oscuro en el medio; el interior es violeta. En los animales vivos el manto es grisáceo, con largas papilas sensoriales en forma de árbol (Keen 1971).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental Tropical, desde California hasta Perú (Lorenz y Fehse 2009). Nacional: en el Pacífico Colombiano, se encuentra en lugares donde existen arrecifes de *Pocillopora* spp., como en los Parques Nacionales Gorgona y Utría (INVEMAR-SIBM 2021).



Población

Glynn *et al.* (1982) reportaron densidades de *J. pustulata* hasta 24 ind/m² en la isla Gorgona, y sugieren que estos tienden a agregarse cuando se alimentan. En un estudio reciente sobre coralivoría

de *J. pustulata* en Gorgona se observan hasta 6 individuos alimentándose en una misma colonia de *Pocillopora* (Zucconi *et al.* 2018).

Ecología

La especie habita sobre y debajo de las colonias de coral, desde el nivel de baja marea hasta unos pocos metros de profundidad (Keen 1971, Cosel 1984). Es un organismo coralívoro (Guzmán 1988), con aparente preferencia por el coral *Pocillopora* sp. (Navas-Camacho *et al.* 2010b), aunque se ha reportado que ocasionalmente se alimenta también de *Porites* sp. y *Psammocora* sp. (Glynn 1985). Zucconi *et al.* (2018) midieron tasas de consumo de coral por *J. pustulata*, reportando valores entre 31,1-298 mm²/día, en un ensayo *in vitro* realizado con individuos obtenidos en dos arrecifes de la isla Gorgona.

Usos

La concha se utiliza para la fabricación de artesanías. En internet se encuentran ofertas entre 3-45 dólares la unidad (e.g. <https://www.ebay.com>, <https://www.shellbrothers.be> consultado 23-08-2022).

Amenazas

La especie fue extraída por los presos de la penitenciaría que funcionó en la isla Gorgona (J. Cantera, obs. pers.), pero la amenaza cesó al cerrar el penal. No hay información sobre su demanda actual en Colombia. Dada la reducida extensión de las formaciones coralinas en el Pacífico colombiano (unos 5 km² en total; Díaz *et al.* 2000), que constituyen el hábitat exclusivo de *J. pustulata*, los impactos y amenazas que se ciernen sobre este ecosistema (e.g. blanqueamiento coralino, sismos, fenómeno ENSO, mareas bajas extremas, contaminación, sedimentación, entre otros), y que están causando pérdidas de cobertura coralina (e.g. López-Victoria y Zapata 2018), representan sin duda una amenaza para la supervivencia de *J. pustulata* en Colombia (Gracia y Díaz 2002m).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Gorgona y Utría protegen la mayor parte del hábitat esencial de la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Para conservar la especie en Colombia se requiere asegurar la conservación de su hábitat esencial, es decir las formaciones coralinas de *Pocillopora* spp., algunas de las cuales son prácticamente desconocidas en Colombia. La investigación sobre el comercio nacional e internacional de conchas de *J. pustulata* permitirá determinar si se trata de una amenaza vigente y conocer su magnitud.

Autoría

Jaime Cantera y Luis Chasqui.

Melongena melongena

(Linnaeus, 1758)



Taxonomía

Orden Neogastropoda Wenz, 1938
Familia Melongenidae Gill, 1871 (1854)

Nombre común

Caracol burro, Pateburro, Caracol copey

Sinonimia

Murex melongena Linnaeus, 1758
Melongena fasciata Schumacher, 1817

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

Justificación

Melongena melongena es una especie de caracol que se distribuye a lo largo del Caribe colombiano, donde es aprovechada desde La Guajira hasta el río Sinú, siendo capturada de forma directa o como parte de la fauna acompañante de la pesca artesanal de arrastre de camarón de aguas someras, que extrae muchos individuos inmaduros. Existe muy poca información poblacional de la especie en el país; sin embargo, un estudio en la bahía de Cispatá muestra un alto nivel de explotación. Considerando la presión pesquera existente en buena parte de su rango de distribución, y la captura indiscriminada de tallas pequeñas se categoriza la especie como Casi Amenazada, atendiendo al criterio A2d.

Diagnos

Concha grande (200 mm), ovalada, gruesa; último giro muy amplio y globoso, ornamentada con 1-3 hileras espirales de espinas triangulares hacia la periferia y otra más hacia la base; el desarrollo de

las espinas es muy variable. Abertura amplia, canal sifonal corto y ancho; canal anal conspicuo; área parietal cubierta por un callo. Color variable, usualmente blanco sucio a amarillento con bandas marrón a púrpura (Díaz y Puyana 1994).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental, incluyendo el Golfo de México, el Caribe, Antillas Mayores y Antillas Menores (Díaz y Puyana 1994, Rosenberg 2009). Nacional: en el país se distribuye ampliamente desde Córdoba hasta La Guajira, y en el Archipiélago de San Andrés y Providencia (Díaz y Puyana 1994). Se ha reportado en Bahía Portete, el Parque Tayrona (Bahía Concha), la Ciénaga Grande de Santa Marta, la bahía de Cartagena, la Ciénaga de Tesca, la bahía de Barbacoas, el golfo de Morrosquillo, la bahía de Cispatá y Puerto Escondido (Rodríguez 1976, Hernández y Stotz 2004, INVEMAR-SIBM 2018). Ámbito de profundidad: 0-44 m (Rosenberg 2009).



Población

No existen estudios poblacionales para la especie en Colombia; sin embargo, un estudio sobre la comunidad de macroinvertebrados epibentónicos asociados a praderas de *Thalassia testudinum* en La Guajira estimó la densidad promedio de *M. melongena* en $0,001 \pm 0,001$ ind/m² para la época seca, y no lo registró en la época lluviosa (Aguirre-Aguirre 2006). Hernández (2001) estimó que en la bahía de Cispatá la extracción afecta al 70 % de la biomasa de la población de *M. melongena*, y observó captura de individuos desde los 12 mm, con la mayoría de capturas por debajo de 40 mm, siendo la talla media de captura inferior a la talla media de madurez estimada en 52 mm para los machos, y en 65 mm para las hembras (Hernández y Stotz 2004).

Ecología

El pateburro habita sobre el fango y otros fondos blandos en zonas de manglares y estuarios (Poutiers y Cipriani 1992). También se ha reportado su presencia en zonas de macroalgas asociadas al litoral rocoso (Quirós y Campos 2013), y asociado a bancos de moluscos mytilidos y bivalvos de especies como *Chione cancellata*, *C. granulata* y *Crassostrea rhizophorae*, entre otras (Rodríguez 1976). En Colombia la cópula se presenta entre diciembre-julio; la hembra produce masas ovígeras con 27-31 huevos, que deposita en fondos suaves cercanos a la vegetación de la zona costera (Hernández y Stotz 2004). La especie tolera salinidades entre 10-40,5, pero alcanza su mayor desarrollo en salinidades entre 30-40,5 (Palacios 1978). En la bahía de Cartagena se estimó la talla media de madurez en 80 mm para las hembras, y en 65 mm para los machos (Rodríguez 1976).

Usos

Melongena melongena es explotado de manera artesanal y se usa localmente (Hernández y Stotz 2004). La carne es utilizada principalmente por los restaurantes de las zonas turísticas para ofrecer botanas; la concha se utiliza para la elaboración de artesanías y suvenires. Según la Corporación Colombia Internacional (CCI) y la oficina de pesca del Instituto Colombiano para el Desarrollo Rural (INCODER), *M. melongena* es explotada artesanalmente en gran parte del litoral Caribe colombiano (Nieto-Bernal et al. 2013).

En La Guajira los caracoles son explotados principalmente por las comunidades Wayuu, y *M. melongena* representó el 8 % de las conchas de caracol en los “concheros” de las playas del departamento, con una frecuencia de ocurrencia alrededor del 65 % (Nieto-Bernal et al. 2011). En el Golfo de Salamanca, entre los sectores Aeropuerto-Ciénaga, se registraron tallas de captura que oscilaron entre $6,6 \pm 1,4$ cm en junio de 2013, y de $9,7 \pm 1,6$ cm en diciembre de 2012 (ECOMAR 2014), los cuales corresponden a individuos en etapa juvenil de acuerdo con el estudio de Baqueiro et al. (2000). En el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) y el Vía Parque Isla Salamanca (VIPIS) se ha reportado extracción ilegal de *M. melongena* (Martínez et al. 2014). En el departamento de Córdoba el pateburro es una de las especies que más aporta en volumen de captura (CVS-INVEMAR 2010). En la zona deltaica estuarina del río Sinú se ha registrado que *M. melongena* es parte importante de la pesquería artesanal, y se cree que se encuentra en aparente estado de sobreexplotación (Martínez-Viloria et al. 2006).

Amenazas

La pesca artesanal de *M. melongena* es la principal amenaza para la especie en Colombia, especialmente porque no está regulada, con el agravante que la especie suele agregarse donde hay altas densidades de sus presas habituales (e.g. bivalvos, otros gasterópodos y ascidias), y los pescadores pueden coleccionarla en grandes cantidades, incluso hasta agotar poblaciones locales (Hernández 2001). Además, debido a que las zonas de pesca suelen ser fangosas y el método de colecta es directo, los pescadores no discriminan por tallas (Hernández y Stotz 2004), capturando una alta proporción de individuos inmaduros (Hernández 2001). En el Golfo de Salamanca la especie es captura incidental de la pesquería artesanal de arrastre de camarón, representando hasta el 7,36 %

en peso de la captura y hasta un 1,6 % en número de individuos, con tallas que oscilan entre 31-120 mm (Duarte *et al.* 2013).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Bahía Portete-Kaurrele, Tayrona y Old Providence McBean Lagoon protegen parte de su área de distribución en el país.

Medidas de conservación propuestas

El conocimiento de la especie en Colombia es escaso, por lo tanto, se requieren estudios sobre su historia natural, ciclos reproductivos en varias localidades, y relaciones ecológicas. Deben hacerse evaluaciones de sus poblaciones, de la presión de pesca, y de los factores que deterioran su hábitat. Con base en los resultados de esas investigaciones se pueden diseñar estrategias de conservación relacionadas con épocas y zonas de veda, y regulación de la comercialización, así como acciones de protección de sus hábitats esenciales.

Autoría

Andrés Merchán, Luis Chasqui, Néstor Ardila y Juliana Vanegas.

Octopus zonatus

Voss, 1968



Taxonomía

Orden Octopoda Leach, 1818
Familia Octopodidae d'Orbigny, 1840

Nombre común

Pulpo de bandas del Atlántico

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Notas taxonómicas

Octopoda (no Octopodida) es el nombre actual del orden en MolluscaBase de WORMS.

Justificación

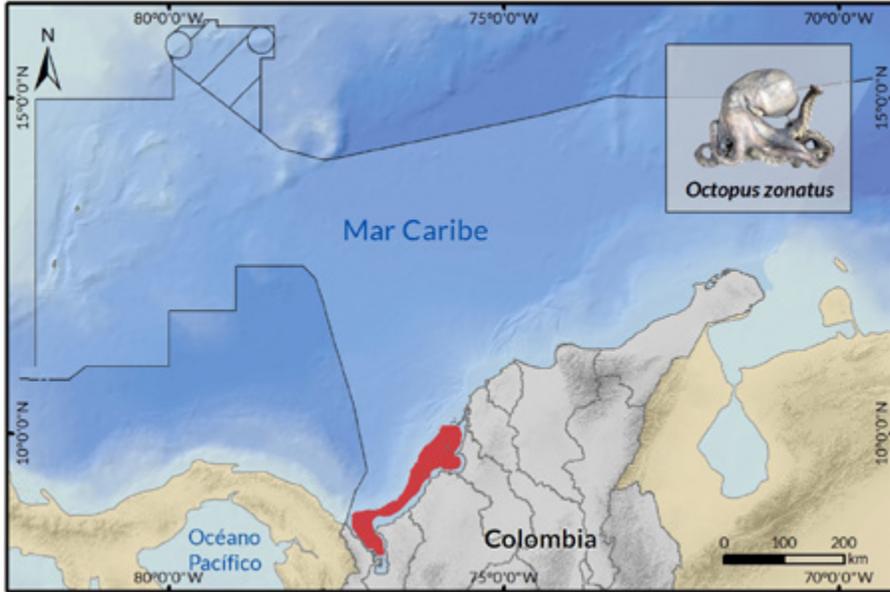
Octopus zonatus es una especie de pulpo pequeño, categorizada en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002 como Datos Insuficientes debido a la falta de información poblacional, en una especie con una distribución aparentemente restringida y alguna presión de pesca ocasional. Dado que no existe información nueva, se considera mantener la categoría y señalar la necesidad de estudiar la historia natural de la especie.

Diagnosia

Animal pequeño con manto largo (30 mm), ligeramente oblongo. Patrón de coloración conspicuo, consistente en bandas alternantes grisáceas y marrón (Díaz y Puyana 1994). En los jóvenes y en los machos la región del cuello es poco conspicua, pero en las hembras grandes es angosta. Cabeza pequeña y angosta, con ojos protuberantes que pueden presentar sobre sí uno o dos cirros simples. Presenta una membrana moderadamente superficial. Los brazos son robustos y de longitud media. Las ventosas se presentan en dos filas, cercanamente espaciadas a lo largo de todo el brazo; aparentemente no hay diferenciación entre los dos sexos. El sifón es largo, tubular y libre por cerca de casi la mitad de su longitud (Gracia y Díaz 2002).

Distribución geográfica

Global: especie del Atlántico Occidental, presente en Venezuela, Colombia y Panamá (Voss y Toll 1998, GBIF 2022f). Nacional: registrada costa afuera de Punta Caribana (localidad tipo), dentro del Golfo de Urabá, costa afuera de Punta Venados y cerca a Tolú en el sector del Golfo de Morrosquillo, y entre las islas del Rosario y el Parque Corales de Profundidad (Voss 1968, INVEMAR-SIBM 2021). Ámbito de profundidad: 30-150 m (Díaz y Puyana 1994, INVEMAR-SIBM 2021).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia.

Ecología

Octopus zonatus ha sido registrado principalmente entre 30-75 m de profundidad en el Caribe colombiano (Díaz y Puyana 1994), pero existe un registro de captura a 150 m de profundidad en el sector de Tigua al sur-este del archipiélago de las Islas del Rosario, en cercanías al Parque Corales de Profundidad (INVEMAR-SIBM 2021).

Usos

Por su tamaño la especie no tiene valor comercial, sin embargo, hace parte de la captura incidental en la pesca de arrastre de camarón (Gracia y Díaz 2002n).



Amenazas

Su distribución aparentemente restringida le hace vulnerable a eventos de extinción locales; además, su captura incidental en la escasa pesca de arrastre que aún existe en el Caribe colombiano podría generar cierta presión sobre sus poblaciones.

Medidas de conservación tomadas

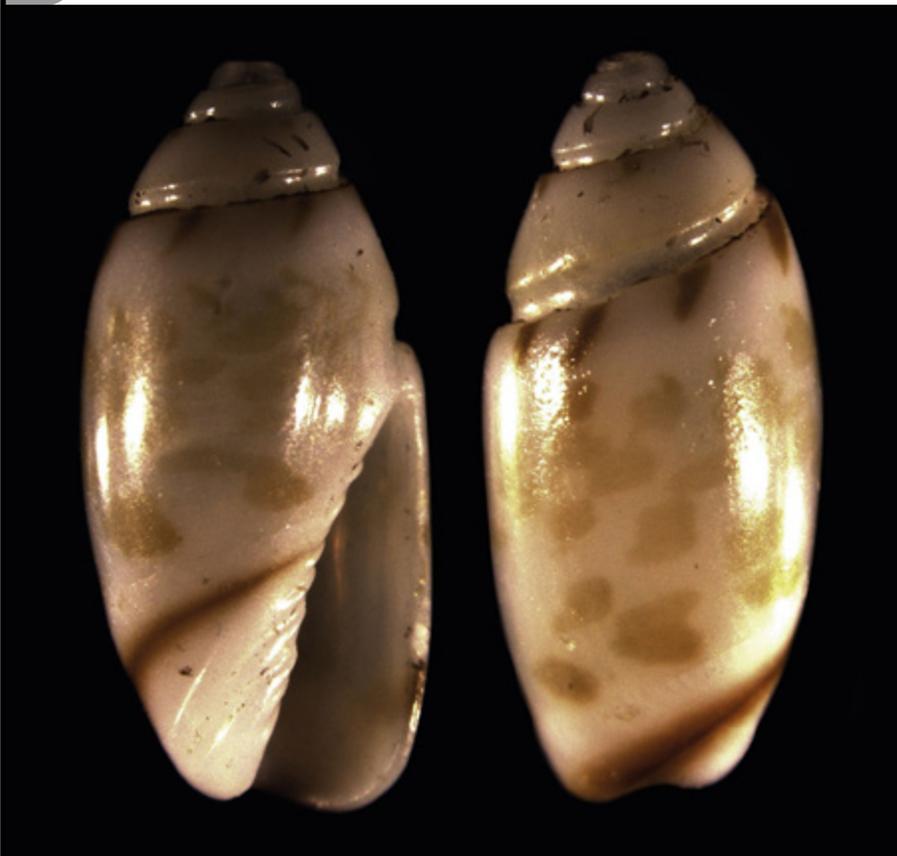
Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Corales del Rosario y de San Bernardo, y Corales de Profundidad, podrían estar protegiendo parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Como un primer paso hacia la conservación de la especie se requiere estudiar su historia natural, para conocer aspectos de su biología, ecología, distribución y abundancia, dinámica poblacional y amenazas, información necesaria para evaluar su riesgo de extinción con criterios de la Lista Roja de la UICN.

Autoría

Néstor Ardila y Luis Chasqui.



Taxonomía

Orden Neogastropoda Wenz, 1938
Familia Olividae Latreille, 1825

Nombre común

Oliva enana

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

Olivella ankeli es un caracol pequeño de distribución restringida; a nivel global solo hay registros de Colombia (localidad tipo), República Dominicana y Aruba. En el país se ha registrado únicamente en el Parque Tayrona y en La Guajira. La especie aparece categorizada en el Libro rojo de invertebrados marinos 2002 como Datos Insuficientes frente a la ausencia de información poblacional, identificando una posible amenaza en su distribución restringida y presiones sobre su hábitat. Dado que no existe información nueva, se considera mantener la categoría y señalar la necesidad de estudiar la historia natural de la especie.

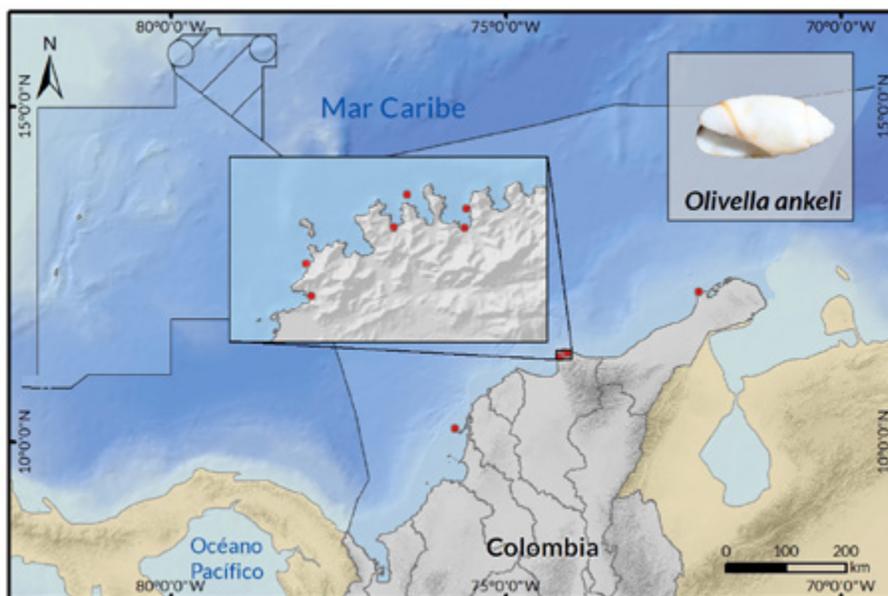


Diagnosis

Concha muy pequeña, alcanza solo 8,5 mm de talla, ahusada-ovalada; columbela con 7 pliegues; callo parietal extendido hasta la sutura del penúltimo giro, color blanco con una línea marrón a lo largo de la sutura de los dos últimos giros y una banda del mismo tono entre la zona parietal y la muesca sifonal; manchas o flámulas amarillentas sobre el último giro; opérculo presente, muy pequeño (Gracia y Díaz 2002ñ).

Distribución geográfica

Global: especie del Caribe, conocida solo de Colombia, Venezuela, Aruba y República Dominicana. Nacional: en Colombia se ha registrado en las islas del Rosario, el Parque Tayrona y en el Cabo de La Vela (Díaz y Götting 1990, GBIF 2022g). Ámbito de profundidad: 2-6 m (Rosenberg 2009).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia.

Ecología

Olivella ankei es localmente frecuente en playas poco agitadas de arena coralina, hasta 5 m de profundidad (Díaz y Puyana 1994).

Usos

Ninguno conocido en el país.

Amenazas

Se trata de una especie con aparente distribución restringida, cuyo hábitat podría estar amenazado por actividades turísticas y náuticas.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, el Parque Tayrona protege parte de su área de distribución en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Como un primer paso hacia la conservación de la especie se requiere estudiar su historia natural, para conocer aspectos de su biología, ecología, distribución y abundancia, dinámica poblacional y amenazas, información necesaria para evaluar su riesgo de extinción con criterios de la Lista Roja de la UICN.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Pachybathron tayrona

Díaz & Velásquez, 1987



Taxonomía

Orden Neogastropoda Wenz, 1938

Familia Cystiscidae Stimpson, 1865

Nombre común

Ninguno conocido para el área

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Notas taxonómicas

Wakefield *et al.* (2002) y Fedosov *et al.* (2019) incluyen el género *Pachybathron* en la familia Cystiscidae, y no haciendo parte de la familia Marginellidae como fue tratado por Gracia y Díaz (2002o).

Justificación

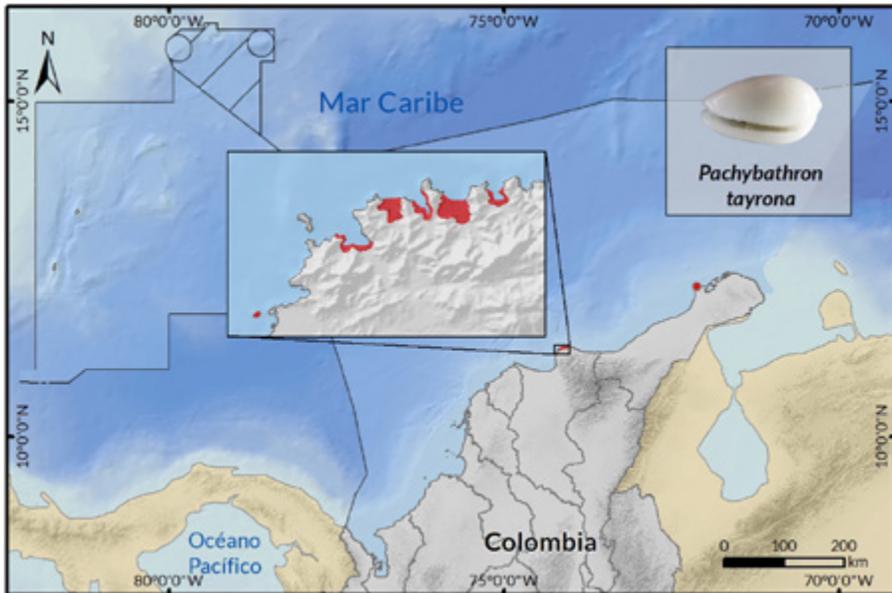
Pachybathron tayrona es un pequeño caracol con distribución restringida, conocido de localidades puntuales en el Caribe colombiano y panameño. En el país se ha registrado solamente en el Parque Tayrona y el Cabo de La Vela. La especie fue categorizada en el Libro rojo de invertebrados de Colombia 2002 como Datos Insuficientes, señalando como amenaza su restringida distribución natural. No existe nueva información sobre la especie, por lo tanto, se considera conservar la categoría y señalar la necesidad de estudiar la historia natural de la especie.

Diagnosis

Concha pequeña (12 mm), ovalada, de espira baja; protoconcha aparentemente con dos giros, cubierta por un callo traslúcido. Teleoconcha con tres giros, ornamentada con cuatro a seis líneas axiales incisas casi imperceptibles, área parietal con 9-13 pliegues; labio externo grueso, con cerca de 20 denticulos, color crema a marrón claro adornado con finísimas líneas axiales onduladas en diferentes tonos de marrón, que a veces forman un patrón de ocho a nueve bandas espirales de motas blancas alternadas con manchas marrón. Abertura angosta, extendiéndose cerca de $\frac{6}{7}$ de la longitud total (Gracia y Díaz 2002o).

Distribución geográfica

Global: Atlántico Occidental, donde se conoce solamente de Colombia y Panamá (Porvenir, San Blas). Nacional: la localidad tipo es la bahía de Chengue, en el Parque Tayrona. Se ha registrado también en el Cabo de La Vela, La Guajira (Díaz y Velásquez 1987, Wakefield *et al.* 2002, Yidi y Sarmiento 2010). Ámbito de profundidad: 0,5-17 m (Rosenberg 2009).



Población

No hay estudios poblacionales de la especie en Colombia.

Ecología

Ejemplares vivos de la especie se han registrado únicamente en praderas de *Thalassia testudinum* y debajo de corales entre 0,5-10 m de profundidad (Díaz y Puyana 1994, Wakefield *et al.* 2002). Las conchas vacías se han encontrado hasta 17 m de profundidad (Díaz y Velásquez 1987).



Usos

Ninguno conocido en el país.

Amenazas

Por su distribución restringida y por habitar en aguas someras, las poblaciones de *P. tayrona* podrían ser vulnerables a perturbaciones antropogénicas y naturales puntuales, así como a cambios ambientales en el largo plazo asociados directa o indirectamente con el cambio climático global y con el creciente deterioro de los ambientes costeros debido al desarrollo humano.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, el Parque Tayrona protege parte del área de distribución conocida para la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Como un primer paso hacia la conservación de la especie se requiere estudiar su historia natural, para conocer aspectos de su biología, ecología, distribución y abundancia, dinámica poblacional y amenazas, información necesaria para evaluar el riesgo de extinción de la especie con criterios de la Lista Roja de la UICN.

Comentarios adicionales

Wakefield *et al.* (2002) sugirieron tratar la población de San Blas, Panamá como *Pachybathron* aff. *tayrona*, debido al aparente aislamiento de las dos poblaciones, hasta tanto no se confirme la distribución real de la especie en el Caribe sur.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Pinna rugosa

G.B. Sowerby I, 1835



Taxonomía

Orden Ostreida Férussac, 1822
Familia Pinnidae Leach, 1819

Nombre común

Hacha, Peineta, Pina hacha larga

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

Pinna rugosa es un bivalvo del Pacífico que fue categorizado como Vulnerable (VU) en el Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia 2002, por ser una especie poco común y capturada ocasionalmente por pescadores artesanales; sin embargo, la información existente se limita a registros de la especie, información anecdótica sobre su consumo ocasional, y su inclusión en la lista de especies comerciales del Pacífico. Se considera que la categoría Datos Insuficientes es más apropiada para la especie, pues no hay información para evaluar su riesgo de extinción con los criterios de la Lista Roja de la UICN; sin embargo, el posible interés pesquero podría ser una amenaza para una especie aparentemente escasa, y urge obtener datos poblacionales y de su historia natural.

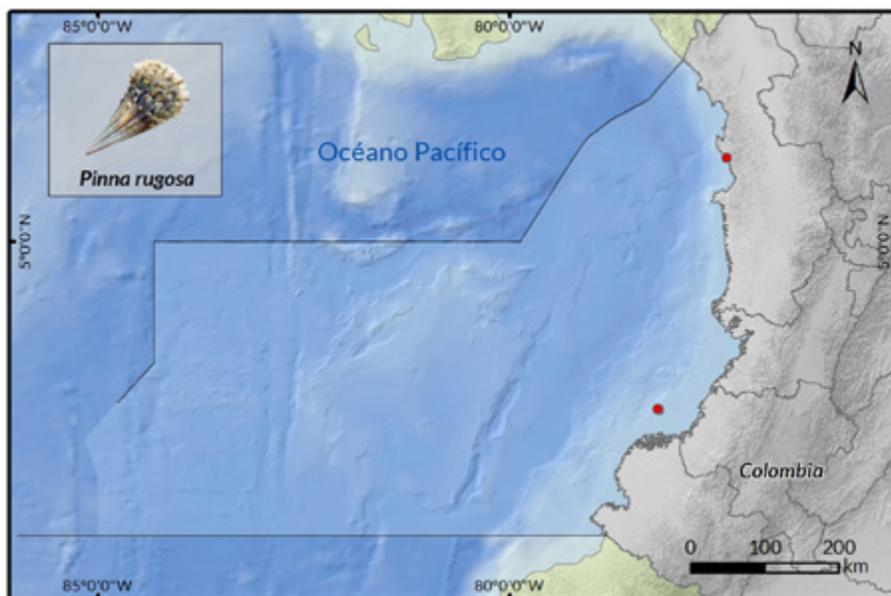


Diagnosis

Concha grande (hasta 60 cm), pero común hasta 25 cm. Alargada, angosta y cuneiforme, expandida posteriormente en ejemplares grandes, con una quilla longitudinal mediana en la parte anterior de cada valva. Espinosa en el exterior, la concha tiene cerca de ocho a diez filas de espinas algo tubulares, aunque en especímenes viejos éstas pueden encontrarse ausentes o ser casi obsoletas. Capa interna nacarada, blanca, brillante e iridiscente, dividida en dos lóbulos por un surco longitudinal. Cicatriz del músculo aductor posterior situada en la parte posterior del lóbulo dorsal del área nacarada. Presenta la superficie externa café-ámbar, tendiendo al negro, la quilla mediana aparece frecuentemente como una línea oscura (Gracia y Díaz 2002p).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico americano desde el sur de Baja California hasta Colombia. Nacional: se ha registrado en la Ensenada de Utría (Chocó Norte) en playas arenosas sublitorales, y en la isla Gorgona (Cosel 1984, Ocampo y Cantera 1988, Gracia y Díaz 2002p). Ámbito de profundidad: 0-5 m (Bernard 1983).



Población

No existen datos poblacionales para la especie en Colombia.

Ecología

Pinna rugosa habita en aguas someras, sobre fondos arenosos y bancos lodosos cerca de estuarios, por lo general están enterradas y adheridas a objetos duros por medio de sus filamentos bisales (Poutiers 1995), lo que las hace difíciles de detectar y extraer.

Usos

La especie es apreciada por su carne en el Pacífico colombiano y es ocasionalmente objeto de pesca artesanal, pues no es común encontrarla (Cantera y Contreras 1976, INPA 1996). Se incluye entre las especies de bivalvos de interés para la pesca en el Pacífico centro-oriental (Fischer *et al.* 1995).

Amenazas

Dada su aparente escasez (no se observa con frecuencia) podría ser sensible a la sobreexplotación pesquera.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Utría y Gorgona protegen parte del área de distribución de la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Para evaluar el riesgo de extinción de la especie urge investigar sobre su distribución y abundancia, así como sobre la presión ejercida por la pesca artesanal sobre este recurso.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Propustularia surinamensis

(G. Perry, 1811)



Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov &
Starobogatov, 1975
Familia Cypraeidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Ninguno conocido para el área

Sinonimia

Cypraea surinamensis Perry, 1811
Cypraea aubryana Jousseaume, 1869
Cypraea bicallosa Gray, 1831
Cypraea ingloria Crosse, 1878

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Nota taxonómica

Por algún tiempo la especie fue nombrada como *Cypraea surinamensis*, denominación usada por Gracia y Díaz (2002q) en el primer Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia, sin embargo, se ha propuesto una nueva combinación en el género *Propustularia*, razón por la cual *P. surinamensis* es el nombre válido actual para la especie.

Justificación

Propustularia surinamensis es un pequeño caracol catalogado como Vulnerable (VU) en Colombia en la evaluación de 2002 (con el nombre *Cypraea surinamensis*), por ser una especie rara y con valor para coleccionistas a nivel global; sin embargo, no existe información en el país que evidencie una

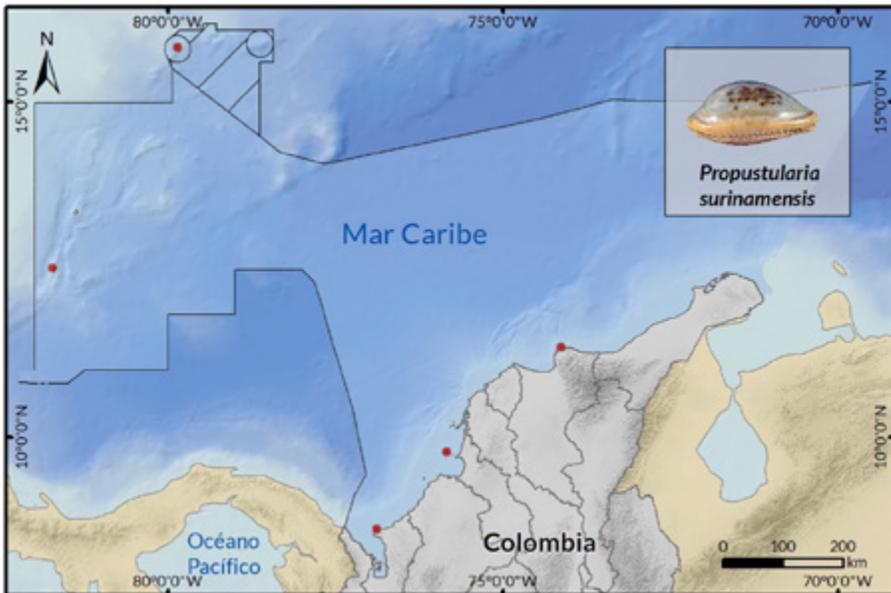
reducción del tamaño poblacional ni estudios sobre su biología o ecología. Se considera adecuado un cambio de estatus a Datos Insuficientes, pues no hay información para evaluar la especie con los criterios de la Lista Roja de la UICN, sin embargo, se quiere llamar la atención sobre la necesidad de generar información de la especie que permita hacer una evaluación de su estado poblacional y de su riesgo de extinción.

Diagnosis

Concha pequeña a mediana (40 mm), poco inflada, de base aplanada; base y costados de color naranja intenso, dorso amarillento con manchas marrón anaranjado, dientes de la abertura anaranjados. Tiene cerca de 20 a 24 dientes coloreados sobre cada labio, con una tonalidad ligeramente blanquecina entre éstos (Gracia y Díaz 2002q).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico Occidental desde la Florida hasta el nororiente del Brasil, incluyendo las Bahamas, las Antillas Mayores, el Caribe y las Antillas Menores (Coomans 1963, Rios 1970, Miloslavich *et al.* 2010, GBIF 2021h). Nacional: en el Caribe colombiano se ha reportado en Punta Caribana, las islas del Rosario y San Bernardo, el Parque Tayrona, y el archipiélago de San Andrés y Providencia – Serranilla (Díaz y Puyana 1994, Rosenberg 2009, Miloslavich *et al.* 2010). Ámbito de profundidad: 7-780 m (Rosenberg 2009).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia.



Ecología

Propustularia surinamensis habita en fondos de arena y cascajo coralino, por debajo de 30 m de profundidad (Díaz y Puyana 1994). Se ha encontrado viva hasta los 165 m (Rosenberg 2009). Es hallada frecuentemente en el estómago de ciertos peces (Abbott 1974). En el Parque Tayrona se considera una especie rara, que habita sobre coral muerto a profundidades entre 25-50 m (Díaz 1994). En Brasil se ha encontrado entre 25-135 m de profundidad, en fondos de algas calcáreas (Rios 1970).

Usos

Su concha se considera un objeto de colección, y se vende libremente en la internet por precios de hasta 35-150 dólares dependiendo de su calidad (e.g. www.ebay.com, <https://www.shellbrothers.be/> consultado 23-08-2022).

Amenazas

Es una especie muy rara (Coomans 1963, Abbott 1974, Díaz y Puyana 1994), cuya concha es apetecida por coleccionistas (Abbott 1994), por lo tanto, la extracción para el comercio puede ser una amenaza.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Corales del Rosario y San Bernardo, y Tayrona protegen parte del área de distribución de la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Se requiere estudiar la especie, y aunque su aparente rareza natural (i.e. escasa abundancia) dificulta la tarea, los estudios para avanzar en el conocimiento de la malacofauna marina del país en aspectos tan básicos como distribución y abundancia de especies podrían aportar al conocimiento de esta y otras especies "raras" de moluscos. El control al tráfico ilegal de especies de la biodiversidad colombiana, especialmente con el auge de las ventas en internet, es una tarea urgente de las autoridades ambientales, y las entidades nacionales a cargo de regular el comercio internacional.

Autoría

Luis Chasqui y Néstor Ardila.

Simnialena rufa

(G.B. Sowerby I, 1833)



Taxonomía

Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Familia Ovulidae J. Fleming, 1822

Nombre común

Ninguno conocido en el área. Egg cowries

Sinonimia

Cymbovula bratcherae C. N. Cate, 1973
Ovula inflexa (G. B. Sowerby I, 1832)
Ovulum californicum Reeve, 1865
Ovulum inflexum G. B. Sowerby I, 1832
Ovulum rufum G. B. Sowerby I, 1832
Ovulum variabile Reeve, 1865
Simnia inflexa (G. B. Sowerby I, 1832)
Simnia rufa (G. B. Sowerby I, 1832)
Simnialena inflexa (G. B. Sowerby I, 1832)

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

Simnialena rufa es una pequeña especie de caracol estrechamente asociada a los octocorales del género *Pacifigorgia* en el Pacífico colombiano, de quienes depende para su reproducción y supervivencia. Las poblaciones de varias especies de *Pacifigorgia* sufren actualmente la prevalencia de enfermedades coralinas y el ataque de la especie exótica invasora *Carijoa riisei*, lo que se cree amenaza también las poblaciones de su simbiote obligado *S. rufa*. La falta de información poblacional de la especie impide aplicar los criterios de la Lista Roja de la UICN para determinar su riesgo de extinción, por lo tanto,



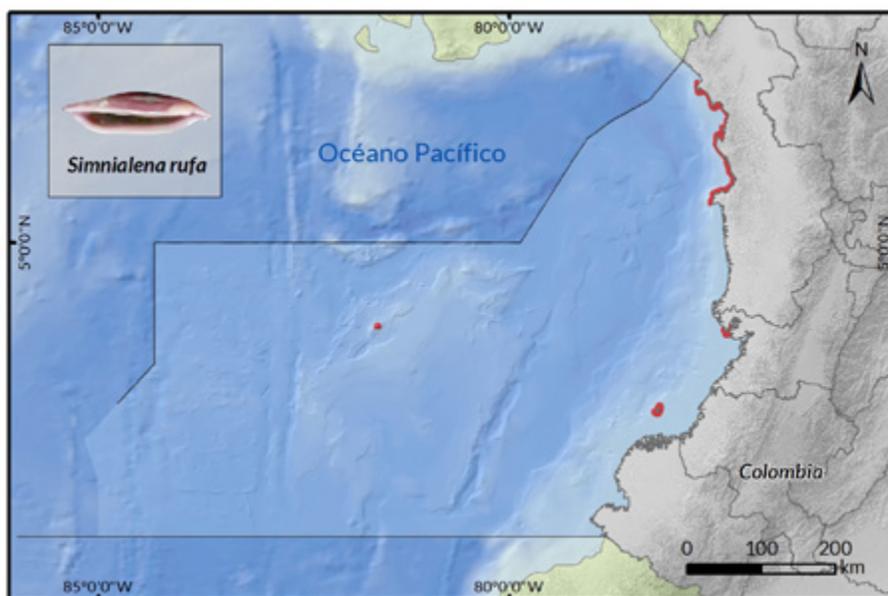
se considera apropiado asignar la categoría Datos Insuficientes frente a la validez de las amenazas y hasta que exista la información necesaria para reevaluar la especie.

Diagnosis

Concha de color rosáceo, estriada longitudinalmente en la parte central y con estrias transversales hacia los extremos; con un lomo bien desarrollado en toda la longitud de la columnela. El lomo posterior confluye con el lomo columelar, y en toda la longitud del labio interno se aprecia una banda de color más oscuro (Paredes y Cardoso 1998).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental Tropical, desde California hasta el Ecuador (Cosel 1984) y norte de Perú (Paredes *et al.* 1999). Nacional: en el Pacífico colombiano, con registros en la isla Gorgona (Cantera *et al.* 1979), Bahía Málaga (López y Cantera 2015), en los riscales del Chocó Norte en Cabo Corrientes, Utría, y Bahía Solano, y en la isla Malpelo (Sánchez *et al.* 2016).



Población

Sánchez *et al.* (2016) encontraron agregaciones reproductivas de más de 10 individuos asociados a *Pacificorgia cairnsi* o *Pacificorgia cf. curta*. En su trabajo, *Simnialena rufa* estuvo presente en alrededor del 10 % de las 174 colonias evaluadas, y el 4 % presentaban ovoposición.

Ecología

Las especies de la familia Ovulidae son simbioses de varios tipos de cnidarios y su coloración incluye patrones aposemáticos y de camuflaje (Rosenberg 1992, Reijnen *et al.* 2010). Presentan estructuras

especiales en el manto que semejan los pólipos y otras estructuras de los cnidarios donde viven (Schiaparelli et al. 2005). Las especies de los géneros *Simnia* y *Simnialena* se asocian a octocorales de los géneros *Pacifigorgia*, *Eugorgia* y *Leptogorgia* (Sánchez et al. 2016). En Colombia se ha registrado a *Simnialena rufa* en asocio con *Pacifigorgia rufa*, *P. cairnsi*, *Pacifigorgia cf. curta* (Sánchez et al. 2016). El halconcito narigón *Oxycirrhites typus* puede considerarse un potencial depredador de *S. rufa*, puesto que se alimenta de invertebrados que viven entre los octocorales y los corales negros (Sánchez et al. 2016).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

Por la estrecha asociación de *S. rufa* con los octocorales, todos los factores que amenazan las comunidades de octocorales en el Pacífico colombiano amenazan también a esta especie. La mortalidad de los octocorales por el ataque de hongos patógenos y la invasión de la especie *Carijoa riisei*, son las amenazas más notorias; pero también en algunas localidades del Pacífico Norte chocoano la destrucción de las colonias coralinas por el enredo de artes de pesca fantasma es una preocupación.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie; sin embargo, el SFF Malpelo, el PNN Gorgona, el DRMI Golfo de Tribugá – Cabo Corrientes, y el PNN Utría protegen comunidades de octocorales que albergan la especie.

Medidas de conservación propuestas

Considerando que la supervivencia de la especie depende de la existencia de comunidades de octocorales saludables, se requieren esfuerzos para investigar, monitorear, y proteger esas comunidades. De especial importancia es la protección de los arrecifes rocosos del Pacífico Norte Chocoano, donde existen numerosas comunidades de octocorales expuestas al daño ocasionado por múltiples factores, como los fragmentos de artes de pesca que se enredan entre las colonias de octocorales, desprendiéndolas del fondo, entre otras.

Autoría

Juan Armando Sánchez, Jaime Cantera y Luis Chasqui.

Otras categorías

Crustáceos



Foto: Alfredo Rodríguez

Cardisoma crassum

SI Smith, 1870

Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Gecarcinidae MacLeay, 1838

Nombre común

Cangrejo azul, Mouthless land crab

Sinonimia

Cardisoma latimanus (Lockington, 1877)

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD



Justificación

Cardisoma crassum es un cangrejo de importancia económica, explotado a nivel artesanal y usada como fuente de proteína por las comunidades afrocolombianas que habitan en el litoral Pacífico colombiano. Sin embargo, hasta el momento no existen datos continuos sobre monitoreos biológicos, captura y comercialización en el país. Igualmente, no se cuenta con datos suficientes a una escala adecuada sobre aspectos poblacionales como talla/edad reproductiva, la tasa de crecimiento, épocas de muda y talla media de primera madurez sexual, que se requieren para implementar normativa para el manejo y conservación de la especie, por ejemplo, el establecimiento de una talla mínima de captura. Considerando su importancia para la pesca artesanal del Pacífico colombiano, la destrucción del hábitat por tala de madera de mangle y la falta de información biológica y pesquera, se categoriza a *Cardisoma crassum* como Datos Insuficientes.

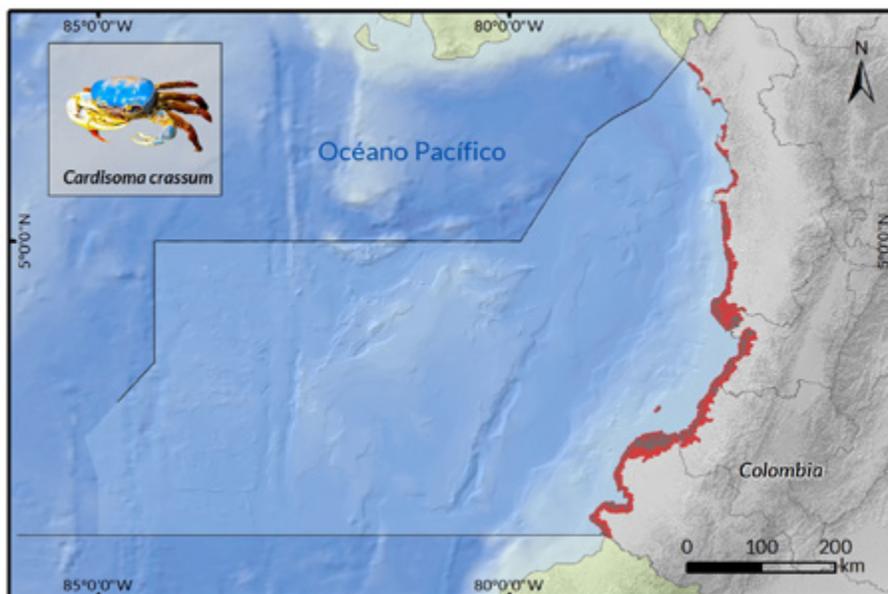
Diagnos

Regiones pterigostomianas (a ambos lados del cuadro bucal) recubiertas de pelos. Órbitas anchas, colocadas en posición casi lateral; distancia órbita-frontal (entre los bordes externos de las órbitas) superior a la mitad de la anchura del caparazón; frente ancha, más angosta en su margen inferior; diente orbital externo fuerte, puntiagudo, triangular. Carpo de la pinza con una fuerte espina ántero-lateral, bien visible dorsalmente. Color: caparazón azul con tonos grisáceos; lado ventral crema. Pinza mayor de color amarillo a crema; dactilos de los pereiópodos rojo escarlata. La talla máxima reportada es 13,2 cm ancho de caparazón (Hendrickx 1995b, Díaz et al. 2014). Sánchez-Rincón et al. (2016) observaron variaciones en la coloración del caparazón de *C. crassum*, notándose una gama de tonalidades desde el azul o púrpura intenso en machos y hembras, hasta una tonalidad blanquecina o amarillo-naranja solamente en hembras.



Distribución geográfica

Global: en la costa del Pacífico americano desde el Golfo de California hasta Perú (Prahl y Manjarrés 1984). Existe un registro reciente que amplía su distribución hasta el manglar de San Pedro de Vice en Sechura (Piura-Perú) (Alemán y Ordinola *et al.* 2017). Nacional: a lo largo del Pacífico colombiano, con registros en la Isla del Gallo, Mulatos y Tumaco (Nariño), Bocas del Saija, Playa de Los Obregones, Timbiquí (Cauca), municipio de Buenaventura – Anchicayá, Dagua, Raposo, Mayorquín, Cajambre, Yurumanguí y Naya, Isla del Choncho, Bahía Málaga (Valle del Cauca), Bahía Humboldt, Bahía Solano, Ensenada de Utría, Isla de Charambirá, Nuquí, El Valle (Chocó), y en la isla Gorgona (Prahl y Manjarrés 1984, INVEMAR-CVC 2007, Lazarus y Cantero 2007).



Población

Existen estudios sobre el cangrejo azul *C. crassum* en algunas localidades del Pacífico colombiano, sin embargo, se desconoce su tamaño poblacional a lo largo de su distribución. Sánchez-Rincón *et al.* (2016) estimaron la densidad poblacional del cangrejo azul con métodos directos e indirectos en Nuquí, y reportan una densidad promedio de 0,39-0,66 madrigueras/m² siendo mayor en la época más lluviosa. El diámetro promedio de las madrigueras fue de 38,33-45,45 mm, con las más grandes en la época de menos lluvia. El ancho de caparazón fue en promedio de 58,31 ± 11,44 mm para las hembras, y de 64,38 ± 16,04 mm para los machos.

En un monitoreo realizado por el INVEMAR y la CVC en localidades costeras del Valle del Cauca, los resultados indicaron baja abundancia del cangrejo azul, con las mayores abundancias relativas en Yurumanguí (0,026-0,038 ind/m²) y Naya (0,032 ind/m²), y las menores en Málaga y Raposo (0,006 ind/m²), Mayorquín y San Juan (0,012 ind/m²). Esas diferencias fueron explicadas en relación a la calidad del hábitat y el nivel de presión antrópica por aprovechamiento de la especie. El 62 % de los cangrejos capturados fueron machos y el 38 % hembras, solo un 10 % tenían huevos, a pesar que el muestreo se hizo en época

de desoves (mayo-agosto). Las tallas estuvieron entre 4,7-9,5 cm ancho de caparazón, y el peso entre 50-390 g. Las hembras fueron más pequeñas, con ancho de caparazón máximo de 5,9 cm y peso máximo de 250 g, mientras para los machos los valores máximos fueron 9,5 cm y 390 g.

Ecología

El cangrejo azul es un crustáceo presente en la zona litoral cerca al manglar, a lo largo de escorrentías de agua, donde la especie construye sus madrigueras en el suelo, a menudo con varias entradas, cerca de cuerpos de agua salados o salobres; suele hallarse también debajo de las casas y en campos de cultivo costeros (González y Segura 2011). Es común en zonas de naidizales, es decir, áreas con predominio de la palma naidí (*Euterpe cuatrecasana*). En la zona de Cabo Manglares, Nariño, la gente afirma que el cangrejo azul se encuentra mayormente en los bosques de Natal (Aguilar-Aramburo 2019). Para la Ensenada de Utría, Prah (1986) reportó madrigueras de *C. crassum* hacia los bordes del manglar, en la zona de transición vegetal donde los sustratos están mejor drenados.

La especie es importante en el ecosistema de manglar pues su dieta está compuesta básicamente de residuos sólidos de materia orgánica en estado de descomposición, lo que acelera el proceso de degradación de la materia orgánica producida por el bosque de mangle, esto ayuda a restituir materiales y energía al ecosistema estuarino (Prah et al. 1990). El cangrejo azul se alimenta de hojas, frutos e invertebrados que se encuentran cerca de su madriguera. En la costa vallecaucana se le ha observado consumiendo hojas de caña (*Saccharum officinale*), de suela, calabacín, botoncillo, flor de machare y pepa de naidí, entre otras (González y Segura 2011). Los pescadores del Pacífico nariñense los alimentan con hojas de caña (*Saccharum officinale*), cuando los almacenan en viveros previo a su comercialización (Aguilar-Aramburo 2019).

Durante la época de reproducción, las hembras realizan migraciones para depositar sus huevos en el agua (Hendrickx 1995). Según Sánchez-Rincón et al. (2016) la temporada de desove y reclutamiento de *C. crassum* en Nuquí (Chocó), concuerda con la época de mayor pluviosidad (septiembre). Villagrán (2016) observó algo similar en el sur de Guatemala, con migración nocturna de hembras ovadas hacia las playas o aguas estuarinas desde agosto hasta octubre, coincidiendo con la época lluviosa; la talla de las hembras desovantes fue superior a 50 mm ancho de caparazón. En Puerto Vallarta, México, Vázquez-López et al. (2014) observaron las primeras hembras ovígeras llegando a desovar a la playa en la primera semana de julio.

En el Pacífico vallecaucano la reproducción de *C. crassum* coincide con la época de fructificación del naidí, entre junio-agosto. La muda ocurre entre noviembre-diciembre, o hasta marzo, época en la cual se encuevan, engordan y tapan la cueva (González y Segura 2011). Durante la fase de muda el cangrejo azul no es apto para consumo humano, pues expulsan una sustancia lechosa llamada oxalato de calcio, que produce desordenes estomacales (INPA 2011). Las hembras dejan en el mar unos 370.000 huevos, de los que sobrevive un 5 % aproximadamente (González y Segura 2011).

Usos

En el Pacífico colombiano el cangrejo azul es utilizado para la alimentación de las comunidades, siendo una fuente importante de proteína, pero también de ingresos ya que se comercializa a nivel regional y con compradores provenientes de Ecuador (Aguilar-Aramburo 2019). Su importancia local está soportada por el aporte económico que brinda a los pobladores de escasos recursos, y por contribuir culturalmente a la gastronomía de la región (Firmo et al. 2012, Sánchez-Rincón et al. 2016).



Amenazas

Para las poblaciones del cangrejo azul en Colombia se identifican como amenazas principales la intervención de su hábitat y la explotación inadecuadamente manejada de sus poblaciones naturales Sánchez *et al.* (2016). La transformación del hábitat de la especie en zona costera se debe principalmente a la tala de mangle, la expansión de la frontera agrícola, la mala disposición de residuos sólidos y aguas servidas, la adecuación de terrenos para construcción de viviendas y otras obras de infraestructura, los proyectos de acuicultura, y los derrames de hidrocarburos en esteros y ríos (Tavera-Escobar 2014). La explotación indiscriminada del cangrejo azul, sin discriminar por tallas, capturando las hembras ovadas, y en cualquier época del año, suponen amenazas importantes para la conservación de la especie (INVEMAR-CVC 2007).

Medidas de conservación tomadas

En la actualidad no existe en Colombia regulación del aprovechamiento del cangrejo azul *C. crassum*, ni medidas de conservación dirigidas a la especie, sin embargo, los Parques Nacionales Naturales Sanquianga y Utría, protegen gran parte de su ámbito de distribución nacional (González y Segura 2011). En los últimos años se han declarado áreas protegidas de diferentes categorías como el DRMI Golfo de Tribugá-Cabo Corrientes, el DRMI Encanto de los Manglares del Bajo Baudó, el DRMI Isla Ají, el PNR El Comedero, y el DNMI Cabo Manglares, cuyo objetivo principal es proteger el manglar y otros ecosistemas costeros clave en el Pacífico colombiano, todos se encuentran en el rango de distribución de la especie. Las comunidades afrodescendientes en algunos sitios del Pacífico colombiano implementan durante las jornadas de extracción del cangrejo azul algunas medidas de manejo, como parte de su conocimiento ecológico ancestral, por ejemplo, evitan pescar hembras ovadas y cangrejos de tallas muy pequeñas; también, basados en su conocimiento sobre el proceso de muda y la toxicidad del cangrejo durante esta etapa, por lo general evitan pescarlo (Aguilar-Aramburo 2019).

Medidas de conservación propuestas

Considerando la importancia del cangrejo azul para los pescadores artesanales del Pacífico colombiano, se debe revisar la conveniencia de considerar la especie un recurso pesquero mediante su inclusión en la lista de especies susceptibles de aprovechamiento que emite la AUNAP, como una medida para presionar la generación de insumos para el manejo del recurso en procura de su aprovechamiento sostenible y conservación. Entre las medidas de manejo podría considerarse la veda en época de reproducción, y en época de muda del caparazón. Otras medidas de manejo a considerar son el establecimiento de una talla mínima de captura, y la sectorización y ordenamiento de los sitios de extracción del cangrejo, con un manejo controlado de la explotación, incluyendo el control del número de artes de pesca, y la rotación de las áreas de extracción. Por otro lado, se propone la delimitación de áreas de reserva del recurso, que ayuden a incrementar las poblaciones del cangrejo y prevenir el deterioro del ecosistema de manglar. Finalmente, se propone iniciar un proceso de recuperación de las poblaciones de cangrejo azul, con programas de repoblamiento en áreas de manglar donde la especie sea escasa.

Autoría

Andrea Aguilar Aramburo, Luis Alonso Zapata, Luz Stella Gómez y Luis Chasqui.

Panulirus gracilis

Streets, 1871

Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Palinuridae Latreille, 1802

Nombre común

Langosta espinosa verde, Green spiny lobster

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD



Justificación

Panulirus gracilis es una especie de langosta que habita en arrecifes rocosos a lo largo del Pacífico colombiano, de importancia en la pesquería artesanal. A pesar que se cuenta con algunos datos sobre la especie en la estadística pesquera nacional, son muy pocos los estudios que permitan conocer aspectos de su biología, de las zonas donde es capturada, y de los métodos o artes de pesca utilizados para el aprovechamiento del recurso. Frente a la falta de información, se categoriza la especie como Datos Insuficientes para llamar la atención sobre la necesidad de estudios científicos que aporten datos para el manejo del recurso y la evaluación de su riesgo de extinción con los criterios de la Lista Roja de la UICN.

Diagnosic

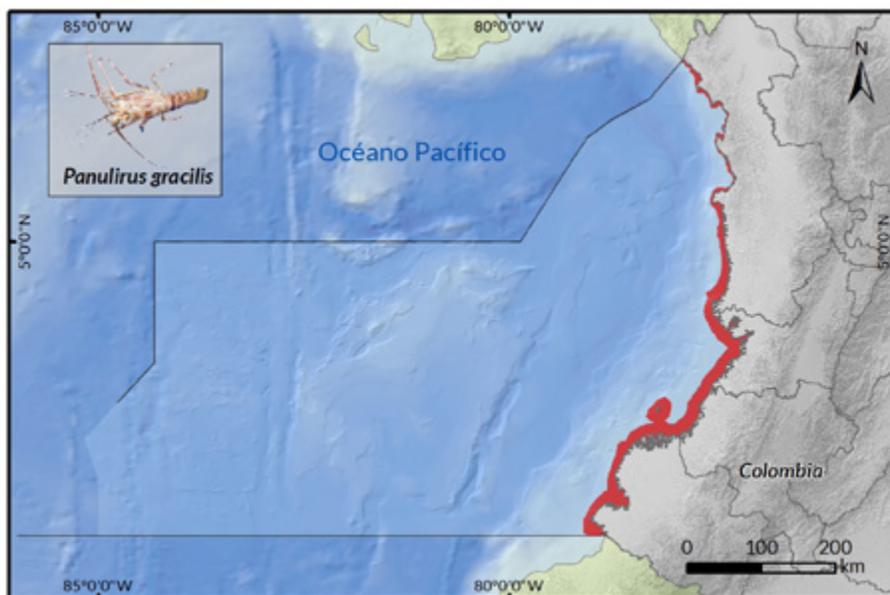
Langosta espinosa verde del Pacífico *Panulirus gracilis* es un crustáceo de talla media, con los primeros cuatro pares de pereiópodos simples, sin pinzas, con abdomen robusto terminado en un abanico caudal bien desarrollado. En la especie el caparazón es de longitud similar al abdomen, y con pocas espinas pequeñas. Placa antenal con cuatro espinas principales que forman un cuadro. La región hepática del caparazón con 3 espinas fuertes. Parte dorsal de los segmentos abdominales 2 a 5, sin surcos transversales. Pleuras abdominales bien desarrolladas, ordinariamente imbricadas cuando el abdomen está plegado. La talla máxima reportada es de 16,5 cm de longitud del caparazón, equivalentes a unos 37 cm de longitud total. La coloración dominante es verde aceitunado o pardo-verdosa, con series de 3 líneas transversales continuas (negro-blanco-negro) en la parte dorsal posterior de los segmentos abdominales (Hendrickx 1995).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental desde Baja California en México hasta Paita en el Perú, incluyendo las Islas Galápagos (Holthuis 1991). Nacional: se distribuye ampliamente en el Pacífico colombiano,



con reportes en la zona norte en la Bahía de Humboldt, Golfo de Cupica, Golfo de Tribugá y Cabo Corrientes (Barragán 1981); en la zona centro, principalmente sobre el Istmo de Pichidó y norte de la Bahía de Buenaventura y Bahía Málaga (Lazarus y Cantera 2007, Baos y Zapata 2014); y en la zona sur en la Isla Gorgona, y entre la Ensenada de Tumaco y la frontera con Ecuador (Barragán 1981).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia. Sin embargo, la estadística pesquera nacional para la costa del Pacífico muestra una reducción importante en los volúmenes de captura de la especie, sin que sea claro cuáles son los sitios de origen de la captura. En la década del 90 se desembarcaban en promedio 6,8 t anuales de langosta (INPA 2000); entre los años 2000-2010 el promedio anual bajo a 2,1 t; y finalmente, entre el 2010-2016 se registró una captura promedio de solo 1.2 t (De la Hoz *et al.* 2017). Para el sector del Istmo de Pichidó (al norte de la Bahía de Buenaventura), Baos y Zapata (2014) reportaron una CPUE de 4,6 kg/faena en el año 2013, y de 4,7 kg/faena para el 2014.

En cuanto a las tallas, teniendo en cuenta la longitud del cefalotórax (LC), el promedio de tallas de captura en 2013 fue de 50,7 mm LC, y de 68.4 mm LC en 2014, valores por debajo de la talla mínima de captura establecida (70 mm LC) en países centroamericanos donde hay explotación de la especie (Velásquez-Chavarría y Gutiérrez-García 2006, Guzmán *et al.* 2008).

Ecología

La especie se asocia a fondos de arena y grava, y a fondos rocosos (riscales), donde se le encuentra entre las grietas, generalmente hasta los 22 m de profundidad. Los juveniles se registran ocasionalmente en zonas intermareales en aguas relativamente turbias (Hendrickx 1995). Es de hábitos nocturnos, con una dieta que incluye principalmente moluscos, pequeños crustáceos, y poliquetos (Aramoni-Serrano 1982, Lozano-Alvarez y Aramoni-Serrano 1996).

La reproducción de la especie es continua, con desoves múltiples a lo largo del año. La talla de primera madurez se ha estimado entre 45-60 mm de longitud del cefalotórax (LC) (Pérez-González *et al.* 1992, Guzmán *et al.* 2008, Vega *et al.* 2013). En su desarrollo la especie pasa por 11 estadios larvarios, y al igual que las demás de la familia Palinuridae, se caracteriza por una larga permanencia, de hasta nueve meses, en aguas oceánicas (Jaimes y López 2014).

La especie presenta migraciones estacionales entre aguas profundas y aguas someras, que pueden ser para buscar alimento, refugio, o condiciones reproductivas óptimas, o en relación con perturbaciones tales como tormentas o variaciones en la temperatura del agua (Butler *et al.* 2013).

Usos

Es una especie de importancia comercial en Colombia, capturada de manera artesanal mediante buceo a pulmón libre, o con red de enmalle (Díaz *et al.* 2014). Se comercializa entera para el consumo local en sectores turísticos en el municipio de Buenaventura, y se despacha también a ciudades como Cali, Bogotá y Medellín, con precios por kilo entre col\$35.000-\$40.000.

Amenazas

La principal amenaza para la especie es la pesquería de la que es objeto, con el agravante del desconocimiento de su efecto pues actualmente no se tiene información detallada sobre tallas de captura, y se desconocen los lugares de los que se extrae el recurso. Además, en algunas áreas las capturas están por debajo de la talla mínima establecida en otros países de distribución de la especie, y se reportan capturas de hembras ovadas en fase IV, lo que podría estar generando una mayor presión al recurso (Baos y Zapata 2014).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna específica para la especie, sin embargo, áreas protegidas como los Parques Nacionales Naturales Utría, Gorgona, entre otras, incluyen zonas de distribución de la especie.

Medidas de conservación propuestas

Considerando la poca información existente para la especie, los monitoreos del recurso deben dirigirse a tratar de determinar los lugares de los que se extrae, y las tallas que se están capturando. Se requieren estudios dirigidos a caracterizar la biología, dinámica y estructura poblacional de la especie, haciendo énfasis en el ciclo reproductivo, y los lugares de cría de los juveniles. Se necesitan medidas de manejo para la pesquería de langosta del Pacífico, entre ellas urge el establecimiento de una talla mínima de captura.

Autoría

Rodrigo Andrés Baos Estupiñán, Luis Alonso Zapata Padilla y Luis Chasqui.

Penaeus notialis

Pérez Farfante, 1967



Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Penaeidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Camarón rosado de aguas someras,
Southern pink shrimp

Sinonimia

Farfantepenaeus notialis (Pérez Farfante,
1967)
Penaeus duorarum notialis (Pérez
Farfante, 1967)

Categoría Nacional

Casi Amenazada (NT)

Nota Taxonómica

Anteriormente aceptada con el nombre *Farfantepenaeus notialis*, pero a partir del trabajo de Ma *et al.* (2011) quedó clara la monofilia del género *Penaeus sensu lato*, que incluye los géneros *Penaeus*, *Fenneropenaeus*, *Litopenaeus* y *Farfantepenaeus*.

Justificación

Penaeus notialis es una especie objeto de captura de la pesquería industrial de camarón de aguas someras en Colombia desde finales de la década del 60, que enfrentó durante los 90 una situación de sobrepesca. Sin embargo, las medidas de manejo adoptadas por la autoridad pesquera y la reducción del esfuerzo pesquero debido el colapso de la pesquería, han llevado a que la especie muestre algunos signos de recuperación. Los datos pesqueros de los últimos años muestran para *P. notialis* una disminución del 48,8 % en la CPUE, sin embargo, considerando que la pesquería industrial de la especie se terminó (prácticamente), se considera apropiado asignarle la categoría Casi Amenazada.

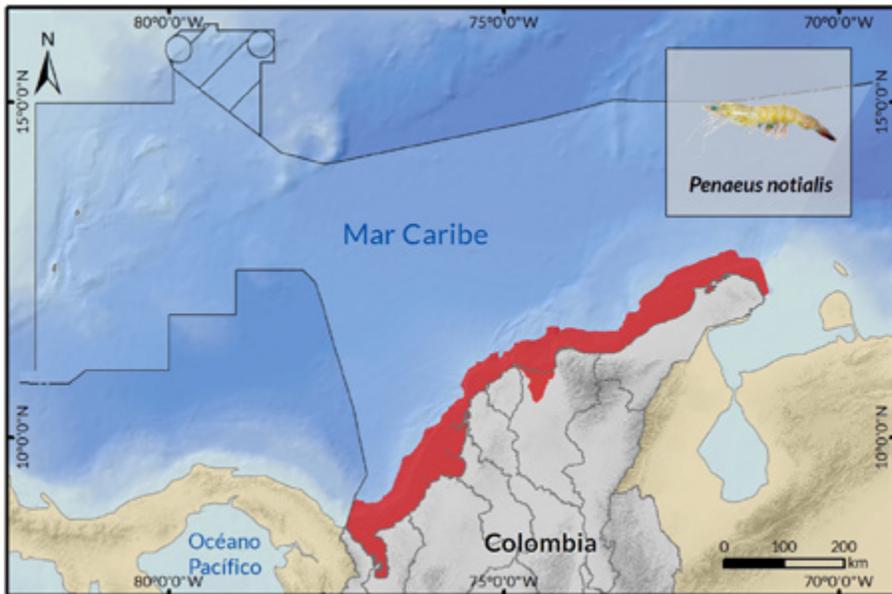
Diagnos

Caparazón liso. Rostrum de punta corta, usualmente armado con 8 o 9 dientes en el margen dorsal y dos en el ventral; surco adrostral y carina larga, que se extiende casi hasta el margen posterior del caparazón. Carina postrostral bien desarrollada; carina gastrofrontal presente. Surco dorsolateral bien definido y ancho en el último segmento abdominal; relación de la altura de la quilla dorsal y el ancho del surco generalmente menor a 1,75. Petasma con proyecciones distomarginales cortas, pliegues distales que no forman aurículas, ápices de costillas ventrales unidas a la porción membranosa adyacente; borde libre de las costillas armadas con espínulas, borde unido con un grupo de dientes

grandes. Telicum con placas laterales y su borde anteromediano divergente. Carina mediana larga, no bifurcada y expuesta. Los individuos de esta especie suelen ser de color marrón claro, amarillento o rosado; en algunas localidades pueden ser marrón oscuro. El tamaño máximo reportado es de 200 mm LT para las hembras y de 15 mm LT para los machos (Tavares 2002c).

Distribución geográfica

Global: presente en zonas intertropicales y subtropicales del Atlántico, encontrándose en el mar Caribe, incluyendo las Antillas Mayores, Islas Vírgenes, y la costa continental desde Quintana Roo hacia el sur por la costa de América del Sur hasta Río de Janeiro, Brasil. También presente en África Occidental desde Mauritania hasta Angola (Tavares 2002c). Nacional: presente a lo largo de la plataforma continental del Caribe colombiano, con registros en Urabá (Acandí, Triganá), Antioquia (Arboletes), Córdoba (Los Córdoba, San Antero), Sucre (Golfo de Morrosquillo, frente a San Bernardo), Bolívar (Amansaguapos, Cartagena, Galerazamba), Atlántico (Bocas de Ceniza), Magdalena (Santa Marta, Buritaca), y La Guajira (Palomino, Cabo de la Vela, Punta Espada) (Viaña *et al.* 2004, Paramo y Saint-Paul 2010, AUNAP-UNIVERSIDAD DEL MAGDALENA 2013, Paramo *et al.* 2014, Altamar *et al.* 2019, INVEMAR-SIBM 2022). Ámbito de profundidad: 3-100 m (Cervigón *et al.* 1992, Tavares 2002c).



Población

Existen pocos estudios poblacionales para la especie en el país. Correa y Egurrola (2006) estimaron un rendimiento máximo sostenible de la especie para el Caribe colombiano de 393 t, empleando el modelo de producción de Thompson y Bell, e indicaron que el recurso se encuentra sobreexplotado, con una pesquería que parece entrar en una etapa de colapso.

Paramo *et al.* (2014) encontraron que la población de *P. notialis* desde Cartagena hasta el Golfo de Urabá estuvo constituida por un 56,4 % de hembras, con una talla de madurez (TMM) de 129,34 mm LT y un 43,6 % de machos con una TMM de 97,77 mm LT. En su estudio obtuvieron una talla media de captura de 148 mm LT para las hembras, y de 122,5 mm LT para los machos. Ellos reportan >50 % de hembras maduras durante todo el año, indicando una reproducción continua con dos picos de desove, uno entre octubre-diciembre y otro entre abril-junio.

Ecología

Habita en fondos blandos de la plataforma continental, desde la línea costera hasta 100 m de profundidad; raramente llega hasta los 700 m. Presenta sus mayores abundancias en aguas someras entre 3-50 m de profundidad (Tavares 2002c).

Es una especie de actividad esencialmente nocturna, y se le pesca principalmente de noche. El ciclo de vida de la especie, como el de los camarones peneidos en general, incluye el desove de los adultos costa afuera, y la posterior migración de las larvas a las zonas de crianza al interior de los estuarios, lagunas costeras, y áreas de manglar, donde encuentran alimento y refugio (García y Le Reste 1987).

Las hembras presentan cinco estadios de madurez gonadal, los cuales se pueden observar macroscópicamente como cambios morfológicos y de coloración de las gónadas, que van desde translúcida-blancuzca cuando es inmadura, a amarillenta-verde oliva cuando está madurando (Pérez y Paramo 2014).

Usos

Los camarones en general son un recurso pesquero con gran demanda en el mercado mundial de alimentos para el consumo humano, pues son una buena fuente de proteína, y *P. notialis* forma parte de ese recurso, siendo captura objetivo de la pesca de arrastre de camarón de aguas someras a lo largo de su distribución.

El camarón rosado es de gran importancia para la pesca industrial en el Caribe colombiano, y llegó a constituir hasta el 70 % de la captura total de camarón (Paramo y Sain-Paul 2010). La especie se comercializa entera o solo el abdomen, denominado “cola”, y su valor depende de la calidad y tamaño. Es exportada a países como Estados Unidos, España y Japón, entre otros, y también se vende a nivel nacional, tanto por pequeños comercializadores como por grandes almacenes de cadena.

Los desembarcos de *P. notialis* en el Caribe colombiano para el año 2021 correspondieron a 22,86 t, siguiendo una tendencia a la baja, como se ha venido observando desde el año 2017. La captura representó solo el 6,22 % de la cuota de pesca establecida para 2021 en 364 t (INVEMAR 2022). La pesquería de CAS del Caribe colombiano ha mostrado desde mediados de los 90 un descenso en las capturas y abundancias (Viaña *et al.* 2004, Páramo y Saint-Paul 2010), con una disminución en la flota de pesca desde 120 embarcaciones a solo ocho embarcaciones en la actualidad. Esta disminución del esfuerzo pesquero, permite suponer que la pesquería de CAS del Caribe colombiano entró en una fase de recuperación (Paramo *et al.* 2014). Debido a aspectos económicos y de autonomía, las faenas de pesca se llevan a cabo en la zona sur del Caribe colombiano, esto es, entre Cartagena y el Golfo de Urabá (Altamar *et al.* 2019).

Amenazas

La especie es el objetivo principal de la pesquería de camarón de aguas someras, con gran importancia socio-económica en la región Caribe (Paramo *et al.* 2014), siendo la sobreexplotación pesquera su principal amenaza. La alta presión de pesca ejercida sobre un amplio ámbito de tallas, como consecuencia de la falta de medidas de manejo (Paramo y Saint-Paul 2010), causó el colapso del recurso y la consecuente reducción de la flota pesquera industrial en las últimas décadas, un fenómeno común en muchos mares tropicales a nivel mundial (García 1989). Adicionalmente, por su ciclo de vida, con etapas que se desarrollan en ambientes costeros protegidos de aguas salobres, la degradación de las lagunas costeras, manglares y estuarios suponen una amenaza al perderse las áreas de crianza.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna específica para la especie, pero existen medidas en general para el recurso camarón. El Acuerdo 12 del 7 de noviembre de 1995, prohíbe la pesca de arrastre dentro de las cinco millas contadas a partir de la línea de baja marea en las costas de Córdoba y Sucre, y reserva esa zona para la pesca artesanal, incluyendo Isla Fuerte y Tortuguilla. Además, ratifica la prohibición de toda clase de pesca industrial, especialmente la de arrastre, en el Golfo de Morrosquillo, el Archipiélago de San Bernardo, el Golfo de Urabá, y la península de La Guajira.

Las áreas protegidas DRMI Manglar de la Bahía de Cispatá y Sector Aledaño del Delta Estuarino del Río Sinú, Vía-Parque Isla de Salamanca, SFF Los Flamencos, y PNN Bahía Portete-Kaurrel protegen zonas de manglar donde se distribuye la especie.

Medidas de conservación propuestas

Se recomienda mantener el esfuerzo pesquero en su nivel actual, con un valor precautorio de una cuota anual permisible menor a 500 t, y un esfuerzo de no más de 13 barcos realizando siete faenas al año, de 45 días cada una (INVEMAR-SIAM 2021). Además, se sugiere establecer la talla mínima de captura en 129,34 mm LT, siendo conveniente establecer una veda del recurso, bien sea en la época reproductiva (noviembre-diciembre), en la época de reclutamiento (marzo), o incluyendo una combinación de las dos etapas con periodos de veda en diciembre y marzo (Paramo *et al.* 2014).

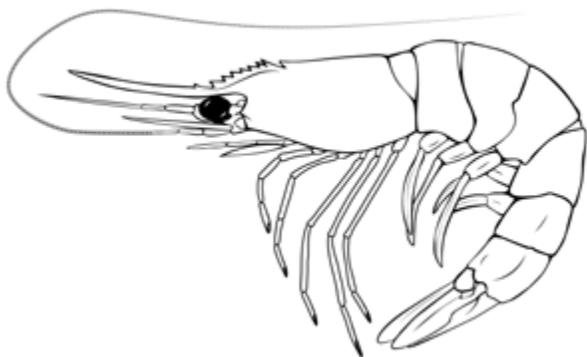
Finalmente, se debe garantizar el monitoreo de la pesquería, tanto en la zona norte y zona sur, en los barcos que tienen como puerto base Cartagena, y de la flota que opera frente al Golfo de Morrosquillo con puerto base en Tolú (Sucre). También, monitoreos en las áreas de crianza (*i.e.* lagunas costeras, manglares y estuarios), permitirán determinar aspectos poblacionales en las primeras etapas del ciclo de vida de *P. notialis*, y evaluar si la degradación de esos ecosistemas afecta a la especie, y de qué manera lo hace. Esa complementariedad en el muestreo, daría una mejor cobertura espacio-temporal, permitiendo realizar con menor sesgo las estimaciones (INVEMAR-SIAM 2021).

Autoría

Jorge Páramo, Daniel Pérez, Alfredo Rodríguez, Fabián Escobar, Jorge Viaña-Tous y Luis Chasqui.

Protrachypene precipua

Burkenroad, 1934



Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802

Familia Penaeidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Camarón pomada, Camarón pomadilla

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD

Justificación

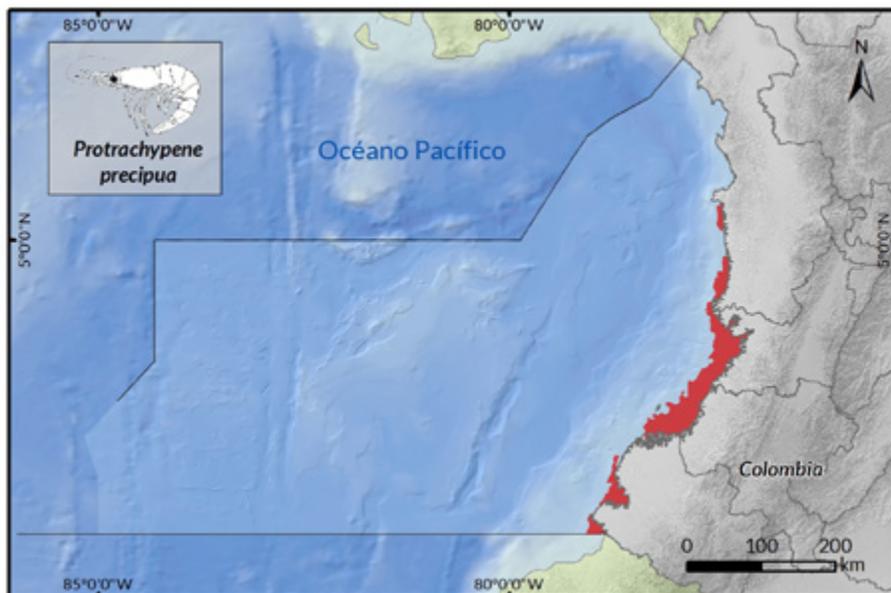
Potrachypene precipua es una especie de camarón de aguas someras del Pacífico colombiano, común en fondos lodosos frente a las desembocaduras de los ríos, donde es objeto de captura en la pesca artesanal con changa, un arte de pesca no reglamentario, y que no suele ser reportado en la estadística pesquera nacional. Adicionalmente, la especie es capturada también por la pesquería industrial del camarón de aguas someras, aunque en menor proporción. Los datos disponibles a la fecha no permiten inferir sobre el estado de la población de *P. precipua* en Colombia, lo que impide asignar una categoría de amenaza con base en los criterios de la Lista Roja de la UICN; sin embargo, se sabe que el mayor esfuerzo de pesca sobre la especie se realiza con artes que capturan animales pequeños, inferiores a la talla media de madurez sexual, lo cual supone una amenaza para la conservación de las poblaciones naturales de la especie, por lo tanto se asigna la categoría Datos Insuficientes.

Diagnos

Rostro solamente con dientes dorsales, su porción distal alargada, sin dientes y en forma de estilete. Palma de las pinzas de los tres primeros pereiópodos muy alargada, más de tres veces la longitud del dáctilo. Dáctilo de los pares de pereiópodos cuarto y quinto no subdividido en artejos secundarios. Lóbulo lateral del petasma del macho con una prolongación lateral en forma de cuerno, terminada en un gancho dirigido hacia abajo. Placa del esternito XIV del tólico de la hembra con una profunda muesca anterior en forma de "V". La talla máxima reportada es 9,2 cm LT en machos, y 9,6 cm LT en hembras (Hendrickx 1995). La talla media de madurez de las hembras es 8,3 cm LT (Borda *et al.* 1995).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental Tropical, desde el Salvador hasta Tumbes en el Perú (Pérez-Farfante y Kensley 1997), con registros en el Salvador, Panamá, Colombia, Ecuador y Perú (GBIF 2022i). Nacional: en el Pacífico colombiano se distribuye desde el municipio de Buenaventura hasta la ensenada de Tumaco (Rueda *et al.* 2010, Navia *et al.* 2014), con registros en la bahía de Buenaventura y bahía Málaga (GBIF 2022i).



Población

No existen estudios poblacionales para la especie, por lo tanto, se desconoce su tamaño poblacional en Colombia.

Ecología

Potrachypene precipua es una especie marina que ha sido encontrada sobre fondos lodosos, hasta unos 40 m de profundidad, en particular frente a la desembocadura de los ríos (Hendrickx 1995).

Usos

El camarón pomada es una especie de gran importancia en la pesca artesanal en el sur del Pacífico colombiano, con uso para el consumo local y comercio nacional. Según Jiménez *et al.* (2017) entre las especies objetivo de la pesca con changa, el mayor precio lo presenta el camarón tigre, seguido del camarón tití, y el que menos valor presenta es el camarón pomada. Según reportan los pescadores el camarón pomada hace algunos años no se comercializaba, y las familias lo utilizaban únicamente para el consumo local; no obstante, debido a la disminución de las otras dos especies mencionadas, el camarón pomada comenzó a ser comercializado en Buenaventura.

Amenazas

La fuerte presión pesquera sobre el recurso camarón de aguas someras (CAS) ha originado una grave situación de sobreexplotación en el Pacífico colombiano, siendo una de las principales amenazas para los camarones peneidos en general. El camarón pomada *P. precipua* es una de las especies de importancia en la pesca artesanal con changa por su gran abundancia en las capturas, razón por la cual tiene una



gran demanda en los mercados nacionales; adicionalmente, algunas veces la especie se comercializa revuelto con el camarón tití (*Xiphopenaeus riveti*) en las pesqueras de Pueblo Nuevo en Buenaventura. Además, los artes de pesca con mayor incidencia sobre la especie, como son la changa y el riflillo, capturan principalmente animales por debajo de la talla media de madurez (e.g. Díaz-Ochoa *et al.* 1997), lo cual incrementa la presión sobre la especie al afectar el potencial de renovación de las poblaciones.

En el Pacífico vallecaucano, el camarón pomada es la segunda especie de mayor captura en la pesca artesanal, con una CPUE de 2,29 kg/h. Se reportan tallas entre 5,8-10,7 cm LT para los machos (la mayoría entre 8,0-9,0 cm LT), y entre 5,2-11,7 cm LT para las hembras (la mayoría entre 9-10 cm LT) (Navia *et al.* 2014).

Datos de la pesca artesanal con changa entre marzo-2016 a marzo-2017 en la zona del Cuerval (Nariño), muestran al camarón pomada como la especie de mayor volumen con el 42,75 % de la captura total, en un rango de tallas entre 4,1-11,3 cm LT. El 54 % de los individuos capturados estuvieron entre 8,0-9,5 cm LT, eso es por encima de la TMM reportada por Borda *et al.* (1995). La CPUE para el año 2016 fue 7,0 Kg/h, y para el 2017 fue 1,1 Kg/hora.

La especie es pescada también por las embarcaciones pequeñas de la flota industrial de CAS, ya que pueden entrar a caladeros de pesca de menor profundidad (De la Hoz *et al.* 2015). El Sistema Estadístico Pesquero Colombiano –SEPEC, reporta volúmenes de captura anual para *P. precipua* entre los años 2013-2021 desde 5,77 t (2016) hasta 494,9 t (2019), con un promedio en el periodo de 131,1 t, aunque es de considerar que algunos años no se reportan completos; la mayoría es capturado por la flota artesanal.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna específica en particular para la especie, pero existe reglamentación para el manejo de la pesca de camarón en general. La Resolución 1889 de 2016 de la AUNAP estableció la veda para Camarón de Aguas Someras y Profundas en el Pacífico colombiano, que va entre el enero 15 a abril 15 de cada año. La Resolución AUNAP 00695 de 2004 prohíbe el uso de los artes de pesca denominados “changa” y “riflillo”, para la captura de CAS, pues se considera que es medio de captura que viola los principios y normas establecidos para la pesca del recurso, tanto nacional como internacionalmente.

Medidas de conservación propuestas

Es importante garantizar la continuidad y cobertura del monitoreo de la pesca artesanal en Colombia, como el mejor medio de obtener los datos necesarios para el ordenamiento del recurso y el análisis del estado de las poblaciones silvestres. Se requiere fortalecer las entidades encargadas del control del cumplimiento de la normativa pesquera, en relación con las vedas, las artes de pesca reglamentarias, y las zonas donde es prohibida la pesca (e.g. Parques Nacionales Naturales). El trabajo en terreno con las comunidades locales es quizá la mejor herramienta para garantizar el manejo adecuado del recurso y la conservación de esta y otras especies de camarones peneidos, de importancia vital para las comunidades costeras del Pacífico colombiano.

Autoría

Viviana Graciela Serna, Luis Alonso Zapata Padilla y Luis Chasqui.

Rimapenaeus byrdi

(Burkenroad, 1934)

Taxonomía

Orden Decapoda Latreille, 1802
Familia Penaeidae Rafinesque, 1815

Nombre común

Camarón tigre, Camarón cebra, Camarón carabalí, Camarón rayado, Carabalí shrimp

Sinonimia

Trachypeneus (Trachysalambria) byrdi
Burkenroad, 1934

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD



Justificación

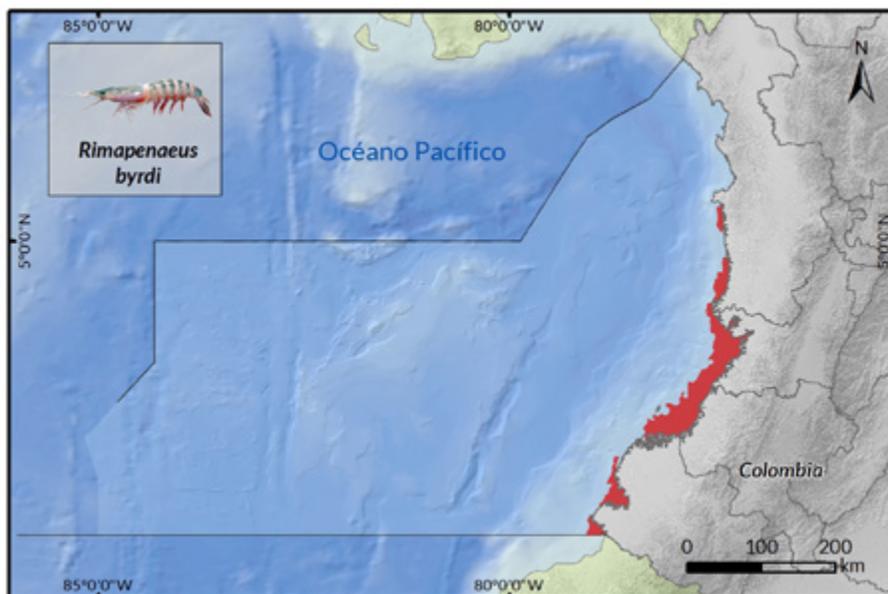
Rimapenaeus byrdi es una especie de camarón del Pacífico colombiano que se captura de forma artesanal con los artes de pesca denominados riflillo, trasmallo electrónico, chinchorro, y en mayor proporción por la red de arrastre camaronera artesanal conocida como changa. La especie es capturada en menor proporción en las redes de arrastre de los barcos que pescan camarón de aguas someras. La presión de pesca supone una amenaza a lo largo de su distribución en el país, que causa una aparente disminución del recurso, sin embargo, la falta de estudios pesqueros y biológicos impiden evaluar los criterios de la Lista Roja para categorizar adecuadamente la especie, por lo tanto, se asigna la categoría Datos insuficientes, a la espera de mejor información para una reevaluación.

Diagnos

Rostro sin dientes ventrales, su porción anterior no muy alargada, dientes dorsales a lo largo de todo el rostro. Caparazón con una sutura longitudinal bien desarrollada, extendiéndose más allá de la espina hepática, pero sin llegar al margen posterior. Carinas medio-dorsales de los últimos 2, 3 o 4 segmentos abdominales con un diente en el borde posterior. Telson sin espinas (Hendrickx 1995). Télico de la hembra con una hendidura entre las lengüetas cortas que nunca alcanza la parte posterior del esternito XIV y con la placa medial corta que no alcanza los gonoporos (Méndez 1981). La longitud máxima registrada es 13,4 cm en machos, y 18,9 cm en hembras (Hendrickx 1995).

Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental, desde Sinaloa en el Golfo de California (México) hasta el Golfo de Guayaquil en Ecuador (Wicksten y Hendrickx 2003). Nacional: en el Pacífico colombiano desde Cabo Corrientes en el Chocó Norte hasta la frontera con Ecuador (Díaz-Ochoa *et al.* 1997, Rico y Rueda 2007, Jiménez *et al.* 2016), con registros en Guapi, Buenaventura, Cajambre, y Bahía Málaga (GBIF 2022j).



Población

No existe información poblacional para la especie en el país. La estadística pesquera nacional para la costa del Pacífico antes del año 1993 y a inicios del 2000 agrupó los volúmenes de las especies camarón tigre (*R. byrdi*) y camarón tití (*Xiphopenaeus rivetti*) en un solo ítem. Fue solo a partir del año 1993 que se desagregaron, relacionando por separado los volúmenes de *R. byrdi*, lo que permitió notar mayores volúmenes en las capturas artesanales que en las industriales. En los años 90 los desembarcos de la especie alcanzaron un promedio anual de 113,1 t, que bajó entre 2006-2009 a 30,9 t, y siguió cayendo hasta llegar entre 2013-2016 a solo 18,6 t; después se dio un incremento entre 2017-2021 hasta las 119,4 t, con un máximo de 357,9 t en 2019. Estos datos gruesos muestran una importante variación en los volúmenes de captura del recurso a través de la última década, pero el promedio de desembarco anual en general es similar al inicio y final de toda la ventana de tiempo (Boletín Estadístico Pesquero INPA y Boletín de Desembarcos SEPEC).

Ecología

Rimapenaeus byrdi es una especie propia de ambientes marinos y estuarinos, asociada con fondos lodosos de la plataforma continental, capturada entre 2-40 m de profundidad (Hendrickx 1995).

El reclutamiento de la especie a las áreas de manglar se da entre marzo-abril, posterior al periodo de máxima madurez de las hembras entre noviembre-febrero, con un pico de desove en enero. Hay un desove menor en junio. Para la ensenada de Tumaco se ha estimado una talla media de madurez de 133 mm LT (Borda *et al.* 1995).

Usos

La especie *R. byrdi*, conocida comúnmente como camarón tigre, es comercializada en la presentación de “cola” para el consumo local y nacional (Cali, Bogotá y Medellín, principalmente); con precios de venta por kilo en Buenaventura, principal puerto de desembarco, alrededor de COL\$ 25.000 en el año 2017.

Amenazas

Las principales amenazas sobre la especie en Colombia se relacionan con su uso pesquero. Por ejemplo, la flota artesanal captura la especie utilizando varios artes de pesca no selectivos, tales como la changa (pequeña red de arrastre), y las mallas riflillo y chinchorro (Díaz-Ochoa *et al.* 1997), que generan una captura importante de animales por debajo de la talla media de madurez en diferentes localidades a lo largo de su distribución (Díaz-Ochoa *et al.* 1997, Jiménez *et al.* 2016). Además, la especie es capturada por la flota de arrastre para camarón de aguas someras (Rueda *et al.* 2006, Rico y Rueda 2007), que ejerce presión sobre los adultos en la plataforma continental. La presión de pesca ejercida por las dos pesquerías, artesanal e industrial, generan un esquema de pesca secuencial que van en franco detrimento de la especie, pues captura tanto juveniles como adultos dificultando la recuperación de las poblaciones naturales.

Medidas de conservación tomadas

Ninguna en particular para la especie, pero existen medidas de manejo pesquero en Colombia para el recurso camarón de aguas someras, que incluye a *R. byrdi*. Por ejemplo, la resolución N° 00695 del año 2004 del INCODER, prohíbe en todo el Pacífico de Colombia el uso de los artes de pesca “riflillo” y “changa” para la captura de camarones de aguas someras, lo cual busca garantizar la sostenibilidad del recurso. La resolución 1889 del 2016 expedida por la AUNAP establece la veda del camarón de aguas someras en todo el Pacífico colombiano entre enero 15 a marzo 15 marzo de cada año, con el objeto de proteger el proceso de reclutamiento y garantizar la sostenibilidad a largo plazo del recurso. Algunas áreas protegidas en el Pacífico colombiano incluyen grandes áreas de manglar, lo cual contribuye a la conservación de hábitat esencial para la especie.

Medidas de conservación propuestas

Es importante garantizar la continuidad y cobertura del monitoreo de la pesca artesanal en Colombia, como el mejor medio de obtener los datos necesarios para el ordenamiento del recurso y el análisis del estado de las poblaciones silvestres. Se requiere fortalecer las entidades encargadas del control del cumplimiento de la normativa pesquera, en relación con las vedas, las artes de pesca reglamentarias, y las zonas donde es prohibida la pesca (e.g. Parques Nacionales Naturales). El trabajo en terreno con las comunidades locales es quizá la mejor herramienta para garantizar el manejo adecuado del recurso, y la conservación de esta y otras especies de camarones peneidos, de importancia vital para las comunidades costeras del Pacífico colombiano.

Autoría

Rodrigo Andrés Baos Estupiñán, Luis Alonso Zapata y Luis Chasqui.



Otras categorías
Equinodermos

Astropyga pulvinata (Lamarck, 1816)

Taxonomía

Orden Diadematoidea Duncan, 1889
Familia Diadematidae Gray, 1855

Nombre común

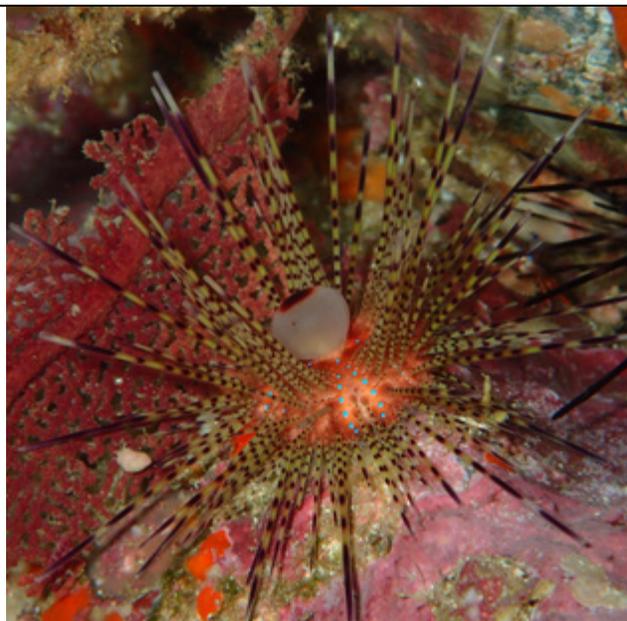
Erizo de mar, Erizo cojín

Sinonimia

Astropyga depressa Gray, 1855
Astropyga dubia Peters, 1853
Astropyga venusta Verrill, 1867
Cidarites pulvinata Lamarck, 1816
Diadema pulvinata (Lamarck, 1816)
Diadema pulvinatum (Lamarck, 1816)

Categoría Nacional

Datos Insuficientes DD



Justificación

Astropyga pulvinata es un erizo de mar asociado a arrecifes rocosos y coralinos a lo largo del Pacífico colombiano, con una frecuencia de observación baja. Esta especie se ha observado con menor frecuencia en los últimos años en localidades como el Parque Gorgona (E. Londoño-Cruz, com. pers.). Adicionalmente, se sabe que la especie está siendo afectada a nivel mundial por moluscos parásitos del género *Echineulima*, el cual ya ha sido registrado parasitando a *Diadema mexicanum* A. Agassiz, 1863 y *Centrostephanus coronatus* (Verrill, 1867) en el Chocó Norte y en la isla Gorgona. A pesar de esto, no existe información poblacional que permita hacer un análisis del estado de la especie, por lo tanto, se categoriza como Datos Insuficientes.

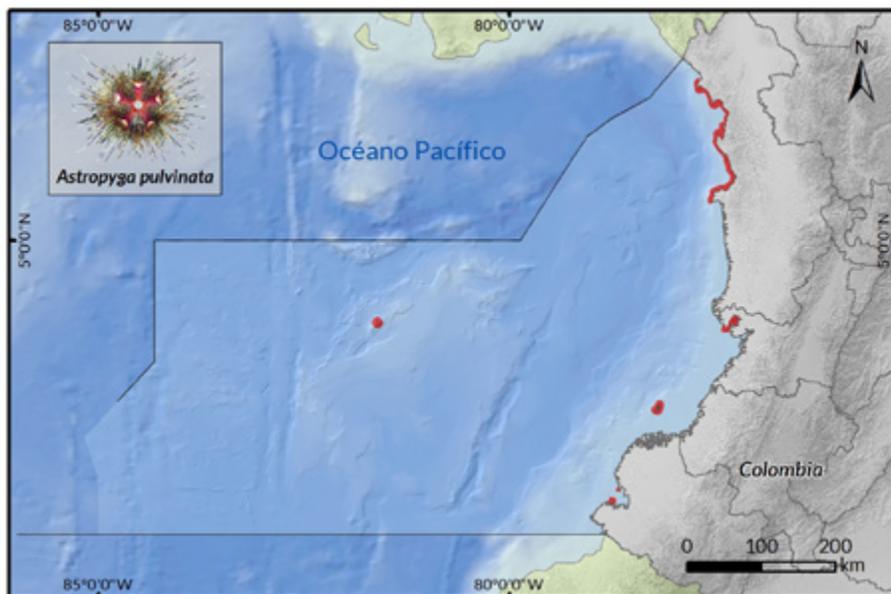
Diagnosis

Erizo regular con un diámetro horizontal de hasta 40 cm. Testa circular, un poco aplanada y flexible, de color pardo rojizo, con cinco áreas conspicuas de un color más claro y de forma triangular, que corresponden con los interambulacros y que están bordeados por cinco pares de series de cromatóforos iridiscentes. El cono anal es inflado, de color blanco azulado y con el ano café oscuro. Las espinas son largas y frágiles, de una longitud similar al diámetro de la testa, con bandas de color pardo rojizo y blanco; contienen una toxina que puede producir parálisis local cuando se ha perforado la piel. La coloración puede variar presentando las espinas y las áreas triangulares interambulacrales de color blanco. Los juveniles tienen colores más vivos que los adultos. Pedicelarios trivalvados y de tres tipos: 1. claviformes (oficéfalos) presentes en los ambulacros; 2. tridentados distribuidos en el peristoma; y 3. trifoliados presentes en toda la testa excepto en los interambulacros (Hickman 1998, Juárez-Espinoza et al. 2015).



Distribución geográfica

Global: en el Pacífico Oriental Tropical, desde Baja California en México, hasta la Isla Lobos en Perú (Caso 1990, Alvarado y Solís-Marín 2013). Nacional: en el Pacífico colombiano, con registros en zonas rocosas y arrecifes coralinos de localidades como Cabo Marzo en el Chocó Norte, Bahía Málaga, la isla del Morro en Tumaco y las islas Gorgona y Malpelo (Neira y Cantera 2005, Borrero-Pérez y Vanegas-González 2020; GBIF 2022k). Ámbito de profundidad: 0-95 m (Juárez-Espinoza *et al.* 2015).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia. Un trabajo realizado en el norte del Chocó muestra que la especie es poco frecuente, fue registrada en solo 4 de 22 estaciones muestreadas, pero está presente durante todo el año, encontrándose en Cabo Corrientes, el Golfo de Tribugá, Bahía Solano y Cabo Marzo, a profundidades entre 5-16 m (Borrero-Pérez y Vanegas-González 2020).

Ecología

Habita sobre fondos rocosos, arenosos, sedimentos finos o en arrecifes coralinos (Juárez-Espinoza *et al.* 2015), en profundidades que van desde 0 hasta 95 m. En Colombia, se ha encontrado ocasionalmente en arrecifes rocosos como Los Negritos en el Parque Nacional Natural Uramba-Bahía Málaga (J.F. Lazarus, com. pers.), y Cabo Marzo en el Chocó Norte (Borrero-Pérez y Vanegas-González 2020), y en arrecifes coralinos como Playa Blanca en el Parque Gorgona. También se ha observado en zonas rocosas de la isla Malpelo.

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La principal amenaza para la especie es posiblemente su baja abundancia, reflejada en su baja frecuencia de observación, la cual permite inferir que su población es pequeña en el Pacífico colombiano, y durante los últimos años se observa cada vez menos. Una amenaza adicional es el efecto del cambio climático global sobre los arrecifes coralinos, uno de los principales hábitats de esta especie (E. Londoño-Cruz, com. pers.). Además, se sabe que la especie es afectada a nivel mundial por parásitos del género *Echineulima*, el cual ya ha sido encontrado asociado a *Diadema mexicanum* y *Centrostephanus coronatus* en el Chocó Norte y en Gorgona (Cantera y Neira 1987, Vanegas-González y Borrero-Pérez 2020).

Medidas de conservación tomadas

Ninguna específica para la especie. Los Parques Nacionales Naturales Utría, Gorgona y Uramba-Bahía Málaga, y el SFF Malpelo protegen parte de la distribución de la especie en el país.

Medidas de conservación propuestas

Considerando la falta de información sobre la especie en Colombia, se deben caracterizar las poblaciones naturales de *Astropyga pulvinata* en las localidades donde la especie ha sido reportada, aumentando los registros de su distribución y estimando la densidad y otros parámetros poblacionales de la especie, de tal manera que se puedan identificar cambios en la estructura poblacional a mediano y largo plazo.

Adicionalmente, es importante caracterizar la diversidad, el flujo genético y la estructura de las poblaciones de *A. pulvinata* del Pacífico colombiano y de otras localidades del Pacífico Oriental Tropical. Finalmente, se deben realizar estudios enfocados a verificar la presencia y afectación por parte del parásito *Echineulima* sp. sobre esta especie, y su posible efecto en la densidad poblacional.

Comentarios adicionales

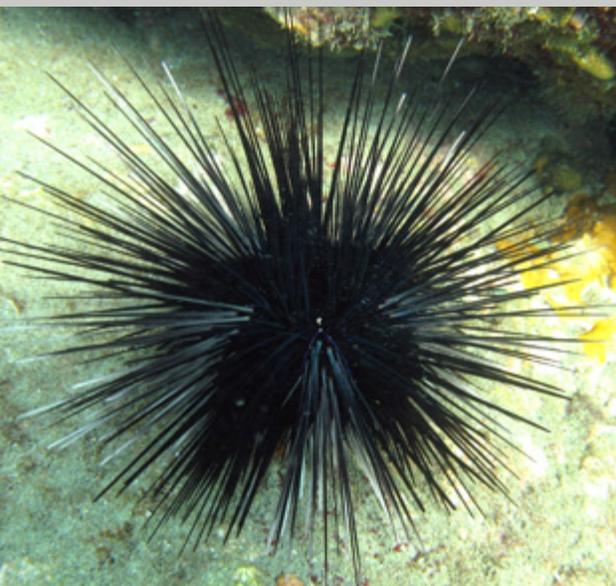
La situación poblacional puede ser similar para otras especies de erizos del Pacífico colombiano, como *Tripneustes depressus* A. Agassiz, 1863, y *Lovenia cordiformis* A. Agassiz, 1872.

Autoría

Jaime Cantera, Edgardo Londoño-Cruz y Juliana Vanegas.

Diadema antillarum

(Philippi, 1845)



Taxonomía

Orden Diadematoidea Duncan, 1889

Familia Diadematae Gray, 1855

Nombre común

Erizo de mar negro, erizo de mar de espinas largas.

Sinonimia

Centrechinus antillarum (Philippi, 1845)

Cidaris (Diadema) antillarum Philippi, 1845

Diadema antillarum antillarum (Philippi, 1845)

Categoría Nacional

Casi Amenazada NT

Notas taxonómicas

Diadema antillarum se distribuía anteriormente en el Atlántico occidental y oriental. Estudios basados en ADN mitocondrial y el análisis de caracteres morfométricos de la testa, espinas y pedicelarios, la separaron de la especie del Atlántico oriental, descrita como *Diadema africanum* Rodríguez, Hernández, Clemente y Coppard, 2013; la cual se encuentra a profundidades de 1-80 m frente a Islas Madeira, Islas de Salvamento, Islas Canarias, Islas de Cabo Verde, Islas São Tome y en la costa continental de Senegal y Ghana (Lessios 2000, Lessios et al. 2001, Rodríguez et al. 2013).

Justificación

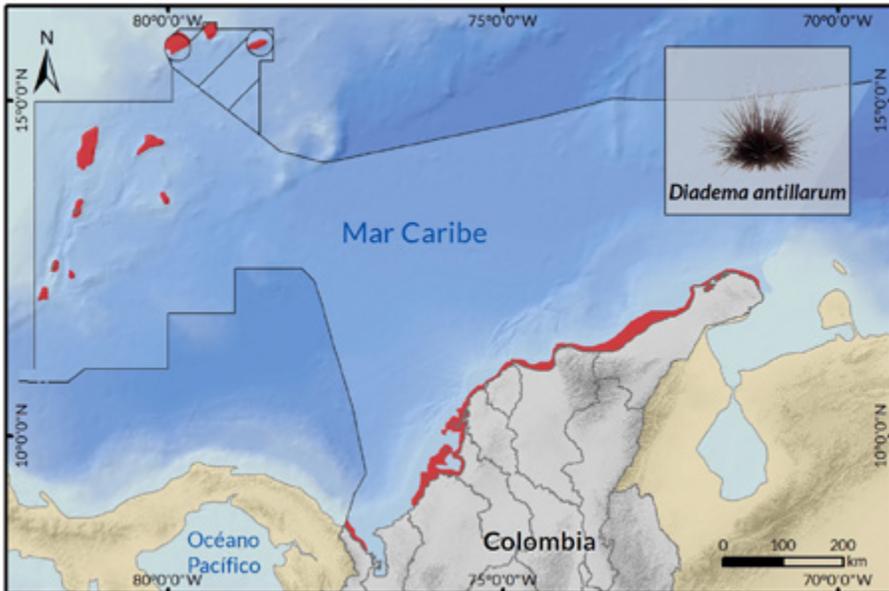
Diadema antillarum es una especie ampliamente distribuida en el Atlántico occidental tropical, cuyas poblaciones sufrieron una mortandad masiva en el año 1983, posiblemente debido a un patógeno presente en el agua. Para ese momento sus densidades se estimaban en 25 ind/m² para el Caribe colombiano, registradas en zonas cercanas a Cartagena. Monitoreos durante los últimos 15 años por el Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos-SIMAC, y otros estudios en varias localidades del Caribe colombiano (Islas del Rosario, Santa Marta, Parque Tayrona, San Andrés y Urabá) han mostrado densidades que varían entre 0,04-1,16 ind/m² (González-Gaviria y García-Ureña 2011). Estas densidades, previas y posteriores a la mortandad, son comparables con lo registrado para el Caribe, y equivalen a una reducción de las poblaciones entre 95,4-99,8 %. Estos valores indican una recuperación lenta de la especie, la cual no ha alcanzado las densidades registradas antes de la mortandad, por lo que se considera que se encuentra en algún grado de amenaza. Entre las posibles presiones que no han permitido que las poblaciones alcancen sus densidades históricas, se incluye que aún exista la presencia del patógeno, que las densidades sean muy bajas para asegurar que ocurra la fecundación, el bajo reclutamiento como consecuencia de la dominancia algal en su hábitat y

una mayor presión por parte de depredadores sobre las poblaciones remanentes. *D. antillarum* fue categorizada a nivel nacional como Datos insuficientes (DD) por Benavides-Serrato *et al.* (2002), sin embargo, teniendo en cuenta la información recopilada en los últimos años se categoriza aquí como Casi Amenazada bajo el criterio A1be.

Diagnosis

Erizo de gran tamaño que puede alcanzar hasta 50 cm de diámetro horizontal. Testa circular, más ancha que alta, aplanada en la parte oral; muy frágil y delgada. Interambulacros amplios; sistema apical y áreas centrales de los interambulacros hundidas; ambulacros estrechos, ligeramente inflados con los pares de poros en dos series consecutivas en cada área. Los tubérculos son perforados y crenulados. Erizo muy característico por sus espinas largas, frágiles delgadas y huecas, que presentan numerosos espineletes, y pueden tener una longitud de hasta cuatro veces el diámetro de la testa. Testa y espinas típicamente de color negro con un matiz rojo, aunque éstas pueden variar, presentando colores más claros como blanco y gris. Sistema apical rodeado por un anillo pentámero de cromatóforos iridiscentes (Hendler *et al.* 1995, Rodríguez *et al.* 2013). Los juveniles siempre tienen espinas con bandas negras y blancas, por lo que pueden confundirse con otras especies (Hendler *et al.* 1995). Los pedicelarios tridentados, los cuales han mostrado caracteres diagnósticos para distinguir las especies del género *Diadema*, en *D. antillarum* pueden ser de dos formas, con valvas anchas o angostas (Rodríguez *et al.* 2013).

Distribución geográfica



Global: en el Atlántico occidental tropical desde el Golfo de México, Bermuda y Florida, hasta Río de Janeiro en Brasil (Hendler *et al.* 1996, Rodríguez *et al.* 2013). Nacional: a lo largo del Caribe colombiano

desde La Guajira hasta Capurganá en la porción continental, y en la zona insular en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y sus cayos y bajos aledaños (González-Gaviria y García-Ureña 2011, Borrero-Pérez *et al.* 2012, Vega-Sequeda *et al.* 2015, Borrero-Pérez *et al.* 2019). Ámbito de profundidad: 0-400 m (Pawson *et al.* 2009).

Población

Las poblaciones de *Diadema antillarum* eran muy abundantes a lo largo del Atlántico occidental tropical, con densidades mayores a 20 ind/m² en la mayoría de los arrecifes del Caribe (Chiappone *et al.* 2002, Noriega *et al.* 2006), incluyendo el Caribe colombiano. Sin embargo, la mortandad masiva sucedida en 1983 causó una disminución poblacional del 98 % (Lessios 2016), la más extensa y severa registrada para un organismo marino (Lessios *et al.* 1984a, Carpenter 1988, Lessios 1988). Dos semanas después del primer registro de dicha mortandad, se habían muerto alrededor del 93-100 % de los individuos (Lessios *et al.* 1984b). Aunque la causa de esta mortandad nunca fue identificada, se cree que pudo ser un patógeno presente en el agua, pues la forma en que se presentó el evento mostró un patrón similar al de las corrientes predominantes en la región, las cuales pudieron llevar al patógeno a través de grandes distancias (Lessios 2016).

Antes de la mortandad, la densidad promedio registrada para 14 localidades del Caribe fue entre 0,76-14,38 ind/m²; tan pronto se dio la mortandad disminuyó hasta <0,01-0,72 ind/m², es decir, las densidades se redujeron en un 98,06 %. El censo más reciente indica un intervalo de 0,01-3,93 ind/m², un promedio de 11,62 % de la densidad global registrada previo a la mortandad (Lessios 2016). La recuperación de las poblaciones de la especie ha sido lenta y diferente a lo largo del Caribe tras la mortandad masiva, y es claro que en ningún sitio se encuentran actualmente las densidades registradas antes de ese evento (Lessios 2016). Algunas poblaciones del Caribe oriental, en Jamaica, Barbados, Dominica y Puerto Rico, han reflejado una mayor recuperación que localidades del Caribe occidental. En el caso de Dominica la recuperación fue del 61,11 %, según monitoreos entre 2001-2005 (Steiner y Williams 2006). En cambio, en el archipiélago de San Blas – Panamá, las poblaciones se han mantenido por debajo del 6 % de sus niveles históricos (Lessios 2005).

Para Colombia no existe información específica relacionada con la densidad poblacional de *D. antillarum* previa a 1983, a excepción de un dato puntual registrado por Allain (1976) en el que registra densidades de 25 ind/m² en Cartagena. De igual forma existe muy poca información poblacional post-mortandad. El SIMAC ha recolectado datos de la densidad poblacional de erizo negro en todo el Caribe colombiano desde el año 1999 hasta el año 2013, evidenciando una lenta recuperación en la mayoría de las localidades muestreadas. Los datos muestran una densidad promedio de 0,2 ind/m² para el año 1999 y de 0,3 ind/m² en el año 2013. Díaz-Pulido *et al.* (2004) hicieron buceos nocturnos y diurnos en tres áreas arrecifales continentales (Golfo de Urabá, Isla Fuerte y Bajo Bushnell), y en cuatro atolones insulares (Cayo Bolívar, Cayo Albuquerque, Banco Serrano y Banco Roncador), y reportaron una baja densidad de *Diadema antillarum* y una alta cobertura algal. González-Gaviria y García-Ureña (2011) encontraron, luego de cinco meses de estudio, que la densidad promedio de *D. antillarum* en la región de Santa Marta varió entre 0,04 ind/m² (SD=0.09) en la bahía de Chengue, y 1,16 ind/m² (SD=1.34) en la bahía de Nenguanje. En relación a las tallas encontraron que la población se componía en su mayoría de individuos adultos (>40 mm), lo que podría indicar un bajo reclutamiento o

una baja supervivencia de juveniles; sin embargo, dicha estructura de tallas también podría explicarse por la baja densidad encontrada y por la disponibilidad de alimento.

Las densidades registradas para el Caribe colombiano durante los últimos 15 años (0,04-1,16 ind/m²), y su comparación con el dato de la bahía de Cartagena previo a la mortandad (25 ind/m²), son similares a lo registrado para todo el Caribe, que constituye el área de distribución de la especie, y equivale a una reducción de las poblaciones entre el 95,4-99,8 %.

Ecología

Diadema antillarum es un erizo regular grande, altamente móvil y que estuvo representado por densas poblaciones sobre arrecifes de coral, fondos rocosos, pastos marinos de *Thalassia testudinum*, rocas, manglares, bancos de arena, y muchas veces replegado hacia el inicio de la zona litoral muy cerca de la orilla (Ogden *et al.* 1973, Ogden 1976, Caycedo 1979, Álvarez 1981, Carpenter 1981, Sammarco 1982, Hendler *et al.* 1995, González-Gaviria y García-Ureña 2011). Vive en forma agregada, muchas veces se presenta en un número grande en sus hábitats preferidos. Tiene la capacidad de disminuir su tamaño corporal cuando la población es extremadamente grande y hay escasez de alimento, o de aumentarlo cuando la población es pequeña (Hendler *et al.* 1995). Entre los predadores de *D. antillarum* se han registrado más de 20 especies de peces, moluscos y crustáceos, incluyendo gasterópodos del género *Cassia* y la langosta *Panulirus argus* (Hendler *et al.* 1995).

D. antillarum produce aproximadamente un millón de huevos por desove (Levitan 1988), los cuales son liberados a la columna de agua en donde se realiza la fecundación, y después de una etapa larval, los individuos se asientan como juveniles; este proceso se da cada luna nueva durante todo el año (Lessios 1981). Esta especie prefiere aguas quietas, esquivo activamente la acción fuerte de las olas, y se distribuye hasta los 400 m, pero comúnmente habita a profundidades menores de 40 m (Caycedo 1979, Álvarez 1981, Hendler *et al.* 1995, Pawson *et al.* 2009).

El efecto ramoneador de este erizo sobre las algas en sustratos duros, incluyendo comunidades coralinas, ejercía una fuerte presión removiendo más carbonato de calcio de los corales que ningún otro bioerodador (Hunter 1977, Scoffin *et al.* 1980). Las altas abundancias de esta especie fueron una constante por largo tiempo, posiblemente por cientos de millones de años (Donovan 2005). Sin embargo, la ecología de este erizo y las comunidades influenciadas cambiaron drásticamente después de la mortandad sucedida en 1983. Las macroalgas que antiguamente eran controladas por la especie, empezaron a cubrir a los arrecifes de coral del Caribe alcanzando altas densidades, y causando la muerte de colonias de coral (Carpenter 1988, Hughes 1994, Levitan 1988). Los erizos que lograron sobrevivir crecieron alcanzando grandes tamaños, pero sus poblaciones no fueron suficientes para controlar la alta producción algal (Levitan 1988). El efecto sobre los arrecifes de coral ha sido devastador, ya que esto, sumado a otros factores han generado una reducción de la cobertura coralina, siendo gradualmente reemplazada por algas en toda su área de distribución (Hughes *et al.* 2010).

Usos

Ninguno conocido en Colombia.

Amenazas

La baja tasa de recuperación de las poblaciones de *D. antillarum* después de 32 años de sucedido el evento de mortandad es algo inesperado, teniendo en cuenta las características reproductivas de *D. antillarum*, y que sus ciclos de reproducción no fueron interrumpidos por la mortandad (Lessios 1988). Se ha discutido alrededor de varias hipótesis sobre las posibles presiones que no han permitido que las poblaciones alcancen sus densidades históricas. La primera de ellas se refiere a que posiblemente el patógeno causante de la mortandad aún está presente en el agua, y continúa matando erizos (Lessios 2016). Sumado a esto, diferentes pruebas sugieren que el sistema inmunológico de la especie puede haber quedado comprometido después de la mortalidad (Beck *et al.* 2008, 2014). La segunda hipótesis supone que a pesar de la alta fecundidad de *D. antillarum*, las densidades actuales sean muy bajas para asegurar que ocurra la fecundación, pues por el efecto de dilución espermática en el agua los gametos que liberados a una distancia mayor a tres metros tienen una baja posibilidad de encuentro. Por otro lado, se ha registrado un bajo reclutamiento en los últimos años, lo cual puede ser debido a que la tasa de reclutamiento en esta especie es denso dependiente, y a que la reducción en su población junto con la sobrepesca de peces herbívoros ha permitido el sobrecrecimiento algal, reduciendo el área disponible para el asentamiento de las larvas. Finalmente, debido a la disminución del número de individuos, la presión de depredación sobre las poblaciones remanentes es mayor (Lessios 2016). Durante el año 2022 se ha registrado un nuevo brote de enfermedad en la especie (<https://www.agrra.org/sea-urchin-die-off/>).

Medidas de conservación tomadas

Dentro de los programas de monitoreo de ambientes coralinos como la Red de Monitoreo Global de Arrecife de Coral (GCRMN), el programa Caribbean Coastal Marine Productivity (CARICOMP), Reef Check y el SIMAC, se ha tenido en cuenta esta especie, sin embargo, estos programas no son específicos para *D. antillarum*. Los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, así como la Reserva de Biósfera Seaflower, protegen parte del área de distribución de la especie en Colombia.

Medidas de conservación propuestas

Aunque la especie ha sido incluida dentro de programas de monitoreo de ambientes coralinos a lo largo del Caribe en general, *D. antillarum* no ha contado con un programa de monitoreo específico que utilice metodologías apropiadas para la especie, considerando sus características ecológicas. Esto permitiría ser más precisos con la información obtenida, produciendo datos más reales sobre la abundancia actual de la especie, y que sean comparables entre localidades.

Se requieren estudios enfocados a la biología de la especie, incluyendo la dinámica poblacional y biología reproductiva. Por otro lado, se sugiere incentivar la realización de investigaciones enfocadas a la conectividad genética entre las poblaciones de *D. antillarum* a nivel global.

Autoría

Milena Benavides-Serrato, Giomar H. Borrero-Pérez y Juliana Vanegas.

Holothuria (Selenkothuria) glaberrima

Selenka, 1867

Taxonomía

Orden Holothuriida Miller, Kerr, Paulay, Reich, Wilson, Carvajal & Rouse, 2017
Familia Holothuriidae Burmeister, 1837

Nombre común

Pepino de mar, Brown rock sea cucumber

Categoría Nacional

Datos insuficientes DD



Justificación

Holothuria (Selenkothuria) glaberrima es un pepino de mar distribuida en el Caribe colombiano, que habita principalmente en el litoral rocoso. Fue identificada en un decomiso realizado en Santa Marta en el año 2009, donde constituyó el 98 % de los individuos decomisados (4.750) (Benavides-Serrato 2009), lo que sugiere la existencia de una pesquería ilegal en la zona, que está afectando a la especie. A pesar que en muestreos realizados en esta misma área entre 2011-2012 *H. (S.) glaberrima* se encontró como una especie común en el Aeropuerto, Inca-Inca y Taganga (Ortiz-Gómez 2011), la amenaza por la posible explotación ilegal de la especie continua latente. Sin embargo, dado que no existe información específica y detallada del estado actual de las poblaciones naturales en su área de distribución en Colombia se categoriza a *H. (S.) glaberrima* como Datos Insuficientes.

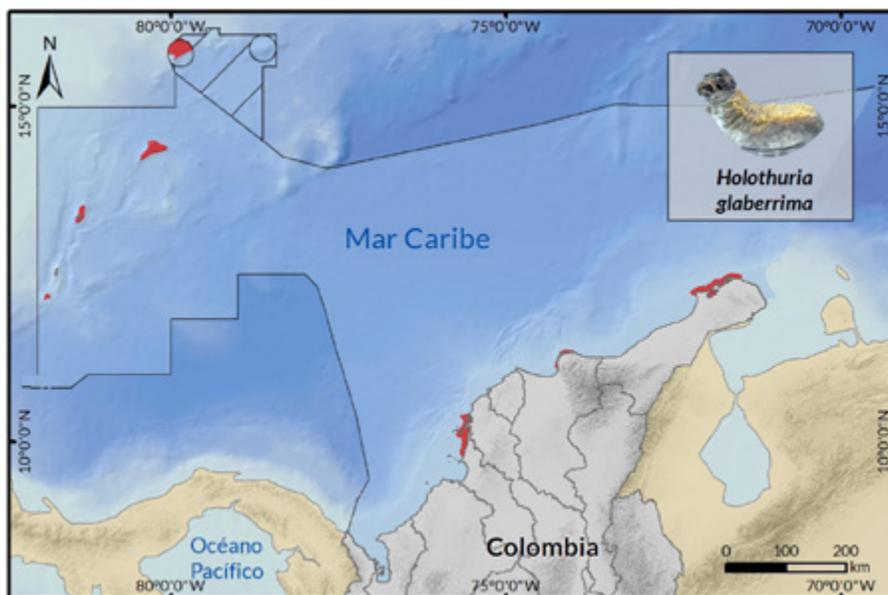
Diagnos

Especie pequeña de cuerpo cilíndrico y piel suave, que alcanza una longitud máxima de 15 cm (Hendler *et al.* 1995). Superficie dorsal con papilas pequeñas cónicas e inconspicuas. Ventralmente presenta una suela que se distingue claramente y que contiene numerosos pies ambulacrales cilíndricos. Boca y ano terminal. Tentáculos orales grandes y peltados, con el disco ramificado; algunos autores los describen como dendríticos (Deichmann 1930, Hendler *et al.* 1995). El color del cuerpo varía desde negro hasta café con los tentáculos más oscuros. Espículas pocas y dispersas, exclusivamente en forma de barrotes rectos a curvos con los extremos perforados. Los pies ambulacrales presentan placa final bien desarrollada (Hendler *et al.* 1995).

Distribución geográfica

Global: en el Atlántico occidental, desde la Florida y Bahamas hasta Colombia, incluyendo el Golfo de México (Caycedo 1978, Hendler *et al.* 1995, García *et al.* 2005, Alvarado y Solís-Marín 2013, Alvarado

et al. 2013). Nacional: en el Caribe colombiano se ha registrado en Cartagena, Santa Marta, Taganga y el Cabo de la Vela (Caycedo 1978, Ortiz-Gómez 2011, Urrego-Salinas *et al.* 2016), y en la parte insular en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y los cayos y bajos aledaños (Borrero-Pérez *et al.* 2019, GBIF 2022L). Ámbito de profundidad: 0-42 m de profundidad (Hendler *et al.* 1995).



Población

No existe información poblacional para la especie en Colombia. Los pocos trabajos realizados hasta el momento se han enfocado en el área de Santa Marta, donde es una especie común en varias localidades (Aeropuerto, Inca-Inca y Taganga) (Ortiz-Gómez 2011, Alvarado *et al.* 2013).

Ecología

Habita desde las zonas de baja marea hasta 42 m de profundidad (Hendler *et al.* 1995); sin embargo, es una especie gregaria típica del litoral rocoso, que se ubica en el ambiente intermareal debajo de rocas de tamaño medio (Lewis 1960, Ortiz-Gómez 2011), especialmente en zonas de rompiente (Hendler *et al.* 1995). En ocasiones puede encontrarse en fondos arenosos (Caso 1968). Es una especie filtradora, que atrapa el alimento del agua en movimiento entre las rocas del litoral, extendiendo periódicamente sus tentáculos ramificados. Este tipo de alimentación, así como la morfología de los tentáculos, no es común en el género *Holothuria* (Deichmann 1957).

H. (S.) glaberrima es una especie dioica, sin dimorfismo sexual, que desova liberando esperma y oocitos directamente en la columna de agua (desove por difusión), por lo cual depende de la densidad de sus poblaciones y de la cercanía de machos y hembras para que la reproducción sea efectiva. Esto determina también el número de juveniles producidos, el cual declina significativamente cuando se reducen las densidades poblacionales (Uthicke y Benzie 2000, Uthicke *et al.* 2004, Uthicke y Conand 2005).

H. (S.) glaberrima se reproduce durante junio y julio en Barbados; después de la fertilización las larvas permanecen en el plancton durante dos semanas (Lewis 1960). Ortiz-Gómez (2011) registró individuos maduros durante todo el año en el área de Santa Marta, lo cual sugiere un ciclo reproductivo poblacional continuo, con al menos un desove anual por individuo, principalmente asociado a la época de lluvias.

Usos

En Colombia no se conoce comercialización específica de *Holothuria (S.) glaberrima*, y la especie tampoco está incluida en el catálogo de especies de interés comercial de la FAO (Purcell *et al.* 2012). Sin embargo, la pesquería ilegal de pepinos de mar que se presenta en diferentes localidades del país involucra individuos de esta especie, junto con otras como *Isostichopus badionotus*, *Holothuria (Halodeima) grisea* y *Holothuria (Halodeima) mexicana*. *Holothuria (S.) glaberrima* fue la especie más abundante en un decomiso en el área de Santa Marta realizado en el año 2009 (Benavides-Serrato 2009, E. Ortiz-Gómez, obs. pers.).

En general, los pepinos de mar se han pescado durante siglos principalmente en los países asiáticos, donde existe una alta demanda (Lovatelli *et al.* 2004, Toral-Granda *et al.* 2008). Se utilizan como alimento después de un proceso que normalmente implica eviscerado, hervido y secado (Conand y Byrne 1993). Se consume principalmente su pared corporal deshidratada, seca o congelada, la cual se conoce como “trepang” o “beche de mer” (Conand 2004). Son muy valorados por su alto contenido proteínico y su gran valor nutricional; y debido a que son invertebrados ricos en componentes bioactivos son cada vez más utilizados en las industrias farmacéutica, cosmética y nutracéutica (Siahaan *et al.* 2017, Pangestuti y Arifin 2018).

Al igual que en la mayoría de los países latinoamericanos, en Colombia los pepinos no son un producto que se consume localmente y su pesca no es una actividad tradicional. Sin embargo, en los últimos años se han convertido en una fuente alternativa de ingresos para pescadores y comunidades indígenas en el Caribe colombiano, que los pescan y venden para ser exportados de forma ilegal a los países asiáticos (INVEMAR 2015). En los mercados minoristas de Hong Kong las especies más valiosas del Caribe colombiano (*H. (H.) mexicana* e *Isostichopus badionotus*) pueden alcanzar precios entre 64-402 USD/kg seco (Purcell *et al.* 2012).

Los pepinos de mar también se cultivan, principalmente en países asiáticos, como una alternativa a la sobrepesca que ha agotado poblaciones de especies comerciales. Actualmente existe un interés creciente en esta actividad en otros países, incluyendo Colombia (Lovatelli *et al.* 2004, Zacarías-Soto *et al.* 2013, Puentes *et al.* 2014, Gómez-León *et al.* 2015, Martínez *et al.* 2016).

Amenazas

La principal amenaza para esta especie es la sobrepesca, ya que se ha identificado como parte del grupo de especies de pepinos de mar que son extraídas de manera ilegal en varias localidades del área de Santa Marta (Magdalena). En el caso puntual de un decomiso realizado en 2009 en esa área, la especie representó casi la totalidad de la captura (98 %) (Benavides-Serrato 2009). A pesar de esto, los expertos en la zona mencionan que la extracción parece haber cesado.

La creciente demanda de pepinos de mar a nivel mundial, ha generado la expansión de su pesquería a nuevas regiones en todos los océanos, incluyendo Colombia, y a nuevas especies no consideradas hasta ahora de interés comercial (Toral-Granda *et al.* 2008), como es el caso de *H. (S.) glaberrima*. A pesar de la falta de estudios, las estadísticas de importación de Hong Kong, registraron 0,55 t de pepino de mar seco proveniente de Colombia en el año 2001 (Bruckner *et al.* 2003), y 1,65 t en el 2005 (Toral-Granda *et al.* 2008). La pesca de pepino de mar en el Caribe colombiano es artesanal obedeciendo a la demanda por compradores extranjeros, no está reglamentada, y se ha venido realizando sin control y sin discriminación de especies o tallas en los departamentos de La Guajira (Cabo de la Vela y Bahía Portete), Magdalena (Santa Marta), Bolívar (Islas del Rosario y Cartagena), Córdoba y Sucre (Bahía de Cispatá y Golfo de Morrosquillo) (INVEMAR 2015, ECOSFERA 2018). La ilegalidad y la falta de medidas de control incrementan las amenazas sobre este recurso, debido principalmente a la falta de conocimiento que se tiene de sus poblaciones, y poca claridad en la normativa que debe aplicarse a este recurso hidrobiológico (INVEMAR 2015).

Los pepinos de mar son especialmente vulnerables a la sobrepesca por ser animales sedentarios, con movilidad limitada y preferencia de hábitats, son fáciles de recolectar y no requieren técnicas complejas de pesca; además, presentan bajos índices de reclutamiento y madurez tardía (Uthicke y Benzie 2000, Uthicke *et al.* 2004, Uthicke y Conand 2005). En el caso de *H. (S.) glaberrima*, su distribución batimétrica principalmente concentrada en el litoral rocoso, la convierte en una especie fácil de extraer. Adicionalmente, por ser invertebrados con desove por difusión, dependen de la densidad de adultos para el éxito de su reproducción. Por tanto, una fuerte presión pesquera puede dar lugar a una disminución de la densidad y biomasa de adultos, al punto que las poblaciones no pueden recuperarse si se reducen por debajo de una biomasa crítica (Conand 2004). Además de estas características biológicas, la pesquería de pepinos de mar es del tipo auge y caída, en las cuales, aunque se presenta la recuperación parcial de las poblaciones, el desgaste a largo plazo usualmente lleva al agotamiento local del recurso. Sumado a lo anterior, el procesamiento de los pepinos de mar ocasiona una pérdida de peso en promedio del orden de diez veces entre el peso fresco y el peso seco, lo que incrementa su vulnerabilidad (Conand y Byrne 1993).

Medidas de conservación tomadas

Actualmente no hay ninguna medida en particular para la especie en Colombia. Sin embargo, en respuesta al creciente interés en este recurso, a los registros de su pesca ilegal, así como a su vulnerabilidad debido a sus características biológicas, durante los últimos años se ha avanzado en el conocimiento de las principales especies de interés comercial. Específicamente para *H. (S.) glaberrima* se han estudiado sus aspectos reproductivos en la población del área de Santa Marta (Ortiz-Gómez 2011).

Con base en la información recopilada hasta el momento, INVEMAR (2015) ha propuesto unos lineamientos de manejo y conservación, que aplican a todas las especies de pepinos de mar en el Caribe colombiano, organizados en cuatro componentes: 1) gestión del conocimiento; 2) gestión de estrategias de conservación; 3) fortalecimiento institucional y de las organizaciones comunitarias; y 4) educación, sensibilización y divulgación.

La normatividad en Colombia sobre pepinos de mar es escasa, pero incluye al menos dos actos administrativos: 1) la Resolución 2440 del 02 de diciembre de 2015, en la cual el INCODER otorgó un permiso

de pesca comercial exploratoria de 3.000 t/año para la medusa *Stomolophus meleгарis* y de 500 t/año para pepino de mar (Echinodermata—Holothuroidea), aunque sin especificar la especie (Gutiérrez 2010, INVEMAR 2015); y 2) la Resolución 2467 del 07 de diciembre de 2015, donde el INCODER establece una medida de control y limita la expedición de permisos de pesca comercial exploratoria para el recurso pepino de mar y medusa o aguamala (INVEMAR 2015). Esta resolución otorga dos permisos de pesca comercial exploratoria para conocer el potencial de estos recursos en áreas específicas del mar Caribe colombiano, y conocer los volúmenes de pepino de mar susceptibles de ser extraídos. Con base en esa información técnica se autorizarían nuevos permisos para el aprovechamiento sostenible del recurso mediante la asignación de cuotas, establecimiento de vedas y otras medidas de ordenamiento; sin embargo, no se conocen los resultados de esas pescas exploratorias (INVEMAR 2015).

Medidas de conservación propuestas

Teniendo en cuenta la escasa información sobre las especies de pepinos de mar de interés comercial en Colombia, y considerando su necesidad para conocer el impacto que está generando la pesca ilegal y proponer medidas de manejo y conservación del recurso, se propone continuar avanzando en su conocimiento, mediante el estudio de aspectos taxonómicos cuando sean necesarios, biología reproductiva, dinámica poblacional, y diversidad y conectividad genética entre poblaciones. Además, para determinar acciones efectivas de manejo se sugiere estudiar temas como: efectos de la reducción de la densidad poblacional en la producción larval, tasas de reclutamiento natural y recuperación de las poblaciones tras la pesca, crecimiento, mortalidad y longevidad (Uthicke 2004).

Se recomienda retomar el documento de lineamientos de manejo y conservación de pepinos de mar en el Caribe colombiano presentado por INVEMAR (2015), y aprovechar la línea base de información sobre aspectos normativos, poblacionales, pesqueros, entre otros, para discutir y generar un documento actualizado que sea socializado entre todos los actores involucrados con este recurso.

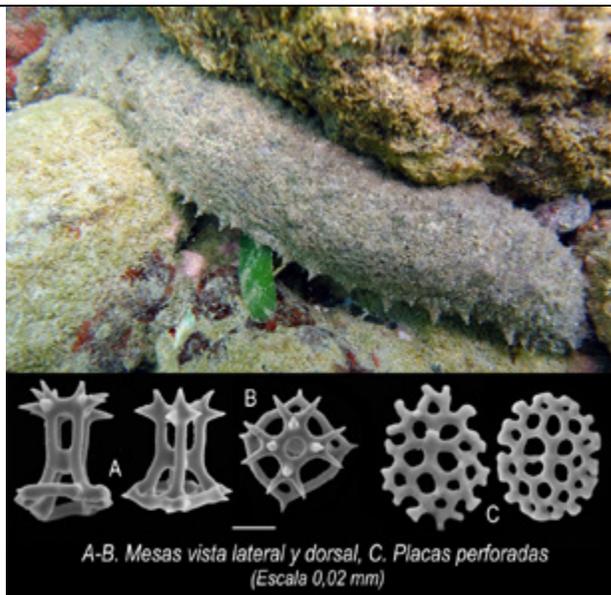
Se considera prioritario revisar y dar claridad a la normativa que debe aplicarse a este recurso hidrobiológico, y generar medidas de control para disminuir el impacto de la pesca ilegal. En ese sentido, a pesar de las evidencias de una determinada actividad pesquera, Gómez-León *et al.* (2015) e INVEMAR (2015) recomiendan que el pepino de mar siga siendo considerado un recurso hidrobiológico, y no pesquero, basados en la vulnerabilidad del recurso ante un nivel de explotación pesquera, debido a sus características biológicas. Puentes *et al.* (2014) coinciden con esta recomendación, también considerando que las especies son altamente vulnerables. Sin embargo, teniendo en cuenta el potencial para cultivo, ellos sugieren solicitar la declaratoria del pepino de mar como recurso pesquero con algunas recomendaciones, entre ellas prohibir su captura del medio natural a través de acto administrativo expedido por la AUNAP, y permitir el desarrollo de proyectos de cultivo solo de especies nativas, con parámetros de sostenibilidad ambiental y financiera, y bajo ciertas condiciones concertadas con las autoridades regionales ambientales (CAR's), la Autoridad Marítima (DIMAR) y la AUNAP.

Autoría

Erika Ortiz-Gómez, Milena Benavides-Serrato y Giomar H. Borrero-Pérez.

Holothuria (Halodeima) grisea

Selenka, 1867



A-B. Mesas vista lateral y dorsal, C. Placas perforadas
(Escala 0,02 mm)

Taxonomía

Orden Holothuriida Miller, Kerr, Paulay, Reich, Wilson, Carvajal & Rouse, 2017
Familia Holothuriidae Burmeister, 1837

Nombre común

Pepino de mar, Gusano, Huevo, Molongo liso (bahía de Cispatá), Carajito (La Guajira)

Categoría Nacional

Datos insuficientes DD

Justificación

Holothuria (Halodeima) grisea es un pepino de mar que se distribuye a lo largo del Caribe colombiano, donde está siendo capturado ilegalmente en localidades de La Guajira y el Golfo de Morrosquillo. En general no existe información poblacional de la especie en Colombia, excepto en el sur del Golfo de Morrosquillo, donde las densidades parecen ser importantes en relación con otras áreas de su distribución global (0,6-1,5 ind/m²). En la caracterización de la pesquería de pepinos en esta región *H. (H.) grisea* representó el mayor porcentaje en las faenas de pesca con un 94 %. En los registros de la pesquería en La Guajira, el 5,9 % de las faenas de pesca corresponde a esta especie. Según pobladores de la bahía de Cispatá ha habido una disminución de las poblaciones de pepinos de mar, asociado a la degradación del hábitat. Dado que se identifica una posible amenaza por pesca en algunas localidades de su distribución en Colombia, pero los datos no son suficientes para evaluar la tendencia poblacional, se asigna la categoría Datos Insuficientes como una manera de llamar la atención sobre la necesidad de obtener esos datos.

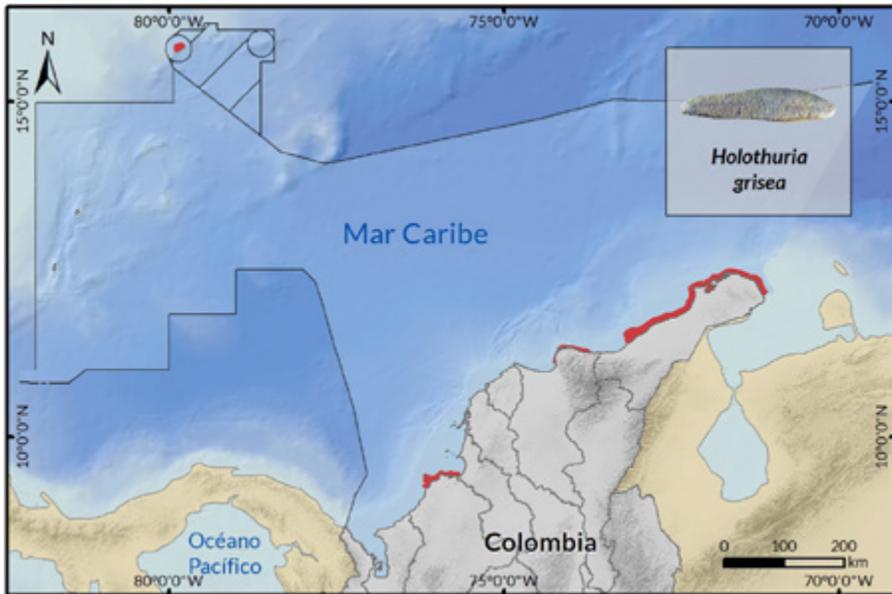
Diagnosis

Especie de tamaño mediano que puede alcanzar hasta 25 cm de longitud. Cuerpo sub-cilíndrico, con la suela distintivamente aplanada. La superficie dorsal del cuerpo presenta seis filas de papilas grandes (cuatro en individuos juveniles), cada papila sobre el cuerpo está rodeada por 5-10 pies ambulacrales pequeños. Superficie ventral cubierta de numerosos pies ambulacrales; boca proyectada directamente hacia abajo, con 20-25 tentáculos peltados (Hendler *et al.* 1995). Espículas en forma de mesas (60-70 μ m de altura), frecuentemente con dos o más espinas distintivas en el margen del disco; placas perforadas rectangulares (50-80 μ m de longitud) con márgenes dentados y con proyecciones ligeramente alargadas, y 2-4 orificios centrales grandes rodeados por varios orificios más pequeños en

los extremos (Miller y Pawson 1984). Esta especie se caracteriza por presentar varios colores, rojo o amarillo rojizo, que contrastan con manchas cafés. Las papilas dorsales presentan las puntas amarillas (Hendler *et al.* 1995). Es necesario limpiar la arena que generalmente cubre la piel del individuo para observar esta coloración que es útil para distinguir la especie.

Distribución geográfica

Global: se distribuye en la Isla Ascensión y en el Atlántico occidental desde la Florida y Bahamas hasta Brasil, incluyendo el Golfo de México y el Caribe (Pawson 1978, Pawson *et al.* 2010). Nacional: en el Caribe colombiano desde La Guajira hasta el área del Golfo de Morrosquillo en la parte continental. En la porción insular se encuentra en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, y en los bajos y cayos aledaños (Borrero-Pérez *et al.* 2012, Urrego-Salinas *et al.* 2016, Borrero-Pérez *et al.* 2019). Ámbito de profundidad: 0-5 m (Pawson *et al.* 2009).



Población

La información poblacional de *H. (H.) grisea* en el Caribe colombiano es escasa, sin embargo, en los últimos años se han desarrollado iniciativas para evaluar las poblaciones naturales de varias especies de pepinos de mar de interés comercial, incluyendo a *H. (H.) grisea*, en los departamentos de La Guajira, Magdalena, Bolívar y Córdoba (INVEMAR 2013, 2014, 2015). Las mayores poblaciones de la especie se encontraron en el área de la bahía de Cispatá en el departamento de Córdoba, donde fue la especie más abundante con el 82 % de los pepinos recolectados, presentando una densidad de 130 ind/Km² (0,13 ind/m²), y una biomasa de 14,95 kg (INVEMAR 2015). Además, Nisperuza-Pérez *et al.* (2018) registraron una densidad promedio de 0,4 ind/m², sin embargo, durante todo el muestreo (abril-noviembre de 2015) las densidades variaron entre 0,6-1,5 ind/m². Las densidades registradas



para el Golfo de Morrosquillo son similares a las densidades medias registradas en Brasil, para Ilha Grande (0,3 ind/m²) e Isla Guaratuba (0,15 ind/m²) (Nisperuza-Pérez *et al.* 2018); sin embargo, son menores a las registradas por Méndes *et al.* (2006) en Santa Catarina, Brasil (1,60-8,04 ind/m²). En los estudios realizados por el INVEMAR en 2014 y 2015 no se registró la especie en La Guajira, Magdalena y Bolívar. Sin embargo, observaciones puntuales en el año 2013 registraron a *H. (H.) grisea* como una especie frecuente, asociada a litorales rocosos o fondos mixtos en el Cabo de La Vela (La Guajira), y en el año 2008 en la localidad del Aeropuerto (Punta Loma) en el Magdalena (G. Borrero-Pérez, obs. pers.).

En cuanto a la caracterización de la pesquería, de acuerdo con la percepción de los pescadores entrevistados, en el departamento de Córdoba *H. (H.) grisea* representó el mayor porcentaje en las faenas de pesca de pepinos con un 94 %, extrayendo 36,6 kg/faena (INVEMAR 2014, 2015). En La Guajira la composición de las capturas incluye al carajito en un porcentaje del 5,9 % identificado como *Astichopus multifidus* en INVEMAR (2013). Evidencias fotográficas del año 2017 de la localidad de Santa Rosa (La Guajira), así como ejemplares secos de la localidad Media Luna en bahía Portete revisados en el año 2021, han permitido confirmar que el carajito corresponde a *H. (H.) grisea*.

Ecología

La especie vive principalmente en praderas de pastos marinos, pero se le puede encontrar también en arrecifes y fondos blandos (Hendler *et al.* 1995); y se ha observado asociada a fondos rocosos y mixtos debajo de rocas de tamaño medio. *H. (H.) grisea*, así como la mayoría de pepinos de mar de interés comercial, tiene gran importancia ecológica como responsable de la bioturbación de los sedimentos y el reciclaje de materia orgánica. Mediante su proceso de alimentación consumen bacterias, microalgas, y materia orgánica mezclada con el sedimento, para lo cual lo remueven y lo devuelven transformado en partículas más finas, evitando la estratificación, aportando a la aireación y determinación de la estructura del hábitat para otras especies en los diferentes ecosistemas (Svea-Mara *et al.* 2010, Purcell *et al.* 2016).

H. (H.) grisea es una especie dioica, sin dimorfismo sexual, que desova liberando esperma y oocitos directamente en la columna de agua (desove por difusión), por lo que son organismos que dependen de la densidad de adultos y de la cercanía de machos y hembras para que la reproducción sea efectiva. Esto determina también el número de juveniles producidos, que declina significativamente cuando se reducen las densidades poblacionales (Uthicke y Benzie 2000, Uthicke *et al.* 2004, Uthicke y Conand 2005).

La información sobre las características reproductivas de *H. (H.) grisea* en el Caribe colombiano se reduce a la población de Córdoba, de la cual se hizo una descripción puntal en noviembre de 2015 (INVEMAR 2015). Los resultados confirmaron una relación proporcional de hembra y macho de 1:1 (13 hembras y 13 machos). La talla varió entre 10,5-17 cm (promedio 13,2 ± 1,9 cm), con longitudes similares entre hembras y machos. En general *H. (H.) grisea* es una especie de tamaño pequeño y su peso húmedo varió entre 32,8-71,4 g (promedio 50,45 ± 10,7 g). Ésta especie presentó variabilidad en la morfología de sus gónadas, observándose seis organismos indeterminados (promedio 12,3 ± 1 cm y 54,5 ± 11 g), y dos inmaduros sin tejido gonadal (promedio 13,6 ± 3 cm y 41,2 ± 6 g) (INVEMAR 2015). Se encontraron los cuatro tipos morfológicos tubulares, sin embargo, el mayor porcentaje se

observó para la condición madura con un 60 %, seguida de la condición media con un 11,5 % y solo se presentó un ejemplar desovado representando un 2,9 % (INVEMAR 2015). Nisperuza *et al.* (2021) presentaron algunos aspectos de la biología reproductiva de *H. grisea* en la Bahía de Cispatá, a partir de 80 organismos recolectados entre abril y noviembre de 2015. En este trabajo se confirma una proporción sexual 1:1, y se registra un ciclo de reproducción continuo con tres picos reproductivos en los ocho meses estudiados y una talla de primera madurez gonadal de 13.5 cm.

Un estudio durante 13 meses con poblaciones de *H. (H.) grisea* en la costa noreste de Brasil, mostró la madurez gametogénica en su punto máximo entre diciembre-febrero, cuando aparecieron los índices de actividad de desove. Los datos fueron consistentes con el comportamiento de agregación anterior al desove, como una estrategia para ayudar a sincronizar la gametogénesis, y se observó una influencia de los factores ambientales. Los autores concluyen sobre la vulnerabilidad de la especie a las presiones antropogénicas (e.g. pesca, contaminación, pérdida de hábitat) a lo largo de la costa del Brasil (Leite-Castro *et al.* 2016).

Usos

La especie no está incluida en el catálogo de especies de interés comercial de la FAO (Purcell *et al.* 2012), sin embargo, en Colombia se ha corroborado que *H. (H.) grisea* se comercializa junto con *Isostichopus badionotus* y *Holothuria (Halodeima) mexicana* en los departamentos de La Guajira y Córdoba.

En general, los pepinos de mar se han pescado durante siglos principalmente en países asiáticos, donde existe una alta demanda (Lovatelli *et al.* 2004, Toral-Granda *et al.* 2008). Se utilizan como alimento después de un proceso que normalmente implica eviscerado, hervido y secado (Conand y Byrne 1993). Se consume principalmente la pared corporal deshidratada, seca o congelada, que se conoce como “trepang” o “beche de mer” (Conand 2004). Son muy valorados por su alto contenido proteínico y su gran valor nutricional; y debido a que son invertebrados ricos en componentes bioactivos son cada vez más utilizados en las industrias farmacéutica, cosmética y nutracéutica (Siahaan *et al.* 2017, Pangestuti y Arifin 2018).

En Colombia los pepinos no son un producto de consumo local, y su pesca no es una actividad tradicional. Sin embargo, en los últimos años se han convertido en una fuente alternativa de ingresos para pescadores y comunidades indígenas en el Caribe colombiano, quienes los pescan y venden para ser exportados de forma ilegal a los países asiáticos (INVEMAR 2015). En los mercados minoristas de Hong Kong las especies más valiosas del Caribe colombiano (*H. (H.) mexicana* e *Isostichopus badionotus*) pueden alcanzar precios entre 64-402 USD/kg seco (Purcell *et al.* 2012). Los pepinos de mar también se cultivan, principalmente en países asiáticos, como una alternativa a la sobrepesca que ha agotado poblaciones de especies comerciales. Actualmente existe un interés creciente en esta actividad en otros países, incluyendo Colombia (Lovatelli *et al.* 2004, Zacarías-Soto *et al.* 2013, Puentes *et al.* 2014, Gómez-León *et al.* 2015, Martínez *et al.* 2016).

Amenazas

La principal amenaza para *H. (H.) grisea* es la sobrepesca, pues se ha identificado como parte del grupo de especies de pepinos de mar extraídas ilegalmente en varias localidades de los departamentos de



Córdoba y La Guajira, en donde ha representado el 94 % y el 5,9 % de las faenas de pesca de pepinos de mar, respectivamente (INVEMAR 2014, 2015).

La creciente demanda de pepinos de mar a nivel mundial, ha expandido la pesquería a nuevas regiones en todos los océanos, incluyendo Colombia, y a especies no consideradas hasta ahora de interés comercial (Toral-Granda *et al.* 2008), como es el caso de *H. (H.) grisea*. A pesar de la falta de estudios, las estadísticas de importación de Hong Kong registraron 0,55 t de pepino de mar seco proveniente de Colombia en el año 2001 (Bruckner *et al.* 2003), y 1,65 t en el 2005 (Toral-Granda *et al.* 2008). La pesca de pepino de mar en el Caribe colombiano es artesanal, obedece a la demanda por compradores extranjeros, no está reglamentada, y se ha venido realizando sin control y sin discriminación de especies o tallas en los departamentos de La Guajira (Cabo de la Vela y Bahía Portete), Magdalena (Santa Marta), Bolívar (Islas del Rosario y Cartagena), Córdoba y Sucre (Bahía de Cispatá y Golfo de Morrosquillo) (INVEMAR 2015, ECOSFERA 2018). La ilegalidad y la falta de medidas de control incrementan las amenazas sobre este recurso, debido principalmente a la falta de conocimiento que se tiene de sus poblaciones, y poca claridad en la normativa que debe aplicarse a este recurso hidrobiológico (INVEMAR 2015).

Los pepinos de mar son especialmente vulnerables a la sobrepesca por ser animales sedentarios, con movilidad limitada y preferencia de hábitats, fáciles de recolectar pues no requieren técnicas complejas de pesca; además, presentan bajos índices de reclutamiento y madurez tardía (Uthicke y Benzie 2000, Uthicke *et al.* 2004, Uthicke y Conand 2005).

En el caso de *H. (H.) grisea* su distribución batimétrica principalmente concentrada en el litoral rocoso, la convierte en una especie fácil de extraer. Adicionalmente, al ser invertebrados con desove por difusión, el éxito reproductivo depende de la densidad de adultos. Por tanto, una fuerte presión pesquera puede dar lugar a una disminución de la densidad y biomasa de la especie, al punto que las poblaciones no logran recuperarse si se reducen por debajo de una biomasa crítica (Conand 2004). Además de estas características biológicas, la pesquería de pepinos de mar es del tipo auge y caída, en las cuales, aunque se presenta la recuperación parcial de las poblaciones, el desgaste a largo plazo usualmente lleva al agotamiento local del recurso. Sumado a esto el procesamiento de los pepinos de mar ocasiona una pérdida de peso en promedio del orden de diez veces entre el peso fresco y el peso seco, lo que incrementa su vulnerabilidad (Conand y Byrne 1993).

Medidas de conservación tomadas

Actualmente no hay ninguna medida dirigida a la especie en Colombia; sin embargo, los Parques Nacionales Tayrona, Corales del Rosario y San Bernardo, Bahía Portete-Kaurrele, Old Providence McBean Lagoon, y la Reserva de Biósfera “Seaflower” protegen parte de su área de distribución.

El Parque Bahía Portete-Kaurrele junto con la Unión Europea en el marco del Desarrollo Local Sostenible (DLS), con el Banco de Desarrollo del Estado de la República Federal de Alemania (KFW) y a través del proyecto “Manejo Integrado Marino Costero” han establecido la construcción de acuerdos en conjunto con las comunidades indígenas de la región, con miras a un uso y conservación adecuada de este recurso hidrobiológico (O. Sierra-Quintero, com. pers.).

Además, en respuesta al creciente interés en este recurso, y a los registros de su pesca ilegal, así como a su vulnerabilidad debido a sus características biológicas, durante los últimos años se ha avanzado en el conocimiento de las principales especies de interés comercial. Específicamente para *H. (H.) grisea* se han estudiado algunos aspectos reproductivos y sus poblaciones naturales en el departamento de Córdoba, y se ha caracterizado su pesquería en este departamento y en La Guajira (registrado como *Astichopus multifidus*) (INVEMAR 2013, 2014, 2015, Nizperuza-Pérez *et al.* 2018).

Con base en la información recopilada hasta el momento, INVEMAR (2015) propuso unos lineamientos de manejo y conservación, que aplican a todas las especies de pepinos de mar en el Caribe colombiano, organizados en cuatro componentes: 1) gestión del conocimiento; 2) gestión de estrategias de conservación; 3) fortalecimiento institucional y de las organizaciones comunitarias; y 4) educación, sensibilización y divulgación.

La normatividad en Colombia sobre pepinos de mar es escasa, pero incluye al menos dos actos administrativos: 1) la Resolución 2440 del 02 de diciembre de 2015, en la cual el INCODER otorgó un permiso de pesca comercial exploratoria de 3.000 t/año para la medusa *Stomolophus meleгарis* y de 500 t/año para pepino de mar (Echinodermata—Holothuroidea), aunque sin especificar la especie (Gutiérrez 2010, INVEMAR 2015); y 2) la Resolución 2467 del 07 de diciembre de 2015, en la cual el INCODER establece una medida de control y limita la expedición de permisos de pesca comercial exploratoria para el recurso pepino de mar y medusa o aguamala (INVEMAR 2015). Esta resolución otorga dos permisos de pesca comercial exploratoria para conocer el potencial de estos recursos en áreas específicas del mar Caribe colombiano, y conocer los volúmenes de pepino de mar susceptibles de ser extraídos. Con base en dicha información técnica se autorizarían nuevos permisos para un aprovechamiento sostenible del recurso mediante la asignación de cuotas, establecimiento de vedas y otras medidas de ordenamiento; sin embargo, no se conocen los resultados de esas pescas exploratorias (INVEMAR 2015).

Medidas de conservación propuestas

Teniendo en cuenta el escaso conocimiento sobre los pepinos de mar de interés comercial en Colombia, y la necesidad de información para conocer el impacto de la pesca ilegal y para proponer medidas de manejo y conservación, se propone continuar desarrollando estudios del grupo sobre aspectos taxonómicos cuando sean necesarios, biología reproductiva, dinámica poblacional, y diversidad y conectividad genética entre poblaciones. Además, para determinar acciones efectivas de manejo se sugieren temas como: efectos de la reducción de la densidad poblacional en la producción larval, tasas de reclutamiento natural y recuperación de las poblaciones tras la pesca, crecimiento, mortalidad y longevidad (Uthicke 2004).

Se recomienda retomar el documento de lineamientos de manejo y conservación de pepinos de mar en el Caribe colombiano presentado por INVEMAR (2015), y aprovechar la línea base de información sobre aspectos normativos, poblacionales, pesqueros, entre otros, para discutir y generar un documento actualizado que sea socializado con todos los actores involucrados con el manejo del recurso.

Se considera prioritario revisar la normativa que debe aplicarse a este recurso hidrobiológico, y generar medidas de control para disminuir el impacto de la pesca ilegal. En ese sentido, a pesar de las evidencias



de una determinada actividad pesquera, Gómez-León *et al.* (2015) e INVEMAR (2015) recomiendan que el pepino de mar siga siendo considerado un recurso hidrobiológico, y no pesquero, basados en la vulnerabilidad del recurso ante un nivel de explotación pesquera, debido a sus características biológicas. Puentes *et al.* (2014) coinciden con esta recomendación, también considerando que las especies son altamente vulnerables; sin embargo, teniendo en cuenta el potencial para cultivo, ellos sugieren solicitar la declaratoria del pepino de mar como recurso pesquero con algunas recomendaciones, como prohibir su captura del medio natural a través de acto administrativo expedido por la AUNAP, y permitir el desarrollo de proyectos de cultivo solo de especies nativas, con parámetros de sostenibilidad ambiental y financiera, y bajo ciertas condiciones concertadas con las autoridades ambientales regionales (CAR's), la Autoridad Marítima (DIMAR) y la AUNAP.

Autoría

Giomar H. Borrero-Pérez, Johann López-Navarro, Milena Benavides-Serrato y Francisco Reyes-Sánchez.

Isostichopus fuscus

(Ludwig, 1875)

Taxonomía

Orden Synallactida Miller, Kerr, Paulay, Reich, Wilson, Carvajal & Rouse, 2017
Familia Stichopodidae Haeckel, 1896

Nombre común

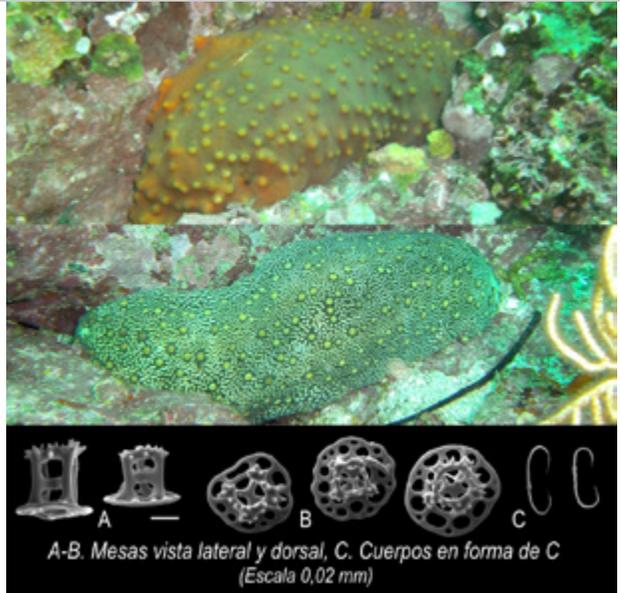
Pepino de mar gigante, Brown sea cucumber

Sinonimia

Stichopus fuscus Ludwig, 1875

Categoría Nacional

Casi amenazada NT



A-B. Mesas vista lateral y dorsal. C. Cuerpos en forma de C
(Escala 0,02 mm)

Justificación

Isostichopus fuscus es una especie de pepino de mar que se encuentra en el Pacífico colombiano, específicamente en arrecifes rocosos y coralinos. Se distribuye en todo el Pacífico Oriental Tropical y ha sido extraída ilegalmente durante los últimos 50 años en la mayor parte de su distribución, lo que llevó a considerarla en la categoría En Peligro a nivel global. Sin embargo, no se tienen registros confirmados de pesquería de *I. fuscus* en el Pacífico colombiano y se considera una especie frecuente en sus áreas de distribución (e.g. Chocó Norte); aunque los pocos de la especie que se conocen para la isla Gorgona muestran baja densidad (0,015-0,065 ind/m²). Valores similares a este son los registrados como mínimos históricos de la densidad poblacional de la especie en Galápagos, donde se ha desarrollado su principal pesquería. Mientras que las densidades máximas registradas para Galápagos y México son 0,35 ind/m² y 0,43 ind/m², respectivamente. Aunque no se conoce la situación actual de las poblaciones de *I. fuscus* en Colombia, teniendo en cuenta los datos puntuales de Gorgona, así como los antecedentes y la situación actual de las poblaciones regionales que han soportado pesquerías importantes, existe la posibilidad de una amenaza para la especie, por lo que se categorizó como Casi Amenazada bajo el criterio A3d.

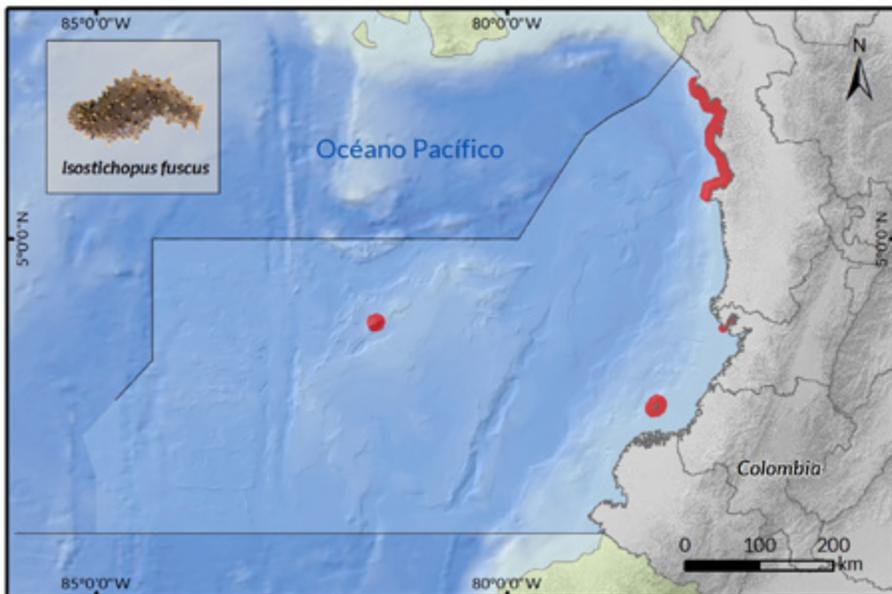
Diagnos

Cuerpo macizo y robusto con la piel opaca y suave, sub-cilíndrico, arqueado dorsalmente y aplano ventralmente, con las papilas laterales formando un borde distintivo y las papilas dorsales verrugosas y no organizadas en filas. Los pies ambulacrales ventrales están dispuestos en tres filas, la del medio puede ser doble. La boca es ventral con 20 tentáculos. El ano es terminal, sin dientes, dirigido hacia la parte dorsal. La coloración de la superficie dorsal es variable, puede ser de color marrón oscuro uniforme con tonalidades rojas o amarillas en los lados, o con manchas marrón más

oscuras, con numerosas papilas amarillas, redondeadas y robustas. También puede presentar un patrón de coloración reticulado, que se caracteriza por un color de fondo beige con un retículo de color verde oscuro o café; las papilas se encuentran en algunos puntos del retículo y son amarillas y robustas. Superficie ventral más clara con las bandas de pies más oscuras. Espículas: pared del cuerpo con mesas y cuerpos en forma de C; discos de las mesas con el borde liso, con un anillo de 8 a 10 orificios; espira moderadamente alta que termina en una corona espinosa (ancho del disco 33-69 μm , promedio 47; altura de la mesa 37-71 μm , promedio 52). Cuerpos en forma de C de 47-60 μm de longitud. Rosetas y cuerpos en forma de X ausentes (Deichmann 1958, Purcell *et al.* 2012, Borrero-Pérez *et al.* sometido a EJT).

Distribución geográfica

Global: en la costa Pacífica de México, centro y Sur América, desde Baja California a Ecuador. Nacional: en el Pacífico colombiano se encuentra en las zonas rocosas y coralinas desde Cabo Marzo en el Chocó Norte hasta Bahía Málaga en el sur, incluyendo las islas Malpelo y Gorgona. (Neira y Cantera 2005, Cohen *et al.* 2009, Guevara-Fletcher *et al.* 2011, Borrero-Pérez y González-Vanegas 2020). Ámbito de profundidad: 0-39 m (Purcell *et al.* 2012).



Población

En Colombia no se han realizado trabajos específicos para conocer la densidad y los parámetros poblacionales de esta especie. Con base en observaciones realizadas en el año 2003 durante el proyecto Macrofauna III y en el año 2016 en el marco del proyecto Riscales, *I. fuscus* es una especie frecuente en el Chocó Norte, presente desde Cabo Corrientes hasta Cabo Marzo, donde se encontrarían las mayores poblaciones de la especie para el país teniendo en cuenta la extensión de los fondos rocosos.

En esta zona *I. fuscus* fue registrada en 15 y 12 estaciones de las 20 muestreadas en abril y octubre de 2016, respectivamente (Borrero-Pérez y González-Vanegas 2020).

En Gorgona durante la caracterización ecológica de sitios de buceo la especie se encontró en dos de cuatro sitios localizados en infralitorales rocosos con formaciones coralinas, y se ubicó en la categoría de abundancia C (11-100 individuos), con una densidad de 0,065 ind/m² y 0,015 ind/m² para El Laberinto y La Parguera, respectivamente. En cuanto a los sitios de buceo ubicados en montañas rocosas o bloques sumergidos, la especie se encontró en tres de seis sitios muestreados, en la categoría C para Montañita I y en la categoría B (2-10 individuos) para La Tiburonera y Montañita II, con una densidad de 0,035 ind/m² para esta última localidad (Palacios y Muñoz 2012).

Aunque los valores de densidad poblacional de la especie en el Pacífico colombiano son puntuales, para entender la posibilidad de una amenaza por pesquería es importante analizarlos en el contexto de la información de países como Ecuador (Galápagos) y México (Golfo de California, Jalisco, Michoacán, entre otras), en donde esta especie ha recibido mayor atención por la importancia de su pesquería (Glockner 2014). Valores similares a los descritos para Gorgona (alrededor de 0,05 ind/m²), son los registrados como mínimos históricos de densidad poblacional de la especie en Galápagos, registrados en 2004 como parte de un monitoreo que empezó en 1999 (Torales-Granda 2005).

En Ecuador la extracción comercial de *I. fuscus* inició en 1989 en la costa, y dos años después se trasladó a Galápagos, debido al agotamiento del stock costero (Bruckner *et al.* 2003). El monitoreo de las densidades poblacionales de *I. fuscus* en Galápagos entre 1999-2004, reveló una disminución continua alarmante de la densidad poblacional a pesar que las poblaciones eran “presumiblemente robustas” (valores máximos de 0,35 ind/m²), después de una veda de pesca de cinco años que terminó en 1999 (Torales-Granda 2005). Actualmente *I. fuscus* está sobreexplotada en Galápagos y se considera económicamente extinta (Mercier *et al.* 2013). En México, *I. fuscus* se empezó a explotar comercialmente en 1988, en la costa occidental de la península de Baja California (Ramírez-Soberón *et al.* 2001), y a principios de los 90s la demanda del recurso motivó las evaluaciones de sus poblaciones en nuevos sitios con potencial pesquero (Glockner 2014). En Jalisco se registró una densidad máxima de 0,43 ind/m² en 1991, mientras que al año siguiente se reportaron densidades mucho menores (0,006 ind/m²), por lo que se recomendó no autorizar la extracción en la zona (Glockner 2014). En Bahía de los Ángeles, Baja California, en 1992 se estimó una densidad de 0,378 ind/m² (Glockner 2014), para los años 2005-2007 la densidad fue de 0,1 ind/m² y para 2013 de 0,07 ind/m²; concluyendo que desde las primeras evaluaciones en 1992 y hasta 2013, la densidad ha disminuido un 82 %, y la talla promedio un 26 % (Glockner 2014).

Ecología

La especie habita expuesta o semi-expuesta en fondos rocosos y coralinos desde el submareal superficial hasta 39 m de profundidad (Purcell *et al.* 2012). La distribución de *I. fuscus* en el Pacífico colombiano está limitada a las áreas de fondos rocosos, como el Chocó Norte, Malpelo y Gorgona. En Bahía Málaga la especie solo se encontró en la localidad Los Negritos, en la parte externa de la bahía que presenta sustratos rocosos sumergidos unidos a islas formadas por erosión o por aglomeraciones independientes (Guevara-Fletcher *et al.* 2011).

Con base en las poblaciones de México y Galápagos, se considera a *I. fuscus* como una especie de talla grande, que puede alcanzar 36 cm de longitud (promedio 25,1 cm), y 960 g en peso fresco (promedio 458 g) (Fajardo-León *et al.* 1995). Es una especie longeva y de crecimiento lento, que alcanza la madurez sexual a los cinco años, con una talla aproximada de 21 cm (Herrero-Pérezrul *et al.* 1999, Herrero-Pérezrul y Reyes-Bonilla 2008), por lo que la talla mínima de captura establecida para la especie es ≥ 20 cm (Toral-Granda 2005, Glockner 2014), aunque en algunas localidades se ha establecido en 19 cm (Glockner 2014).

I. fuscus es una especie dioica, aunque se han registrado casos de hermafroditismo, lo cual puede estar favorecido por las bajas densidades de las poblaciones debido a la sobrepesca (Herrero-Pérezrul *et al.* 1999). La proporción de machos y hembras en el medio natural es 1:1, y no presenta dimorfismo sexual (Herrero-Pérezrul 1994).

El ciclo reproductivo en el Golfo de California es anual, y el desove se presenta entre mayo-septiembre, influenciado por el incremento de la temperatura del agua (Fajardo-León *et al.* 1995, Herrero-Pérezrul *et al.* 1999). En Galápagos se ha registrado actividad reproductiva durante todo el año, con desoves mensuales entre una y cuatro noches después de luna nueva, sin importar la temperatura (Mercier *et al.* 2007). La fertilización es externa y el periodo larval pelágico dura 22-27 días, cuando ocurre el asentamiento de los juveniles de 1 mm de longitud. A los 72 días alcanzan 3,5 cm y a los 110 días 8 cm (Hamel *et al.* 2003, Mercier *et al.* 2007).

El éxito de la fertilización en los pepinos de mar depende de la dispersión espacial de los reproductores, por lo que es importante conocer la densidad mínima necesaria, la cual se conoce para pocas especies (Bell *et al.* 2008). Para las poblaciones de *I. fuscus* de Galápagos, se ha establecido que se requieren aproximadamente 1,2 ind/m² para alcanzar un 50 % de éxito de fertilización (Shepherd *et al.* 2004). En ese sentido, se ha sugerido que proteger suficientes desovadores en zonas protegidas de no-pesca puede ser una herramienta de manejo más eficiente que controlar las tasas de captura total permitida (Uthicke 2004).

Usos

En el Pacífico colombiano no se tienen registros confirmados de pesquería, ni de comercialización de *Isostichopus fuscus*, sin embargo, esta es la especie de pepino de mar de mayor interés comercial en el Pacífico Oriental Tropical, y está incluida en el catálogo de la FAO, donde se registra que en los mercados minoristas de Hong Kong se vende a 1,4 USD por unidad fresca (Purcell *et al.* 2012). De acuerdo con Purcell *et al.* (2014) el precio de mercado máximo promedio para los pepinos de mar en la categoría En peligro (EN) de la Lista Roja de la UICN, incluido *I. fuscus*, es de USD 1.030/kg.

Cerca del 90 % de la producción global de pepino de mar se consume en el sureste de Asia, siendo China y Hong Kong los principales mercados de importación (Ferdouse 2004). En México y Ecuador la especie se empezó a explotar comercialmente en 1988 y 1989, respectivamente (Bruckner *et al.* 2003, Ramírez-Soberón *et al.* 2001), y comenzó después del agotamiento de los pepinos de mar en los caladeros tradicionales en Asia (Purcell *et al.* 2012).

Los pepinos de mar también se cultivan, principalmente en países asiáticos, como una alternativa a la sobrepesca que ha agotado poblaciones de especies comerciales; y actualmente existe un interés

creciente en esa actividad en otros países, incluyendo Colombia, enfocado a las especies del Caribe (Lovatelli *et al.* 2004, Zacarías-Soto *et al.* 2013, Puentes *et al.* 2014, Gómez-León *et al.* 2015, Martínez *et al.* 2016). Sin embargo, en Ecuador y México, *I. fuscus* es una de las especies de mayor interés para cultivo (Fajardo-León *et al.* 1995, Herrero-Pérezrul *et al.* 1999, Hamel *et al.* 2003, Mercier *et al.* 2004, Mercier *et al.* 2007).

En general, los pepinos de mar se utilizan como alimento después de un proceso que normalmente implica eviscerado, hervido y secado (Conand y Byrne 1993). Se consume principalmente su pared corporal deshidratada, seca o congelada, que se conoce como “trepang” o “beche de mer” (Conand 2004). Son muy valorados por su alto contenido proteínico y su gran valor nutricional; y debido a que son invertebrados ricos en componentes bioactivos son cada vez más utilizados en las industrias farmacéutica, cosmética y nutracéutica (Siahaan *et al.* 2017, Pangestuti y Arifin 2018).

Amenazas

Los pocos datos de densidad de la especie en el Pacífico colombiano (isla Gorgona 0,015-0,065 ind/m²), son similares a los mínimos históricos de las poblaciones bajo explotación, lo que sumado a los antecedentes y la situación actual de las poblaciones que han soportado importantes pesquerías en la región, permiten prever una amenaza para la especie en Colombia, por las características de la pesquería (*i.e.* itinerante, de auge y caída, a veces ilegal). Actualmente, *I. fuscus* se encuentra bajo explotación en países como Ecuador, México, Panamá, Perú y Costa Rica (Mercier *et al.* 2013). Previo a su explotación se consideraba como una de las especies de invertebrados más conspicuas del Pacífico Oriental Tropical, sin embargo, actualmente las poblaciones están decreciendo en la mayor parte de su rango de distribución nativo, y las medidas de manejo y conservación implementadas (*e.g.* captura total permitida, talla mínima de captura, y veda reproductiva) parecen insuficientes para recuperar las densidades poblacionales y asegurar su aprovechamiento sostenible en Galápagos y el Golfo de California (Torral-Granda 2005, Herrero-Pérezrul y Reyes-Bonilla 2008, Glockner 2014, Ramírez-González *et al.* 2020).

La ilegalidad de la pesquería de pepino de mar, su carácter itinerante de acuerdo a la disponibilidad del recurso, la alta demanda en el mercado asiático y las características biológicas intrínsecas incrementan las amenazas sobre la especie. En general los pepinos de mar son especialmente vulnerables a la sobrepesca por ser animales sedentarios, con movilidad limitada y preferencia de hábitats, fáciles de recolectar y que no requieren técnicas complejas de pesca; además, presentan bajos índices de reclutamiento y madurez tardía (Uthicke y Benzie 2000, Uthicke *et al.* 2004, Uthicke y Conand 2005). Adicionalmente, por ser invertebrados con desove por difusión, el éxito reproductivo depende de la densidad poblacional. Por tanto, una fuerte presión pesquera puede dar lugar a una disminución de la densidad y biomasa de adultos, al punto que las poblaciones no pueden recuperarse si se reducen por debajo de una biomasa crítica (Conand 2004). Sumado a estas características biológicas, la pesquería de pepinos de mar es del tipo auge y caída, en las cuales, aunque se presenta la recuperación parcial de las poblaciones, el desgaste a largo plazo usualmente lleva al agotamiento local del recurso, causando pérdida de diversidad genética y disminución del potencial reproductivo de las poblaciones, lo que podría estar ocurriendo ya en los países vecinos, y podría generar el aislamiento de las poblaciones de Colombia, reduciendo su resiliencia ante una eventual amenaza.

Por último, el procesamiento de los pepinos de mar ocasiona una pérdida de peso en promedio del orden de diez veces entre el peso fresco y el peso seco, lo que incrementa su vulnerabilidad (Conand y Byrne 1993). La reducción exacta depende del tipo de proceso y, en alguna medida, de la especie particular involucrada. Sonnenholzner (1997) estima un peso húmedo promedio de 271 g para *I. fuscus* en las Islas Galápagos; usando la tasa de conversión de 10 pepinos de mar secos por uno fresco, se obtiene un número promedio de alrededor de 37.000 individuos secos por tonelada de producto.

Medidas de conservación tomadas

Actualmente no hay ninguna medida de conservación dirigida a la especie en Colombia; sin embargo, los Parques Nacionales Gorgona, Urumba-Bahía Málaga, y el Santuario de Fauna y Flora Malpelo protegen parte de su área de distribución en el Pacífico colombiano. A nivel global la especie se encuentra en la categoría En Peligro (EN) de la Lista Roja de la UICN, y fue incluida en el Apéndice III de la CITES por Ecuador.

Medidas de conservación propuestas

Teniendo en cuenta el escaso conocimiento sobre los pepinos de mar de interés comercial en Colombia, y la necesidad de información para conocer el impacto que podría generar la pesca ilegal en Colombia, y la que se registra en los países vecinos, para diseñar medidas de manejo y conservación, se propone avanzar en el estudio de la especie. Específicamente, caracterizar las poblaciones naturales de *I. fuscus* en todas las áreas de distribución en el Pacífico colombiano, estimando densidad y parámetros poblacionales, para entender su dinámica natural a mediano y largo plazo, y su significado en relación a las poblaciones de la especie de otras áreas del Pacífico Oriental Tropical. Además, es clave caracterizar la diversidad, el flujo genético y la estructura de las poblaciones de *I. fuscus* del Pacífico colombiano y de otras localidades del Pacífico Oriental Tropical, considerando el efecto de la presión pesquera en los países vecinos en la conectividad y las características genéticas de la especie.

Se considera prioritario revisar la normativa que debe aplicarse a este recurso hidrobiológico, y generar medidas de control para disminuir el impacto de la pesca ilegal. En este sentido, a pesar de las evidencias de una determinada actividad pesquera, Gómez-León *et al.* (2015) e INVEMAR (2015), con base en información sobre las especies del Caribe, recomiendan que el pepino de mar siga siendo considerado un recurso hidrobiológico en Colombia, y no pesquero, basados en la vulnerabilidad del recurso ante un nivel de explotación pesquera, debido a sus características biológicas. Puentes *et al.* (2014) coinciden con esta recomendación, también considerando que las especies son altamente vulnerables; sin embargo, teniendo en cuenta el potencial para cultivo, ellos sugieren solicitar la declaratoria del pepino de mar como recurso pesquero con algunas recomendaciones, entre ellas prohibir su captura del medio natural a través de acto administrativo expedido por la AUNAP, y permitir el desarrollo de proyectos de cultivo solo de especies nativas, con parámetros de sostenibilidad ambiental y financiera, y bajo ciertas condiciones concertadas con las autoridades ambientales regionales (CAR's), la Autoridad Marítima (DIMAR) y la AUNAP.

Autoría

Giomar H. Borrero-Pérez y Juliana Vanegas.

Lista de especies por categorías

Categoría	Página de la ficha
En Peligro Crítico (CR)	
<i>Acropora cervicornis</i>	41
<i>Holothuria (Halodeima) mexicana</i>	173
<i>Penaeus occidentalis</i>	163
En Peligro (EN)	
<i>Acropora palmata</i>	48
<i>Cittarium pica</i>	103
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	54
<i>Gecarcinus ruricola</i>	145
<i>Ophiothrix synoecina</i>	187
<i>Polymesoda arctata</i>	116
Vulnerable (VU)	
<i>Aliger gigas</i>	84
<i>Anachis coseli</i>	92
<i>Anadara tuberculosa</i>	95
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	100
<i>Callinectes bocourti</i>	121
<i>Callinectes sapidus</i>	125
<i>Cardisoma guanhumi</i>	129
<i>Carpilius corallinus</i>	135

Categoría	Página de la ficha
<i>Emerita portoricensis</i>	139
<i>Gecarcinus lateralis</i>	142
<i>Gorgonia ventalina</i>	59
<i>Hippa testudinaria</i>	149
<i>Isostichopus badionotus</i>	180
<i>Larkinia grandis</i>	110
<i>Maguimithrax spinosissimus</i>	152
<i>Muracypraea mus</i>	113
<i>Muricea austera</i>	65
<i>Muricea crassa</i>	69
<i>Mussa angulosa</i>	72
<i>Pacifigorgia cairnsi</i>	76
<i>Pacifigorgia irene</i>	79
<i>Panulirus argus</i>	157
<i>Penaeus schmitti</i>	168
Casi Amenazadas (NT)	
<i>Diadema antillarum</i>	312
<i>Donax denticulatus</i>	256
<i>Donax dentifer</i>	259
<i>Eusmilia fastigiata</i>	192

Categoría	Página de la ficha
<i>Isostichopus fuscus</i>	329
<i>Jenneria pustulata</i>	265
<i>Melongena melongena</i>	268
<i>Orbicella annularis</i>	207
<i>Orbicella faveolata</i>	213
<i>Orbicella franksi</i>	218
<i>Pacifigorgia eximia</i>	222
<i>Penaeus notialis</i>	298
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	232

Datos Insuficientes (DD)

<i>Anadara similis</i>	237
<i>Astropyga pulvinata</i>	309
<i>Cardisoma crassum</i>	291
<i>Cassis flammea</i>	241
<i>Cassis madagascariensis</i>	244
<i>Cassis tuberosa</i>	247
<i>Charonia variegata</i>	250
<i>Cyphoma gibbosum</i>	253
<i>Eburna glabrata</i>	262
<i>Gorgonia flabellum</i>	197
<i>Holothuria (Halodeima) grisea</i>	322

Categoría	Página de la ficha
<i>Holothuria glaberrima</i>	317
<i>Millepora complanata</i>	200
<i>Mycetophyllia ferox</i>	203
<i>Octopus zonatus</i>	272
<i>Olivella ankei</i>	275
<i>Pachybatron tayrona</i>	278
<i>Pacifigorgia stenobrochis</i>	226
<i>Panulirus gracilis</i>	295
<i>Pinna rugosa</i>	281
<i>Plexaurella dichotoma</i>	229
<i>Propustularia surinamensis</i>	284
<i>Protrachypene precipua</i>	302
<i>Rimapenaeus byrdi</i>	305
<i>Simnialena rufa</i>	287

- Abbott, R.T. 1974. American seashells. The marine Mollusca of the Atlantic and Pacific coast of North America. 2nd. Edition. Van Nostrand Reinhold Company. New York. 663 p.
- Abele, L.G. y W. Kim. 1986. An Illustrated Guide to the Marine Decapod Crustaceans of Florida. Technical Series of the State of Florida Department of Environmental Regulation 8: 1-391.
- Abril, A., C. Orozco, N. Bolaños y H. Bent. 2012. 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. *Rev. Mar. Cost.*, 4: 51-65.
- Acosta, A. y A. Acevedo. 2006. Population structure and colony condition of *Dendrogyra cylindrus* (Anthozoa: Scleractinia) in Providencia Island, Colombian Caribbean. *Proc. 10th Int. Coral Reef Symp.*: 1605-1610.
- Acosta, E.A., E. Gómez., T. Romero., G.E. Cadavid y C.X. Moreno. 2009. Identificación molecular de poblaciones bacterianas asociadas al Caracol Pala (*Strombus gigas*) del Caribe Colombiano. *Acta Biol. Colomb.*, 14: 69-84.
- Acosta, E.J., A. Rodríguez-Forero, B. Werding y A. Kunzmann. 2021A. Effect of density, temperature and diet on the growth, survival and development of larvae and juveniles of *Isostichopus* sp. *Aquac. Res.*, 52: 611-624.
- Acosta, E.J., A. Rodríguez-Forero, B. Werding y A. Kunzmann. 2021B. Ecological and reproductive characteristics of holothuroids *Isostichopus badionotus* and *Isostichopus* sp. in Colombia. *PLoS ONE*, 16(2): e0247158.
- Aeby, G.S. y D.L. Santavy. 2006. Factors affecting susceptibility of the coral *Montastraea faveolata* to black-band disease. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 318: 103-110.
- Agudelo, V. y A. Rodríguez. 2015. Advances on spontaneous captive breeding and culture conditions of Caribbean Sea cucumber *Stichopus* sp. *SPC Beche-de-mer Information Bulletin*, 35: 50-57.
- Agudelo-Martinez, V. y A. Rodríguez-Forero. 2017. Gametogenesis, spawning and larval development of *Isostichopus* sp. aff. *badionotus*. *SPC Beche-de-Mer Information Bulletin*, 37: 65-74.
- Aguilar-Aramburo, A. 2019. Medidas de manejo comunitario para la conservación y aprovechamiento sostenible de los recursos no ícticos, piangua, cangrejo azul y jaiba, asociados al manglar, en el Consejo Comunitario Bajo Mira y Frontera, región Cabo Manglares, Nariño. Tesis de grado. Universidad Autónoma de Occidente. Cali. 90 p. + Anexos.
- Aguirre-Aguirre, A. 2006. Comparación estacional de la comunidad de macroinvertebrados epibentónicos asociados a praderas de *Thalassia testudinum* en La Guajira, Caribe colombiano. Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. 68 p.
- Aguirre-Aguirre, A., G. Duque y D.I. Gómez-López. 2007. Caracterización de la fauna de macroinvertebrados epibentónicos asociados a praderas de *Thalassia testudinum* (Banks ex König, 1805) en La Guajira, Caribe Colombiano. *Proc. GCFI*, 58: 56-61.
- Ahyong, S.T., J.K. Lowry, M. Alonso, R.N. Bamber, G.A. Boxshall *et al.* 2011. Subphylum Crustacea Brünnich, 1772. En: Zhang, Z.-Q. (Ed.) *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*. *Zootaxa*, 3148(1): 165-191.
- Aktipis, S.W. y G. Giribet. 2010. A phylogeny of Vetigastropoda and other 'archaeogastropods': reorganizing old gastropod clades. *Invertebr. Biol.*, 129: 220-240.
- Aktipis, S.W., G. Giribet, D.R. Lindberg y W.F. Ponder. 2008. Gastropod phylogeny: an overview and analysis. 201-237. En: Lindberg, D.R. y W.F. Ponder (Eds.). 2008. *Phylogeny and Evolution of the Mollusca*. University of California Press, Berkeley, CA, USA.
- Alayón, L.M. 2005. Cangrejos Negros Con y sin Fin: Regulaciones Externas y Apropiaciones Locales en el Manejo de un Recurso en Las Islas de Providencia y Santa Catalina. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá - Colombia. 167 p. + Anexos.
- Alcolado, P.M. 1976. Crecimiento, variaciones morfológicas de la concha y algunos datos biológicos del cobo *Strombus gigas* L. (Mollusca, Mesogastropoda). *Academia de Ciencias de Cuba, Instituto de Oceanología, Serie Oceanológica*, 34: 1-36.

- Aldana-Aranda, D. 2006. Overview del patrón reproductivo del caracol *Strombus gigas* para diferentes localidades del Caribe. Proc. GCFI, 57: 771- 790.
- Alegría, J.R. 1982. Algunos aspectos biológico-pesqueros de la langosta *Panulirus argus* (Latreille) en la Guajira colombiana. INDERENA-Divulgación Pesquera, 18(1-2): 1-27.
- Alemán, S. y E. Ordinola. 2017. Ampliación de la distribución sur de *Ucides occidentalis* (Decapoda: Ucididae) y *Cardisoma crassum* (Decapoda: Gecarcinidae). Rev. Peru. Biol, 24(1): 107-110.
- Allain, J. 1976. Erizos de la Costa Norte de Colombia. Informe Museo del Mar, 15: 1-18.
- Almy, C.C. Jr. y C. Carrion. 1963. Shallow-water stony corals of Puerto Rico. Caribb. J. Sci., 3: 133- 162.
- Altamar, J., E. Choles, S. Jiménez, E. Zambrano, J. De la Hoz-M et al. 2019. Composición de las capturas e indicadores biológico-pesqueros resultantes de los muestreos efectuados a bordo en el Pacífico y el Caribe colombiano (periodo junio-diciembre 2019). Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá, 44 p.
- Alvarado, E.M. 2008. Efecto de las lesiones naturales sobre la fecundidad: Implicaciones en la estructura de talla de una población del coral *Montastraea annularis* en un arrecife degradado del Caribe colombiano. Tesis Doctor en Ciencias-Biología, Universidad del Valle, 128 p.
- Alvarado, E.M y A. Acosta. 2009A. Population size-structure of the reef coral *Montastraea annularis* in two contrasting reefs of a marine protected area in the southern Caribbean Sea. Bull. Mar. Sci., 85(1): 61-76.
- Alvarado, E.M y A. Acosta. 2009B. Fertilidad y fecundidad de *Montastraea annularis* en un arrecife degradado. Bol. Invest. Mar. Cost., 38(2): 91-108.
- Alvarado, E. y A. Acosta. 2009C. Lesiones naturales y regeneración de tejido en ramets del coral *Montastraea annularis* (Scleractinia: Faviidae) en un arrecife degradado del Caribe colombiano. Rev. Biol. Trop., 57(4): 939-954.
- Alvarado, E.M. y H.A. Henao. 2014. Arrecifes de coral en isla Barú-Argos: Abundancia y estructura de las tallas de las poblaciones de corales en el arrecife Barú-Argos. 81-139. En: Alvarado, E.M. y H.A. Henao (Eds.). Estado actual de salud de la comunidad sésil bentónica y peces de los arrecifes someros de Barú-Argos y el Parque Nacional Natural Corales Del Rosario y San Bernardo, Caribe Colombiano. Informe del proyecto Línea base y revisión corporativa de servicios ecosistémicos. ECORAL.
- Alvarado, E.M., F. Duque, L. Flórez y R. Ramírez. 1986. Evaluación cualitativa de los arrecifes coralinos de las Islas del Rosario (Cartagena - Colombia). Bol. Ecotrópica, 15: 1- 30.
- Alvarado, E.M., V. Pizarro, V. Carrillo y C. González. 2010. Estado de conservación y patrones demográficos de especies de coral amenazadas de las familias Acroporidae, Mussidae y Faviidae en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Colombia). Determinación de la estructura de talla de las poblaciones y estado de salud. Resultados de Investigación. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 3(8): 18 p.
- Alvarado, E.M., C. Olarte, M. Gómez y L. Rojas. 2014. Arrecifes de coral en isla Barú-Argos: Estructura de tallas de las poblaciones de especies de corales escleractinios del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. 291-331. En: Alvarado, E.M. y H.A. Henao (Eds.). Estado actual de salud de la comunidad sésil bentónica y peces de los arrecifes someros de Barú-Argos y el Parque Nacional Natural Corales Del Rosario y San Bernardo, Caribe Colombiano. Informe del proyecto Línea base y revisión corporativa de servicios ecosistémicos. ECORAL.
- Alvarado, J.J. y F.A. Solís-Marín. 2013. Echinoderm Research and Diversity in Latin America. Springer. 658 p.
- Alvarado, J.J., E.P. Ortiz, M. Benavides y M.V. Toral-Granda. 2013. *Holothuria glaberrima*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T180252A1606029. Consultado 18/09/2017.
- Alvarado-Chacón, E.M., L.A. Gómez-Lemos, N.P., Sierra-Sabalza, A.M., Hernández-Chamorro, J.P., Lozano-Peña et al. 2020. Early life history of the Caribbean coral *Orbicella faveolata* (Scleractinia: Merulinidae). Rev. Biol. Trop., 68(4): 1262-1274.
- Álvarez, L.R. 1981. Listado preliminar de los equinodermos de la costa Atlántica colombiana. Boletín Museo del Mar, 10: 24-39.
- Álvarez-León, R. 2015. Los Portunidae en las pesquerías de Colombia: mar Caribe y océano Pacífico. Ciencia pesquera, 23: 115-134.

- Álvarez-León, R. y H. Bravo-Pazmiño. 1998. Moluscos y crustáceos asociados a los manglares del Pacífico colombiano y aprovechados por las comunidades negras. Proyecto Conservación y manejo para el uso múltiple y el desarrollo de los manglares en Colombia. Informe técnico No. 29. Ministerio del Medio Ambiente- ACOFORE-OIMT. Bogotá.
- Amado, A.C., Y. Díaz y V. Puentes. 2012. Evaluación ambiental integral de la pesquería de langosta espinosa en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. Proc. GCFI, 65: 476-484.
- Andrade de Pasquier, G. y E.P. Pérez. 2004. Age and growth of the White shrimp *Litopenaeus schmitti* in Western Venezuela. Interciencia, 29(4): 212-218.
- Angulo, W. 2007. Resultados del monitoreo de veda artesanal del camarón de aguas someras en el Pacífico colombiano. Enero-febrero 2007. Informe Técnico Final. INCODER. Buenaventura, 11 p.
- Angulo, W. y J. Casquete. 2013. Informe monitoreo artesanal post-veda del camarón del Pacífico colombiano marzo 2013. Informe técnico. AUNAP-WWF. Cali. 11 p.
- ANON. 1999. Report on the Queen Conch Stock Assessment and Management Workshop. Belize City, Belize, 15-22 March 1999. Caribbean Fisheries Management Council and CARICOM Fisheries Resources Assessment and Management Programme.
- Appeldoorn, R.S. 1988. Age determination, growth, mortality and age of first reproduction in adult queen conch, *Strombus gigas* L., off Puerto Rico. Fish. Res., 6: 363-378.
- Appeldoorn, R.S. y B. Rodríguez. 1994. Queen Conch biology, fisheries and mariculture. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Appeltans, W., S.T. Ahyong, G. Anderson, M.V. Angel, T. Artois *et al.* 2012. The magnitude of global marine species diversity. Curr. Biol., 22: 2189-2202.
- Aramoni-Serrano, G.P. 1982. Alimentación de las langostas *Panulirus inflatus* (Bouvier) y *P. gracilis* Streets en Zihuatanejo, Guerrero, y su relación con el bentos. Tesis Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 66 p.
- Ardila, C.L. y J.R. Cantera. 1989. Diagnóstico de la pesca artesanal de moluscos en algunas regiones del Pacífico colombiano. Chile. Viña del Mar, Memorias del Simposio Internacional de los Recursos Vivos y las Pesquerías en el Pacífico Sudeste. 397-403.
- Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Ardila, N.E., J. Reyes, N. Santodomingo y N. Cruz. 2006. Estado actual del conocimiento de los invertebrados marinos de Colombia. Tomo II, 240-256. En: Chavez, ME y M. SantaMaría (Eds.). Informe sobre el avance en el conocimiento y la información de la biodiversidad 1998-2004. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia. 2 Tomos.
- Ardila, N.E., H. Hernández, A. Muñoz-Ortiz, Ó.J. Ramos, E. Castro *et al.* 2020. Multi-Year Density Variation of Queen Conch (*Aliger gigas*) on Serrana Bank, Seaflower Biosphere Reserve, Colombia: Implications for Fisheries Management. Front. Mar. Sci., 7:646.
- Arias-Hernández, O., E. Alcendra-Pabón, O.J. Carreño-Montoya, E. Cabrera-Duran, R.O. Corvacho-Narváez *et al.* 2017. Sea Cucumber (*Isostichopus* sp. aff. *badionotus*) Dry-Salting Protocol Design. Natural Resources 8: 278-289.
- Aronson, R., A. Bruckner, J. Moore, B. Precht y E. Weil. 2008A. *Acropora cervicornis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133381A3716457. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133381A3716457.en>. Consultado 24/03/2021.
- Aronson, R., A. Bruckner, J. Moore, B. Precht y E. Weil. 2008B. *Acropora palmata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133006A3536699. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133006A3536699.en>. Consultado 24/03/2021.
- Aronson, R., A. Bruckner, J. Moore, B. Precht y E. Weil. 2008C. *Dendrogyra cylindrus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133124A3582471. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133124A3582471.en>. Consultado 24/03/2021.

- Aronson, R., A. Bruckner, J. Moore, B. Precht y E. Weil. 2008D. *Mycetophyllia ferox*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133356A3705165. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133356A3705165.en>. Consultado 06/03/2021.
- Aronson, R., A. Bruckner, J. Moore, B. Precht y E. Weil. 2008E. *Montastraea annularis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133134A3592972. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133134A3592972.en>. Consultado 24/03/2021.
- Aronson, R., Bruckner, A., Moore, J., Precht, B. y E. Weil. 2008F. *Montastraea faveolata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133373A3712432. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133373A3712432.en>. Consultado 24/03/2021.
- Aronson, R., A. Bruckner, J. Moore, B. Precht y E. Weil. 2008G. *Montastraea franksi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133012A3542659. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133012A3542659.en>. Consultado 24/03/2021.
- Arroyave-Rincón, A., V. Amortegui-Torres, J.F. Blanco-Libreros y A. Taborda-Marín. 2014. Efecto de borde sobre la población del cangrejo azul *Cardisoma guanhumi* (Decapoda: Gecarcinidae) en el manglar de la bahía El Uno, Golfo de Urabá (Colombia): una aproximación a su captura artesanal. *Actual. Biol.*, 36(100): 47-57.
- Arteta-Bonivento, R. 2009. Cangrejos en el delta del río Ranchería, Riohacha (Colombia) (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat.*, 13(1): 140-152.
- Atkin, H. 2004. The distribution and abundance of the black land crab (*Gecarcinus ruricola*) in accordance with catch effort, within the Archipelago of San Andrés, Colombia. M.Sc. dissertation, School of Life Sciences, Heriot-Watt University.
- AUNAP-UNIVERSIDAD DEL MAGDALENA. 2013. Informe Técnico preliminar, Convenio 018 de 2012 "Evaluación directa de la Biomasa y Distribución espacial de las especies de camarón de aguas someras (CAS) en el Caribe colombiano". Santa Marta. 22 p.
- Ávila-Poveda, O.H. 2004. Ciclo reproductivo del Caracol Pala *Strombus gigas* Linnaeus 1758 (Gastropoda: Caenogastropoda: Strombidae) del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe insular colombiano. M.Sc. Tesis, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida. Yucatán, México. 81 p.
- Baeza, J.A., J.R. Anderson, A.J. Spadaro y D. Behringer. 2012. Sexual dimorphism, allometry, and size at first maturity of the Caribbean king crab, *Mithrax spinosissimus*, in the Florida Keys. *J. Shellfish Res.*, 31(4): 909-916.
- Baine, M., R. Hartnoll y E. Taylor. 2005. Sustainable management of the Black Land Crab, *Gecarcinus ruricola*, Colombia. (162/11/015). Final Report. April, Darwin Initiative for the survival of the species. Heriot Watt University.
- Baine, M., M. Howard, E. Taylor, J. James, A. Velasco *et al.* 2007. The development of management options for the black land crab (*Gecarcinus ruricola*) catchery in the San Andres Archipelago, Colombia. *Ocean Coast. Manag.*, 50(2007): 564-589.
- Ballesteros, F., C. García-Valencia, M. Rueda, K. Gómez y L.S. Mejía. 2007. Abundancia y caracterización de la pesquería del caracol pala *Strombus gigas* (Mollusca: Strombidae) en el Archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano. *Proc. GCFI*, 58: 372-376.
- Baos, R.A. y L.A. Zapata. 2014. Acercamiento biológico pesquero al recurso langosta (*Panulirus gracilis*) sobre la línea costera del istmo de Pichidó. Buenaventura, Valle del Cauca. Informe técnico de consultoría WWF-Colombia. 9 p.
- Baqueiro, E., D. Murillo y C.M. Medina. 2000. Aspectos biológicos pesqueros del recurso caracol en la zona norte del Estado de Campeche, México. *Proc. GCFI*, 51: 16-59.
- Baquero, E., L. Frenkiel y D. Aldana. 2007. One more threat for the queen conch *Strombus gigas*? Coccidian (Apicomplexa) Infection of *S. gigas* digestive gland: Preliminary results. *Proc. GCFI*, 5: 397-402.
- Barbet-Massin, M., F. Jiguet, C.H. Albert y W. Thuiller. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods Ecol. Evol.*, 3(2): 327-338.
- Barragán, V.J. 1981. Distribución de las langostas de espinas en el Pacífico colombiano (Decápoda: Palinuridae). *Rev. Divulgación pesquera INDERENA*. Vol. XV N° 3.

- Barrero-Canosa, J., L. Dueñas y J.A. Sánchez. 2013. Isolation of potential fungal pathogens in gorgonian corals at the Tropical Eastern Pacific. *Coral Reefs*, 32: 35-41.
- Barreto, C. (Ed). 2019. Documento técnico base para el establecimiento de cuotas globales de pesca para la vigencia 2020. Documento técnico de propuesta para el Comité Ejecutivo de la Pesca CEP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca AUNAP. Dirección Técnica de Inspección y Vigilancia DTIV, Oficina de Generación del Conocimiento y la Información OGCI y Dirección Técnica de Administración y Fomento. 226 p.
- Barreto, C.G. (Ed.). 2020. Documento técnico base para el establecimiento de cuotas globales de pesca para la vigencia 2021. Documento Técnico de propuesta para el Comité Ejecutivo de la Pesca CEP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca AUNAP. Dirección técnica de Inspección y Vigilancia DTIV, Oficina de Generación del Conocimiento la Información OGCI y Dirección Técnica de Administración y Fomento. 423 p.
- Barrios, L.M. 2000. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos en el Caribe colombiano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia-INVEMAR. Santa Marta. 150 p.
- Barrios-Saucedo, L.M. 2008. Aspectos biológicos y ecológicos del cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825) en la Bahía de Cispatá, Caribe colombiano. Tesis Biología Marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, Colombia. 124 p.
- Bauer, B., P. Fioroni, I. Ide, S. Liebe, J. Oehlmann *et al.* 1995. TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: a possible indicator of tributyltin pollution. *Hydrobiologia*, 309(1-3): 15-27.
- Bayer, F.M. 1961. The shallow-water Octocorallia of the West Indian region. A manual for marine biologists. Smithsonian Institution. Washington. 373 p + 27 láminas.
- Bayraktarov, E., V. Pizarro, C. Eidens, T. Wilke y C. Wild. 2013. Bleaching susceptibility and recover of Colombian Caribbean corals in response of water current exposure upwelling. *PLoS ONE*, 8(11): e80536.
- Beck, G., R. Miller y J. Ebersole. 2008. Significance of immune responses in *Diadema antillarum* to Caribbean wide mass mortality. 224-228. En: Proc. 11th Int. Coral Reef Symp., Fort Lauderdale, Florida, 7-11 July 2008.
- Beck, G., R. Miller y J. Ebersole. 2014. Mass mortality and slow recovery of *Diadema antillarum*: Could compromised immunity be a factor? *Mar. Biol.*, 161: 1001-13.
- Behringer, D.C., M.J. Butler IV y J.D. Shields. 2010. A review of the lethal Spiny Lobster Virus PaV1 - Ten years after its discovery. *Proc. GCFI*, 62: 370-375.
- Bejarano, S., N. Manrique y J. Garzón-Ferreira. 2006. Recent partial mortality and other health conditions of the sea fan *Gorgonia ventalina* (Cnidaria: Gorgoniidae) in Santa Marta, Colombian Caribbean, 15 years after a mass mortality event. Proc. 10th Int. Coral Reef Symp. Okinawa, Japan: 982-988.
- Bell, J.D., S.W. Purcell y W.J. Nash. 2008. Restoring small-scale fisheries for tropical sea cucumbers. *Ocean Coast. Manag.*, 51(8-9): 589-593.
- Benavides-Serrato, M. 2009. Decomiso de pepinos de mar en la zona costera de Santa Marta. Concepto técnico tipo C. Instituto de investigaciones marinas y costeras "José Benito Vives de Andrés" - INVEMAR. Santa Marta. 15p.
- Benavides-Serrato, M., G.H. Borrero-Pérez y O.D. Solano. 2002. *Diadema antillarum*. 156-158. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Bermúdez, A., N.H. Campos y G.R. Navas. 2002A. *Cardisoma guanhumi*. 120-122. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Bermúdez, A., N.H. Campos y G.R. Navas. 2002B. *Carpilius corallinus*. 118-119. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Bermudez, A., N.H. Campos y G.R. Navas. 2002C. *Mithrax spinosissimus*. 116-117. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.

- Bermúdez, A., N.H. Campos y G.R. Navas. 2002D. *Panulirus argus*. 113-115. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Bermúdez, A., N.H. Campos y G.R. Navas. 2002E. *Litopenaeus occidentalis*. 105-107. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Bermúdez, A., N.H. Campos y G.R. Navas. 2002F. *Litopenaeus schmitti*. 108-109. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Bernal, J.D. 2012. Evaluación del estado actual de conservación de cuatro parches arrecifales en la zona nor-occidental de Isla Fuerte, Caribe colombiano. Tesis Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. 58 p.
- Bernal-Sotelo, K., A. Acosta y J. Cortés. 2019. Decadal change in the population of *Dendrogyra cylindrus* (Scleractinia: Meandrinidae) in Old Providence and St. Catalina Islands, Colombian Caribbean. *Front. Mar. Sci.*, 5:513.
- Bernard, F.R. 1983 Catalogue of the living bivalvia of the eastern Pacific Ocean: Bering Strait to Cape Horn. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 61. 102 p.
- Betancourth, J. y J. Cantera. 1978. Estudio ecológico y económico de la piangua. Memorias Primer Seminario sobre el Océano Pacífico sudamericano. Cali, Colombia. 6 p.
- Bieler, R. 1992. Gastropod phylogeny and systematics. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 23: 311-338.
- BIOREDD. 2014. Análisis de vulnerabilidad de las pesquerías artesanales del Municipio de Buenaventura, Pacífico colombiano. Reporte subcontrato (BR-SUBK-FP-029) USAID-Colombia. 24 p.
- Blanco, J.F. 2009. Banana crop expansion and increased river-borne sediment exports to the Gulf of Urabá, Caribbean coast of Colombia. *Ambio*, 38(3): 181-183.
- Blanco, J.F., E.A. Estrada, L.F. Ortiz y L.E. Urrego. 2012. Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) case study. International Scholarly Research Network. [en línea]. Consultado 03/05/2017.
- Boehs, G. y A.R.M. Magalhães. 2004. Simbiontes asociados con *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin) (Mollusca, Bivalvia, Veneridae) na Ilha de Santa Catarina e região continental adjacente, Santa Catarina, Brasil. *Rev. Brasileira Zoo.*, 21: 865-869.
- Bohórquez, C.A. 1988. Coral bleaching on the Central Colombian Caribbean. *Proc. Assoc. Is. Mar. Lab. Carib.* 21-52.
- Bolaños-Cubillos, N., N. Campos y E. Márquez. 2016. Variación fenotípica de la langosta espinosa *Panulirus argus* (Decapoda: Paniluridae) en el Caribe Suroccidental. *Rev. Biol. Trop.*, 64(3): 975-990.
- Bolívar, G. 1984. Evaluación de la oferta de semilla de *Anadara* spp. en el estero Veneno, Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Informe Técnico, 8 p.
- Borda, C.A. y E.G. Portilla M. 1998. Talla de captura, madurez sexual, comercialización y recomendaciones para el manejo de la *Anadara tuberculosa* (piangua hembra) en la Ensenada de Tumaco (Nariño), Pacífico Colombiano. Colombia, Memorias XI Seminario Nacional de Política, Ciencias y Tecnologías del Mar, en conmemoración del Año Internacional de los Océanos, Comisión Colombiana de Oceanografía CCO, COLCIENCIAS, [CD-ROM].
- Borda, C.A. y R. Cruz. 2004A. Reproducción y reclutamiento del molusco *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) en el Pacífico colombiano. *Rev. Invest. Mar.*, 25: 177-184.
- Borda, C.A. y R. Cruz. 2004B. Crecimiento y tasas de mortalidad del Bivalvo *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) en el Pacífico Colombiano. *Rev. Invest. Mar.*, 25(3): 177-184.
- Borda, C.A. y R. Cruz. 2004C. Pesca artesanal de bivalvos *Anadara tuberculosa* y *A. similis* y su relación con eventos ambientales, Pacífico colombiano. *Rev. Invest. Mar.*, 25: 197-208.
- Borda, C.A. y R. Cruz. 2006. Evaluación de la pesquería de langosta (*Panulirus argus*) en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. *Rev. Invest. Mar.*, 27(3): 219-230.

- Borda, C., J. Díaz y E. Portilla. 1995. Evaluación de la pesquería artesanal e industrial en la Ensenada de Tumaco. Documento Técnico Final. INPA. 42 p.
- Borge-Donado, D.E., E.J. Cortez-Soto, K. Buelvas-Sanjuan y D. Díaz Florian. 2020. Pesca sostenible: contribución del capital social en la reconversión laboral para la conservación de la almeja *Polymesoda solida*. Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo, 11(1): 17-28.
- Borrero, W. y K. Morantes. 2005. Abundancia de *Cyphoma gibbosum* y *Cyphoma signatum* sobre los octocorales *Plexaura* spp. y *Gorgonia ventalina* al norte de la bahía de Gaira y bahía Nenguange. Seminario Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 85 p.
- Borrero-Pérez, G.H., M. Benavides-Serrato y O.D. Solano. 2002. *Ophiothrix synoecina*. 154-155. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Borrero-Pérez, G.H., M. Santos-Acevedo y E. Ortiz-Gómez. 2006. Perspectives and present situation of sea cucumber fisheries in the Colombian Caribbean Sea. En: Harris L.G., S.A. Böttger, C.W. Walker y M.P. Lesser (Eds.). Echinoderms: Durham. Proc. 12th Int. Echinoderm Conf. CRC Press, Taylor and Francis group, Balkema, Leiden, 588 p.
- Borrero-Pérez, G.H., M. Benavides-Serrato y C.M. Díaz-Sánchez. 2012. Equinodermos del Caribe colombiano II: Echinoidea y Holothuroidea. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR No. 30. Santa Marta. 250 p.
- Borrero-Pérez, G.H., C.M. Díaz-Sánchez y M. Benavides-Serrato. 2016. Equinodermos. 156-177. En: Vides, M., D. Alonso, E. Castro y N. Bolaños (Eds.). Biodiversidad del mar de los siete colores. Serie de Publicaciones Generales del INVEMAR No. 84. Santa Marta. 228 p.
- Borrero-Pérez, G.H., M. Benavides-Serrato, N.H. Campos, E. Galeano-Galeano, B. Gavio *et al.* 2019. Echinoderms of the Seaflower Biosphere Reserve: State of Knowledge and New Findings. Front. Mar. Sci. 6: 188.
- Borrero-Pérez, G.H. y M.J. Vanegas-González. 2020. Riqueza, composición y distribución de los equinodermos de los riscales y morros del norte del Chocó, Pacífico colombiano. 232-275. En: Chasqui, L. (Ed.). Biodiversidad de los arrecifes rocosos (riscales y morros) del Pacífico Norte Chocoano. Serie Publicaciones Generales N° 116 de INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 318 p.
- Borrero-Pérez, G.H., F.A. Solís-Marín y H.A. Lessios. Sometido a European Journal of Taxonomy. Understanding the color variability and resolving taxonomic confusion in the sea cucumber *Isostichopus badionotus* (Echinodermata, Holothuroidea): A revision of the genus *Isostichopus*.
- Boström-Einarsson, L., R.C. Babcock, E. Bayraktarov, D. Ceccarelli, N. Cook *et al.* 2020. Coral restoration – A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. PLoS ONE, 15(1): e0226631.
- Botero, L. 1984. Observaciones sobre una población de *Strombus gigas* L. en la ensenada de Nenguange, Caribe colombiano. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 14: 47-66.
- Botero, L. 1987. Zonación de octocorales gorgonáceos en el área de Santa Marta y Parque Nacional Tayrona, costa Caribe colombiana. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 17: 61-80.
- Botero, L. 1990A. Quantitative structure of gorgonian communities in Tayrona National Park, Caribbean coast of Colombia. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 17(1): 73-88.
- Botero, L. 1990B. Observations on the size, predators and tumor-like outgrowths of gorgonian octocoral colonies in the area of Santa Marta, Caribbean coast of Colombia. Northeast Gulf Sci., 11(1): 1-10.
- Bouchet, P. y J.P. Rocroi. 2005. Classification and nomenclator of gastropod families. Malacologia, 47(1-2): 1-397.
- Bouchet, P., J.P. Rocroi, da J. Fry, B. Hausdorf, W. Ponder, A. Valdés y A. Waren. 2005. Classification and nomenclator of gastropod families. Malacologia, 47: 1-397.
- Bouchet, P., J.P. Rocroi, B. Hausdorf, A. Kaim, Y. Kano *et al.* 2017. Revised classification, nomenclator and typification of gastropod and monoplacophoran families. Malacologia, 61(1-2): 1-526.
- Breedy, O. y H. Guzman. 2003. Octocorals from Costa Rica: The genus *Pacificorgia* (Coelenterata: Octocorallia: Gorgoniidae). Zootaxa, 281: 1-60.
- Breedy, O. y J. Cortés. 2014. Gorgonias (Octocorallia: Gorgoniidae) de las aguas someras del Pacífico Norte de Costa Rica. Rev. Biol. Trop., 62(4): 43-62.

- Breedy, O. y H.M. Guzman. 2016. A revision of the genus *Muricea* Lamouroux, 1821 (Anthozoa, Octocorallia) in the Eastern Pacific. Part II. ZooKeys, 581: 1-69.
- Brennecke, D., E.C. Ferreira, T.M. Costa, D. Appel, B.A. da Gama y M. Lenz. 2015. Ingested microplastics (>100 µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. Mar. Pol. Bull., 96(1-2): 491-495.
- Bright, D.B. y C.L. Hogue. 1972. A synopsis of the burrowing land crabs of the world and list of their arthropod symbionts and burrow associates. Contrib. Sci., 220, 58 p.
- Brown, D. y P.J. Edmunds. 2013. Long-term changes in the population dynamics of the Caribbean hydrocoral *Millepora* spp. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 441: 62-70.
- Brownell, W.N. 1977. Reproduction, laboratory culture and growth of *Strombus gigas*, *Strombus costatus* and *Strombus pugilis* in Los Roques, Venezuela. Bull. Mar. Sci., 27: 668-680.
- Bruckner, A.W. y T.F. Hourigan. 2002. Proactive management for conservation of *Acropora cervicornis* and *Acropora palmata*: applications of the US Endangered Species Act. Proc. 9th Int. Coral Reef Symp., 2: 661-665.
- Bruckner, A.W., K.A. Johnson y J.D. Field. 2003. Conservation strategies for sea cucumbers: can a CITES Appendix II listing promote international trade? SPS Beche-de-Mer Inf. Bull., 18: 24-33.
- Butler, M. y A. Mojica. 2012. Herbivory by the Caribbean king crab on coral patch reefs. Mar. Biol., 159: 2697-2706.
- Butler, M., A. Cockcroft y A. MacDiarmid. 2013. *Panulirus gracilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T170061A6702592. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T170061A6702592.en>. Consultado 21/09/2022.
- Caballero, H., D. Rosales y A. Alcalá. 2006. Estudio diagnóstico del arrecife coralino del Rincón de Guanabo, Ciudad de la Habana, Cuba. 1. Corales, esponjas, gorgonáceos. Rev. Invest. Mar., 27(1): 49-59.
- Caicedo, J. 2017. Análisis de los datos obtenidos en los monitoreos comunitarios de piangua en el marco del acuerdo de conservación de la piangua del Consejo Comunitario Esfuerzo Pescador, Pacífico colombiano Nariño, Colombia. Informe técnico. 15 p.
- Caicedo, J.A., R.A. Baos y L.A. Zapata. 2013. Informe final del monitoreo de veda comunitario en el Parque Nacional Natural Sanquianga y evaluación de pre-veda y post-veda en Guapi y Sanquianga. Informe técnico. AUNAP-WWF. Cali. 33 p.
- Cairns, S. 1977. Guide to the commoner shallow-water gorgonians (sea whips, sea feathers and sea fans) of Florida, the Gulf of Mexico and Caribbean Region. Miami Univ. Sea. Grant. Field. Guide, 6: 1-74.
- Cairns, S.D. 1982. Stony corals (Cnidaria: Hydrozoa, Scleractinian) of Carrie Bow Cay, Belize. Smith. Cont. Mar. Sci., 12: 271-302.
- Cala-Arjona, N. 2019. Caracterización de la macroinfauna bentónica asociada a playas comprendidas entre Santa Marta y Ciénaga, Caribe colombiano. Tesis de grado Biología, Universidad de La Salle, Bogotá. 41 p.
- CALIDRIS. 2011. La bocana del río Iscuandé (Nariño). Diagnóstico biológico y socioeconómico. proyecto "Avifauna marina y playera del Complejo marino-costero Iscuandé-PNN Sanquianga-PNN Gorgona y su función como indicador de la integridad ecológica: una propuesta de monitoreo y conservación regional", financiado por el Fondo Por Nuestros Mares, 2010-2011. 94 p.
- Campos, N.H. y G. Manjarrés. 1988. Decapodos Brachyura de la región noroccidental del Golfo de Urabá (Caribe Colombiano). An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 18: 17-23.
- Campos, J.A., M.L. Fournier y R. Soto. 1990. Estimación de la población de *Anadara tuberculosa* (Bivalvia: Arcidae) en Sierpe-Térraba, Costa Rica. Rev. Biol. Trop., 38(1): 477-480.
- Campos, N., A.M. Lagos, A. Bermúdez y E. Márquez. 2015. Estructura de la población del cangrejo rey *Damithrax spinosissimus* en el Caribe colombiano. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat., 39(153): 491-502.
- Cano-Correa, M., V. Ward-Bolívar, D. Buitrago-Tello y L. Valderrama. 2016. Plan De Manejo 2017-2022. Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon. Parques Nacionales Naturales de Colombia - MINAMBIENTE. Providencia y Santa Catalina Islas. 219 p.

- Cano-Otalvaro, J.L., O.E. Murillo-García, J.R. Cantera-Kintz y D.L. Gil-Agudelo. 2012. Diferenciación morfológica de las especies de piangua *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* (Arcidae) en diferentes bosques de manglar a lo largo de la costa pacífica colombiana mediante morfometría geométrica. Bol. Invest. Mar. Cost., 41(1): 47-60.
- Cantera, J. 1991. First record of the Indo-Pacific Gastropod *Cypraea caputserpentis* (Linnaeus, 1758) at isla Gorgona, Colombia. The Veliger, 34(1): 85-87.
- Cantera, J. y R. Contreras. 1976. Informe preliminar sobre el potencial malacológico aprovechable en el Pacífico colombiano. 440-499. En: Memorias Seminario sobre el océano Pacífico sudamericano. Cali, Colombia.
- Cantera, J.R. y R. Neira. 1987. Primer registro del género *Echineulima* Lutzen y Nielsen (Gastropoda: Eulimidae), moluscos parásitos de erizos de mar en la isla de Gorgona (Pacífico colombiano). An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín, 17: 87-93.
- Cantera, J.R., E.A. Rubio, F.J. Borrero, R. Contretas, F. Zapata y E. Buttkus. 1979. Taxonomía y distribución de los moluscos litorales de la isla de Gorgona. 141-167. En: Prah, H., F. Guhl y M. Grogl (Eds.). Gorgona. Universidad de los Andes, Bogotá.
- Cárdenas, F. 2005. Distribución vertical, composición, riqueza y densidad de corales hermatípicos juveniles en Isla Grande, Caribe colombiano. Tesis Biología. Pontificia Universidad Javeriana. 77 p.
- Cardona Acuña, L.F. 2017. Respuesta poblacional del cangrejo semiterrestre *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1928) a alteraciones del hábitat y a la extracción. Tesis. Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe. Santa Marta. 39 p.
- Cardona, L.F., N.H. Campos y E. Hernández. 2019. Parámetros de crecimiento de *Cardisoma guanhumi* en el departamento del Magdalena, Colombia. Bol. Invest. Mar. Cost., 48(1): 27-41.
- Carpenter, R.C. 1981. Grazing by *Diadema antillarum* (Philippi) and its effects on the benthic algal community. Jour. Mar. Res., 39: 749-65.
- Carpenter, R.C. 1988. Mass-mortality of a Caribbean Sea urchin: immediate effects on community metabolism and other herbivores. Proc. Nat. Acad. Sci. USA., 85: 511-14.
- Carpenter, K., A. Muhammad, G. Aeby, R. Aronson, S. Banks et al. 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. Science, 321(5888): 560-563.
- Carqueija, C.R.G. y F.P.M. Da Silva. 2012. First record of the coral crab *Carpilius corallinus* (Crustacea: Decapoda: Carpilliidae) on the coast of Bahia, Brazil. SITIENIBUS série Ciências Biológicas, 12(1): 165-166.
- Carrillo P., L.V. 2009. Estudio de la fertilidad y fecundidad de *Montastraea annularis* (Ellis & Solander 1786) en un evento reproductivo en el arrecife de Isla Grande (PNNCRySB) - Colombia: posibles herramientas para generar estrategias de manejo y conservación. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 64 p.
- Carrillo, V. 2012. Estudio preliminar de estrategias para la restauración de los arrecifes coralinos del Caribe Colombiano. Tesis de Maestría. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 118 p.
- Casas, D.C. 2011. Estado de conservación de la comunidad arrecifal presente en Isla Fuerte - Bolívar (Colombia). Tesis Biología. Pontificia Universidad Javeriana. 39 p.
- Caso, M.E. 1968. Contribución al conocimiento de los holothuroideos de México. Ecología y morfología de *Holothuria glaberrima*. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 39: 21-30.
- Castell, L.L. 1987. Algunos aspectos de la biología y ecología de *Cittarium pica* (L.), "Quigua" (Prosobranchia, Trochidae), en el Parque Nacional Archipiélago de los Roques. Trabajo de grado, Facultad de Biología, Universidad Central de Venezuela, Caracas. 135 p.
- Castro, E.R. 2003. Captura y esfuerzo en la pesquería del caracol pala, *Strombus gigas* (Mesogasteropoda: Strombidae) en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Colombia. 109-117. En: Aldana, D. (Ed). 2003. El Caracol *Strombus gigas*: Conocimiento integral para su manejo sustentable en el Caribe. CYTED. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. México. 117 p.
- Castro, E., M.I. Gracia, Y. Granda y M. Pomare. 2007. Impactos de la pesquería de langosta espinosa con nasas sobre comunidades bénticas y peces arrecifales en el Archipiélago de San Andrés, Colombia: hacia una pesca responsable. Proc. GCFI, 58: 348-354.

- Castro, E.R., M. Prada y L. Álvarez. 2010. Efectos de la recesión económica y otros factores políticos sobre la pesquería industrial de langosta espinosa en Colombia. *Proc. GCFI*, 62: 137-141.
- Castro, E., A. Rojas, M. Prada, T. Forbes, J. Lasso y M. Manrique. 2011. Estado actual de las poblaciones del caracol *Strombus gigas* en el sector norte del área marina protegida Seaflower. Reporte técnico 95. Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. CORALINA. Universidad Nacional de Colombia, 23 p.
- Castro, E., M. Prada, J. Caldas y V. Puentes. 2012. Manejo pesquero y conservación del Caracol Pala (*Strombus gigas*) en Colombia. 92-98. En: FAO. Primera reunión del grupo de trabajo de CFMC/ OSPESCA/ COPACO/ CRFM sobre el caracol rosado. Informe de pesca y acuicultura No. 1029. 171 p.
- Caycedo, I.E. 1978. Holothurioidea (Echinodermata) de aguas someras en la costa norte de Colombia. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 10: 149-198.
- Caycedo, I.E. 1979. Observaciones de los equinodermos en las Islas del Rosario. *An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín*, 11: 39-47.
- Ceballos-Fonseca, C. 2004. Distribución de playas de anidación y áreas de alimentación de tortugas marinas y sus amenazas en el Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 33(1): 79-99.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx *et al.* 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. CCE y NORAD, Roma, 513 p.
- Chace Jr., F.A., J.J.P. Mcdermott, A. McLaughlin y R.B. Manning. 1986. Decapoda. 312-358. En: Sterrer, W. (Ed.). *Marine Fauna and Flora of Bermuda*. Wiley-Interscience/Wiley, New York.
- Chakraborty, K. y M. Joy. 2020. High-value compounds from the molluscs of marine and estuarine ecosystems as prospective functional food ingredients: An overview. *Food Research International*, 137, 109637.
- Charry, L.H. 1999. Tasas retrospectivas de crecimiento de *Diploria labyrinthiformis* (Linnaeus) y *Montastraea annularis* (Ellis & Solander) en Isla Grande, Caribe Colombiano y su relación con algunos parámetros ambientales. Trabajo de Grado. Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 100 p.
- Charry, H., E.M. Alvarado y J.A. Sánchez. 2004. Annual skeletal extension of two reef-building corals from the Colombian Caribbean Sea. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33: 209-222.
- Chasqui, L. y D. Ballesteros. 2014. Caracterización biótica de los arrecifes rocosos (Riscales) en el Chocó Norte, Pacífico Colombiano. Informe técnico, INVEMAR, Santa Marta. 61 p.
- Chasqui, L., R. Nieto, A. Rodríguez-Rincón y D.L. Gil-Agudelo. 2013. Ambientes marinos de la plataforma somera de La Guajira, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 42(2): 401-412.
- Chávez, J.F., M. Enríquez y D. Aldana. 2017. Efecto de la temperatura y la acidificación en larvas de *Strombus gigas* (Mesogastropoda: Strombidae). *Rev. Biol. Trop.*, 65(2): 505-515.
- Chiappone, M.D., S.L. Swanson y S.G. Smith. 2002. Large scale surveys on the Florida Reef Tract indicate poor recovery of the long-spine sea urchin *Diadema antillarum*. *Coral Reefs*, 21: 155-159.
- Chiquillo-Espitia, E., J.F. Ospina-Arango y J. Gallo-Nieto. 1997. Aspectos biológicos del caracol pala *Strombus gigas* Linnaeus, 1758 (Mollusca: Gastropoda: Strombidae) en el Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Caribe Colombiano). *INPA-Bol. Cientif.*, 5: 159-180.
- Clark, H.L. 1922. The holothurians of the genus *Stichopus*. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College*, 65(3): 39-73.
- Claro, O.A. 2009. Estado actual de las especies coralinas amenazadas *Eusmilia fastigiata* y *Mussa angulosa* en la región de Santa Marta. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 68 p.
- Coelho, P.A., A.O. Almeida y L.E.A. Bezerra. 2008. Checklist of the marine and estuarine Brachyura (Crustacea: Decapoda) of northern and northeastern Brazil. *Zootaxa*, 1956: 1-58.
- Cohen Rengifo, M., S. Bessudo y G. Soler. 2009. Echinoderms, Malpelo Fauna and Flora Sanctuary, Colombian Pacific: new reports and distributional issues. *Check List*, 5(3): 702-711.
- Conand, C. 2004. Present status of world sea cucumber resources and utilization: an international overview. 13-24. En: Lovatelli, A., C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel y A. Mercier (Eds.). *Advances in sea cucumber aquaculture and management*. FAO Fisheries Technical Paper No. 463. Rome, FAO. 425 p.

- Conand, C. y M. Byrne. 1993. A review of recent developments in the world sea cucumber fisheries. *Mar. Fish. Rev.*, 55:1-13.
- Conde, S. y R. Londoño. 1990. Inventario preliminar de gorgonáceos en el Bajo "Del Medio" y otras localidades de las Islas del Rosario, Cartagena Colombia. *Mem. VII Sem. Nal. Cienc. y Tec. Mar. Colombia*: 316-324.
- Contreras, R. y Cantera, J.R. 1978. Notas sobre la ecología de los moluscos asociados al ecosistema Manglar-Estero en la costa del Pacífico colombiano. *Mem. I. Sem. Ocean. Pac. Sudamer. Univalle*.
- Coomans, H.E. 1963. Systematics and distribution of *Siphocypraea mus* and *Propustularia surinamensis* (Gastropoda, Cypraeidae). *Studies on the Fauna of Curaçao and other Caribbean Islands*, 15(1): 51-71.
- CORALINA. 2009. Plan de Manejo Ambiental del Complejo Arrecifal East-South-East (Cayo Bolívar), Sección Sur AMP Seaflower, Caribe Colombiano. 59 p.
- CORALINA. 2015. Corporación para el desarrollo sostenible del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina -CORALINA. Black Land Crab, Herencia raizal, naturaleza, tradición y cultura. Guía educativa. file:///Users/albertoacosta/Desktop/2230/PUBLICACION/guia_educativa_mod_4.pdf.
- CORALINA. 2016. Corporación para el desarrollo sostenible del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina -CORALINA. Monitoreo de la especie clave *Whelks Cittarium pica* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Gastropoda: Trochidae) en la isla de San Andrés, 2016. Informe Técnico, proyecto Implementación de un programa de protección y conservación de la biodiversidad de la Reserva de Biósfera Seaflower. 32 p.
- CORALINA y Gobernación del Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. 2015. Distribución y abundancia del caracol pala *Lobatus gigas* en la sección sur del Área Marina Protegida Seaflower: East sotheast cays, south southwest cays y San Andrés isla. Informe Técnico, Convenio 020 de 2015. 11 p.
- CORALPEDIA. 2022. https://coralpedia.bio.warwick.ac.uk/sp/corals/millepora_complanata. Consultado 06/06/2022.
- Cordeiro, R. y C. McFadden. 2022. World List of Octocorallia. En: O. Bánki, Y. Roskov, M. Döring, G. Ower, L. Vandepitte *et al.* Catalogue of Life Checklist (ver. 10/2022).
- Córdoba, A. 1997. Aspectos biológicos y ecológicos de individuos juveniles de langosta espinosa (*Panulirus argus*) en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de grado. Biólogo marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, D.T. 76 p.
- CORPOURABÁ. 2003. Caracterización y zonificación de los manglares del Golfo de Urabá. Departamento de Antioquia. Convenio 201671. Apartadó, Colombia.
- Correa, J.L. 2002. Determinación y análisis de algunos parámetros biológicos de las jaibas (*Callinectes sapidus* y *C. bocourti*), capturadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta: Informe final. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Santa Marta. 43 p.
- Correa, N.P. y E.D. Egurrola. 2006. Dinámica de la pesquería de camarón rosado (*Farfantepenaeus notialis*) (Pérez Farfante, 1967). Tesis de grado. Universidad del Magdalena. Facultad de Ingeniería Pesquera.
- Correa-Herrera, T., B. Toro-Restrepo y J. Rosique. 2012. Some aspects of the bioecology of the West Indian Topshell *Cittarium pica* (Mollusca: Gasteropoda) in the Darien Colombian Caribbean. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat.*, 16(2): 162-172.
- Cortés, J., I.C. Enochs, J. Sibaja-Cordero, L. Hernández, J.J. Alvarado *et al.* 2017. Marine biodiversity of Eastern Tropical Pacific Coral reefs. 203-250. En: Glynn P.W, D. Manzello e I.C. Enochs (Eds.). *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific. Coral Reefs of the World*, Springer. 657 p.
- Cosel, R. von. 1977. Die Gattung *Polymesoda rafinesque* 1820 an der Nordküste Südamerikas (Bivalvia: Corbiculidae). *Arch. Moll.*, 108(4/6): 201-207.
- Cosel, R. von 1984. Moluscos marinos de la Isla Gorgona (costa del Pacífico colombiano). *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 14: 175-257.
- Cosel, R. von. 1986. Moluscos de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Costa del Caribe de Colombia). *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 15-16: 79-370.
- Costlow Jr., J.D. y C.G. Bookhout. 1968. The complete larval development of the land crab, *Cardisoma guanhumii* Latreille in the laboratory (Brachyura, Gecarcinidae). *Crustaceana*, Suppl. 2: 259-270.

- Crozier, W.J. 1918. The amount of bottom material ingested by holothurians (*Stichopus*). Exp. Zöl., 26(2): 379-389.
- Cruz, R.A. 1984. Algunos aspectos reproductivos y variación mensual del Índice de Condición de *Anadara similis* (Pelecypoda: Arcidae) de Jicaral, Puntarenas, Costa Rica. Brenesia, 22: 95-105.
- Cruz, R. y C.A. Borda. 2003. Estado de explotación y pronóstico de la pesquería de *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) en el Pacífico colombiano. Rev. Invest. Mar., 24(3): 221-230.
- Cruz, R., C.A. Borda, J.H. Medina, A. Ayala y D. Buitrago. 2007. Evaluación y ordenación del stock de langosta (*Panulirus argus*) en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. INCODER. Bogotá D.C. 46 p.
- Cruz-Piñón, G., J.P. Carricart-Ganivet y J. Espinoza-Avalos. 2003. Monthly skeletal extension rates of the hermatypic corals *Montastraea annularis* and *Montastraea faveolata*: biological and environmental controls. Mar. Biol., 143: 491-500.
- CVS-CONIF-MMA-OIMT. 2003. Corporación Autónoma Regional de los valles del río Sinú y San Jorge, Corporación Nacional de Investigación de Fomento Forestal, Ministerio del Medio Ambiente, y Organización Internacional de Maderas Tropicales. Plan de manejo integral de manglares de la zona de uso sostenible del sector estuarino de la bahía de Cispatá – Departamento de Córdoba. 291 p.
- CVS-INVEMAR. 2010. Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge CVS e Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. 2010. Plan Integral de manejo del Distrito de Manejo Integrado (DMI) bahía de Cispatá-La Balsa-Tinajones y sectores aledaños del delta estuarino del río Sinú, departamento de Córdoba. Rojas, G.X. y P. Sierra-Correa. Serie de Publicaciones especiales No. 18 de INVEMAR. Santa Marta. 141 p.
- D'Achiardi-Navas, W. y R. Álvarez-León. 2012. Aspectos biológicos, pesqueros y de procesamiento de las jaibas azul *Callinectes sapidus* y roja *C. bocourti*, en lagunas costeras del Caribe colombiano: estudio comparativo. Arq. Ciênc. Mar., 45(2): 17-31.
- D'Asaro, C.N. 1965. Organogenesis, development and metamorphosis in the queen conch, *Strombus gigas*, with notes on breeding habits. Bull Mar Sci., 15: 359-416.
- Davis, M., B.A. Mitchell y J.L. Brown. 1984. Breeding behavior of the queen conch *Strombus gigas* Linné held in a natural enclosed habitat. J. Shellfish Res., 4(1): 17-21.
- Dawes, C.J. 1981. Botánica Marina. Editorial Limusa. México. 673 p.
- Daza-Guerra, C.A. 2016. Aspectos poblacionales del burgao *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758), (Mollusca: Gastropoda: Tegulidae) en el litoral rocoso de Santa Marta, Magdalena, Colombia. Trabajo de grado. Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico. Barranquilla, Colombia. 76 p.
- Daza-Guerra, C.A., N.J. Martínez-Hernández y J.C. Narváez-Barandica. 2018. Aspectos poblacionales del burgao *Cittarium pica* (Gastropoda: Tegulidae) en el litoral rocoso de Santa Marta, Magdalena, Colombia. Rev. Mex. Biodivers., 89: 430-442.
- Daza-Guerra, C.A., A.M. Osorno-Arango, M.C. Gómez-Cubillos y S. Zea. 2020. Efecto de la herbivoría de *Cittarium pica* (Gastropoda: Tegulidae) y de la estacionalidad en el ensamblaje algal del litoral rocoso de Bonito Gordo, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Rev. Mex. Biodivers., 91: e913192.
- De Jong, K.M. y H.E. Coomans. 1988. Marine Gastropods from Curazao, Aruba and Bonaire. Brill, Leiden.
- De La Hoz, M.V. 2005. Distribución, abundancia y aspectos biológicos de la almeja *Polymesoda solida* Phillippi, 1846 (Bivalvia: Corbiculidae) en la Isla de Salamanca, Caribe colombiano. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia.
- De La Hoz, M.V. 2008. Primer registro en Colombia de *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae), una especie invasora. Bol. Invest. Mar. Cost., 37(1): 197-202.
- De La Hoz, M.V. 2009. Densidad, estructura de tallas y explotación pesquera del bivalvo *Polymesoda solida* en un sistema lagunar del Caribe colombiano. Bol. Centro Invest. Biol., 43(1): 1-27.
- De La Hoz, M.V. 2010. Condición somática de la almeja *Polymesoda solida* (Veneroidea: Corbiculidae) durante el periodo lluvioso, en el Parque Natural Isla de Salamanca, Caribe colombiano. Rev. Biol. Trop., 58(1): 131-145.

- De La Hoz, M.V. y C.A. López. 2010. The decline of *Polymesoda solida* in the Vía Parque Isla de Salamanca (Colombia) and its depletion in the Poza Verde Lagoon, Colombia. *Tentacle*, 8: 11-12.
- De La Hoz-Maestre, J., L. Manjarrés-Martínez y F. Cuello. 2015. Estadísticas de desembarco y valor monetario de las pesquerías artesanal e industrial en Buenaventura durante el período abril-diciembre de 2015. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca, Bogotá, 28 p.
- De La Hoz-Maestre, J., L.O. Duarte, L. Manjarrés-Martínez. 2017. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia entre marzo y diciembre de 2017. Informe técnico. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, 84 p.
- De Moraes, D. 2016. Aspectos de crescimento e mortalidade do guanhumi (*Cardisoma guanhumi*) em um manguezal de acesso restrito na Ilha de Itamaracá-PE. Tesis. Universidad Federal de Pernambuco. Centro de Ciencias Biológicas.
- Deichmann, E. 1930. The Holothurians of the Western part of the Atlantic Ocean. *Bull. Mus. Comp. Zool.*, 71: 43-226.
- Deichmann, E. 1957. The littoral holothurians of the Bahama Islands. *Am. Mus. Novit.*, 1821: 1-19.
- Deichmann E. 1958. The Holothuroidea collected by the VELERO III and IV during the years 1932 to 1954. Part II. Aspidochirota. *Allan Hancock Pacific Expeditions*, 11(2): 253-349.
- Delgado, M.F., W. Gualteros, S. Espinosa, C. Lucero, A.M. Roldan *et al.* 2010. "Pianguando - Estrategias para el manejo de la piangua" (Cartilla). INVEMAR, ASCONAR, WWF Colombia, Universidad del Valle, UAESPNN-PNN Sanquianga; Co-financiado por el Ministerio de Agricultura. Serie de publicaciones generales INVEMAR No. 45. Cali, Colombia. 20 p.
- Dexter, D. 1974. Sandy-beach fauna of the Pacific and Atlantic coasts of Costa Rica and Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 22(1): 51-66.
- Dias, T.L.P. y E.L.S. Mota. 2015. First record of *Cassid tuberosa* spawning in the wild (northeast Brazil). *Mar. Biodivers. Rec.*, 8:1-3.
- Dias, T.L.P., N.A. Leo Neto y R.R.N. Alves. 2011. Molluscs in the marine curio and souvenir trade in NE Brazil: species composition and implications for their conservation and management. *Biodivers. Conserv.*, 20: 2393-2405.
- Dias, T.L.P., E.L.S. Mota, R.C. de S. Duarte y R.R.N. Alves. 2017. What do we know about *Cassid tuberosa* (Mollusca: Cassidae), a heavily exploited marine gastropod? *Ethnobiol. Conserv.*, 6(16): 1-13.
- Díaz, J.M. 1994. La malacofauna de la zona costera de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 23: 15-43.
- Díaz, J.M. y L.E. Velásquez. 1987. A new species of *Pachyathron* from the Caribbean coast of Colombia. (Prosobranchia: Marginellidae). *Arch. Moll.*, 117(4-6): 217-221.
- Díaz, J.M. y K.J. Götting. 1990. Eine neue Olivella-Art von der karibischen Küste Kolumbiens (prosobranchia: Olividae) *Arch. Molluskenkd.*, 120(1-3): 23-29.
- Díaz, J.M. y P. Mittnacht. 1991. A new species of *Anachis* from the Caribbean coast of Colombia (Prosobranchia: Columbellidae). *Arch. Moll.*, 120(4/6): 149-154.
- Díaz, J.M. y M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe colombiano, un catálogo ilustrado. Colciencias, Fundación Natura e INVEMAR. Bogotá. 291 p + anexos.
- Díaz, J.M., J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1995. Los Arrecifes coralinos de la Isla de San Andrés, Colombia: estado actual y perspectivas para su conservación. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Colección Jorge Álvarez Lleras No. 7, Santafé de Bogotá, D.C. 150 p.
- Díaz, J.M., G. Díaz-Pulido, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, J.A. Sánchez y S. Zea. 1996A. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe Colombiano. I. Complejos Arrecifales Oceánicos. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 2. Santa Marta. 83 p.
- Díaz, J.M., J.A. Sánchez y G. Díaz-Pulido. 1996B. Geomorfología y formaciones arrecifales recientes de Isla Fuerte y Bajo Bushnell, plataforma continental del Caribe Colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 25: 87-105.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios, M.H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister *et al.* 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales No. 5, Santa Marta. 176 p.

- Díaz, J.M., G. Melo, J.M. Posada, A. Piedra y E. Ross. 2014. Guía de identificación: Invertebrados marinos de importancia comercial en la costa Pacífica de Colombia. Fundación Mar Viva. San José, Costa Rica, 102 p.
- Díaz-Ferguson, E., R. Haney, J. Wares y B. Silliman. 2010. Population genetics of a Trochid gastropod broadens picture of Caribbean Sea connectivity. PLoS ONE, 5(9): e12675.
- Díaz-Ochoa, J.A., C.A. Borda, M. Valderrama y E.G. Portilla. 1997. Evaluación del esfuerzo y captura de la pesca artesanal de camarón y formulación de lineamientos de ordenación en la Ensenada de Tumaco (Pacífico colombiano). INPA-Bol. Científ., 5. 113-126.
- Díaz-Ochoa, J.A., E. Rodríguez-Rubio y R. Álvarez-León. 2004. Oscilaciones quasi-bienales de un índice del reclutamiento del camarón *Litopenaeus occidentalis* con relación a la variabilidad climática del Pacífico Oriental Tropical. Contribuciones al Estudio de los Crustáceos del Pacífico Este, 3: 1-14.
- Díaz-Pérez, L., F.A. Rodríguez-Zaragoza, M. Ortiz, A.L. Cupul-Magaña, J.D. Carriquiry et al. 2016. Coral Reef Health Indices versus the Biological, Ecological and Functional Diversity of Fish and Coral Assemblages in the Caribbean Sea. PLOS ONE, 11(11): e0167252.
- Díaz-Pulido, G., J.A. Sánchez, S. Zea, J.M. Díaz y J. Garzón-Ferreira. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe Colombiano. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 28(108): 337- 347.
- Domènech, R., J. Martinell y J. de Porta. 2008. Bioerosión por poliquetos espionidos (Polychaeta, Spionidae) en moluscos marinos del Cuaternario caribeño de Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 32(124): 411-419.
- Domínguez, A., J. Rosas, A. Velásquez, T. Cabrera y E. Mata. 2007. Desarrollo, supervivencia y crecimiento del erizo *Lytechinus variegatus* (Lamarck, 1816) (Echinodermata: Echinoidea) alimentado con microalgas a dos salinidades y temperaturas diferentes. RBMO, 42: 49-57.
- Donovan, S.K. 2005. The fossil record of *Diadema* in the Caribbean. Coral Reefs, 24: 603-605.
- Duarte, L.O., R. Díaz-Vesga, F. Cuello y L. Manjarrés. 2013. Cambio estacional en la fauna acompañante de la pesquería artesanal de arrastre de camarón del Golfo de Salamanca, mar Caribe de Colombia. Acta Biol. Colomb., 18(2): 319-328.
- Duarte, L.O., J. De la Hoz-Maestre y L. Manjarrés-Martínez. 2018. Análisis de los desembarcos pesqueros artesanales registrados en las cuencas y litorales de Colombia (julio-diciembre de 2018). Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá, 52 p.
- Duarte, L.O., L. Manjarrés-Martínez y H. Reyes-Ardila. 2019. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia entre febrero y diciembre de 2019. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá, 95 p.
- Duarte, L.O., C. Cuervo, O. Vargas, B. Gil-Manrique, F. Cuello et al. 2020. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales de Colombia 2020. Informe Técnico. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta, 154 p.
- Duarte, L.O., C. Cuervo, O. Vargas, B. Gil-Manrique, F. Cuello et al. 2021. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales de Colombia 2021. Informe Técnico. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta, 146 p.
- Duarte, L.O., C. Cuervo, O. Vargas, B. Gil-Manrique, K. Tejeda et al. 2022. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales de Colombia 2021. Informe Técnico. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta, 169 p.
- Duque, P. 1993. Algunos aspectos de la biología y ecología de *Polymesoda arcata* (almeja) en la Bahía de Marirrio (Golfo de Urabá). Tesis Biología, Universidad de Antioquia.
- Eakin, C.M., J.A. Morgan, S.F. Heron, T.B. Smith, G. Liu et al. 2010. Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. PloS one, 5(11), e13969.
- ECOMAR. 2014. Caracterización de recursos pesqueros en el área de influencia directa e indirecta del Puerto Drummond. Informe Técnico. Bogotá 165 p. + anexos. Expediente ANLA LAM-150.
- ECOSFERA. 2018. Análisis de la base de datos del programa de recolección y gestión de la estadística pesquera artesanal de la Media y Alta Guajira proveniente de los desembarcos a partir del monitoreo participativo comunitario. Reyes-Sánchez, F.J. y G. Puentes. Informe Técnico. Riohacha, 45 p.

- Eddy, T., V. Lam, G. Reygondeau, A. Cisneros-Montemayor, K. Greer *et al.* 2021. Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. *One Earth*, 4: 1278-1285.
- Edmunds, P. y R. Elahi. 2007. The demographics of a 15-year decline in cover of the Caribbean reef coral *Montastraea annularis*. *Ecol. Monogr.*, 77(1): 3-18.
- Efford, I.E. 1976. Distribution of the sand crabs in the genus *Emerita* (Decapoda, Hippidae). *Crustaceana*, 30(2): 169-183.
- Elphick, M.R. 2012. The protein precursors of peptides that affect the mechanics of connective tissue and/or muscle in the echinoderm *Apostichopus japonicus*. *PLoS ONE*, 7(8): e44492.
- Espinal, C., H. Martínez y F. González. 2005. La Cadena de camarón de pesca en Colombia. Una mirada global a su estructura y dinámica 1991-2005. Documento de Trabajo No. 97. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Observatorio Agrocadenas Colombia. 12 p.
- Espinosa, S., M.F. Delgado, B. Orobio, L.M. Mejía-Ladino y D.L. Gil-Agudelo. 2010. Estado de la población y valoración de algunas estrategias de conservación del recurso piangua *Anadara tuberculosa* (Sowerby) en sectores de Bazán y Nerete, costa pacífica nariñense de Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 39(1): 161-176.
- Fajardo-León, M., E. Michel-Guerrero, J. Singh-Cabanillas, J. Vélez-Barajas y A. Massó-Rojas. 1995. Estructura poblacional y ciclo reproductor del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en Santa Rosalía, BCS, México. *Ciencia Pesquera*, 11(1):45-53.
- FAO. 2018. The state of world fisheries and aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. Rome.
- FAO. 2020. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción. Roma. 223 p.
- Fedosov, A.E., M. Caballer, B. Buge, P.V. Sorokin, N. Puillandre y P. Bouchet. 2019. Mapping the missing branch on the neogastropod tree of life: molecular phylogeny of marginelliform gastropods. *J. Molluscan Stud.*, 85(4): 439-451.
- Fehse, D. 2021. The systematic position of the Eocypraeidae F.A. Schilder 1924 Part 2 (Mollusca: Gastropoda: Cypraeoidea). Privately published, Dirk Fehse, Berlin. 1-46.
- Ferdouse, F. 2004. "World markets and trade flows of sea cucumber/beche-de-mer". En: Lovatelli, A., C. Conand, S.W. Purcell, S. Uthicke, J.F. Hamel y A. Mercier (Eds.). *Advances in sea cucumber aquaculture and management*. FAO, Rome. 81 p.
- Firmo, A.M., M.M. Tognella, S.R. Silva, R.R. Barboza y R.R. Alves. 2012. "Capture and commercialization of blue land crabs ("guaiaum") *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825) along the coast of Bahia State, Brazil: an ethnoecological approach". *J. Ethnobiol. Ethnomed.*, 8(1): 8-12.
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V.H. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico centro-oriental. Vol. I. Plantas e Invertebrados. FAO, Roma. 646 p.
- Fitt, W.K. 2012. Bleaching of the fire corals. *Proc. 12th Int. Coral Reef Symp.*, Cairns, Australia. 9A Coral bleaching and climate change, 9-13.
- Flores, G.C. y R. Cáceres. 1984. *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758) (Archaeogastropoda: Trochidae) en las aguas costeras de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 20(1-2): 57-62.
- Flores, L. y R. Lincadeo. 2010. Size composition and sex ratio of *Anadara tuberculosa* and *Anadara similis* in a mangrove reserve from the northwest of Ecuador. *Rev. Biol. Mar. y Oceanog.*, 45: 541-546.
- Fontalvo-Martínez, A. y A. Rodríguez. 2017. Evaluación del crecimiento de pepino de mar *Isostichopus* sp. aff *badionotus* bajo condiciones de luz/oscuridad y a diferentes temperaturas. *Book of abstract Latin American & Caribbean Aquaculture 2017*: 95. Mazatlán, México.
- Forbes, T., A. Rojas, M.I. García, J. Medina y D. Hurtado. 2016. Informe actualizado del estado de la población de caracol pala, *Strombus gigas* en isla cayo Serrana, sector norte del AMP Seaflower, Caribe colombiano. Informe Técnico. 12 p.
- Forsbergh, E.D. 1969. On the climatology, oceanography and fisheries of the Panama bight. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 14: 49-259.

- Foster, N.L., I.B. Baums, J.A. Sánchez, C.B. Paris, I. Chollett *et al.* 2013. Hurricane-driven patterns of clonality in an ecosystem engineer: The Caribbean coral *Montastraea annularis*. PLOS ONE, 8(1). e53283.
- Francisco, J.A., G.F. Araújo, I.H.A. Cintra, K.C.A. Silva y F.A. Alves-Júnior. 2021. The Brazilian northernmost record of coral crab *Carpilius corallinus* (Herbst, 1783) (Decapoda: Carpiliidae) collected as bycatch in the Great Amazon reef system. Biota Amazônia, 11(2): 66-67.
- Franco-Vidal, L. 1995. Uso y conservación de moluscos del género *Anadara* (Mollusca: Bivalvia): evidencia poblacional en un gradiente de explotación humana en el Chocó, costa Pacífica colombiana. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia-INVEMAR, Bogotá D.C. 136 p + anexos.
- Freitas, R. y M. Castro. 2005. Occurrence of *Panulirus argus* (Latreille, 1804) (Decapoda, Palinuridae) in the northwest islands of the Cape Verde Archipelago (Central-East Atlantic). Crustaceana, 78(10): 1191-1201.
- Friedlander, A., J. Sladek-Nowlis, J.A. Sánchez, R. Appeldoorn, P. Usseglio *et al.* 2003. Designing Effective Marine Protected Areas in Old Providence and Santa Catalina Islands, San Andrés Archipelago, Colombia, Using Biological and Sociological Information. Conserv. Biol., 17(6): 1769-1784.
- Gaitán, A.P. 2003. Composición y abundancia de jaibas (Portunidae) y caracterización de algunos aspectos biológicos de *Callinectes sapidus* y *Callinectes bocourti* en el sistema estuarino Navío Quebrado (Guajira: Caribe colombiano). Tesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 144 p.
- Galeano, E., D.I. Gomez, R. Navas, D. Alonso, E. Zarza- González *et al.* 2016. Reporte del estado de los arrecifes coralinos y pastos marinos en Colombia (2014-2015). Proyecto COL75241, PIMS # 3997, Diseño e implementación de un Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas (SAMP) en Colombia. INVEMAR, MADS, GEF y PNUD. Serie de publicaciones Generales del INVEMAR # 86, Santa Marta. 44 p.
- Galvis-Galindo, I. y B. Molina-Tinjacá. 2006. Supervivencia, tasa de crecimiento, estado de salud y reclutamiento de *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB). Trabajo de pregrado. Facultad de Biología Marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 85 p.
- Gao, B., C. Peng, J. Yang, Y. Yi, J. Zhang y Q. Shi. 2017. Cone Snails: A big store of conotoxins for novel drug discovery. Toxins, 9(12): 397.
- García, S. 1989. The management of coastal penaeid shrimp fisheries. En: Caddy, J.F. (Ed.). Marine Invertebrate Fisheries: Their Assessment and Management. New York: Wiley. 281-306.
- García, M. 2005. Plan de acción para la conservación sostenible de *Panulirus argus* en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. CORALINA. San Andrés Isla. 86 p.
- García, S. y L. Le Reste. 1987. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros. FAO Doc. Tec. Pesca, Rome, No. 203.
- García, Y., H.J. Severeyn y J.J. Ewald. 1994. Early development of the estuarine mollusk *Polymesoda solida* (Philippi, 1846) (Bivalvia: Corbiculidae) in Lake Maracaibo, Venezuela. Am. Malacol. Bull., 11: 51-56.
- García, R.P., E.M. Alvarado y A. Acosta. 1995. Regeneración de colonias y trasplante de fragmentos de *Acropora palmata* (Cnidaria: Scleractinia) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, 24: 5-21.
- García, R.D.V., F.A. Solís-Marín, M.A. Pérez, A. Laguarda-Figueras y A. Durán-González. 2005. Catálogo de los equinodermos (Echinodermata: Crinoidea, Echinoidea, Holothuroidea) nerítico-bentónicos del Archipiélago Cubano. Rev. Biol. Trop., 53(3): 9-28.
- García-Escobar, M.I., J.M. Mow, J.R. Cantera y F.H. Pineda. 1992. The study of the populations of the queen conch (*Strombus gigas*) with fisheries management implications in the different areas of the Archipiélago of San Andrés and Providencia, Colombia. Proc. GCFI, 42: 172-189.
- García-Urueña, R. y M.A. Garzón-Machado. 2020. Current status of *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis* in the Colombian Caribbean: demography, coral cover and condition assessment. Hidrobiología, 847: 2141-2153.

- García-Urueña, R.P., E.M Alvarado y A. Acosta. 1996. Crecimiento de la especie *Acropora palmata* (Lamarck, 1886) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario". Bol. Invest. Mar. Cost. 25: 7-18.
- García-Urueña, R., M.A. Garzón-Machado y S. Sierra-Escrigas. 2020. Valoración actual de las poblaciones de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 49(Supl. Esp.): 137-166.
- Gardner, T.A., I.M. Côte, J.A. Gill, A. Grant y A.R. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. Science, 301: 958-960.
- Garzón-Ferreira, J. 1997. Arrecifes coralinos: ¿Un tesoro camino a la extinción? Colombia. Ciencia y Tecnología, 15(1): 11-19.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Cano. 1991. Tipos, distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del PNNT. Versión presentada al 7º Concurso Nacional de Ecología 'Enrique Pérez Arbeláez'. FEN. Colombia. Bogotá. 82 p.
- Garzón-Ferreira, J. y S. Zea. 1992. A mass mortality of *Gorgonia ventalina* (Cnidaria: Gorgoniidae) in the Santa Marta area. Caribbean coast of Colombia. Bull. Mar. Sci., 50(3): 522-526.
- Garzón-Ferreira, J. y M. Kielman. 1993. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. 247-253. En: R. Gingsburg (Ed.). Proc. of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs, Health, Hazards and History. University of Miami.
- Garzón-Ferreira, J. y D.L. Gil. 1998. Another unknown Caribbean coral phenomenon? Reef Encounter, 24. Miami. 10 p.
- Garzón-Ferreira, J., M.C. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2002. Manual de métodos del SIMAC - Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. INVEMAR, Santa Marta. 102 p.
- Garzón-Ferreira, J., M. Moreno-Bonilla y J.M. Valderrama. 2004. Condición actual de las formaciones coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). Bol. Invest. Mar. Cost., 33: 117-136.
- Gatusso *et al.* 2018. IPCC 2018. Modified consensus statement-ICRS 2018. Revised ISRS Consensus Statement on Climate Change and Coral Bleaching, November 2018. Prepared for COP14 of the Convention on Biological Diversity, Egypt, November 2018 and COP24 of the UN Framework Convention on Climate Change, Poland, December 2018.
- GBIF. 2022A. *Muracypraea mus* (Linnaeus, 1758) in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022B. *Polymesoda (Neocyrena) arctata* (Deshayes, 1855) in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022C. *Emerita portoricensis* Schmitt, 1935 in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022D. *Hippa testudinaria* (Herbst, 1791) in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022E. *Charonia variegata* (Lamarck, 1816) in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022F. *Octopus zonatus* Voss, 1968 in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022G. *Olivella ankei* Díaz & Götting, 1990 in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022H. *Propustularia surinamensis* (G. Perry, 1811) in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022I. *Protrachypene precipua* Burkenroad, 1934 in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022J. *Rimapenaeus byrdi* (Burkenroad, 1934) in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.

- GBIF. 2022K. *Astropyga pulvinata* (Lamarck, 1816) in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- GBIF. 2022L. *Holothuria glaberrima* Selenka, 1867 in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022-08-20.
- Geiser, D.M., J.W. Taylor, K.B. Ritchie y G.W. Smith. 1998. Cause of sea fans death in the West Indies. *Nature*, 394: 137-138.
- Geister, J. 1992. Modern reef development and Cenozoic evolution of an oceanic island reef complex: Isla de Providencia (Western Caribbean Sea). *Facies*, 27: 1-70.
- Gerhart, D.J. 1986. Gregariousness in the gorgonian-eating gastropod *Cyphoma gibbosum*: tests of several possible causes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 31: 255-263.
- Gil-Agudelo, D.L. y J. Garzón-Ferreira. 2001. Spatial and seasonal variation of dark spots disease in coral communities of the Santa Marta area (Colombian Caribbean). *Bull. Mar. Sci.*, 69(2): 619-629.
- Gil-Agudelo, D.L., R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia, S. Bejarano *et al.* 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 38(2): 189-224.
- Gil-Agudelo, D.L., S. Espinosa, M.F. Delgado, W. Gualteros, C.H. Lucero y J. Cantera. 2011. La pesquería tradicional de piangua en el Pacífico colombiano, entre la subsistencia y el comercio. 49-79. En: Díaz, J.M., C. Vieira y G. Melo (Eds.). Diagnóstico de las principales pesquerías del Pacífico. Fundación Marviva-Colombia, Bogotá. 242 p.
- Giraldo, L.N. 1994. Estado actual del conocimiento de la oceanografía física del Caribe y Pacífico colombiano. En: Memorias del taller de expertos sobre el estado del conocimiento y lineamientos para una estrategia nacional de biodiversidad en los sistemas marinos y costeros. DOC/CCO/ENB. Minca, Magdalena. 311 p.
- Giraldo, A.M. 2007. Estado Actual de los corales *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816), *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Diploria labyrinthiformis* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 102 p.
- Giribet, G. y G.D. Edgecombe. 2020. *The Invertebrate Tree of Life*. Princeton University Press, China. 589 p.
- Glazer, R. y I. Quintero. 1998. Observations on the sensitivity of Queen Conch to water quality: Implications for coastal development. *Proc. GCFI*, 50: 78-93.
- Glockner, A. 2014. Ecología poblacional y pesquería del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en Bahía de los Ángeles, Baja California, México. Tesis Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México. 64 p.
- Glynn, P.W. 1985. Corallivore population sizes and feeding effects following El Niño (1982-1983) associated coral mortality in Panama. *Proc. 5th Int. Coral Reef Sym.*, 4: 183-188.
- Glynn, P.W., H. von Prael y F. Guhl. 1982. Coral reefs of Gorgona island, Colombia, with special reference to corallivores and their influence on community structure and reef development. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 12: 185-214.
- Glynn, P.W., D. Manzello e I.C. Enochs (Eds.). 2017. *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific. Persistence and loss in dynamic environment*. Springer. 657 p.
- Gomez, C.G., H.M. Guzman, A. Gonzalez y O. Breedy. 2014. Survival, growth, and recruitment of octocoral species (Coelenterata: Octocorallia) in Coiba National Park, Pacific Panama. *Bull. Mar. Sci.*, 90(2): 623-650.
- Gomez, C.G., A. Gonzalez y H.M. Guzman. 2018. Reproductive traits and their relationship with water temperature in three common octocoral (Anthozoa: Octocorallia) species from the Tropical Eastern Pacific. *Bull. Mar. Sci.*, 94(4): 1527-1541. Gómez, R.C. y L.F. Sánchez. 1987. El fenómeno del blanqueamiento en el parque zona Atlántica corales del Rosario, su identificación y explicación. Informe INDERENA. Cartagena.
- Gómez, D.I., A.M. Batista, E. Montoya-Cadavid, C.M. Díaz, P. Flórez *et al.* 2012. La biota de la zona marino-costera de La Guajira. 44-115. En: Corpoguajira e INVEMAR. Atlas marino costero de La Guajira. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR No. 27. Santa Marta, Colombia. 188 p.

- Gómez-Campo, K., M. Rueda y C. García-Valencia. 2010. Distribución espacial, abundancia y relación con características del hábitat del caracol pala *Eustrombus gigas* (Linnaeus) (Mollusca: Strombidae) en el Archipiélago Nuestra Señora del Rosario, Caribe Colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 39(1): 137-159.
- Gómez-León, J., J.L. López-Navarro, S.M. Cerón-Benavides, J.F. Roa-Mendéz y M. Santos-Acevedo. 2015. Programa acuicultura sostenible para el departamento del Magdalena. INVEMAR. Informe Técnico Final PYR-VAR-006-14. Santa Marta – Colombia. 270 p.
- Gómez-López, D.I., A. Acosta, J.D. González, L. Sánchez, R. Navas-Camacho y D. Alonso. 2020. Reporte del estado de los arrecifes coralinos y pastos marinos en Colombia (2018-2019). Serie de publicaciones periódicas del INVEMAR, Santa Marta. 81 p.
- González, J. 2006. Reglas de manejo, percepciones y estado del recurso piangua (*Anadara tuberculosa*): caso Asconar. Informe técnico ASCONAR, Tumaco, Colombia. 89 p.
- González Anaya, M. y C.E. Segura Cavanzo (Ed.) 2011. *Cardisoma crassum*. 14-27. En: CVC-FDRP (Ed.). Planes de manejo para la conservación de 5 especies focales de fauna silvestre amenazada en el Pacífico Vallecaucano. Cali, Colombia. 94 p.
- González-Gaviria, F.T. y R. García-Urueña. 2011. Estado actual de las poblaciones del erizo negro *Diadema antillarum* Philippi (Echinoidea: Diademataidae) en el Parque Nacional Natural Tayrona y Playa Blanca, Santa Marta, Caribe Colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 40: 401-17.
- Gosliner, T.M. y M.T. Ghiselin. 1987. A new species of *Tritonia* (Opisthobranquia: Gastropoda) from the Caribbean Sea. Bull. Mar. Sci., 40(3): 428-436.
- Gracia, A. 1985. Variación estacional en la fecundidad de la langosta *Panulirus inflatus* (Bouvier, 1895) (Crustacea: Decapoda: Palinuridae). UABC - Ciencias Marinas, 11(1): 7-27.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002A. *Strombus gigas*. 71-75. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002B. *Anachis coseli*. 90-91. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002C. *Anadara tuberculosa*. 96-98. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002D. *Cittarium pica*. 69-70. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002E. *Anadara grandis*. 94-95. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002F. *Muracypraea mus*. 78-79. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002G. *Polymesoda arctata*. 92-93. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002H. *Cassiss flammea*. 82-83. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002I. *Cassiss madagascariensis*. 84-85. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.

- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002J. *Cassia tuberosa*. 86-87. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002K. *Charonia variegata*. 88-89. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002L. *Ancilla glabrata*. 137-138. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002M. *Jenneria pustulata*. 80-81. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002N. *Octopus zonatus*. 147-148. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002Ñ. *Olivella ankei*. 139-140. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002O. *Pachy bathron tayrona*. 141-142. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002P. *Pinna rugosa*. 99-100. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002Q. *Propustularia surinamensis*. 76-77. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Greeff, R. 1882. Echinodermen, beobachtet auf einer Reise nach der Guinea-Insel São Tomé. Zoologischer Anzeiger, 5: 114-120, 135-139, 156-159.
- Greer, L., J.E. Jackson, A. Curran, T. Guilderson y L. Teneva. 2009. How vulnerable is *Acropora cervicornis* to environmental change? Lessons from the early to middle Holocene. *Geology*, 37(3): 263-266.
- Guevara-Fletcher, C.E., J.R. Cantera, L.M. Mejía-Ladino y F.A. Cortés. 2011. Benthic macrofauna associated with submerged bottoms of a tectonic estuary in Tropical Eastern Pacific. *J. Mar. Biol.*, Article ID 193759, 13 pages doi:10.1155/2011/193759
- Gutiérrez, F.P. 2010. Los recursos hidrobiológicos y pesqueros continentales en Colombia. Instituto de Investigación Alexander von Humboldt. Bogotá. 118 p.
- Guzmán, H.M. 1988. Distribución y abundancia de organismos coralívoros en los arrecifes coralinos de la Isla del Caño, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 36(2A): 191-207.
- Guzmán, H.M. y J. Cortés. 1984. Mortandad de *Gorgonia flabellum* Linnaeus (Octocorallia: Gorgoniidae) en la costa Caribe de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 32(2): 305-308.
- Guzmán, H.M., C.A. Guevara e I.C. Hernández. 2003. Reproductive cycle of two commercial species of sea cucumber (Echinodermata: Holothuroidea) from Caribbean Panama. *Mar. Biol.*, 142: 271-279.
- Guzmán, H.M., M. Cipriani, A.J. Vega, M. López y J.M. Mair. 2008. Population assessment of the Pacific green spiny lobster *Panulirus gracilis* in Pacific Panama. *J. Shellfish Res.*, 27(4): 907-915.
- Hamel, J., R. Ycaza-Hidalgo y A. Mercier. 2003. Larval development and juvenile growth of the Galapagos sea cucumber *Isoctichopus fuscus*. *SPC Beche-de-mer Inf. Bull.*, 18(1): 3-8.
- Hammond, L.S. 1983. Nutrition of deposit-feeding holothuroids and echinoids (Echinodermata) from a shallow reef lagoon, Discovery Bay, Jamaica. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10: 297-305.

- Hanson, A.J. 1969. The life-history of the sand crab *Hippa cubensis* Saussure living on a small island. Tesis de Maestría. Universidad de British Columbia. 90 p.
- Hartnoll, R.G., M.S.P. Baine, Y. Grandas, J. James y H. Atkin. 2006. Population biology of the black land crab, *Gecarcinus ruricola*, in the San Andres Archipelago, Western Caribbean. *J. Crust. Biol.*, 26(3): 316-325.
- Harvell, C.D. y T.H. Suchanek. 1987. Partial predation on tropical gorgonians by *Cyphoma gibbosum* (Gastropoda). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 38: 37-44.
- Haskoning, C.N. 1986. The impact of channel improvement works on mangroves and associated piangua fishery in Colombia. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca CVC, 200 p.
- Hawkins-Pallares, F. 1973. Contribución al estudio biológico y ecológico de *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin) "chipi chipi" y su presencia en la pesquería en la Ciénaga de Tesca o de la Virgen en el área de Cartagena. Tesis de grado. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 77 p.
- Henao, H.A. y E.M. Alvarado. 2014. Arrecifes de coral en isla Barú-Argos: composición, estructura y densidad de reclutas de juveniles de corales escleractinios en el arrecife Barú-Argos, Caribe colombiano. 58-80. En: Alvarado, E.M. y H.A. Henao (Eds.). Estado actual de salud de la comunidad sésil bentónica y peces de los arrecifes someros de Barú-Argos y el Parque Nacional Natural Corales Del Rosario y San Bernardo, Caribe Colombiano. Informe del proyecto Línea base y revisión corporativa de servicios ecosistémicos. ECORAL.
- Hendler, G. 2005. Two new brittle star species of the genus *Ophiothrix* (Echinodermata: Ophiuroidea: Ophiotrichidae) from coral reefs in the Southern Caribbean Sea, with notes on their biology. *Caribb. J. Sci.*, 41 (3): 583-599.
- Hendler, G., J. Miller, D. Pawson y P. Kier. 1995. Sea stars, sea urchins, and Allies Echinoderms of Florida and the Caribbean. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 390 p.
- Hendrickx, M.E. 1995A. Camarones. 417-537. En: Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V.H. Niem (Eds.). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Volumen I. Plantas e invertebrados. Roma, FAO. Vol. I: 1-646 p.
- Hendrickx, M.E. 1995B. Cangrejos. 565-636. En: Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V.H. Niem (Eds.). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Volumen I. Plantas e invertebrados. Roma, FAO. Vol. I: 1-646 p.
- Henning, H.G. 1976. Kampf-, fortpflanzungs- und hautungsverhalten-wachstum und geschlechtsreife von *Cardisoma guanhumii* Latreille (Crustacea, Brachyura). *Forma et Functio*, 8: 463-510.
- Herlan, J. y D. Lirman. 2008. Development of a coral nursery program for the threatened coral *Acropora cervicornis* in Florida. *Proc. 11th Int. Coral Reef Symp.*, 1244-1247.
- Hernández, C.A. 1983. Estado actual de los bancos naturales de *Crassostrea rhizophorae* Guilding 1828 en el norte de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Tesis Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia.
- Hernández, S. 2001. Evaluación de la población del caracol copey *Melongena melongena* (Linee, 1758) y su pesquería en la Bahía de Cispatá, Caribe colombiano. Tesis maestría. Universidad Católica del Norte, Chile.
- Hernández, S. y W.B. Stotz. 2004. Reproductive biology of the "copey" snail *Melongena melongena* (Linnaeus, 1758) in Cispatá bay on the Caribbean coast of Colombia. *J. Shellfish Res.*, 23(3): 849-854.
- Hernández-Castellanos, I., N. Manrique-Rodríguez, M. Puyana-Hegedus y A. Sanjuan-Muñoz. 2014. Diversidad de octocorales del Caribe insular colombiano. Resúmenes IV Congreso Colombiano de Zoología. Cartagena, Colombia. 106 p.
- Hernández-Delgado, E.A., L. Alicea-Rodríguez, C.G. Toledo y A.M. Sabat. 2000. Baseline characterization of coral reefs and fish communities within the proposed Culebra Island Marine Fishery Reserve, Puerto Rico. *Proc. GCFI.*, 51: 537-555.
- Hernández-Elizárraga, V.H., N. Olguín-López, R. Hernández-Matehuala, A. Ocharán-Mercado, A. Cruz-Hernández et al. 2019. Comparative analysis of the soluble proteome and the cytolytic activity of unbleached and bleached *Millepora complanata* ("Fire Coral") from the Mexican Caribbean. *Marine Drugs*, 17(7): 393.

- Hernández-Maldonado, A. y N.H. Campos. 2015. Estado actual de la población adulta del cangrejo semiterrestre *Cardisoma guanhumi* (Latreille) en la isla de San Andrés, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 44(1): 185-198.
- Herreid, C.F. y C.A. Gifford. 1963. The burrow habitat of the land crab, *Cardisoma guanhumi* (Latreille). Ecology, 44(4): 773-775.
- Herrero-Pérezrul, M.D. 1994. Estudio comparativo de la reproducción de *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) y *Neothonyne gibbosa* (Deichmann, 1941) (Echinodermata: Holothuroidea), en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz. 100 p.
- Herrero-Pérezrul, M.D. y H. Reyes-Bonilla. 2008. Weight-Length relationship and relative condition of the holothurian *Isostichopus fuscus* at Espíritu Santo Island, Gulf of California, México. Rev. Biol. Trop., 56(3):273-280.
- Herrero-Pérezrul, M.D., H. Reyes Bonilla, F. García-Domínguez y C.E. Cintra-Buenrostro. 1999. Reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, México. Mar. Biol., 135(3):521-532.
- Herrnkind, W.F. y R. Lipcius. 1989. Habitat use and population biology of Bahamian spiny lobster. Proc. GCFI, 39: 265-278.
- Hickman, C. 1998. Guía de campo sobre estrellas de mar y otros equinodermos de Galápagos. Sugar Spring Press. Lexington, USA. 83 p.
- Hickman, C.P., S. Keen, D. Eisenhour, A. Larson y H. l'Anson. 2020. Integrated Principles of Zoology. 18th Edition. McGraw Hill, New York, USA. 844 p.
- Hiroki, K. 1971. Fisiocología de invertebrados marinhos: resistência à anoxia. B. Zool. Biol. Marinha, São Paulo, 28: 41-315.
- Hoeksema, B.W. y S. Cairns. 2022. World List of Scleractinia. Accessed at <https://www.marinespecies.org/scleractinia> on 2022-11-23.
- Holthuis. 1991. Marine lobsters of the world. FAO species catalogue. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date. FAO Fisheries Synopsis No. 125, Vol. 13. Roma, 292 p.
- Hommerick N. 2015. Population assessment and management options for the land crab *Gecarcinus ruricola* (Linnaeus, 1758) on the island Providencia, Colombia. Trabajo de grado Justus Liebig University Gießen.
- Huber, M. 2015. Compendium of Bivalves 2. Harxheim: ConchBooks. 907 p.
- Hudson, J.H. y W.B. Goodwin. 1997. Restoration and growth rate of Hurricane damaged pillar coral (*Dendrogyra cylindrus*) in the Key Largo National Sanctuary, Florida. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 567-570.
- Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science, 265: 1547-51.
- Hughes, T.P. y J.H. Connell. 1987. Population dynamics based on size or age? A reef-coral analysis. Am Nat., 129: 818-829.
- Hughes, T.P., N.A.J. Graham, J.B. Jackson, P.J. Mumby y R.S. Steneck. 2010. Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. Trends Ecol. Evol., 25: 633-42.
- Humann, P. 1993. Reef coral identification, Florida, Caribbean, Bahamas. Paramount Miller Graphics, Inc. Jacksonville, Florida. 239 p.
- Humann, P. y N. Deloach. 2002. Reef coral identification, Florida, Caribbean, Bahamas. 3rd Edition. New World publications, 278 p.
- Hunter, I.G. 1977. Sediment production by *Diadema antillarum* on a Barbados fringing reef. 105-109. En: Proc. 3rd Int. Coral Reef Symp., Vol. 2: Geology. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Miami, Florida.
- Hurtado-Alarcón, J.C. 2016. Estudio genético-evolutivo del cangrejo rey del Caribe *Damithrax spinosissimus* Lamarck 1818 (Decapoda: Mithracidae): Herramientas para su conservación y manejo. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 164 p.

- Hurtado-Alarcón, J.C., N.H. Campos Campos, A. Bermúdez-Tobón y E.J. Márquez. 2018. Phylogeographic patterns in *Maguimithrax spinosissimus* (Decapoda: Mithracidae) from Colombian Caribbean. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.*, 52(1): 118-137.
- IDEAM-SINCHI-IAvH-IIAP-INVEMAR. 2002. Sistema de Información Ambiental de Colombia SIAC. Perfil del estado de los recursos naturales y del medio ambiente en Colombia. Tomo 3. Colombia. 585 p.
- INCODER-UJTL. 2014. Visión integral de los Archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo. Parte I. En: Ambiente y Desarrollo en el Caribe colombiano, 3(1): 112 p.
- INPA (Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura). 1994. Boletín Estadístico Pesquero Colombiano. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura -INPA. Santafé de Bogotá, Colombia. 23 p. + Anexos.
- INPA (Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura). 1996. Boletín estadístico pesquero colombiano. Grupo de estadística. Bogotá.
- INPA (Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura). 2000. Boletín estadístico pesquero colombiano 1999-2000. Santa Fe de Bogotá DC. 139 p.
- INPA. 2011. Concha y Cangrejo, Principales Recursos del Manglar. Instituto Nacional de Pesca. Ecuador.
- INVEMAR. 2004. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2004. Santa Marta. 112 p. + anexos.
- INVEMAR. 2005. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2004. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta. 210 p.
- INVEMAR. 2009. Estado de la población y pesca de subsistencia de la almeja en la VIPIS. Concepto Técnico CT-VAR-008-09. Santa Marta. 11 p. + 1 anexo.
- INVEMAR. 2011. Informe de estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia. Año 2010. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta. 322 p.
- INVEMAR. 2012. Identificación de humedales prioritarios para la protección de los estadios tempranos de vida del camarón de aguas someras en Colombia desde una perspectiva ecogenética. Informe Final PRY-BEM-002-10. 148 p.
- INVEMAR. 2013. Elementos técnicos y generación de capacidad para el ordenamiento y manejo de los espacios y recursos marinos, costeros e insulares de Colombia. Capítulo Pepinos de mar. Rodríguez, A., M. Rueda, J. Gómez-León, E. Ortiz, F. Reyes, E. Viloría, M. Santos-Acevedo, J. López y G. Borrero. Código: ACT-VAR-001-013. Informe Técnico Final. Convenio MADS-INVEMAR No. 57. Santa Marta. 450 p.
- INVEMAR. 2014. Elementos técnicos que permitan establecer medidas de manejo, control, uso sostenible y restauración de los ecosistemas costeros y marinos del país. Componente No. 4. Evaluar el estado de los recursos hidrobiológicos asociados a los ecosistemas marinos, costeros e insulares de Colombia: Caracterización de la población y uso del recurso pepino de mar en el departamento de Córdoba. Rodríguez, A.J., J. Gómez-León, E. López, M. Viloría, M. Santos, G. Borrero y M. Rueda. Pags. 4-5 a 4-43. Código: ACT-BEM-001-014. Informe Técnico Final. Convenio MADS-INVEMAR No. 190. Santa Marta, Colombia.
- INVEMAR. 2015. Componente 2. Manejo para la conservación de los recursos hidrobiológicos. Actividad: Lineamientos para el manejo, uso y conservación del recurso pepino de mar de La Guajira y Córdoba con base a la información disponible. En: Informe Técnico Final. Código: PRY-GEZ-005-015. Convenio Interadministrativo 275 MADS-INVEMAR. Santa Marta, Colombia. 483 p + 6 anexos.
- INVEMAR. 2018. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2017, Vol. 16. Santa Marta. 174 p.+ anexos.
- INVEMAR. 2020. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 183 p.
- INVEMAR. 2021. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2021, Vol. 20. Santa Marta. 178 p.

- INVEMAR. 2022. Evaluación de recursos claves y medidas de manejo sugeridas para el Comité Ejecutivo para la Pesca. Concepto Técnico, CPT-VAR-004-22. Santa Marta. 79 p.
- INVEMAR-CVC. 2007. Monitoreo de los manglares del Valle del Cauca y la fauna asociada con énfasis en las aves y especies de importancia económica como la piangua y el cangrejo azul. Informe Técnico Final Convenio 174 de 2005 entre INVEMAR-CVC. Buenaventura, Colombia. 145 p.
- INVEMAR-MINAMBIENTE. 2020. Atlas de Áreas coralinas de Colombia. <https://areas-coralinas-de-colombia-invemar.hub.arcgis.com>. Consultado 03/03/2021.
- INVEMAR-SIBM. 2021. Acceso en línea en www.invemar.org.co/siam/sibm. Consultado 24/05/2021.
- INVEMAR-SIBM. 2022. Acceso en línea en www.invemar.org.co/siam/sibm. Consultado 10/08/2022.
- IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E.S. Brondízio, H.T. Ngo, M. Guèze *et al.* (Eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 p.
- IPCC. 2018: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea *et al.* (Eds.).
- IUCN. 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1. <https://www.iucnredlist.org>.
- Jackson, J.B.C., M.K. Donovan, K.L. Cramer y W. Lam (Eds.). 2014. Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland. 306 p.
- Jaimes, J.C. 2010. El recurso langosta en Colombia y su cultivo en jaulas flotantes como método alternativo de manejo. Tesis de Maestría. Universidad de León. Bogotá. 84 p.
- Jaimes Martínez, J.C. y R.H. López Peralta. 2014. Distribución y abundancia larvaria de *Panulirus gracilis* (Crustacea, Decapoda) en el Océano Pacífico Colombiano durante siete campañas oceanográficas realizadas en el periodo 2001–2007. *Hidrobiológica*, 24(3): 231-243.
- James, J. y E. Castro. 2012. Socioeconomía en el archipiélago de San Andrés y Providencia con énfasis en la isla de San Andrés, Reserva de Biósfera Seaflower. 169-179. 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. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andrés INVEMAR y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina CORALINA. Serie Publicaciones Especiales INVEMAR #28. Santa Marta, Colombia. 180 p.
- Jaramillo-González, J. y A. Acosta. 2009. Comparación temporal en la estructura de una comunidad coralina en primeros estados de sucesión, Isla de San Andrés, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 38(2): 29-53.
- Jiménez, P., N. Uribe y R.A. Baos. 2016. Caracterización de la pesca de arrastre artesanal de camarón mediante la “changa”, en Iscuandé, Nariño, Pacífico colombiano. Informe técnico de consultoría WWF-Colombia. Cali. 29 p.
- Jiménez-Tello, P., R.A. Baos y N. Uribe. 2017. Documento técnico sobre la situación de la pesca de arrastre artesanal en Iscuandé, Nariño, Pacífico colombiano, incluyendo aspectos legales, situación de las poblaciones y manejo de la pesquería. INVEMAR, FAO, WWF-Colombia. 54 p.
- Jordán-Dahlgren, E. 2002. Gorgonian distribution patterns in coral reef environments of the Gulf of Mexico: evidence of sporadic ecological connectivity? *Coral Reefs*, 21(2): 205-215.
- Juárez-Espinoza, P.A., F.A. Solís-Marín, F. Alonso y R.A. Aguirre-Espinosa. 2015. Micro identificación taxonómica y nuevos caracteres diagnósticos del erizo marino *Astropyga pulvinata* (Diadematoida: Diadematidae). *Rev. Biol. Trop.*, 63(2): 49-58.
- Kantor, Y.I., A.E. Fedosov, N. Puillandre, C. Bonillo y P. Bouchet. 2017. Returning to the roots: morphology, molecular phylogeny and classification of the Olivoidea (Gastropoda: Neogastropoda). *Zool. J. Linn. Soc.*, 180: 493-541.
- Kass, J.M., B. Vilela, M.E. Aiello-Lammens, R. Muscarella, C. Merow y R.P. Anderson. 2018. Wallace: A flexible platform for reproducible modeling of species niches and distributions built for community expansion. *Methods Ecol. Evol.*, 9(4): 1151-1156.

- Keegan, W.F. 1982. A biological introduction to the prehistoric procurement of the *Strombus gigas*. Fla. Anthropol., 35: 76-88.
- Keen, A.M. 1971. Sea shells of Tropical West America. Marine mollusks from Baja California to Perú. 2nd ed. Stanford University press, Stanford, California. 1064 p.
- Kinzie, R.A. 1971. The ecology of the gorgonians (Cnidaria, Octocorallia) of Discovery Bay, Jamaica. Ph.D. Dissertation, Yale Univ., New Haven, Connecticut.
- Kinzie, R.A. 1973. The zonation of west Indian gorgonians. Bull. Mar. Sci., 23(1): 93-155.
- Klinger, W., Z. Valoyes, C. Sosa, C. Díaz y G. Ramirez. 2012. Valoración integral del ecosistema de manglar en el municipio de San Andrés de Tumaco (Nariño). Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico - IIAIP. 91 p.
- Klompaker, A.D., R.W. Portell, A.T. Klier, V. Prueter y L. Tucker. 2015. Spider crabs of the Western Atlantic with special reference to fossil and some modern Mithracidae. PeerJ 3:e1301.
- Knowlton, N.C., J. Lang y B.D. Keller. 1990. Case study of natural population collapse: Post-hurricane predation on Jamaican staghorn corals. Smithson. Contrib. Mar. Sci., 31: 1-25.
- Kroeker, K., R.C. Kordas, R. Crim, I. Hendriks, L. Ramako et al. 2013. Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming. Glob. Change Biol., 19: 1884-1896.
- Kuroda, T., T. Habe y K. Oyama. 1971. The sea shells of Sagami Bay. Maruzen, Tokyo. 489 p.
- Lagos-Bayona, A.L., S.J. Hernández, H. Rodríguez y P. Victoria. 1996. Algunos aspectos bioecológicos y reproductivos del caracol de pala *Strombus gigas* Linnaeus, 1758 en el archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. INPA-Bol. Cientif., 4: 141-160.
- Lang, J.C. 1987. Bleaching event at Islas del Rosario. Informe INDERENA y Universidad de Texas, Austin.
- Langmead, O. y C. Sheppard. 2004. Coral reef community dynamics and disturbance: a simulation model. Ecol. Model., 175: 271-290.
- Laughlin, R.A. 1982. Some observations on the occurrence, reproduction of the coral crab *Carpilius corallinus* (Herbst, 1783) (Decapoda, Xanthidae) in the Archipiélago los Roques, Venezuela. Crustaceana, 43(2): 219-221.
- Lazarus, J.F. y J.R. Cantera. 2007. Crustáceos (Crustacea, Sessilia, Stomatopoda, Isopoda, Amphipoda, Decapoda) de Bahía Málaga, Valle del Cauca (Pacífico colombiano). Biota Colombiana, 8(2): 221-239.
- Leal, J.H. 2002. Bivalves. 25-98. En: Carpenter, K.E. (Ed.). The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. 1-600.
- Leal, L.M. y L.F. Maldonado. 2003. Evaluación del estado de salud de los corales presentes en algunos sitios de buceo del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 119 p.
- Leal-Puccini, E. 1981. Contribución a la ecología y biología del chipi chipi (Gen. Donax; Bivalvia, Donacidae) en la región caribeña, Bahía de Gaira-Ciénaga Grande de Santa Marta. Trabajo de grado. Univ. Antioquia. Medellín. 82 p.
- Leite-Castro, L., J. Souza, C.S.B. Salmito-Vanderley, J. Ferreira, J.F. Hamel et al. 2016. Reproductive biology of the sea cucumber *Holothuria grisea* in Brazil: importance of social and environmental factors in breeding coordination. Marine Biology. 163 p.
- Lemaitre, R. 1981. Shallow-water crabs (Decapoda, Brachyura) collected in the southern Caribbean near Cartagena, Colombia. Bull. Mar. Scie., 31(2): 234-266.
- Lemaitre R. y R. Alvarez-León. 1992. Crustáceos decápodos del Pacífico colombiano: lista de especies y consideraciones zoogeográficas. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betin, 21: 33-76.
- Lessios, H.A. 1981. Reproductive periodicity of the echinoids *Diadema* and *Echinometra* on the two coasts of Panama. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 50: 47-61.
- Lessios, H.A. 1988. Mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean: What have we learned? Ann. Rev. Ecol. Syst., 19: 371-393.

- Lessios, H.A. 2000. Molecular phylogeny of *Diadema*: systematic implications. 487-495. En: Echinoderms 2000: Proc. 10th Int. Echinoderm Conference, ed. M. Barker.
- Lessios, H.A. 2005. *Diadema antillarum* populations in Panamá twenty years following mass mortality. Coral Reefs, 24: 125-127.
- Lessios, H.A. 2016. The great *Diadema antillarum* die-off: 30 years later*. Annu. Rev. Mar. Sci., 8: 1.1-1.17.
- Lessios, H.A., D.R. Robertson y J. Cubit. 1984A. Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. Sci. New Ser., 226: 335-337.
- Lessios, H.A., J.D. Cubit, D.R. Robertson, M.J. Shulman, M.R. Parker et al. 1984B. Mass mortality of *Diadema antillarum* on the Caribbean coast of Panama. Coral Reefs, 3: 173-182.
- Lessios, H.A., B.D. Kessing y J.S. Pearse. 2001. Population structure and speciation in tropical seas: global phylogeography of the sea urchin *Diadema*. Evolution, 55: 955-975.
- Levitan, D.R. 1988. Algal-urchin biomass responses following mass mortality of *Diadema antillarum* Philippi at Saint John, U.S. Virgin Islands. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 119: 167-178.
- Levitan, D.R., W. Boudreau, J. Jara y N. Knowlton. 2014. Long-term reduced spawning in *Orbicella* coral species due to temperature stress. Mar. Ecol. Prog. Ser., 515: 1-10.
- Lewis, J.B. 1960. The fauna of rocky shores of Barbados, West Indies. Canadian Jour. Zoo., 38(2): 391-435.
- Lewis, C.L. y M.A. Coffroth. 2004. The Acquisition of exogenous algal symbionts by an octocoral after bleaching. Science, 304(5676): 1490-1492.
- Lindberg, D.R. 2008. Patellogastropoda, Neritimorpha, and Cocculinoidea: the low-diversity gastropod clades. 271-296. En: Ponder, W.F. y D.R. Lindberg (Eds.) Phylogeny and evolution of the Mollusca, University of California Press, Berkeley, California, USA.
- Lirman, D., A. Bowden-Kerby, S. Schopmeyer, B. Huntington, T. Thyberg et al. 2010. A window to the past: documenting the status of one of the last remaining 'megapopulations' of the threatened staghorn coral *Acropora cervicornis* in the Dominican Republic. Aquatic Conserv.: Mar. Fresh. Ecosyst., 20: 773-781.
- Liu, C., M. White y G. Newell. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. J. Biogeogr., 40(4): 778-789.
- Llanos, C. 2009. Distribución y abundancia del cangrejo negro (*Gecarcinus ruricola*) en la isla de Providencia. Informe técnico. CORALINA.
- Lopez, J.V. y N. Knowlton. 1997. Discrimination of species in the *Montastraea annularis* complex using multiple species loci. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 2: 1613-1618.
- López, L.A. y J.R. Cantera. 2015. Marine mollusks of Bahía Málaga, Colombia (Tropical Eastern Pacific). Check List, 11(1): 1497.
- López-Londoño, T. 2007. Abundancia, distribución y composición taxonómica de corales escleractinios juveniles en formaciones coralinas del Archipiélago de las Islas del Rosario, Caribe Colombiano. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 103 p. + anexos.
- López-Victoria, M. y F.A. Zapata. 2018. Reducción en la cobertura coralina del arrecife de la Chola (Pacífico Oriental Tropical). Bol. Invest. Mar. Cost., 47(1): 107-116.
- López-Victoria, M., M. Rodríguez-Moreno y F.A. Zapata. 2015. A paradoxical reef from Varadero, Cartagena Bay, Colombia. Coral Reefs, 34: 231.
- Lorenz, F. y D. Fehse. 2009. The living Ovulidae: a manual of the families of allied cowries. Ovulidae, Pediculariidae and Eocypraeidae. Hackenheim, Germany. 651 p.
- Lovatelli, A., C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J-F. Hamel y A. Mercier (Eds.). 2004. Advances in sea cucumber aquaculture and management. FAO Fisheries Technical Paper No. 463. Rome, FAO. 425 p.
- Lozano, G. y A. Estrada. 2008. Seguridad alimentaria en hogares de Acandí, Darién, Caribe colombiano: el aporte del caracol *Cittarium pica* "la cigua". Rev. Chil. Nutr., 35(4): 460-470.
- Lozano-Alvarez, E. y G. Aramoni-Serrano. 1996. Alimentación y estado nutricional de las langostas *Panulirus inflatus* y *Panulirus gracilis* (Decapoda: Palinuridae) en Guerrero, México. Rev. Biol. Trop., 44(3): 453-461.

- Lucas, M.Q., L.R. Rodríguez, D.J. Sanabria y E. Weil. 2014. Natural prey preferences and spatial variability of predation pressure by *Cyphoma gibbosum* (Mollusca: Gastropoda) on octocoral communities off La Parguera, Puerto Rico. *Int. Sch. Res. Notices*: 742387.
- Lucero, C.H. y J.R. Cantera. 2008. Análisis de la explotación de la piangua *Anadara tuberculosa* y *A. similis* en el Consejo Comunitario de Cuerval-Cauca, Pacífico colombiano. *Inf. Tec. Ecofondo. CCI-Cuerval. Guapi, Colombia*. 28 p.
- Lucero, C., J. Cantera y R. Neira. 2012. Pesquería y crecimiento de la piangua (Arcoida: Arcidae) *Anadara tuberculosa* en la Bahía de Málaga del Pacífico colombiano, 2005-2007. *Rev. Biol. Trop.*, 60(1): 203-217.
- Lucero-Rincón, C.H., J.R. Cantera K., D.L. Gil-Agudelo, O. Muñoz, L.A. Zapata *et al.* 2013. Análisis espacio temporal de la biología reproductiva y el reclutamiento del molusco bivalvo *Anadara tuberculosa* en la costa del Pacífico colombiano. *Rev. Biol. Mar. Oceanog.*, 48(2): 321-334.
- Lucero, C.H., J.R. Cantera y D.L. Gil-Agudelo. 2021. Hermafroditismo en los bivalvos *Anadara tuberculosa* y *Anadara similis* Sowerby 1883 (Arcidae) en los manglares del Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 50(1): 163-170.
- Lueg, J.R., A.L. Moulding, V.N. Kosmyrin y D.S. Gilliam. 2012. Gametogenesis and spawning of *Solenastrea bournoni* and *Stephanocoenia intersepta* in southeast Florida, USA. *Journal of Marine Biology*. Article ID.370247, 13 p.
- Ma, K.Y., T.-Y. Chan y K.H. Chu. 2011. Refuting the six-genus classification of *Penaeus* s.l. (Dendrobranchiata, Penaeidae): a combined analysis of mitochondrial and nuclear genes. *Zool. Scr.*, 40: 498-508.
- Machado, J. 2011. Evaluación del impacto de la pesca artesanal con redes de enmalle para camarón en el Pacífico colombiano. Tesis de grado. Universidad del Valle sede Pacífico. Buenaventura, 36 p.
- MacKenzie, Jr., C.L. 2001. The fisheries for mangrove cockles, *Anadara* spp., from Mexico to Peru, with descriptions of their habitats and biology, the fishermen's lives, and the effects of shrimp farming. *Mar. Fish. Rev.*, 63(1): 1-39.
- Manjarrés-Villamil, A.E., C.H. Lucero-Rincón, W.O. Gualteros, J.R. Cantera-Kintz y G.L. Gil-Agudelo. 2013. Abundancia y madurez sexual de *Anadara similis* en el manglar de Luisico, bahía Málaga, Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 42(2): 215-231.
- Manotas, V.H. y C.P. Mariano. 2000. Parámetros de crecimiento, supervivencia y tamaño de población de *Cittarium pica* (Mollusca: Gastrópoda) en la ensenada de Gayraca, PNNT, Santa Marta. Tesis de grado. Univ. Atlántico. Barranquilla. 85 p.
- Manrique-Rodríguez, N. 2004. Estado actual y crecimiento de *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) en el área de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 85 p.
- Manrique-Rodríguez, N., S. Bejarano-Chavarro y J. Garzón-Ferreira. 2006. Crecimiento del abanico de mar *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) en el área de Santa Marta, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 35: 77-90.
- Manrique-Rodríguez, N., A. Salcedo, A. Sanjuan, K. Perilla y C. Gómez-Soto. 2008. Reproductive aspects of sea fans *Gorgonia ventalina* (Cnidaria: Gorgoniidae) in the Santa Marta area, Colombian Caribbean. *Proc. 11th Int. Coral Reef Symp. Ft. Lauderdale, USA*. 364 p.
- Marhaver, K.L., M.J.A. Vermeij y M.M. Medina. 2015. Reproductive natural history and successful juvenile propagation of the threatened Caribbean Pillar Coral *Dendrogyra cylindrus*. *BioMed Central Ecology*, 15: 1-11.
- Marín, A. 2012. Abundancia, estructura de tallas y mortalidad parcial de las especies de coral *Montastraea annularis*, *M. faveolata* y *Siderastrea siderea* en Isla Grande (PNNCRSB), Cartagena, Colombia. Tesis Biología Marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 46 p.
- Márquez, E. 1993. Biología poblacional y pesquera del caracol *Strombus gigas* Linnaeus, 1758 en las islas de Providencia y Santa Catalina. Tesis Biol. Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 102 p + anexos.

- Marrugo, M. y E.M. Alvarado. 2014. Arrecifes de coral en isla Barú-Argos: Composición, estructura y estado de la comunidad arrecifal coralina bentónica. 32-57. En: Alvarado, E.M. y H.A. Henao (Eds.). Estado actual de salud de la comunidad sésil bentónica y peces de los arrecifes someros de Barú-Argos y El Parque Nacional Natural Corales Del Rosario y San Bernardo, Caribe Colombiano. Informe del proyecto Línea base y revisión corporativa de servicios ecosistémicos. ECORAL.
- Martínez, S. y A. Acosta. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta - Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano). Bol. Invest. Mar. Cost., 34: 161-191.
- Martínez, H.M., R. Franke, P. Saldaña, M. Cano, L.E. Angarita *et al.* 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.
- Martínez, V., W. Hernández, M. Turizo, L. Caro y A. Rodríguez. 2016. Manual para el cultivo y procesamiento de pepino de mar. Editorial Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. 64 p.
- Martínez-Campos, B. 2014. Conectividad mediante variabilidad fenotípica del cangrejo rey, *Mithrax spinosissimus* (Lamarck) (Brachyura: Majoidea: Mithracidae), en el mar Caribe colombiano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia. Santa Marta. 70 p.
- Martínez-Campos, B., N. Campos, A. Bermúdez y E. Márquez. 2016. Morfo geometría del caparazón del cangrejo *Damithrax spinosissimus* (Decapoda: Mithracidae) en tres islas del Caribe suroccidental. Rev. Biol. Trop., 64(2): 667-681.
- Martínez-Viloria, H., J.C. Narváez, R. Rivera y O.D. Solano. 2006. Evaluación de la selectividad del trasmallo en la pesquería artesanal de la zona deltaica estuarina del río Sinú, Caribe colombiano. Rev. Intrópica, 3(1): 33-41.
- Martínez-Viloria, H.M., L.A. Martínez-Whigman, A. Vargas-Pineda y J.C. Narváez-Barandica. 2011. Efectos de la pesca sobre los recursos hidrobiológicos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. 273-289. En: Zarza-González, E. (Ed.). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Cartagena: Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Cartagena, Colombia. 416 p.
- McLean, R.F. 1967. Measurements of beach-rock erosion by some tropical marine gastropods. Bull. Mar. Sci., 17(3): 551-556.
- Medina, J.C., M. Rojas y J. Gallo. 1996. Evaluación de la captura y el esfuerzo de la langosta espinosa *Panulirus argus* (Latreille, 1804) en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. INPA-Bol. Cientif., 4: 107-123.
- Meesters, E.H. y R.P.M. Bak. 1995. Accelerated deterioration of a physiological function in the branching coral *Acropora palmata*. 95-103. En: Meesters, E.H. (Ed.). The function of damage and regeneration in the ecology of reef-building corals (Scleractinia). Proefschrifts Universiteit van Amsterdam, Netherlands.
- Mejía-Quintero, K. y L. Chasqui. 2018. Diversidad de Octocorales y Corales Negros del Pacífico norte chocono (Cabo Corrientes - Cabo Marzo). Informe Técnico, INVEMAR, Santa Marta. 36 p.
- Mejía-Quintero, K. y L. Chasqui. 2020A. Diversidad de corales en los riscales y morros del Pacífico Norte Chocoano (Anthozoa: Hexacorallia y Octocorallia). 118-157. En: Chasqui, L. (Ed.). Biodiversidad de los arrecifes rocosos (riscales y morros) del Pacífico Norte Chocoano. Serie Publicaciones Generales No. 116 de INVEMAR. Santa Marta, Colombia. 318 p.
- Mejía-Quintero, K. y L. Chasqui. 2020B. Octocorals and Antipatharians in the mesophotic rocky reefs of Colombian Pacific (Eastern Tropical Pacific). Front. Mar. Sci., 7: 311.
- Melo, G.A.S. 1996. Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejo e Siris) do Litoral Brasileiro. Plêiade/FAPESP, São Paulo.
- Melo-Merino, S.M., H. Reyes-Bonilla y A. Lira-Noriega. 2020. Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. Ecol. Modell., 415. 108837.
- Méndez, M. 1981. Claves de identificación y distribución de los langostinos y camarones (Crustacea: Decapoda) del mar y ríos de la costa del Perú. Bol. Inst. Mar Perú, 5: 1-170.

- Méndes, F., A. Marenzi y M. Domenico. 2006. Population patterns and seasonal observations on density and distribution of *Holothuria grisea* (Holothuroidea: Aspidochirotida) on the Santa Catarina Coast. *Bulletin Becher-de-Mer*, 23: 5-10.
- Merchán, A. 2010. Dinámica poblacional del chipi chipi *Donax denticulatus*, *D. striatus* y *Anomalocardia brasiliana* en la Bahía de Cispatá, Córdoba, Caribe colombiano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia. 109 p.
- Merchán, A., A.P. Vélez y N.H. Campos. 2006. Valoración del estado actual de la población del cangrejo azul de tierra (*Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825) en el departamento de Bolívar. Póster 23. II Congreso Colombiano de Zoología. Noviembre 26-diciembre 01, Santa Marta. Libro de resúmenes. 429 p.
- Mercier, A., R. Hidalgo y J-F Hamel. 2004. Aquaculture of the Galapagos sea cucumber, *Isostichopus fuscus*. 347-358. En: Lovatelli, A., C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel y A. Mercier (Eds.). *Advances in sea cucumber aquaculture and management*. FAO Fisheries Technical Paper No. 463. Rome, FAO. 425 p.
- Mercier, A., R.H. Ycaza y J.F. Hamel. 2007. Long-term study of gamete release in a broadcast-spawning holothurian: predictable lunar and diel periodicities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 329(1): 179-189.
- Mercier, A., J.F. Hamel, T.G. Toral-Granda, J.J. Alvarado, E.P. Ortiz *et al.* 2013. *Isostichopus fuscus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T180373A1621878. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T180373A1621878.en>. Consultado 28/05/2018.
- Merlano-Cera, M. y R. García-Urueña. 2018. Incidental catch in traps of the lionfish *Pterois volitans* (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) in the Colombian Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 66(3): 1197-1207.
- Miller, J.E. y D.L. Pawson. 1984. Holothurians (Echinodermata: Holothuroidea). *Mem. Hourglass Cruises*, 7(1): 1-79.
- Miller, M.W., E. Weil y A.M. Szmant. 2000. Coral recruitment and juvenile mortality as structuring factors for reef benthic communities in Biscayne National Park, USA. *Coral Reefs*, 19: 115-123.
- Miller, A.K., A.M. Kerr, G. Paulay, M. Reich, N.G. Wilson *et al.* 2017. Molecular phylogeny of extant Holothuroidea (Echinodermata). *Mol. Phylogenet. Evol.*, 111: 110-131.
- Miller, M., K. Latijnhouwers, A. Bickel, S. Quiroz Mendoza, M. Schick *et al.* 2021. Settlement yields in large-scale *in situ* culture of Caribbean coral larvae for restoration. *Restoration Ecology*, 30. 10.1111/rec.13512.
- Miloslavich, P., J.M. Díaz, E. Klein, J.J. Alvarado, C. Díaz *et al.* 2010. Marine Biodiversity in the Caribbean: Regional Estimates and Distribution Patterns. *PLoS ONE*, 5(8): e11916.
- Molina-Bolívar, G.M., I.A.J. Pitre y M.L.N. Ferrer. 2017. Taxocenosis Mollusca-Crustacea en raíces de *Rhizophora mangle*, delta del río Ranchería-La Guajira, Colombia. *Intropica*, 12(2): 87-100.
- MolluscaBase eds. 2022A. MolluscaBase. *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758). Accessed through: World Register of Marine Species at: <https://marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=419449> on 2022-10-31
- MolluscaBase eds. 2022B. MolluscaBase. *Larkinia grandis* (Broderip & G. B. Sowerby I, 1829). Accessed through: World Register of Marine Species at: <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=504443> on 2022-10-18
- Monroy, M. 2003. Distribución geográfica y estado actual de *Ophiothrix synoecina* (Echinodermata: Ophiuroidea) asociado obligado a *Echinometra lucunter*, en el litoral rocoso del Caribe colombiano. Tesis Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 95 p.
- Monroy, M. y O.D. Solano. 2005. Estado poblacional de *Echinometra lucunter* (Echinoidea: Echinometridae) y su fauna acompañante en el litoral rocoso del Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 53(3): 291-297.
- Monroy-López, M. y O.D. Solano. 2008. *Ophiothrix synoecina* (Echinodermata: Ophiuroidea: Ophiotrichidae): especie endémica y vulnerable del Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 37(1): 191-196.
- Mora, E. 1990. Catálogo de bivalvos marinos del Ecuador. *Inst. Nal. Pesca. Bol. Cient. Tecn.*, 10(1): 1-136.
- Mora-Lara, C.O. 1988. Análisis de la pesca de langostino, *Penaeus (Litopenaeus) occidentalis*, Street, efectuada por la flota camaronera de Buenaventura y el trasmallo "electrónico". *Trianea*, 1: 193-207.
- Morales, J. 2006. Sexual reproduction in the Caribbean coral genus *Mycetophyllia*, in La Parguera, Puerto Rico. Tesis Maestría. Ciencias Marinas en Oceanografía Biológica. Universidad de Puerto Rico. Puerto Rico. 116 p.

- Morse, D., A. Morse y H. Duncan. 1977. Algal tumors in the Caribbean sea-fan *Gorgonia ventalina*. Proc. 3rd Int. Coral Reef Symp. Miami, 1: 623-629.
- Mota, E.L.S., R.R.N. Alves y T.L.P. Dias. 2020. Fishing, trade, and local ecological knowledge of the marine gastropod, *Cassiss tuberosa* – a target species of the international shell trade. Ethnobiol. Conserv., 9: 23.
- Muller, E., W. de Gier, H.A. ten Hove, G.W.N.M. van Moorsel y B.W. Hoeksema. 2020A. Nocturnal predation of christmas tree worms by a batwing coral crab at Bonaire (Southern Caribbean). Diversity, 12(12): 1-4.
- Muller, E.M., C. Sartor, N.I. Alcaraz y R. van Woesik. 2020B. Spatial Epidemiology of the Stony-Coral-Tissue-Loss Disease in Florida. Front. Mar. Sci., 7: 163.
- Murillo, I.D. 2011. Experimentos iniciales para la restauración de las especies *Acropora cervicornis* y *A. palmata* en el área arrecifal de Playa del Muerto, Parque Nacional Natural Tayrona. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 36 p.
- Musello, C., M. Álvarez y L. Flores. 2002. Crecimiento de *Anadara similis* (C.B. Adams, 1852) en la Reserva Ecológica de Manglares Cayapas-Mataje, Remacam: una aproximación basada en tallas. Facultad de Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar, Guayaquil. 7 p.
- Muzik, K. 1982. Octocorallia (Cnidaria) from Carrie Bow Cay, Belize. 309-316. En: Rützler, K. e I.G. MacIntery (Eds.). The Atlantic barrier reef ecosystem at Carrie Bow Cay, Belize. I. Structure and communities. Smithsonian Inst. Press, Washington, D.C.
- Nagelkerken, I.A. y A.O. Debrot. 1995. Mollusc communities of tropical rubble shores of Curaçao: long-term (7+ years) impacts of oil pollution. Mar. Poll. Bull., 30(9): 592-598.
- Nagelkerken, I., K. Buchan, G.W. Smith, K. Bonair, P. Bush *et al.* 1997A. Widespread disease in Caribbean seafans: I. Spreading and general characteristics. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 679-687.
- Nagelkerken, I., K. Buchan, G.W. Smith, J. Bonair, P. Bush *et al.* 1997B. Widespread disease in Caribbean seafans: II. Patterns of infection and tissue loss. Mar. Ecol. Prog. Ser., 160: 255-263.
- Narváez Barandica, J.C. 2022. Filogeografía comparada de organismos marinos con alto y bajo potencial de dispersión en el Caribe sur. Tesis de doctorado. Universidad Nacional de Colombia, Sede INVEMAR. Santa Marta y Bogotá. 174 p.
- Nates, S. y D. Felder. 1999. Growth and maturation of the ghost shrimp *Lepidophthalmus sinuensis* Lemaitre and Rodrigues, 1991 (Crustacea, Decapoda, Callinassidae), a burrowing pest in penaeid shrimp culture ponds. Fish. Bull., 97(3): 526-541.
- Navas-Camacho, R., D.L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia y J. Garzón-Ferreira. 2010A. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. Rev. Biol. Trop., 58: 95-106.
- Navas-Camacho, R., A. Rodríguez-Ramírez y M.C. Reyes-Nivia. 2010B. Agents of coral mortality on reef formations of the Colombian Pacific. Rev. Biol. Trop., 58(1): 133-138.
- Navia, A.F., J. Lopez, E. Galindo y J.G. Perez. 2014. Caracterización biológico-pesquera y socio-económica de la pesquería artesanal de arrastre de camarón en el Pacífico vallecaucano. Convenio no. 000138 - AUNAP. 120 p.
- Neff, M.M. y M.A. Duxbury. 2005. Composition, environmental fates, and biological effects of water based drilling muds and cuttings discharged to the marine environment: a synthesis and annotated bibliography. Report. Petroleum environmental research forum (PERF) and American Petroleum Institute.
- Neira, R. y J.R. Cantera. 2005. Composición taxonómica y distribución de las asociaciones de equinodermos en los ecosistemas litorales del Pacífico colombiano. Rev. Biol. Trop., 53(39): 195-206.
- Nieto, S.M. 2007. Parámetros poblacionales y evaluación de la pesquería de langosta espinosa *Panulirus argus* en la Media Guajira, Caribe Colombiano. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, Colombia.
- Nieto-Bernal, R., A. Rodríguez, L. Chasqui, E. Castro y D.L. Gil-Agudelo. 2011. Distribución y abundancia de las poblaciones de gasterópodos de importancia comercial en La Guajira, Caribe colombiano. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR, Subsecretaría de Pesca de la Gobernación de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Serie de documentos generales de INVEMAR No. 46. Santa Marta, Colombia. 32 p.

- Nieto-Bernal, R., L. Chasqui, A.M. Rodríguez, E. Castro y D.L. Gil-Agudelo. 2013. Composición, abundancia y distribución de las poblaciones de gasterópodos de importancia comercial en La Guajira, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 61(2): 683-700.
- Nisperuza-Pérez, C.A., J. Padilla-Cantero y A. Quirós-Rodríguez. 2018. Densidad poblacional y estructura de talla del pepino de mar *Holothuria (Halodeima) grisea* (Aspidochirotida: Holothuriidae) en aguas someras del sur del golfo de Morrosquillo, Caribe Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 66(2): 776-787.
- Nisperuza, C.A., J.B. Yepes y J.A. Quirós. 2021. Algunos aspectos de la biología reproductiva de *Holothuria grisea* (Aspidochirotida: Holothuriidae) en la bahía de Cispatá, Colombia. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 1(1): 21-30.
- Noriega, C.L. 2008. Contribución a la biología y ecología de chipi chipi (*Donax denticulatus*, *D. striatus* y *Anomalocardia brasiliensis*) en la bahía de Cispatá, Córdoba, Caribe colombiano. Tesis de grado. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 135 p.
- Noriega, N., S.M. Pauls y C. del Monaco. 2006. Abundancia de *Diadema antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) en las costas de Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 54: 793-802.
- Núñez, R.Z. 2013. Relaciones entre el erizo de mar *Echinometra lucunter* (Echinodermata: Echinoidea) y su fauna acompañante en la zona intermareal de la plataforma rocosa de la Playa de Cepe, Estado Aragua. Universidad Central de Venezuela. 96 p.
- OBIS. 2022A. Ocean Biodiversity Information System. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. *Callinectes bocourti*. <https://mapper.obis.org/?taxonid=394860#>. Consultado 10/08/2022.
- OBIS. 2022B. Ocean Biodiversity Information System. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. *Callinectes sapidus*. <https://mapper.obis.org/?taxonid=107379#>. Consultado 10/08/2022.
- OBIS. 2022C. Ocean Biodiversity Information System. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. *Penaeus schmitti*. <https://mapper.obis.org/?taxonid=582132#>. Consultado 13/08/2022.
- OBIS. 2022D. Ocean Biodiversity Information System. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. *Millepora complanata*. <https://mapper.obis.org/?taxonid=287421>. Consultado 10/08/2022.
- OBIS. 2022E. Ocean Biodiversity Information System. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. *Plexaurella dichotoma*. <https://mapper.obis.org/?taxonid=290812>. Consultado 10/08/2022.
- Obura, D., D. Fenner, B. Hoeksema, L. Devantier y C. Sheppard. 2008. *Millepora complanata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133042A3573218. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133042A3573218.en>. Consultado 10/08/2022.
- Ocampo, P. y J. Cantera. 1988. Moluscos asociados a los principales ecosistemas de la ensenada de Utría, Pacífico colombiano. *Mem. VI Sem. Nac. Cienc. y Tecnol. Mar. Comisión Colombiana de Oceanografía*. 87-92.
- Ogden, J.C. 1976. Some aspects of herbivore-plant relationships on Caribbean reefs and seagrass beds. *Aquat. Bot.*, 2: 103-16.
- Ogden, J.C., R.A. Brown y N. Salesky. 1973. Grazing by the echinoid *Diadema antillarum*: formation of halos around West Indian patch reefs. *Science*, 182: 715-17.
- O'Hara, T.D., A.F. Hugall, B. Thuy, S. Stöhr y A.V. Martynov. 2017. Restructuring higher taxonomy using broad-scale phylogenomics: The living Ophiuroidea. *Mol Phylogenet Evol.*, 107: 415-430.
- Ortiz, M., R. Lalana, N.R. Villiers y C. Varela. 2011. Tres nuevos registros de crustáceos asociados a un octocoral del género *Gorgonia* (Cnidaria, Anthozoa, Alcyonaria), para las aguas cubanas. *Ser. Oceanol.*, 9: 66-72.
- Ortiz-Gómez, E.P. 2011. Biología reproductiva del pepino de mar *Holothuria (Selenothuria) glaberrima* Selenka, 1867 en Santa Marta, Colombia. Tesis Maestría, Universidad Nacional de Colombia. Santa Marta. 47 p.
- Osorno, A. 2005. Bioecología de la "cigua" o "burgao" *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Gastropoda: Trochidae) en la costa continental del Caribe colombiano. Tesis de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, Colombia. 238 p.
- Osorno, A. y J.M. Díaz. 2006. Explotación, usos y estado actual de la cigua o burgao *Cittarium pica* (Mollusca: Gastropoda: Trochidae) en la costa continental del Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 35: 133-148.

- Osorno, A. y D. Gil. 2009. Explotación, abundancia y estado de Wilks *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Gastropoda: Trochidae) en las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, último eslabón para conocer el estado de sus poblaciones en Colombia. Informe Técnico Final. INVEMAR, Conservación Internacional, UAESPNN y CORALINA. Santa Marta. 51 p.
- Osorno, A., D.L. Gil-Agudelo y L.A. Gómez-Lemos. 2009. Plan de Investigación para la Conservación de *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758). INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 16. Santa Marta, Colombia. 72 p.
- Osorno, A., D. Gil-Agudelo, G. Murcia y S. Posada. 2012. Caracterización y estado de las poblaciones de Wilks (*Cittarium pica* Linnaeus, 1758) en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. 102-105. 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. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina CORALINA. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR No. 28. Santa Marta, Colombia. 180 p.
- Oviedo, M.E. 2011. Viabilidad de trasplantes de coral cuerno de alce *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tesis Maestría. Universidad Nacional de Colombia. 59 p.
- Palacio, J.G. 2008. Explotación y conservación de la piangua: *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) y *Anadara similis* (C.B. Adams, 1852), en San Andrés de Tumaco. Tesis de grado Biología. Universidad de los Andes. Bogotá D.C. 58 p.
- Palacios, J. 1978. Variación de la fauna de invertebrados del área estuarica de la Ciénaga Grande de Santa Marta en relación con los cambios de salinidad. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín, 10: 111-126.
- Palacios, M.M. y C.G. Muñoz. 2012. Caracterización ecológica de 11 sitios de buceo en el Parque Nacional Natural Gorgona – en el marco del estudio para la determinación de la capacidad de carga turística. The Nature Conservancy, Parques Nacionales Naturales de Colombia y Aviatur. 106 p.
- Palomares, M.L.D. y D. Pauly (Eds.). 2022. SeaLifeBase. www.sealifebase.org. Consultado 24/06/2022.
- Pangestuti, R y Z. Arifin. 2018. Medicinal and health benefit effects of functional sea cucumbers. J. Tradit. Complement. Med., 8(3): 341-351.
- Panta-Vélez, R.P., A. Bermúdez-Medrandá, P. Mero, D. Arrieché y V. Acosta-Valvás. 2020. Reproductive cycle of *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) (Bivalvia: Arcidae) in a mangrove system of the Chone River Estuary, Ecuador. Adv. Env. Biol., 14(2): 1-11.
- Paramo, J. y U. Saint-Paul. 2010. Morphological differentiation of southern pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea. Aquat. Living Resour., 23: 95-101.
- Paramo, J., P. Daniel y M. Wolff. 2014. Reproducción del camarón rosado *Farfantepenaeus notialis* (Decapoda: Penaeidae) en el Caribe colombiano. Rev. Biol. Trop., 62(2): 513-521.
- Pardo, A. 2013. Evaluación del estado actual de conservación de cinco parches coralinos en la zona sur-occidental de Isla Fuerte - Mar Caribe, Colombia. Tesis Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. 55 p.
- Paredes, C. y F. Cardoso. 1998. Nuevos registros de gasterópodos para el litoral peruano. Rev. Per. Biol., 5(2): 118-122.
- Paredes, C., P. Huamán, F. Cardoso, R. Vivar y V. Vera. 1999. Estado actual del conocimiento de los moluscos acuáticos en el Perú. Rev. Peru. Biol., 6(1): 5-47.
- Passamonti, M. 2015. The family Cypraeidae (Gastropoda Cypraeoidea) an unexpected case of neglected animals. Biodiversity Journal, 6(1): 449-466.
- Pawson, D.L. 1978. The Echinoderm Fauna of Ascension Island, South Atlantic Ocean. Smithsonian Contributions to the Marine Sciences, 2: 1-31.
- Pawson, D., D. Vance, C. Messing, F. Solís-Marín y C. Mah. 2009. Echinodermata of the Gulf of Mexico. 1177-1204. En: Felder, D.L. y D.K. Camp (Eds.). Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota, Volume 1, Biodiversity. Texas A & M University Press. 1312 p.
- Pawson, D.L., D.J. Pawson y R.A. King. 2010. A taxonomic guide to the Echinodermata of the South Atlantic bight, USA: 1. Sea cucumbers (Echinodermata: Holothuridea). Zootaxa, 2449: 1-48.

- Pellegrin, G. Jr., V. Guillory, P. Prejean, H. Perry, J. Warren *et al.* 2001. Length-based estimates of total mortality for Gulf of Mexico blue crab. Proc. Blue Crab Mortality Sym. Gulf States Marine Fisheries Commission Publication, 7: 42-49.
- Pequegnat, L.H. y J.P. Ray. 1974. Crustaceans and other arthropods. 231-288. En: Bright, T.J. y L.H. Pequegnat (Eds.). Biota of the West Flower Garden Bank. Gulf Publishing, Houston, TX.
- Pérez, D. y J. Paramo. 2014. Estadios de madurez del camarón rosado *Farfantepenaeus notialis* (Penaeidae) en el Caribe colombiano. Acta Biol. Colomb., 19(2): 185-194.
- Pérez-Farfante, I. y B. Kensley. 1997. Penaeoid and sergestoid shrimps and prawns of the world. Keys and diagnoses for the families and genera. – Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 175: 1-234.
- Pérez-González, R., L.M. Flores-Campaña y A. Núñez-Pastén. 1992. Análisis de la distribución de tallas, captura y esfuerzo en la pesquería de langostas *Panulirus inflatus* (Bouvier, 1895) y *P. gracilis* Streets, 1871 (Decapoda: Palinuridae) en las costas de Sinaloa, México. Proc. San Diego Soc. Natur. Hist., 15: 1-5.
- Pérez-Medina, D.R. 2005. Biología reproductiva de *Anadara tuberculosa* (Bivalvia: Arcidae) en el estero Santo Domingo. B.C.S., México. Tesis Maestría. Inst. Politécn. Nal., Centro Interdisciplin. Cienc. Mar. (Cicimar). 71 p.
- Pérez-Pérez, M. y D. Aldana-Aranda. 2003. Actividad reproductiva de *Strombus gigas* (Mesogasteropoda: Strombidae) en diferentes hábitats del Arrecife Alacranes, Yucatán. Rev. Biol. Trop., 51(4): 119-121.
- Pimenta, A. 2017. Mollusca Collection - Museu Nacional/UFRJ. Version 1.6. Museu Nacional/UFRJ. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/g5yke> via GBIF.org <https://www.gbif.org/occurrence/1435838821>. Consultado 15/04/2021.
- Pineda, F. 1992. Biología y dinámica poblacional del camarón de aguas someras *Penaeus occidentalis* Streets, durante el año 1991, en la costa Pacífica colombiana. Memorias del VIII Seminario Nacional de Ciencias del Mar, Santa Marta (Colombia), 782-796.
- Pineda, M.C. 2013. Composición de la malacofauna asociada a sustratos duros en dos ecosistemas (zonas portuarias y zonas estuarinas), del Caribe colombiano, primer semestre de 2010. Tesis Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 61 p. + anexos.
- Pineda, F., G. Torres y O. Ramírez. 1992. Reconstrucción y análisis de las estadísticas de desembarque del camarón de aguas someras del Pacífico colombiano, recolectadas por el Inderena, durante el periodo 1972-1984. Memorias del VIII Seminario Nacional de Ciencias del Mar, Santa Marta, Colombia. 764-781.
- Pinheiro, A.P., C.E.R.D. Alencar y F.A.M. Freire. 2016. Avaliação Caranguejo-gujá *Carpilius corallinus* (Herbst, 1783) (Decapoda: Carpilidae). 126-134. En: Pinheiro, M. y H. Boos (Org.). Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014. Porto Alegre, RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia – SBC. 466 p.
- Pinzón, J., A. Perdomo y J. Díaz. 1998. "Isla arena, una formación coralina saludable en el área de influencia de la pluma del río Magdalena, plataforma continental del Caribe colombiano." Bol. Invest. Mar. Cost., 27: 21-27.
- Piñeros, V.E. y P.A. Sieguert. 1981. Las pesquerías del camarón en el Caribe colombiano. Tesis Biólogo Marino. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Cartagena. 75 p.
- Pizarro, V. 2022. Entrenamiento de personal para la evaluación y tratamiento de la enfermedad de pérdida de tejido coralino. Documento Interno. CORALINA. Octubre 26, 2022.
- Pizarro, V. 2006. The importance of connectivity between coral populations for the management of the Seaflower Biosphere Reserve. Tesis de Doctorado. Newcastle University. Newcastle, Reino Unido. 172 p.
- Pizarro, V. y E.M. Alvarado. 2014. Protocolo nacional para la restauración ecológica de arrecifes de coral someros. Documento técnico para el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá. 112 p.
- Pizarro, V., V. Carrillo y A. García-Rueda. 2014. Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos. Biota Colombiana, 15(Supl. 2): 132-149.
- Pizarro, V., S.C. Rodríguez, M. López-Victoria, F.A. Zapata, S. Zea *et al.* 2017. Unraveling the structure and composition of Varadero Reef, an improbable and imperiled coral reef in the Colombian Caribbean. PeerJ 5:e4119



- Ponder, W.F. y D.R. Lindberg. 1997. Towards a phylogeny of gastropod molluscs: an analysis using morphological characters. *Zool. J. Linn. Soc.*, 119: 83-265.
- Prada, C., E. Weil y P.M. Yoshioka. 2010. Octocoral bleaching during unusual thermal stress. *Coral Reefs*, 29(1): 41-45.
- Prada, M.C., E. Castro y Y. Grandas. 2005. Is the industrial lobster fishery on the Archipelago of San Andres, Providencia, and Santa Catalina a resilient fishery? *Proc. GCFI*, 56: 593-609.
- Prada, M.C., E. Castro, E. Taylor, V. Puentes y N. Daves. 2008. Non detrimental findings for the Queen Conch in Colombia. NOAA Fisheries – Blue Dream Ltd (Eds). San Andrés Island, Colombia. 51 p.
- Prada, M.C., E. Castro y C. Pomare. 2009. Identifying spatial and temporal patterns of Lobsters abundances in the San Andrés Archipelago: an experience of co-management. *Bol. Cien. CIOH*, 27: 156-166.
- Prada, M.C., R.S. Appeldoorn, S. Van Eijs y M.M. Pérez. 2017. Regional Queen Conch Fisheries Management and Conservation Plan. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 610. Rome, FAO. 70 p.
- Prahl, H. von. 1986. Crustáceos decápodos asociados a diferentes habitats en la Ensenada de Utría, Chocó, Colombia. *Act. Biol.*, 15(57): 95-99.
- Prahl, H. von y G. Manjarrés. 1984. Cangrejos Gecarcinidos (Crustacea; Gecarcinidae) de Colombia. *Caldasia*, 14(66): 149-168.
- Prahl, H. von y H. Erhardt. 1985. Colombia. Corales y arrecifes coralinos. FEN. Bogotá. 295 p.
- Prahl, H. von, D. Escobar y G. Molina. 1986. Octocorales (Octocorallia: Gorgoniidae y Plexauridae) de aguas someras del Pacífico Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 34(1): 13-33.
- Prahl, H. von, J.R. Cantera y R. Contreras. 1990. Manglares y hombres del Pacífico colombiano. Fondo FEN Colombia, COLCIENCIAS. Editorial Folio. Bogotá. 193 p.
- Portilla, E. 1994. Captura por unidad de esfuerzo, tallas promedios y madurez del camarón blanco (*Penaeus occidentalis*) y tití (*Xiphopenaeus riveti*) en la Ensenada de Tumaco en la post-veda de julio-diciembre 2014. Universidad de Caldas febrero de 1999. Centro de Control de Contaminación del Pacífico CCCP. Tumaco (Nariño), Colombia. INPA. Tumaco (Nariño). Informe Técnico.
- Posada, J.M. y R.S. Appeldoorn. 1994. Preliminary observations on the distribution of *Strombus* larvae in the eastern Caribbean. 191-200. En: R.S. Appeldoorn y B. Rodríguez (Eds.). Queen Conch biology, fisheries and mariculture, Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Poupin, J. 2018. Les Crustacés décapodes des Petites Antilles: Avec de nouvelles observations pour Saint-Martin, la Guadeloupe et la Martinique. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 264 p.
- Poutiers, J.M. 1995. Bivalvos. 99-222. En: Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V.H. Niem. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico centro-oriental. Vol. I. Plantas e Invertebrados. FAO, Roma. 646 p.
- Poutiers, J.M. y R. Cipriani. 1992. Gastrópodos. 29-49. En: Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx et al. (Eds.). Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. Preparado con el financiamiento de la Comisión de Comunidades Europeas y de NORAD. Roma. FAO. 513 p.
- Puentes, G., V. 1997. Aspectos biológico pesqueros de la piangua *Anadara* spp. en el Parque Nacional Natural Sanquianga. Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Unidad Administradora Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Informe Final. 43 p.
- Puentes, V., F.D. Escobar, C.J. Polo y J.C. Alonso (Eds.). 2014. Estado de los Principales Recursos Pesqueros de Colombia - 2014. Serie Recursos Pesqueros de Colombia –AUNAP. Oficina de Generación del Conocimiento y la Información, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP. 244 p.
- Puentes, V., F. Escobar, C. Polo, J. Gutiérrez, F. Castaño et al. 2015. Evaluación integral y perspectivas del sector acuícola y pesquero de Colombia 2015-2040. 51-76. En: Ortega-Lara, O., A.C. Amado, D.F. Córdoba-Rojas y L.S. Barbosa (Eds.). 2015. Avances de Acuicultura y Pesca Vol. I. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca AUNAP, Oficina de Generación del Conocimiento y la Información, FUNINDES. 82 p.

- Purcell, S.W., Y. Samyn y C. Conand. 2012. Commercially important sea cucumbers of the world. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes No. 6. Rome, FAO. 150 p + 30 colour plates.
- Purcell, S.W., B.A. Polidoro, J.F. Hamel, R.U. Gamboa y A. Mercier. 2014. The cost of being valuable: predictors of extinction risk in marine invertebrates exploited as luxury seafood. *Proc. Royal Society, B* 281: 20133296.
- Purcell, S., C. Conand, S. Uthicke y M. Byrne. 2016. Ecological Roles of Exploited Sea Cucumbers. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 54: 367-386.
- Puyana, M., A. Acosta, K. Bernal-Sotelo, T. Velásquez-Rodríguez y F. Ramos. 2015. Spatial scale of cyanobacterial blooms in Old Providence Island, Colombian Caribbean. *Universitas Scientiarum*, 20: 83-105.
- Quinn, N.J. y B.L. Kojis. 2008. The recent collapse of a rapid phase-shift reversal on a Jamaican north coast coral reef after the 2005 bleaching event. *Rev. Biol. Trop.*, 56(1): 149-159.
- Quintana, O. 1998. Diagnóstico del trabajo artesanal en concha de nácar Santa Marta – Magdalena. Ministerio de Desarrollo Económico Artesanías de Colombia. Bogotá. 51 p.
- Quintanilla, E., T. Wilke, C. Ramírez-Portilla, A. Sarmiento y J.A. Sánchez. 2017. Taking a detour: invasion of an octocoral into the Tropical Eastern Pacific. *Biol. Invasions*, 19: 2583-2597.
- Quintanilla, E., C. Ramírez-Portilla, B. Adu-Oppong, G. Walljasper, S.P. Glaeser *et al.* 2018. Local confinement of disease-related microbiome facilitates recovery of gorgonian sea fans from necrotic-patch disease. *Sci. Rep.*, 8: 14636.
- Quintanilla, E., T. Madurell, T. Wilke y J.A. Sánchez. 2019. Dynamic interplay of ENSO events and local hydrodynamic parameters drives demography and health status of gorgonian sea fan populations on a remote Tropical Eastern Pacific island. *Front. Mar. Sci.*, 6: 694.
- Quirós, J. y N.H. Campos. 2013. Moluscos asociados a ensamblajes macroalgales en el litoral rocoso de Córdoba, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 42(1): 101-120.
- Radosavljevic, A. y R.P. Anderson. 2014. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *J. Biogeogr.*, 41(4): 629-643.
- Rafinesque, C.S. 1815. *Analyse de la nature ou Tableau de l'univers et des corps organisés*. Palermo. 224 p.
- Ramírez, A. 1986. Ecología descriptiva de las llanuras madreporarias del Parque Nacional submarino los Corales del Rosario (Mar Caribe) Colombia. *Bol. Ecológica*, 14: 34-63.
- Ramírez, A. 1994. Evaluación biológico-pesquera del camarón de aguas someras del Pacífico colombiano (*Penaeus occidentalis*) durante el periodo enero de 1993 y febrero de 1994. *INPA-Bol. Cientif.*, 2. 1994. 83-93.
- Ramírez, C. 2006. Propuesta para el aprovechamiento sostenible del cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825) en la zona norte del distrito Cartagena de Indias. Tesis Pregrado. Universidad Santo Tomas. Bogotá. 124 p.
- Ramírez-González, J., N. Moity, S. Andrade-Vera y H. Reyes. 2020. Overexploitation and more than a decade of failed management leads to no recovery of the Galápagos Sea Cucumber fishery. *Front. Mar. Sci.* 7:554314.
- Ramírez-Soberón, G., M.C. Fajardo-León, J.A.R. Massó, A.I. Aguilar y A.G. Gutiérrez. 2001. "Pepino de mar". 851-874. En: Cisneros, A., L.F. Belendez, E. Zarate, M.T. Gaspar, L.C. González, C. Sucedo y J. Tovar (Eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo*. México.
- Read, K.R.H. 1964. Ecology and environmental physiology of some Puerto Rican bivalve molluscs and a comparison with boreal forms. *Carib. J. Sci.*, 4: 459-465.
- Reijnen, B.T. y S.E.T. van der Meij. 2017. Coat of many colours—DNA reveals polymorphism of mantle patterns and colouration in Caribbean *Cyphoma* Röding, 1798 (Gastropoda, Ovulidae). *PeerJ* 5: e3018.
- Reijnen, B.T., B.W. Hoeksema y E. Gittenberger. 2010. Host specificity and phylogenetic relationships among Atlantic Ovulidae (Mollusca: Gastropoda). *Contrib. Zool.*, 79(2): 69-78.
- Restrepo, F. 2010. Estructura de tallas y mortalidad parcial de tres especies de corales hermatípicos en arrecifes del Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y zonas aledañas, Caribe colombiano. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D.C. 42 p.

- Restrepo, J.D. y E. Alvarado. 2011. Assessing major environmental issues in the Caribbean and Pacific coasts of Colombia. An overview of fluvial fluxes, coral reef degradation, and mangrove ecosystems impacted by river diversion. Vol. 11, 289-314. En: Wolanski, E. y D.S. McLusky (Eds.). Treatise on estuarine and coastal science. Waltman Academic Press.
- Rey-Villiers, N., A. Sánchez, H. Caballero-Aragón y P. González-Díaz. 2020. Dataset of octocoral assemblages in fore reefs in the northwestern region of Cuba. Data Brief, 31: 1-7.
- Reyes, J. 2000. Lista de los corales (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia) de Colombia. Biota Colombiana, 1(2): 164-76.
- Reyes, J. y N. Santodomingo. 2002A. Manual de identificación CITES de Invertebrados Marinos de Colombia. Serie de Documentos generales/INVEMAR, No. 8. Serie Manuales de identificación CITES de Colombia. Medellín: Servigráficas. 99 p.
- Reyes, J. y N. Santodomingo. 2002B. *Mussa angulosa*. 61-63. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Reyes, J., P. Lattig-Matiz y N. Santodomingo. 2002A. *Acropora cervicornis*. 51-54. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Reyes, J., N. Santodomingo, M. Benavides-Serrato y P. Lattig-Matiz. 2002B. *Eusmilia fastigiata*. 64-66. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Reyes, J., N. Santodomingo y P. Flórez. 2010. Corales Escleractinios de Colombia. INVEMAR Serie de Publicaciones Especiales, No. 14. Santa Marta. 246 p.
- Reyes-Sánchez, F.J., G.M. Puentes-Cañón, J.G. Ramírez y E.P. Ortiz-Gómez. 2011. Primer registro de capturas de *Holothuria mexicana* y *Isostichopus badionotus*, mediante la pesquería artesanal en la zona de la media Guajira del Caribe colombiano, entre los meses comprendidos de junio de 2006 a junio de 2011. Resúmenes Primer Congreso Latinoamericano de Equinodermos. Puerto Madryn, Argentina. 174 p.
- Riascos, J.M. y H.J. Urban. 1999. Morfología y aspectos ecológicos de una población de "chipi-chipi" (*Donax dentifer* Hanley, 1843 BIVALVIA: DONACIDAE) en Bahía Málaga, Pacífico Colombiano. Cespedesia, 23(73-74): 63-77.
- Riascos, J.M. y H.J. Urban. 2002. Dinámica poblacional de *Donax dentifer* (Veneroidea: Donacidae) en Bahía Málaga, Pacífico colombiano durante el fenómeno "El Niño" 1997/1998. Rev. Biol. Trop., 50(3/4): 1113-1123.
- Riascos, J.M., A.M. Pérez y A.M. Navarrete. 2004. Observaciones sobre la biología reproductiva de la "sangara", *Anadara grandis* (Bivalvia: Arcidae). Bol. Cient. Mus. His. Nat., 8: 37-46.
- Rico, F. y M. Rueda. 2007. Evaluación experimental bioeconómica de cambios en la tecnología de captura de camarón con redes de arrastre en aguas someras del Pacífico colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 36: 7-30.
- Rico, J.P., J.E. Mancera-Pineda y L.A. Guerra. 2017. Ecología poblacional de *Cittarium pica* (Gastropoda: Trochidae) de San Andrés Isla, Reserva Internacional de Biósfera, Seaflower. Rev. Biol. Trop., 65(4): 1496-1506.
- Rico-Mora, J.P., J.E. Mancera-Pineda y L.A. Guerra-Vargas. 2017. Ecología poblacional de *Cittarium pica* (Gastropoda: Trochidae) de San Andrés Isla, Reserva Internacional de Biósfera, Seaflower. Rev. Biol. Trop., 65(4): 1496-1506.
- Rios, E.C. 1970. Coastal Brazilian Seashells. Fundação Cidade do Rio Grande Museu Oceanográfico de Rio Grande, Rio Grande, Brazil, 255 p., 60 pls.
- Rivera-Pérez, J.M., C.A. Llano-Arias y L. Gomes-Días. 2021. Contribución al conocimiento de los cangrejos (Meiura: Decapoda) de la Colección CEBUC, con registros adicionales en Colombia. Actual. Biol., 43(115): 1-15.
- Roberts, D.R., V. Bahn, S. Ciuti, M.S. Boyce, J. Elith et al. 2017. Cross-validation strategies for data with temporal spatial hierarchical or phylogenetic structure. Ecography, 40(8): 913-929.
- Robertson, R. 2003. The edible West Indian Whelk *Cittarium pica* (Gastropoda: Trochidae): natural history with new observations. Proc. Acad. Nat. Sci. Philad., 153(1): 27-47.

- Rodríguez, A., J.C. Hernández, S. Clemente y S.E. Coppard. 2013. A new species of *Diadema* (Echinodermata: Echinoidea: Diadematidae) from the eastern Atlantic Ocean and a neotype designation of *Diadema antillarum* (Philippi, 1845). *Zootaxa*, 3636: 144-170.
- Rodríguez, B. y M. Hendrickx. 1992A. Cangrejos. 149-162. En: Cervigón F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendricky *et al.* (Eds.). Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. Roma, FAO. 513 p.
- Rodríguez, B. y M. Hendrickx. 1992B. Camarones. 107-131. En: Cervigón F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendricky *et al.* (Eds.). Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. Roma, FAO. 513 p.
- Rodríguez, B.D. 1979. Los portunidos del Caribe Colombiano con énfasis en el género *Callinectes*. Tesis Biólogo Marino. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 153 p. + anexos.
- Rodríguez, D. 2007. Composición y estructura de las comunidades bentónicas asociadas a la unidad ecológica de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) Cartagena Colombia. Tesis Biología Marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 93 p.
- Rodríguez, H. 1976. Algunos aspectos de la biología de *Melongena melongena* (Linneus 1758) en la zona de Castillo Grande, Bahía de Cartagena. Tesis Biología marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Cartagena. 96 p.
- Rodríguez-Forero, A., V.Y. Agudelo-Martínez y W.O. Vergara-Hernández. 2013. First insight into Colombian Caribbean Sea cucumbers and sea cucumber fishery. *SPC Beche-de-Mer Information Bulletin*, 33: 9-13.
- Rodríguez-Galicia, B., R. Valadez-Azúa y M. Martínez-Mayén. 2017. Restos de cangrejo rojo (*Gecarcinus lateralis*) y cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi*), en el contexto arqueológico Teotihuacano de Teopanazgo. *Rev. Esp. Cienc. Químico-Biológicas*, 20(1): 66-73.
- Rodríguez-Ramírez, A., M.C. Reyes-Nivia, S. Zea, R. Navas-Camacho, J. Garzón-Ferreira *et al.* 2010. Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 58(1): 107-131.
- Rojas, M., J. Gallo y J. Medina. 1997. Aspectos biológicos y reproductivos de la langosta espinosa *Panulirus argus* (Latreille, 1804) en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Caribe colombiano). *INPA-Bol. Cientif.*, 5: 181-194.
- Roos, P.J. 1971. The Shallow-water stony corals of the Netherlands Antilles. *Studies of the Fauna of Curaçao and other Caribbean Islands*, 37(130): 1-108.
- Rosenberg, G. 1992. An introduction to the Ovulidae (Gastropoda: Cypraeaacea). *American Conchologist*, 20: 4-7.
- Rosenberg, G. 2009. *Malacolog 4.1.1: A Database of Western Atlantic Marine Mollusca*. <http://www.malacolog.org/>.
- Rowe, M.L. y M.R. Elphick. 2012. The neuropeptide transcriptome of a model echinoderm, the sea urchin *Strongylocentrotus purpuratus*. *Gen. Comp. Endocrinol.*, 179(3): 331-344.
- Rueda, P. 2002. Aspectos demográficos y estado de salud de la especie *Acropora palmata* en el complejo arrecifal de la isla de San Andrés, Caribe colombiano. Tesis Biología. Pontificia Universidad Javeriana. 109 p.
- Rueda, M. y H.J. Urban. 1998. Population dynamics and fishery of the fresh-water clam *Polymesoda solida* (Corbiculidae) in Cienaga Poza Verde, Salamanca Island, Colombian Caribbean. *Fish. Res.*, 39(1): 75-86.
- Rueda, P. y A. Acosta. 2003. Aspectos demográficos y estado de salud de la especie *Acropora palmata* en el complejo arrecifal de la isla de San Andrés, Caribe colombiano. *X COLACMAR*, San José, Costa Rica. 154 p.
- Rueda, M., J. Angulo, N. Madrid, F. Rico y A. Girón. 2006. La pesca industrial de arrastre de camarón en aguas someras del Pacífico colombiano: su evolución, problemática y perspectivas hacia una pesca responsable. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Santa Marta. Informe técnico, 60 p.



- Rueda, M., D. Marmol, E. Vilorio, O. Doncel, F. Rico-Mejía *et al.* 2010. Identificación, ubicación y extensión de caladeros de pesca artesanal e industrial en el territorio marino-costero de Colombia. INVEMAR, INCODER, ANH. Santa Marta. 141 p.
- Ruppert, E.E. y R.D. Barnes. 1996. Zoología de los invertebrados. 6ta edición. McGraw-Hill Interamericana, México. 1114 p.
- Salcedo-Bahamón, A. 2009. Aspectos reproductivos de los abanicos de mar *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) en el área de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biología Marina, Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 96 p.
- Saldaña-Pérez, P., C.A. Villamil, L.M. García-Calderón, C.A. Gómez-Rangel, B.A. Castillo-Bresneider *et al.* 2017. Plan de Manejo Vía Parque Isla de Salamanca 2017-2022. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Dirección Territorial Caribe. Santa Marta, Colombia. 227 p.
- Sale, P.F., H. Van Lavieren, M.C. Ablan Lagman, J. Atema, M. Butler *et al.* 2010. Conservando la Conectividad de los Arrecifes: Guía Para los Administradores de las Áreas Marinas Protegidas. Grupo de Trabajo de Conectividad, Programa de Investigación Dirigido a los Arrecifes de Coral y a la Creación de Capacidades para la Gestión, UNU-INWEH. 92 p.
- Salvini-Plawen, L. 1980. A reconsideration of systematic in the Mollusca (Phylogeny and higher classification). *Malacologia*, 19(2): 249-278.
- Sammarco, P.W. 1982. Echinoid grazing as a structuring force in coral communities: whole reef manipulations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 61: 31-55.
- Sammarco, P. y J. Coll. 1992. Chemical adaptations in the Octocorallia: evolutionary considerations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 88: 93-104.
- Sampaio, I., A. Freiwald, F.M. Porteiro, G. Menezes y M. Carreiro-Silva. 2019. Census of Octocorallia (Cnidaria: Anthozoa) of the Azores (NE Atlantic) with a nomenclature update. *Zootaxa*, 4550(4): 451-498.
- Samyn, Y., D. VandenSpiegel y C. Massin. 2006. Taxonomie des holothuries des Comores. *AbcTaxa 1, Série de Manuels Dédiés aux Renforcements des Capacités em Taxonomie et em Gestion des Collections, La coopération belge au développement, Belgique.*
- Sánchez, J.A. 1995. Benthic communities and geomorphology of the Tesoro Island coral reef, Colombian Caribbean. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 24: 55-77.
- Sánchez, J.A. 2016. Diversity and Evolution of octocoral animal forests at both sides of Tropical America. 111-143. En: Rossi S., L. Bramanti, A. Gori y C. Orejas. *Marine Animal Forests*, Springer Science. 1366 p.
- Sánchez, J.A. y H. Wirshing. 2005. A field key to the identification of zooxanthellate octocorals from the Caribbean and Western Atlantic. *Caribb. J. Sci.*, 41(3): 508-522.
- Sánchez, J.A. y D. Ballesteros. 2014. The invasive snowflake coral (*Carijoa riisei*) in the Tropical Eastern Pacific, Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 62(Suppl. 1): 199-207.
- Sánchez, J.A., S. Zea y J.M. Díaz. 1997. Gorgonian communities of two contrasting environments from oceanic Caribbean atolls. *Bull. Mar. Sci.*, 61(2): 61-72.
- Sánchez, J.A., J.M. Díaz y S. Zea. 1998. Octocoral and black coral distribution patterns on the barrier reef-complex of Providencia island, Southwestern Caribbean. *Caribb. J. Sci.*, 34 (3-4): 250-264.
- Sánchez, J.A., E.M. Alvarado, M.F. Gil, H. Charry, O.L. Arenas *et al.* 1999. Synchronous mass spawning of *Montastraea annularis* (Ellis & Solander) and *Montastraea faveolata* (Ellis & Solander) (Faviidae: Scleractinia) at Rosario Islands, Caribbean Coast of Colombia. *Bull. Mar. Sci.*, 65(3): 873-879.
- Sánchez, J.A., V. Pizarro, A. R. Acosta, P. A. Castillo, P. Herron *et al.* 2005. Evaluating coral reef benthic communities from remote Caribbean Atolls (Quitasueño, Serrana, and Roncador Banks, Colombia): multivariate approaches to recommend Marine Protected Areas for the SeaFlower Biosphere Reserve (Archipelago of San Andres and Providencia). *Atoll Res. Bull.*, 531: 1-65.
- Sánchez, J.A., S. Herrera, R. Navas-Camacho, A. Rodríguez-Ramírez, P. Herrón *et al.* 2010. White plague-like coral disease in remote reefs of the Western Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 58: 145-154.
- Sánchez, J.A., C.E. Gómez, D. Escobar y L.F. Dueñas. 2011. Diversidad, abundancia y amenazas de los octocorales de isla Malpelo, Pacífico Oriental Tropical, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40(Supl. Esp.): 139-154.

- Sánchez, J.A., N.E. Ardila, J. Andrade, L.F. Dueñas, R. Navas *et al.* 2014. Octocoral densities and mortalities in Gorgona Island, Colombia, Tropical Eastern Pacific. *Rev. Biol. Trop.*, 62(Suppl. 1): 209-219.
- Sánchez, J.A., A.P. Fuentes-Pardo, I. Ni Almhain, N.E. Ardila-Espitia, J. Cantera-Kintz *et al.* 2016. The masquerade game: marine mimicry adaptation between egg-cowries and octocorals. *PeerJ*, 4:e2051.
- Sánchez, J.A., M. Gómez-Corrales, L. Gutierrez-Cala, D.C. Vergara, P. Roa *et al.* 2019. Steady Decline of Corals and Other Benthic Organisms in the Sea Flower Biosphere Reserve (Southwestern Caribbean). *Front. Mar. Sci.* 6: 73.
- Sánchez-Rincón, S., E. Londoño-Cruz y J.F. Lazarus-Agudelo. 2016. Densidad y estructura poblacional de *Cardisoma crassum* Smith (Crustacea: Gecarcinidae) en zonas estuarinas de Nuquí, Chocó, Colombia. Tesis de Pregrado, Universidad del Valle. Cali, Colombia. 32 p.
- Sandoval L., L.A. 2021. Del diagnóstico y acciones prioritarias para la población del cangrejo azul *Cardisoma guanhumi* (Decápoda: Gecarcinidae), en el marco del proyecto Unidad Funcional 6. Km 16+500 al Km 36+665. Informe Técnico.
- Sanjuan-Muñoz, A. 1995. Crecimiento, regeneración, sobrevivencia y reproducción del coral *Acropora cervicornis* (Scleractinia: Acroporidae) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario. Cartagena, Colombia. Tesis Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 110 p.
- Sanjuan-Muñoz, A., A. Jáuregui, A. Franco-Herrera, M. Grijalba-Bendeck, J. Vega-Sequeda *et al.* 2009. Aspectos biológicos y ecológicos del cangrejo azul, chipi chipi y mugílidos en la Bahía de Cispatá, departamento de Córdoba (Colombia). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Resultados de investigación. ISSN 2027-0291. 2(2). 30 p.
- Santodomingo, N. y J. Reyes. 2002A. *Gorgonia ventalina*. 45-47. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Santodomingo, N. y J. Reyes. 2002B. *Stephanocoenia intersepta*. 58-60. En: Ardila, N., G.R. Navas y J. Reyes (Eds.). Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 177 p.
- Sarmiento, A. 2010. Composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del área marina protegida Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe colombiano. Tesis Biología Marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 57 p. + anexos.
- Sarmiento, E., F. Flechas y G. Alvis. 1989. Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Corales del Rosario (PNNCR), Cartagena, Colombia. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 143 p.
- Sarmiento, D.E., F.A. Flechas y G.A. Alvis. 1990. Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Cartagena, Colombia. 303-315. En: Memorias VII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, CCO, Cali.
- Sastre, M.P. 1990. Relationship between life history stages and population fluctuations in *Emerita portoricensis*. *Bull. Mar. Scie.*, 47(2): 526-535.
- Sastre, M.P. 1997. Population fluctuations of *Hippa cubensis* (Saussure) (Crustacea: Anomura: Hippidae) in Puerto Rico. *Caribb. J. Sci.*, 33(1-2): 115-116.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1980. Análise populacional de *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791), na praia do Saco da Ribeira, Ubatuba, Estado de São Paulo. *Bolm. Inst. Oceanogr, S. Paulo*, 29(2): 351-355.
- Schiaparelli, S., M. Barucca, E. Olmo, M. Boyer y A. Canapa. 2005. Phylogenetic relationships within Ovulidae (Gastropoda: Cypraeoidea) based on molecular data from the 16S rRNA gene. *Mar. Biol.*, 147: 411-420.
- Schmalbach, A.E. 1974. Bio-ecología y captura de *Cardisoma guanhumi* en la Costa Atlántica colombiana. Tesis Biol. Mar. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 65 p.
- Schmidt de Melo, G. 1999. Manual de identificação dos Crustácea decápode do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridae; Astacidae. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil. 511 p.

- Schoppe, S. 1990. Die vergesellschaftung zwischen *Acyrtus rubiginosus* (Gobiesocidae), *Clastocheilus vanderhorsti* K (Porcellanidae), *Ophiothrix* sp. (Ophiotrichidae) und ihrem gesteinsbohrenden wirt *Echinometra lucunter* (Echinometridae) im felslitoral von Santa Marta, Kolumbien. Tesis Maestría, Justus-Liebig University, Giesen, Alemania. 68 p.
- Schoppe, S. 1991. *Echinometra lucunter* (Linnaeus) (Echinoidea, Echinometridae) als wirt einer komplexen lebensgemeinschaft im Karibischen Meer. Helgoländer Meeresunter, 45: 373-379.
- Schoppe, S. 1993. Die karpose um den felsbohrenden seeigel *Echinometra lucunter* (L.): Untersuchung der lebensraumbedingungen und der biologie der assoziierten arten. Dissertation, Justus-Liebig University, Giessen, Alemania. 128 p.
- Schoppe, S. 1996. *Ophiothrix synoecina*, new species (Echinodermata: Ophiuroidea) from the coast of Colombia. Bull. Mar. Sci., 58(2): 429-437.
- Schoppe, S. y A. Holl. 1994. *Ophiothrix* sp. (Echinodermata: Ophiotrichidae) from Colombia, a protandric hermaphrodite that broods its young. 471-475. En: David, B., A. Guille, J-P. Féral y M. Roux (Eds.). Echinoderms through Time. A.A. Balkema, Rotterdam. 939 p.
- Schoppe, S. y B. Werdling. 1996. The boreholes of the sea urchin genus *Echinometra* (Echinodermata: Echinoidea: Echinometridae) as microhabitat in tropical South America. Mar. Ecol., 17: 181-186.
- Scoffin, T.P., C.W. Stearn, D. Boucher, P. Frydl, C.M. Hawkins *et al.* 1980. Calcium carbonate budget of a fringing reef on the west coast of Barbados. Part II. Erosion, sediments and internal structure. Bull. Mar. Sci., 30: 475-508.
- Segovia-Viadero, M., E.A. Serrão, J.C. Canteras-Jordana y M. Gonzalez-Wangüemert. 2016. Do hatchery-reared sea urchins pose a threat to genetic diversity in wild populations? Heredity (Edinb). 2016 Apr, 116(4): 378-83.
- Severeyn, H.J., Y. García de Severeyn y J.J. Ewald. 1994. Taxonomic revision of *Polymesoda solida* (Philippi, 1846) (Bivalvia: Corbiculidae), a new name for *Polymesoda arctata*, the estuarine clam of Lake Maracaibo and other estuaries of the tropical Atlantic coasts of America. Ciencia, 2(2): 53-65.
- Shepherd, S.A., P. Martinez, M.V. Toral-Granda y G.J. Edgar. 2004. The Galápagos sea cucumber fishery: management improves as stocks decline. Env. Conserv., 31(2): 102-110.
- Siahaan, E.A., R. Pangestuti, H. Munandar y S. Kim. 2017. Cosmeceuticals Properties of Sea Cucumbers: Prospects and Trends. Cosmetics, 4: 26.
- Sierra, N. 2017. Estrategias de historia de vida de los corales y valor de conservación de los arrecifes coralinos de Cartagena. Santa Marta, Colombia. Tesis Biología Marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 73 p.
- Sierra-Escrigas, S.L., D.R.P. Peluffo y R. García-Urueña. 2020. Shallow coral reef community mapping and update on its ecological units using aerial images at Isla Arena, Colombian Caribbean, Int. J. Remote Sens., 41:21, 8198-8215.
- Silva, C.C., R. Schwamborn y J.E. Lins Oliveira. 2014. Population biology and color patterns of the blue land crab, *Cardisoma guanhumi* (Latreille 1828) (Crustacea: Gecarcinidae) in the Northeastern Brazil. Braz. J. Biol., 74(4): 949-958.
- Sjogreen, M. 1999. Estudio bioecológico de la población de cangrejos *Gecarcinus ruricola* en las islas de Providencia y Santa Catalina. Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá - Colombia.
- Smith, F.G.W. 1948. Atlantic Reef Corals. University Miami Press, Miami, Florida. 112 p.
- Solano, O.D. 1994. Corales, formaciones arrecifales y blanqueamiento coralino de 1987 en Bahía Portete (Guajira, Colombia). An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, 23: 149-163.
- Solano, O.D., G. Navas y S. Moreno-Forero. 1993. Blanqueamiento coralino de 1990 en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Caribe colombiano). Bol. Invest. Mar. Cost., 22(1): 97-111.
- Sonnenholzner, J. 1997. A brief survey of the commercial sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) of the Galapagos Islands, Ecuador. SPC Beche-de-mer Inf.n Bull., 9: 12-15.
- Sousa, R., C. Antunes y L. Guilhermino. 2008. Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. Ann. Limnol. - Int. J. Lim., 44(2): 85-94.

- SQUALUS. 2015. Caracterización espacial de la pesca artesanal en la sub-región Sanquianga-Gorgona. 16 p.
- Squires, H.J., M. Estevez, O. Barona y O. Mora. 1975. Mangrove cockles, *Anadara* spp. (Mollusca: Bivalvia) of the Pacific Coast of Colombia. *The Veliger*, 8(1): 57-68.
- Steiner, S.C.C. y S.M. Williams. 2006. A recent increase in the abundance of the echinoid *Diadema antillarum* in Dominica (Lesser Antilles): 2001-2005. *Rev. Biol. Trop.*, 54 (3): 97-103.
- Steiner, S.C.C., B. Riegl, A. Lavorato y J. Rodríguez. 2018. Community structure of shallow water Alcyonacea (Anthozoa: Octocorallia) from the southern Tropical Eastern Pacific. *Ecol. Res.*, 33: 457-469.
- Stoner, A.W. 1997. The Status of Queen Conch, *Strombus gigas*, Research in the Caribbean. *Mar. Fish. Rev.*, 59: 14-22.
- Stoner, A.W. y M. Ray-Culp. 2000. Direct evidence for Allee effect in an over-harvested marine gastropod: density dependent mating and egg laying. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 202: 297-304.
- Sutherland, K.P., J.W. Porter y C. Torres. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 266: 273-302.
- Svea-Mara, W., S. Uthicke, C. Burridge, T. Skewes y R. Pitcher. 2010. The ecological role of *Holothuria scabra* (Echinodermata: Holothuroidea) within subtropical seagrass beds. *J. Mar. Biolog. Assoc. U.K.*, 90(2): 215-223.
- Szmant, A.M. 1986. Reproductive ecology of Caribbean reefs corals. *Coral Reefs*, 5: 43-54.
- Szmant, A. 1991. Sexual reproduction by the Caribbean reef corals *Montastrea annularis* and *M. cavernosa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 74: 13-25.
- Taissoun, E. 1974. El cangrejo de tierra *Cardisoma guanhumí* (Latreille) en Venezuela. *Bol. Centr. Invest. Biol.*, 10: 1-36.
- Tavares, M. 2002A. True Crabs. 327-352. En: Carpenter, K.E. (Ed.). *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, haghfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. 1-600.*
- Tavares, M. 2002B. Lobsters. 293-325. En: Carpenter, K.E. (Ed.). *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, haghfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. 1-600.*
- Tavares, M. 2002C. Shrimps. 251-291. En: Carpenter, K.E. (Ed.). *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, haghfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. 1-600.*
- Tavera-Escobar, H. 2014. Plan General de Manejo Integral de los Ecosistemas de Manglares en el Departamento de Nariño. CORPONARIÑO, WWF. 49 p.
- Tewfik, A. y B. Scheuer. 2013. Ecology of the King Helmet, *Cassia tuberosa* (L.), in South Caicos. *Caribbean Naturalist*, 2: 1-10.
- Thiele, J. 1925. Prosobranchia. 40-94. En: Kükenthal, W. y T. Krumbach (Eds.), *Handbuch der Zoologie* 5 (1,1), Walter de Gruyter y Co., Berlin.
- Toller, W. y S. Gordon. 2005. A population survey of the west indian topshell or whelk (*Cittarium pica*) in the U.S. Virgin Islands. Final Report. Department of Planning and Natural Resources Government of the U.S. Virgin Islands. Virgin Islands. 55 p.
- Toral-Granda V. 2005. Requiem for the Galápagos sea cucumber fishery? *SPC Beche-de-mer Inf. Bull.*, 21: 5-8.
- Toral-Granda, M.V., A. Lovatelli y M. Vasconcellos (Eds.). 2008. Sea cucumbers. A global review on fisheries and trade. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 516. Rome, FAO. 317 p.*
- Trueman, E.R. 1970. The mechanism of burrowing of the mole crab, *Emerita*. *J. Exp. Biol.*, 53: 701-706.
- Tsafnat, N., J.D. Fitz Gerald, H.N. Le y Z.H. Stachurski. 2012. Micromechanics of Sea Urchin Spines. *PLoS ONE*, 7(9): e44140.



- Tsounis, G., P. Edmunds, L. Bramanti, B. Gambrel y H. Lasker. 2018. Variability of size structure and species composition in Caribbean octocoral communities under contrasting environmental conditions. *Mar. Biol.*, 165: 29 p.
- Tunberg, B.G. y R.L. Creswell. 1988. Early growth and mortality of the Caribbean king crab *Mithrax spinosissimus* reared in the laboratory. *Mar. Biol.*, 98: 337-343.
- Tunberg, B.J. y R.L. Creswell. 1991. Development, growth and survival in juvenile Caribbean King Crab, *Mithrax spinosissimus* (Lamark) reared in laboratory. *J. Crust. Biol.*, 11(1): 148-149.
- UICN. 2012A. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34 p. Originalmente publicado como IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).
- UICN. 2012B. Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. iii + 43 p. Originalmente publicado como Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).
- Urrego-Salinas, M.P., H. Peña-Quevedo y F. Dueñas-Valderrama. 2016. Equinodermos del Cabo de la Vela (La Guajira, Colombia) en la colección de referencia de la Universidad El Bosque. *Biota Colombiana*, 17(1): 124-130.
- Uthicke, S. 2004. Overfishing of holothurians: lessons from the Great Barrier Reef. 163-172. En: Lovatelli, A., C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.F. Hamel y A. Mercier (Eds.). *Advances in sea cucumber aquaculture and management*. FAO Fisheries Technical Paper No. 463. Rome, FAO. 425 p.
- Uthicke, S. y J. Benzie. 2000. Effect of beche-de-mer fishing on densities and size structure of *Holothuria nobilis* (Echinodermata: Holothuriodea) populations on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 19: 271-276.
- Uthicke, S. y C. Conand. 2005. Local examples of beche-de-mer overfishing: An initial summary and request for information. *SPS Beche-de-Mer Inf. Bull.*, 21: 9-14.
- Uthicke, S., D. Welch y J. Benzie. 2004. Slow growth and lack of recovery in overfished holothurians on the Great Barrier Reef: Evidence from DNA fingerprints and repeated large-scale surveys. *Conserv. Biol.*, 18: 1395-1404.
- Valdelamar, J.C., J. Olivero, S.F. Pareja y J. Roper. 2014. Avances sobre la contaminación por mercurio del molusco *Donax denticulatus* en el Caribe colombiano. Hacia un contexto de las ciencias ambientales: Iberoamérica. Memorias del II Seminario de Ciencias Ambientales Sur-Caribe & VII Seminario Internacional de Gestión Ambiental. 136-142.
- Valencia, M.J. y N.H. Campos. 1995. Aspectos biológicos de las jaibas *Callinectes sapidus* y *C. bocourti* de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano (Crustacea: Decapoda: Portunidae). *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 19(75): 733-739.
- Valencia, M.J. y N.H. Campos. 1996. Aspectos de la dinámica poblacional de jaibas *Callinectes sapidus* y *C. bocourti* de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano (Crustacea: Decapoda: Portunidae). *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 20(76): 121-129.
- Valle, A.G., A. Fresneda-Rodríguez, L. Chasqui y S. Caballero. 2015. Diversidad genética del langostino blanco *Litopenaeus schmitti* en el Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 44(2): 237-251.
- Van Oppen, M.J.H., J.C. Mieog, C.A. Sanchez y K.E. Fabricius. 2005. Diversity of algal endosymbionts (zooxanthellae) in octocorals: the roles of geography and host relationships. *Mol. Ecol.*, 14(8): 2403-2417.
- Van Oppen, M.J.H., A.C. Baker, M.A. Coffroth y B.L. Willis. 2009. Bleaching resistance and the role of algal endosymbionts. 83-102. En: Van Oppen, M.J.H. y J.M. Lough (Eds.). *Coral bleach*. Berlin/Heidelberg: Springer.
- Van Veghel, M.L.J. y M. Kahman. 1994. Reproductive characteristics of the polymorphic Caribbean reef building coral *Montastraea annularis*. II. Fecundity and colony structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 109: 221-227.
- Vanegas, J. y V. Pizarro. 2018. Preliminary studies of sperm traits and cryopreservation of the Caribbean reef building coral *Orbicella faveolata*. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 47(2): 25-36.

- Vanegas-González, M.J. y G.H. Borrero-Pérez. 2020. First records and new information on the associations of echinoderms with other phyla in the rocky reefs of northern Chocó, Colombian Pacific. *ZooKeys*, 921: 1-22.
- Vargas-Ángel, B., J.D. Thomas y S.M. Hoke. 2003. High-latitude *Acropora cervicornis* thickets off Fort Lauderdale, Florida, USA. *Coral Reefs*, 22: 465-473.
- Vázquez-López, H., F. Vega-Villasante, A.C. Rodríguez-Varela y A. Cruz-Gómez. 2014. Population density of the land crab *Cardisoma crassum* Smith, 1870 (Decapoda: Gecarcinidae) in the estuary El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco, Mexico. *IJAR*, 2(8): 1-9.
- Vega, A.J., Y.A. Robles y D. Gil. 2013. Biología y pesquería de *Panulirus gracilis* (Streets, 1871) (Decapoda: Palinuridae) en el Pacífico Occidental de Panamá. *Rev. Mar. Cost.*, 5: 9-24.
- Vega-Sequeda, J., C.M. Díaz-Sánchez, K. Gómez-Campo, T. López-Londoño, M. Díaz-Ruiz *et al.* 2015. Biodiversidad marina en Bajo Nuevo, Bajo Alicia y Banco Serranilla, Reserva de Biósfera SeaFlower. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 44(1): 199-224.
- Vega-Sequeda, J., C. Agudelo-Ramírez, A. Mendoza-Mazzeo y A. Sanjuan-Muñoz. 2020. Dynamics of the benthic community structure on the shallow coral formations of the San Bernardo Archipelago, Colombian Caribbean. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 49(Supl. Esp.): 167-192.
- Velandia, M.C. y J.M. Díaz. 2016. Atlas Marino-Costero del Pacífico Norte Colombiano. Fundación MarViva, Bogotá. 130 p.
- Velandia, M.C., M. Scheel, C.A. Puentes, D. Durán, P. Osorio *et al.* Díaz. 2019. Atlas Marino-Costero del Bajo Baudó. Fundación MarViva, Bogotá. 180 p.
- Velasco, L.A. y J. Barros. 2018. Experimental culture of larvae, post-larvae and juveniles of the West Indian top shell, *Cittarium pica* (Linnaeus 1758). *Aquaculture Research*: 1-10.
- Velasco, L.A., A. Carreño-Aguirre y B. Toro. 2019A. Effect of body size on the energetic physiology of the West Indian top shell *Cittarium pica* (Linnaeus, 1758). *LAJAR*, 47(2): 251-259.
- Velasco, L.A., Y. Villarruel y B. Toro. 2019B. Nursery culture of wild and hatchery-produced juveniles of the West Indian top shell, *Cittarium pica*, fed microalgal and artificial biofilms. *Aquaculture International*, 27: 1289-1299.
- Velásquez-Chavarría, L.E. y R.J. Gutiérrez-García. 2006. Talla y peso de primera madurez sexual al 50% (Lm50%) y (Pm50%) para hembras de langosta verde *Panulirus gracilis* del Pacífico nicaragüense. Managua, Nicaragua: Ministerio de Fomento, Industria y Comercio (MiFIC).
- Vergara, W. y A. Rodríguez. 2015. Histología del tubo digestivo de tres especies de pepino de mar *Isostichopus badionotus*, *Isostichopus* sp. y *Stichopus hermanni* (Aspidochirotida: Stichopodidae). *Rev. Biol. Trop.*, 63(4): 1021-1033.
- Vergara, W. y A. Rodríguez. 2016. Nutritional composition of sea cucumber *Isostichopus* sp. *Natural Resources*, 7: 130-137.
- Vergara, D., A. Peláez, A. Sanjuan-Muñoz y N. Manrique-Rodríguez. 2015. Estado actual de *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) en el área de Santa Marta. Resúmenes XVI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar - COLACMAR y XVI Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. Santa Marta, Colombia.
- Vergara W., V. Agudelo, L.R. Castro, A. Rodríguez e I. Eeckhaut. 2018. Morphological and molecular characterization of *Isostichopus* sp. in the Colombian Caribbean Sea. *BAG*, 29(2): 33-48.
- Veron, J.E.N., M.G. Stafford-Smith, E. Turak y L.M. DeVantier. 2016. Corals of the World. <http://www.coralsoftheworld.org>. Consultado 03/03/2021.
- Viaña, J., A. Medina, L. Manjarres, M. Barros y J. Altamar. 2004. Evaluación de la ictiofauna demersal extraída por la pesquería industrial de arrastre en el área norte del Caribe colombiano (enero/2000-junio/2001). 115-151. En: Pesquerías Demersales del Área Norte del Mar Caribe de Colombia y Parámetros Biológico-pesqueros y Poblacionales del Recurso Pargo. INPA-COLCIENCIAS.
- Vidal, A.M., C.M. Villamil y A. Acosta. 2005. Composición y densidad de corales juveniles en dos arrecifes profundos de San Andrés isla, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 34: 211-225.

- Vides, M., D. Alonso, E. Castro y N. Bolaños (Eds.). 2016. Biodiversidad del mar de los siete colores. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina CORALINA. Serie de Publicaciones Generales del INVEMAR No. 84, Santa Marta – Colombia. 228 p + tablas + inserto.
- Villa, W., D. López, H.A. Tavera y M.F. Delgado. 2009. Plan de manejo del sitio Ramsar Delta del Río Baudó. MAVDT y WWF. Cali. 24 p.
- Villagrán Colón, E.R., A.M. Ramírez Aguilar y A.E. Monzón Pineda. 2016. Distribución, aspectos biológicos y ensayo de cultivo de los cangrejos de manglar *Cardisoma crassum* (Smith, 1870) y *Gecarcinus quadratus* (Saussure, 1853) en el área del Canal de Chiquimulilla, en los municipios: Taxisco, Guazacapán y Chiquimulilla de Santa Rosa, Guatemala. Informe Final. Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala. 69 p.
- Viloria-Maestre, E., A. Girón, J. Alvarez, S. Salas-Castro, F.D. Escobar-Toledo et al. 2022. Causas y tensores del cambio en los ecosistemas marinos y costeros y sus servicios: indicadores de presión. 120-142. En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2021. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 254 p.
- Vogan, C.L., A. Powell y A.F. Rowley. 2008. Shell disease in crustaceans – just chitin recycling gone wrong? *Environmental Microbiology*, 10: 826-835.
- Vollmer, S. y S.R. Palumbi. 2002. Hybridization and the evolution of reef coral diversity. *Science*, 296: 2023-2025.
- Voskuil, R.P.A. 1991. The recent species of the genus *Eburna* Lamarck, 1801 (Gastropoda: Olividae: Ancillinae). *Vita Marina*, 41(2): 49-55.
- Voss, G.L. 1968. Octopods from the R/V Pillsbury southwestern Caribbean cruise, 1966, with a description of a new species, *Octopus zonatus*. *Bull. Mar. Sci.*, 18(3): 645-659.
- Voss, G.L. y R.B. Toll. 1998. The systematics and nomenclatural status of the Octopodinae described from the Western Atlantic Ocean. En: Voss, N.A., M. Vecchione, R.B. Toll y J. Sweeney (Eds.). *Systematics and Biogeography of Cephalopods. Vol. II. Smithsonian Contributions to Zoology*, 586: 457-474.
- Wagner, D.E., P. Kramer y R. van Woesik. 2010. Species composition, habitat, and water quality influence coral bleaching in southern Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 408: 65-78.
- Wakefield, A., F. Boyer y McCleery. 2002. Review of the genus *Pachybathron* Gaskoin, 1853 (Gastropoda: Cystiscidae). *NOVAPEX*, 3(2-3): 65-81.
- Wapnick, C.M., W.F. Precht y R.B. Aronson. 2004. Millennial-scale dynamics of staghorn coral at Discovery Bay, Jamaica. *Ecology Letters*, 7: 354-361.
- Weil, E. y N. Knowlton. 1994. A multi-character analysis of the Caribbean coral *Montastraea annularis* (Ellis and Solander, 1786) and its two sibling species, *M. faveolata* (Ellis and Solander, 1786) and *M. franksi* (Gregory, 1895). *Bull. Mar. Sci.*, 55(1): 151-175.
- Weil, E., E.A. Hernández-Delgado, M. González, S. Williams, S. Suleimán-Ramos et al. 2019. Spread of the new coral disease “SCTLD” into the Caribbean: implications for Puerto Rico. *Reef Encounter*, 34(1): 38-43.
- Wells, J.W. 1956. Scleractinia. 328-444. En: Moore, R.C. (Ed.). *Treatise on Invertebrate Paleontology*. University Kansas Press, USA.
- Wen J., C. Hu, L. Zhang y S. Fan. 2011. Genetic identification of global commercial sea cucumber species on the basis of mitochondrial DNA sequences. *Food Control*, 22: 72-77.
- Wetzer, R., J.W. Martin y S.E. Trautwein. 2003. Phylogenetic relationships within the coral crab genus *Carpilius* (Brachyura, Xanthoidea, Carpiliidae) and of the Carpiliidae to other xanthoid crab families based on molecular sequence data. *Mol. Phyl. Evol.*, 27(3): 410-421.
- Wicksten, M.K. y M.E. Hendrickx. 2003. An updated checklist of benthic marine and brackish water shrimps (Decapoda: Penaeoidea, Stenopodidea, Caridea) from the Eastern Tropical Pacific. 49-76. En: Hendrickx, M.E. (Ed.). *Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans. 2*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 303 p.
- Wilkie, I.C. 2005. Mutable collagenous tissue: overview and biotechnological perspective. 219-248. En: *Echinodermata* (Ed. V. Matranga). *Progress in Molecular and Subcellular Biology* 39. Subseries, Marine Molecular Biotechnology. Springer-Verlag, Berlin.

- Wilkie, I.C., M.D. Candia Carnevali y J.A. Trotter. 2004. Mutable collagenous tissue: recent progress and an evolutionary perspective. 371-378. En: Heinzeller y Nebelsick (Eds). Echinoderms: München; Proceedings of the Eleventh International Echinoderm Conference, Munich, Germany, 2003. Balkema: London.
- Wilkinson, C. 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Centre, Townsville, Australia. 296 p.
- Williams, E.H. y J. Bunkley-Williams. 1990. The world-wide coral reef bleaching cycle and related sources of coral mortality. *Atoll Res. Bull.*, 335: 1-71.
- Williams, S.T., S. Karube y T. Ozawa. 2008. Molecular systematics of Vetigastropoda: Trochidae, Turbinidae and Trochoidea redefined. *Zool. Scr.*, 37: 483-506.
- Williams, S.T., K.M. Donald, H.G. Spencer y T. Nakano. 2010. Molecular systematics of the marine gastropod families Trochidae and Calliostomatidae (Mollusca: Superfamily Trochoidea). *Mol. Phyl. Evol.*, 54: 783-809.
- Windsor, A.M. y D.L. Felder. 2014. Molecular phylogenetics and taxonomic reanalysis of the family Mithracidae MacLeay (Decapoda: Brachyura: Majoidea). *Invertebrate Systematic*, 28: 145-173.
- Wolcott, D.L. y T.G. Wolcott. 1987. Nitrogen limitation in the herbivorous land crab *Cardisoma guanhumi*. *Physiol. Zool.*, 60: 262-268.
- WoRMS. 2021. Holothuriida. <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1036233>. Consultado 08/07/2021.
- WoRMS. 2022. WoRMS Editorial Board (2022). World Register of Marine Species. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2022-11-24. doi:10.14284/170
- WWF. 2005. Diagnóstico socioeconómico del sector piangüero y estado actual del recurso hidrobiológico piangua *Anadara tuberculosa* en la costa pacífica de Nariño. WWF, Cali. 35 p.
- Yidi, D.E. y B.V.M. Sarmiento. 2011. Colombian seashells from the Caribbean Sea. Ancona: L'informatore Piceno. Italia. 384 p.
- Yoshioka, P.A. y B.B. Yoshioka. 1991. Comparison of the survivorship and growth of shallow-water gorgonian species of Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 69: 253-260.
- Zacarias-Soto, M., M.A. Olvera-Novoa, S. Pensamiento-Villarauz y I. Sánchez-Tapia. 2013. Spawning and larval development of the four-sided sea cucumber, *Isostichopus badionotus* (Selenka, 1867), under controlled conditions. *J. World. Aquac. Soc.*, 44(5): 694-705.
- Zamora, S. y I.A. Rahman. 2014. Deciphering the early evolution of Echinoderms with Cambrian fossils. *Palaeontology*, 57(6): 1105-1119.
- Zea, S. y F. Duque. 1989. Bleaching of reef organisms in the Santa Marta Region, Colombia: 1987 Caribbean-wide event. *Trianea*, 3: 37-51.
- Zlatarski, V.N. y N. Martínez-Estalella. 1982. Les Scléractiniaires de Cuba. Editions de l'Academie Bulgare des Sciences, Sofia. 472 p.
- Zucconi, M.G., L.D. Obonaga y E. Londoño-Cruz. 2018. Coralivoría del gasterópodo *Jenneria pustulata* (Ovulidae: Pediculariinae) en dos arrecifes coralinos del PNN isla Gorgona. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 47(2): 11-23.



Tabla de créditos sobre imágenes

Especie	Fuente/Ilustrador/Fotógrafo
<i>Acropora cervicornis</i>	Archivo INVEMAR
<i>Acropora palmata</i>	Archivo INVEMAR
<i>Aliger gigas</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Anachis coseli</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Anadara similis</i>	Damián Albornoz
<i>Anadara tuberculosa</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	Modificada de Charles Avenengo bajo licencia http://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/
<i>Astropyga pulvinata</i>	Luis Chasqui Velasco
<i>Callinectes bocourti</i>	Sarith Salas
<i>Callinectes sapidus</i>	Jose Vieira Exsitu Project
<i>Cardisoma crassum</i>	Andrea Aguilar
<i>Cardisoma guanhumi</i>	Luisa Cardona; Jose Vieira*
<i>Carpilius corallinus</i>	A. Vasquez
<i>Cassis flammea</i>	Adriana Gracia, tomada de Ardila et al. (2002); Jose Vieira*
<i>Cassis madagascariensis</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Cassis tuberosa</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Charonia variegata</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas; Jose Vieira*
<i>Cittarium pica</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Cyphoma gibbosum</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas; Jose Vieira*
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	Archivo INVEMAR
<i>Diadema antillarum</i>	Sven Zea; Jose Vieira*
<i>Donax denticulatus</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Donax dentifer</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Eburna glabrata</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas

Especie	Fuente/Ilustrador/Fotógrafo
<i>Emerita portoricensis</i>	Juan Camilo Zarate Arévalo
<i>Eusmilia fastigiata</i>	Archivo INVEMAR
<i>Gecarcinus lateralis</i>	Luisa Cardona
<i>Gecarcinus ruricola</i>	Nestor Campos
<i>Gorgonia flabellum</i>	Archivo INVEMAR
<i>Gorgonia ventalina</i>	Santiago Estrada
<i>Hippa testudinaria</i>	Modificada de Sea Kangaroo bajo licencia http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/ ; Nestor Campos*
<i>Holothuria (Halodeima) grisea</i>	Christian Díaz; Borrero-Pérez et al. (2012); Giomar H. Borrero-Pérez*
<i>Holothuria (Halodeima) mexicana</i>	Christian Díaz; Borrero-Pérez et al. (2012); Jose Vieira*
<i>Holothuria glaberrima</i>	Erika Ortiz-Gómez; Borrero-Pérez et al. (2012); Giomar H. Borrero-Pérez*
<i>Isostichopus badionotus</i>	Giomar H. Borrero-Pérez, Juan Felipe Lazarus, Javier Gómez; Borrero-Pérez et al. (2012); Jose Vieira*
<i>Isostichopus fuscus</i>	Juliana Vanegas; Borrero-Pérez et al. sometido EJT; Jose Vieira*
<i>Jenneria pustulata</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Larkinia grandis</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Maguimithrax spinosissimus</i>	Juliana Vanegas; Jose Vieira*
<i>Melongena melongena</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Millepora complanata</i>	Archivo INVEMAR
<i>Muracypraea mus</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Muricea austera</i>	Archivo INVEMAR
<i>Muricea crassa</i>	Archivo INVEMAR
<i>Mussa angulosa</i>	Archivo INVEMAR
<i>Mycetophyllia ferox</i>	Marco Garzón
<i>Octopus zonatus</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas

Especie	Fuente/Ilustrador/Fotógrafo
<i>Olivella ankei</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Ophiothrix synoecina</i>	Mario Monroy-López
<i>Orbicella annularis</i>	Archivo INVEMAR; Marco Garzón*
<i>Orbicella faveolata</i>	Archivo INVEMAR; Marco Garzón*
<i>Orbicella franksi</i>	Archivo INVEMAR
<i>Pachybatron tayrona</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Pacifigorgia cairnsi</i>	Juan Armando Sánchez
<i>Pacifigorgia eximia</i>	Katherine Mejía-Quintero
<i>Pacifigorgia irene</i>	Katherine Mejía-Quintero
<i>Pacifigorgia stenobrochis</i>	Katherine Mejía-Quintero
<i>Panulirus argus</i>	Juliana Vanegas; Jose Vieira*
<i>Panulirus gracilis</i>	Rodrigo Baos
<i>Penaeus notialis</i>	Daniel G. Pérez
<i>Penaeus occidentalis</i>	Alfredo Rodríguez
<i>Penaeus schmitti</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Pinna rugosa</i>	Yamili Alexandra Carmona Ruiz y Modificado de Robin Gwen Agarwal* bajo licencia http://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/
<i>Plexaurella dichotoma</i>	Juan Armando Sánchez
<i>Polymesoda arctata</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Propustularia surinamensis</i>	Manuel Caballer - MNHN bajo licencia http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/
<i>Protrachypene precipua</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Rimapenaeus byrdi</i>	Rodrigo Baos
<i>Simnialena rufa</i>	Silvia L. Sierra-Escrigas
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	Archivo INVEMAR

*Imagen en el mapa

Nombre científico	Páginas
<i>Acropora cervicornis</i>	18, 35, 41-47, 335, 339, 344, 352-354, 356, 357, 362, 366, 372, 373, 375, 379, 382, 385
<i>Acropora palmata</i>	18, 35, 48-52, 62, 335, 339, 344, 352-354, 364, 366, 368, 373, 382, 385
<i>Aliger gigas</i>	20, 36, 63, 84-90, 107, 199, 246, 249, 335, 339, 382, 385
<i>Anachis coseli</i>	36, 92-93, 335, 355, 382, 385
<i>Anadara similis</i>	36, 97, 237-240, 336, 342, 345, 348, 351, 363, 366, 382, 385
<i>Anadara tuberculosa</i>	36, 95-98, 237-239, 335, 342, 344, 345, 378, 351, 355, 363, 368, 369, 381, 382, 385
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	36, 100-102, 335, 382, 385
<i>Astropyga pulvinata</i>	25, 39, 309-311, 336, 354, 360, 382, 385
<i>Callinectes bocourti</i>	38, 121-124, 127, 335, 347, 348, 352, 367, 378, 382, 385
<i>Callinectes sapidus</i>	38, 123, 125-128, 335, 347, 348, 352, 367, 378, 382, 385
<i>Cardisoma crassum</i>	38, 391-394, 336, 338, 355, 375, 379, 380, 382, 385
<i>Cardisoma guanhumi</i>	38, 129-134, 335, 340, 341, 345, 347, 349, 351, 357, 358, 365, 371, 373, 375-377, 381, 382, 385
<i>Carpilius corallinus</i>	38, 135-138, 335, 341, 345, 352, 361, 369, 382, 385
<i>Cassis flammea</i>	36, 241-243, 336, 355, 382, 385
<i>Cassis madagascariensis</i>	36, 244-246, 336, 355, 382, 385
<i>Cassis tuberosa</i>	36, 247-249, 336, 349, 356, 366, 377, 382, 385
<i>Charonia variegata</i>	36, 250-252, 336, 353, 356, 382, 385
<i>Cittarium pica</i>	20, 36, 103-109, 335, 345, 347, 348, 351, 355, 362, 363, 365, 367, 368, 372, 377, 379, 382, 385
<i>Cyphoma gibbosum</i>	36, 61, 199, 253-255, 336, 343, 354, 357, 363, 382, 385
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	35, 54-58, 335, 337, 339, 342, 363, 382, 385
<i>Diadema antillarum</i>	24, 25, 39, 137, 245, 249, 312-316, 335, 341, 345, 346, 358, 361, 362, 367, 377, 382, 385
<i>Donax denticulatus</i>	36, 256-258, 335, 365, 367, 378, 382, 385



Nombre científico	Páginas
<i>Donax dentifer</i>	36, 259-261, 335, 372, 382, 385
<i>Eburna glabrata</i>	37, 262-264, 336, 382, 386
<i>Emerita portoricensis</i>	38, 139, 140, 335, 353, 375, 383, 386
<i>Eusmilia fastigiata</i>	18, 35, 192-196, 335, 346, 372, 383, 386
<i>Gecarcinus lateralis</i>	142-144, 325, 373, 383, 386
<i>Gecarcinus ruricola</i>	38, 133, 145-148, 335, 340, 357, 358, 362, 376, 383, 386
<i>Gorgonia flabellum</i>	35, 197-199, 356, 383, 386
<i>Gorgonia ventalina</i>	35, 59-64, 197, 199, 253, 335, 341, 343, 353, 363, 366, 374-375, 379, 383, 386
<i>Hippa testudinaria</i>	38, 149-150, 335, 353, 383, 386
<i>Holothuria (Halodeima) grisea</i>	25, 39, 175, 177, 319, 322-328, 336, 361, 365, 367, 383, 386
<i>Holothuria (Halodeima) mexicana</i>	25, 39, 173-178, 182, 319, 325, 335, 372, 383, 386
<i>Holothuria glaberrima</i>	25, 39, 317-320, 336, 338, 345, 354, 367, 383, 386
<i>Isostichopus badionotus</i>	25, 39, 174-175, 180-186, 319, 325, 335, 337, 339, 343, 351, 372, 379, 381, 383, 386
<i>Isostichopus fuscus</i>	25, 39, 329-335, 351, 354, 356, 358, 365, 376, 383, 386
<i>Jenneria pustulata</i>	37, 265-267, 335, 356, 381, 383, 386
<i>Larkinia grandis</i>	37, 110-112, 335, 355, 365, 372, 383, 386
<i>Maguimithrax spinosissimus</i>	38, 152-156, 335, 340, 341, 344, 358, 359, 364, 378, 383, 386
<i>Melongena melongena</i>	37, 268-270, 335, 357, 373, 383, 386
<i>Millepora complanata</i>	17, 35, 200-202, 336, 347, 357, 367, 383, 386
<i>Muracypraea mus</i>	37, 113-115, 335, 353, 355, 383, 386
<i>Muricea austera</i>	35, 65-68, 71, 335, 383, 386
<i>Muricea crassa</i>	35, 69-71, 355, 383, 386
<i>Mussa angulosa</i>	35, 72-75, 335, 346, 372, 383, 386
<i>Mycetophyllia ferox</i>	35, 203-206, 336, 340, 383, 386

Nombre científico	Páginas
<i>Octopus zonatus</i>	37, 272-274, 336, 353, 356, 380, 383, 387
<i>Olivella ankei</i>	37, 275-277, 336, 353, 356, 384, 387
<i>Ophiothrix synoecina</i>	25, 39, 187-190, 335, 343, 365, 376, 384, 387
<i>Orbicella annularis</i>	18, 35, 207-212, 213, 335, 338, 340, 345, 346, 348, 351, 352, 362, 363, 374, 377, 378, 380, 384, 387
<i>Orbicella faveolata</i>	18, 35, 209, 213-217, 335, 337, 338, 340, 348, 363, 374, 378, 380, 384, 387
<i>Orbicella franksi</i>	36, 209, 218-221, 335, 340, 380, 384, 387
<i>Pachybatron tayrona</i>	37, 278-280, 336, 356, 384, 387
<i>Pacifigorgia cairnsi</i>	36, 76-78, 288, 289, 335, 384, 387
<i>Pacifigorgia eximia</i>	36, 81, 222-225, 336, 384, 387
<i>Pacifigorgia irene</i>	36, 79-82, 224, 335, 384, 387
<i>Pacifigorgia stenobrochis</i>	36, 226-228, 336, 384, 387
<i>Panulirus argus</i>	38, 89, 137, 157-162, 315, 335, 338, 342, 347, 348, 352, 364, 366, 373, 384, 387
<i>Panulirus gracilis</i>	38, 295-296, 336, 339, 340, 344, 356, 360, 362, 369, 379, 384, 387
<i>Penaeus notialis</i>	38, 298-301, 336, 384, 387
<i>Penaeus occidentalis</i>	38, 163-167, 335, 365, 369, 370, 371, 384, 387
<i>Penaeus schmitti</i>	38, 168-170, 335, 367, 384, 387
<i>Pinna rugosa</i>	37, 281-282, 336, 356, 384, 387
<i>Plexaurella dichotoma</i>	36, 229-231, 336, 367, 384, 387
<i>Polymesoda arctata</i>	37, 116-119, 335, 350, 353, 355, 376, 384, 387
<i>Propustularia surinamensis</i>	37, 284-286, 336, 347, 353, 356, 384, 387
<i>Protrachypene precipua</i>	38, 302-304, 336, 353, 384, 387
<i>Rimapenaeus byrdi</i>	38, 305-307, 336, 353, 384, 387
<i>Simnialena rufa</i>	37, 78, 287-289, 336, 384, 387
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	18, 36, 232-234, 336, 363, 375, 384, 387

Siglas y abreviaturas

Aca: ancho de caparazón

AUNAP: Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca

CEINER: Centro de Investigación, Educación y Recreación

CGSM: Ciénaga Grande de Santa Marta

CITES: Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres

CPUE: Captura por Unidad de Esfuerzo

DAMCRA: Dirección de Asuntos Marinos, Costeros y Recursos Acuáticos

DNMI: Distrito Nacional de Manejo Integrado

DRMI: Distrito Regional de Manejo Integrado

ENOS: Evento El Niño Oscilación del Sur

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

INPA: Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura

IPBES: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

LC: longitud del cefalotórax

Lc: longitud de la cola

Lct: largo del abdomen hasta el final del telson

LT: longitud total

MINAMBIENTE: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

PNN: Parque Nacional Natural

RMS: rendimiento máximo sostenible

SEPEC: Sistema del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano

SIBM: Sistema de Información sobre Biodiversidad Marina

SIMAC: Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia

SIPEIN: Sistema de Información Pesquera del INVEMAR

SFF: Santuario de Fauna y Flora

TMM: talla media de madurez

TMC: talla media de captura

TSM: temperatura superficial del mar

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

VIPIS: Vía Parque Isla de Salamanca

WWF: Fondo Mundial para la Naturaleza

Publicaciones generales del INVEMAR

Sin número. Referencias bibliográficas publicadas e inéditas de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Volumen I.

Sin número. Referencias bibliográficas publicadas e inéditas de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Volumen II.

1. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera (PNIBM).
2. Política nacional ambiental para el desarrollo sostenible de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia.
3. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: 2000.
4. Ojo con Gorgona. Parque Nacional Natural.
5. Libro rojo de peces marinos de Colombia.
6. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia.
7. Las aguas de mi Ciénaga Grande. Descripciones de las condiciones ambientales de la Ciénaga Grande de Santa Marta.
8. No asignado.
9. Guía práctica para el cultivo de bivalvos marinos del Caribe colombiano: Madreperla, ostra alada, concha de nácar y ostiones.
10. Aproximación al estado actual de la bioprospección en Colombia.
11. Plan nacional en bioprospección continental y marina.
12. Conceptos y guía metodológica para el manejo integrado de zonas costeras en Colombia, Manual 1: Preparación, caracterización y diagnóstico.
13. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos: aguas, sedimentos y organismos.
14. Una visión de pesca multiespecífica en el Pacífico colombiano: adaptaciones tecnológicas.
15. Amenazas naturales y antrópicas en las zonas costeras colombianas.
16. Atlas de paisajes costeros de Colombia.
17. Atlas de la calidad de las aguas marinas y costeras de Colombia.
18. Manual del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR: una herramienta para el diseño de sistemas de manejo pesquero.
19. Bacterias marinas nativas: degradadoras de compuestos orgánicos persistentes en Colombia.
20. Política Nacional del Océano y los Espacios Costeros (PNOEC).
21. Manual metodológico sobre el monitoreo de los manglares del Valle del Cauca y fauna asociada, con énfasis en aves y especies de importancia económica (piangua y cangrejo azul).
22. Lineamientos y estrategias de manejo de la Unidad Ambiental Costera (UAC) del Darién.
23. Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera-UAC Llanura Aluvial del Sur, Pacífico colombiano.
24. Cartilla lineamientos y estrategias para el manejo integrado de la UAC del Darién, Caribe colombiano Sin número. Prioridades de conservación in situ para la biodiversidad marina y costera de la plataforma continental del Caribe y Pacífico colombiano.
25. Cartilla etapas para un cultivo de bivalvos marinos (pectínidos y ostras) en sistema suspendido en el Caribe colombiano.
26. Programa Nacional de Investigación para la Prevención, Mitigación y Control de la Erosión Costera en Colombia (PNIEC).
27. Modelo de uso ecoturístico de la bahía de Neguanje Parque Nacional Natural Tayrona.
28. Criadero de postlarvas de pectínidos de interés comercial en el Caribe colombiano.
29. Viabilidad de una red de áreas marinas protegidas en el Caribe colombiano.

30. Ordenamiento ambiental de los manglares del Archipiélago San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano.
31. Ordenamiento ambiental de los manglares en La Guajira.
32. Ordenamiento Ambiental de los manglares del municipio de Timbiquí, Cauca (Pacífico colombiano).
33. Ordenamiento Ambiental de los manglares del municipio de Guapi, Cauca.
34. Ordenamiento Ambiental de los manglares del municipio de López de Micay, Cauca.
35. Avances en el manejo integrado de zonas costeras en el departamento del Cauca.
36. Ordenamiento ambiental de los manglares de la Alta, Media y Baja Guajira.
37. Aprendiendo a conocer y cuidar el agua en la zona costera del Cauca.
38. Guía de bienes y servicios del Old Point Regional Mangrove Park.
39. Aves del estuario del río Sinú.
40. Cultivo de pectínidos en el Caribe colombiano.
41. Informe técnico. Planificación ecorregional para la conservación in situ de la biodiversidad marina y costera en el Caribe y Pacífico continental colombiano.
42. Guía para el reconocimiento de corales escleractinios juveniles en el Caribe.
43. Viabilidad socioeconómica del establecimiento de un AMP: la capacidad adaptativa de la comunidad de Nuquí (Chocó).
44. Guía metodológica para el manejo integrado de zonas costeras en Colombia. Manual 2: Desarrollo etapas I y I.
45. Pianguando: Estrategias para el manejo de la piangua (cartilla y CD).
46. Avances en la reproducción y mantenimiento de peces marinos ornamentales.
47. Contribución a la biología y mantenimiento de peces marinos ornamentales.
48. Estrategia para el fortalecimiento del Sistema de Ambientales Marinos y Costeros de Colombia (Proyecto Spincam Colombia).
49. Lineamientos de manejo para la Unidad Ambiental Costera Estuarina río Sinú, Golfo de Morrosquillo, sector Córdoba.
50. Guía municipal para la incorporación de determinantes ambientales de zona costera en los planes de ordenamiento territorial municipios de San Antero y San Bernardo del Viento.
51. Manual para la pesca artesanal responsable de camarón en Colombia: adaptación de la red Suripera.
52. Cuidando la calidad de las aguas marinas y costeras en el departamento de Nariño.
53. Lineamientos de manejo para la UAC Estuarina Río Sinú-Golfo de Morrosquillo, sector Córdoba.
54. Propuesta de estandarización de los levantamientos geomorfológicos en la zona costera del Caribe colombiano.
55. Área de Régimen Común Colombia-Jamaica: un reino, dos soberanos.
56. Lineamientos de adaptación al cambio climático para Cartagena de Indias.
57. Evaluación y manejo de la pesquería de camarón de aguas profundas en el Pacífico colombiano 2010-2012.
58. Gestión costera como respuesta al ascenso del nivel del mar. Guía para administradores de la zona costera del Caribe.
59. Articulación del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas al Sistema Regional de Áreas Protegidas del Caribe Colombiano.
60. Bases de la investigación pesquera participativa para la construcción de acuerdos de pesca responsable con mallas en el Distrito de Manejo Integrado Bahía de Cispatá.
61. Articulación del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP) al plan de acción del Sirap Pacífico.

62. Guía metodológica para el manejo integrado de zonas costeras en Colombia. Manual 3: Gobernanza.
63. Integración de la adaptación al cambio climático en la planificación territorial y gestión sectorial de Cartagena de Indias.
64. Plan 4C Cartagena de Indias competitiva y compatible con el clima.
65. Lineamientos de adaptación al cambio climático del área insular del distrito de Cartagena de Indias.
66. Adaptación al cambio climático en ciudades costeras de Colombia. Guía para la formulación de planes de adaptación.
67. Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICT_{AC}).
68. Protocolo Indicador Condición Tendencia Bosques de Manglar (ICT_{BM}).
69. Protocolo Indicador Condición Tendencia Pradera de Pastos Marinos (ICT_{PM}).
70. Protocolo Indicador Calidad Ambiental de Agua (ICAM_{PPA}).
71. Protocolo Indicador Densidad poblacional de pez león (*Pterois volitans*).
72. Protocolo Indicador Riqueza de aves acuáticas.
73. Protocolo Indicador Uso de recursos hidrobiológicos.
74. Protocolo Indicador Variación línea de costa: Perfiles de playa.
75. Lineamientos del plan de ordenamiento y manejo de la Unidad Ambiental Costera (POMIUC) río Magdalena, completo Canal del Dique-sistema lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, sector zona costera del departamento de Bolívar.
76. Lineamientos para el plan de ordenación y manejo integrado de la Unidad Ambiental Costera (UAC) río Magdalena, complejo Canal del Dique-sistema lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, sector zona costera del departamento de Bolívar. Cartilla.
77. Vulnerabilidad de la población costera frente a la contaminación orgánica y microbiológica en la bahía de Buenaventura.
78. Plan 4C: Cartagena de Indias competitiva y compatible con el clima. Resumen ejecutivo.
79. Documento de conceptualización del sistema de monitoreo del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas en Colombia.
80. Portafolio: "Áreas de arrecifes de coral, pastos marinos, playas de arena y manglares con potencial de restauración en Colombia".
81. Conceptualización del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas en Colombia.
82. Tortuga Verde.
83. Bosques de Vida: Manglares de Mi Guajira.
84. Exploradores del Océano. Cartilla de Actividades.
85. Indicadores en la unidad de manejo integrado Guapi-Iscuandé: caso piloto de implementación de indicadores de manejo integrado de la zona costera a escala local.
86. Guía metodológica para el desarrollo del proyecto REDD+ en ecosistemas de manglar.
87. Entendiendo las decisiones de producción y consumo de los hogares de pescadores: una aproximación a través de los modelos de producción de hogares.
88. Evaluación directa de las poblaciones de peces grandes pelágicos del pacífico y caribe continental de Colombia.
89. Parque nacional natural corales de profundidad. Descripción de comunidades coralinas y fauna asociada.
90. (84) Biodiversidad del Mar de los siete colores.
91. (85) Plan de Acción del SAMP 2016-2023: Lineamientos para su consolidación en el marco de los Subsistemas Regionales de Áreas Protegidas del Pacífico y del Caribe.
92. (86) Reporte del Estado de los Arrecifes Coralinos y Pastos Marinos en Colombia.

93. Pesquería Artesanal del margen costero entre Los Cocos (Magdalena) y Punta Gallinas (La Guajira), Caribe colombiano.
94. Libro Rojo de Peces Marinos de Colombia (2017).
95. Hidroides del Mar Caribe con énfasis en la región de Santa Marta, Colombia.
96. Estudio de Referencia del Parque Natural Regional-Johnny Cay Regional Park en la Isla de San Andrés-Reserva de La Biosfera.
97. La Zorra Manglera Restaura su Hábitat.
98. Microvida del Caribe colombiano profundo.
99. Regional Action Plan on Ocean Acidification for Latin America and the Caribbean Encouraging Collaboration and Inspiring Action/Plan d'action régional pour faire face à l'acidification des océans en Amérique latine et dans les Caraïbes Encourager la collaboration et inspirer l'action.
100. Plan de Acción Regional sobre Acidificación de los Océanos para América Latina y el Caribe Fomentando la colaboración y la acción inspiradora/Plano Regional de Ação para a Acidificação dos Oceanos na América Latina e Caribe Encorajando a colaboraçao e fomentando açoes.
101. Reporte del estado de los arrecifes coralinos y pastos marinos en Colombia (2016-2017).
102. Servicios ecosistémicos marinos y costeros de Colombia, énfasis en manglares y pastos marinos.
103. 10 años (2009-2018) de lucha contra el invasor pez león.
104. Las aves de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Una breve guía de la avifauna y la cultura del pueblo palafito de Buenavista.
105. Estado de los pastos marinos en las islas de San Andrés y Providencia en 2016 y 2018.
106. 20 años (1998-2017) de monitoreo de las formaciones coralinas en San Andrés y Providencia.
107. 20 años (1999-2018) de monitoreo de los manglares en las islas de San Andrés y Providencia.
108. Estado de las playas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (2015-2019).
109. La Calidad de las Aguas marinas de San Andrés y Providencia (2015 a 2019).
110. Estudios de línea base ambiental marina. Documento de orientación para la industria del petróleo y el gas.
111. Guía metodológica para el diseño participativo de planes de negocio en ecoturismo comunitario en zonas marino costeras.
112. Evaluación y manejo de los recursos merluza y atún en el Chocó norte del Pacífico colombiano: un análisis basado en datos limitados.
113. Plan de gestión de las capturas incidentales y los descartes en la pesquería de arrastre de camarón en Colombia.
114. Construcción participativa de acuerdos de pesca sostenible en la pesquería de arrastre de camarón en el Pacífico de Colombia.
115. Platoneras de Buenaventura más allá de la tradición.
116. Biodiversidad de los arrecifes rocosos (riscales y morrosos) del Pacífico norte chocoano.
117. Basuras marinas: opciones de política y recomendaciones para abordar la problemática en Colombia.
118. Manglares, pastos marinos y comunidades locales: desarrollo e intercambio de experiencias de la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios en la región Caribe (MAPCO).
119. Las comunidades costeras: protagonistas en la restauración de manglares en Colombia. Programa de Fortalecimiento de la restauración de manglares en Colombia: Técnicas, saberes y experiencias.
120. Perspectiva multidimensional hacia la sostenibilidad del jurel y la sierra en Colombia.
121. BIOMACC: Guía para el estudio de la biodiversidad marina en Colombia y Chile. (Digital)



ISBN 978-958-8935-75-1



9 789588 935751 >



GOBERNACIÓN DE
San Andrés
Providencia y Santa Catalina

